

UNIVERZITET U BEOGRADU
BIOLOŠKI FAKULTET

Dragana D. Predojević

**PROCENA EKOLOŠKOG STATUSA
REKE ZASAVICE NA OSNOVU
ALGOLOŠKIH PARAMETARA**

doktorska disertacija

Beograd, 2017

UNIVERSITY OF BELGRADE

FACULTY OF BIOLOGY

Dragana D. Predojević

**ECOLOGICAL STATUS ASSESSMENT
OF THE ZASAVICA RIVER BASED ON
ALGOLOGICAL PARAMETERS**

Doctoral Dissertation

Belgrade, 2017

Mentor:

dr Gordana Subakov-Simić, vanredni profesor,
Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet

Članovi komisije:

dr Jelena Krizmanić, docent,
Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet

dr Vesna Karadžić, naučni saradnik,
Institut za javno zdravlje „Dr Milan Jovanović Batut“, Beograd

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. Zahvaljujem se svim kolegama i kolegicama sa katedre na razumevanju i bezrezervnoj pomoći.

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.

Odlazak na teren, prikupljanje uzoraka i analizu fizikih i hemijskih parametara omogućile su i potpomogle kolege sa Rudarsko-geološkog fakulteta Univerziteta u Beogradu, prof. dr Milojko Lazić i prof. dr Petar Papić, zajedno sa svojim saradnicima, pa im se ovom prilikom svesrdno zahvaljujem na saradnji.

Zahvaljujem se upravi Specijalnog rezervata prirode „Zasavica“ na pruženoj mogućnosti da se istraživanje uspešno sprovede u ovom čudesnom ekosistemu.

Posebno bih želela da se zahvalim mom mentoru, prof. dr Gordani Subakov Simić na poverenju koje mi je ukazala, na korisnim savetima, kreativnim idejama, strpljenju i svesrdnoj pomoći u svakoj etapi izrade ove disertacije.

Želela bih da se zahvalim dr Jeleni Krizmanić na pomoći prilikom identifikacije silikatnih algi, pažljivom čitanju teze i korisnim sugestijama. Takođe, zahvaljujem se dr Vesni Karadžić, što je kreativnim sugestijama doprinela da se kvalitet disertacije značajno poboljša.

Veliko hvala i mojim dragim savetama Ani Blagojević, Slađani Popović, Jeleni Jovanović i Ivani Trbojević na bezuslovnoj pomoći, nezamenljivoj podršci i ohrabrenju u teškim trenucima. Hvala i svim ostalim kolegama i prijateljima koji su bili uz mene tokom izrade disertacije.

Veliku zahvalnost upućujem porodici Brdarić na podstreku i poverenju koje su mi bezrezervno pružili i omogućili mi da zakoračim u čudesni svet istraživanja.

Posebnu zahvalnost želela bih da uputim mojim voljenim sestrama Jeleni i Ivani, zetovima Slavku i Igoru i sestrićima Stefanu, Marku i Sergeju, mojim najdražim, bez kojih ništa od ovog ne bi bilo vredno truda.

Disertaciju posvećujem svojim roditeljima, mami Slobodanki i tati Draganu. Hvala im na beskrajnoj podršci, razumevanju, bezuslovnoj ljubavi i veri koju su imali u moj uspeh i hvala im što su me naučili pravim vrednostima u životu.

Autor

Procena ekološkog statusa reke Zasavice na osnovu algoloških parametara

Sažetak

Jedinstveni vodeni ekosistem Zasavica, koji čini kičmu istoimenog Specijalnog rezervata prirode, u svojoj osnovi podrazumeva rečni ekosistem, a danas predstavlja napušteno rečno korito, odnosno vlažno stanište, uporedivo u ekološkom smislu sa plitkim jezerima, barskim i močvarnim ekosistemima.

Postizanje i održavanje dobrog ekološkog statusa vlažnih staništa, gde je ekološki status odraz kvaliteta strukture i funkcionalnosti tih ekosistema, predstavlja glavni cilj Direktive o vodama. U Srbiji procenu ekološkog statusa površinskih voda reguliše Pravilnik o parametrima ekološkog i hemijskog statusa površinskih voda i parametrima hemijskog i kvantitativnog statusa podzemnih voda.

Predmet ove doktorske disertacije je detaljna analiza cijanobakterija i algi sa ciljem procene ekološkog statusa Zasavice na osnovu parametara fitoplanktona i fitobentosa kao relevantnih bioloških grupa. Dodatno je analizirana i zajednica metafitona, da bi se dobili dopunski podaci o stabilnosti ovog osetljivog ekosistema.

Uzorci za analizu fizičkih, hemijskih i biohemijskih (koncentracija hlorofila *a*) parametara kvaliteta vode, kao i uzorci za kvalitativnu i kvantitativnu analizu fitoplanktona, fitobentosa (epilitskih silikatnih algi) i metafitona, prikupljeni su jednom mesečno od decembra 2012. godine do novembra 2013. godine, na dva lokaliteta. Nakon prikupljanja uzoraka, usledila je laboratorijska analiza uzoraka standardnim metodama i izračunavanje potrebnih indeksa.

Kvalitativnom analizom cijanobakterija i algi utvrđeno je prisustvo 503 taksona iz 8 razdela (Cyanobacteria, Bacillariophyta, Chlorophyta, Chrysophyta, Cryptophyta, Dinophyta, Euglenophyta i Xanthophyta). Razdeo Bacillariophyta se izdvaja sa 170 identifikovanih taksona. Od 50 prisutnih taksona cijanobakterija, 12 je novo za floru Srbije. Pored toga, 13 taksona cijanobakterija je potencijalno toksično, a među njima tri vrste su i invazivne na području Evrope (*Cylindrospermopsis raciborskii*, *Raphidiopsis mediteranea* i *Sphaerospermopsis aphanizomenoides*). Od ukupno 89 zabeleženih

taksona iz razdela Euglenophyta, njih 9 predstavlja nove taksona za floru Srbije. Imajući u vidu da je 28 identifikovanih taksona razdela Chrysophyta više od polovine do sada poznatih taksona zlatnih algi Srbije, Zasavica se može okarakterisati kao stanište sa izuzetnim bogatstvom ove grupe algi, a čak 16 taksona zabeleženo je po prvi put u Srbiji.

Pored velikog specijskog, primećen je i veliki funkcionalni diverzitet fitoplanktona, koji je sagledan kroz tri različita klasifikaciona sistema. Upotrebom funkcionalnih klasifikacija fitoplanktona dobijaju se podaci uporedivi na globalnom nivou i olakšava se interpretacija rezultata ekoloških istraživanja akvatičnih ekosistema.

Dovoljna količina nutrijenata, same geomorfološke i hidrološke osobine ovog plitkog ekosistema i bujan razvoj makrofitske vegetacije od aprila do oktobra, uslovljavaju relativno malu brojnost i biomasu, ali veliki specijski diverzitet fitoplanktona, gde pored silikatnih algi, drugu značajnu komponentu fitoplanktona čine miksotrofne flagelate. Živi svet Zasavice je pod snažnim uticajem sezonskih hidrometeoroloških prilika u njenom slivu, a biološke interakcije igraju važnu ulogu u dinamici i oblikovanju strukture fitoplanktona. Presudan uticaj temperature na sezonsku dinamiku biomase i strukturu fitoplanktona potvrđuju i analize redundantnosti.

Prema parametrima fitoplanktona po Pravilniku Republike Srbije, vrednostima mađarskog Indeksa fitoplanktonskih grupa - Q indeksa i Nemačkog multiparametarskog indeksa fitoplanktona - PSI indeksa, ekološki status Zasavice se može okarakterisati kao dobar. Dodatno, prosečne godišnje vrednosti koncentracije hlorofila *a* (13,8 µg/L na Lokalitetu 1 i 10,6 µg/L na Lokalitetu 2), ukazuju da je Zasavica eutrofan ekosistem, ali i ekosistem odličnog ekološkog statusa po ovom parametru, što upućuje da trofički status vodenog ekosistema nije izjednačen sa njegovim ekološkim statusom koji zavisi, između ostalog, i od osobina referentnog ekosistema.

U epilitskoj zajednici Zasavice identifikovano je ukupno 134 taksona silikatnih algi. U najvećem broju uzoraka *Amphora pediculus* i *Planothidium frequentissimum* se pojavljuju kao dominantni ili subdominantni taksoni. Među pripadnicima ove zajednice uočeno je i prisustvo invazivne vrste *Diadsmis confervacea*.

Na osnovu vrednosti IPS diatomnog indeksa, jedinog relevantnog parametra za procenu ekološkog statusa Zasavice na osnovu bentosnih silikatnih algi po pomenutom Pravilniku Republike Srbije, ekološki status ocenjen je kao dobar. Većina ostalih

dijatomnih indeksa pokazuje relativno visok stepen korelacije sa IPS indeksom, pa i njihove vrednosti ukazuju na dobar ekološki status Zasavice. Međutim, izuzetak čine TDI i TID dijatomni indeksi, a njihove vrednosti skreću pažnju na povećanu koncentraciju nutrijenata.

Iako algološki parametri upućuju na dobar ekološki status, hemijski parametri ukazuju na loš kvalitet vode, pri čemu je najzaslužniji parametar povećana koncentracija nitratnog jona (prosečna vrednost 11 mg/L na Lokalitetu 1 i 13 mg/L na Lokalitetu 2). Pored toga, koncentracija rastvorenog kiseonika tokom letnjih meseci ukazuje na skoro anoksične uslove (samo 0,24 mg/L u avgustu na Lokalitetu 1), iako prosečne vrednosti od 8,83 mg/L na Lokalitetu 1 i 8,11 mg/L na Lokalitetu 2 upućuju na dobar kvalitet vode.

Generalno, algološki parametri Zasavice upućuju na njen dobar ekološki status, ali i na činjenicu da je koncentracija nutrijenata u vodi povišena. Stoga se posebna pažnja mora usmeriti ka smanjenju unosa nutrijenata u ovaj osetljiv ekosistem, ali i održavanju dovoljne količine vode tokom letnje sezone kako bi se zadržao dobar ekološki status Zasavice i trenutno stabilno stanje kojeg karakterišu gust razvoj makrofitske vegetacije i mala gustina fitoplanktona.

Ključne reči: ekološki status, fitoplankton, metafiton, epilitske silikatne alge, Q indeks, PSI indeks, dijatomni indeksi

Naučna oblast: Hidroekologija

Uža naučna oblast: Algologija

UDK broj: 556.047:[582.232+582.261.1]:581.526.323/.325(28 Zasavica)
(497.113)(043.3)

Ecological status assessment of the Zasavica River based on algological parameters

Abstract

A unique ecosystem of Zasavica, the basis of the eponymous Special nature reserve, originated as river ecosystem. Nowadays, however, it represents an oxbow lake or wetland, in ecological terms comparable with shallow lakes, ponds and swamps.

To achieve and maintain good ecological status of the wetlands is one of the main aims of Water Framework Directive, in which ecological status is defined as an expression of the quality of the structure and functioning of ecosystem. The ecological status assessment of Serbian waters is regulated through the Rulebook on parameters of ecological and chemical status of surface waters, and quantitative and chemical status of groundwaters.

The aim of this PhD thesis was to conduct a comprehensive analysis of cyanobacteria and algae in order to assess the ecological status of Zasavica wetland, using phytoplankton and phytobenthos assemblages as relevant biological quality elements. In addition, metaphyton community was analyzed to support the data on stability of this vulnerable ecosystem.

Samples for physical, chemical and biochemical (chlorophyll *a* concentration) analysis of water quality parameters, as well as samples for quantitative and qualitative analysis of phytoplankton, phytobenthos (epilithic diatoms) and metaphyton communities, were collected monthly from two localities, in the period from December 2012 to November 2013. Further, a standard laboratory methods and formulas for calculating selected indices were used to conduct the analysis.

A total of 503 taxa belonging to 8 phyla (Cyanobacteria, Bacillariophyta, Chlorophyta, Chrysophyta, Cryptophyta, Dinophyta, Euglenophyta and Xanthophyta) were identified after the qualitative analysis. Bacillariophyta was the most diverse division, with 170 identified taxa. Regarding Cyanobacteria, out of 50 recorded taxa, 12 were new for the Serbian flora. However, there were 13 cyanobacterial species that are potentially toxic and, among them, three are regarded as invasive in Europe (*Cylindrospermopsis raciborskii*, *Raphidiopsis mediteranea* and *Sphaerospermopsis*

aphanizomenoides). Out of 89 observed taxa of the division Euglenophyta, 9 were new records for the Serbian flora. Furthermore, considering that 28 identified taxa of Chrysophyta represent more than a half of the entire diversity of golden algae in Serbia, Zasavica can be characterized as a habitat of exquisite richness concerning the diversity of this division, where as many as 16 new species were recorded.

Besides the great species diversity of phytoplankton, a considerable functional diversity, observed through three different classification systems, was also registered. The application of functional phytoplankton classification provides data comparable at a global scale, which facilitates the interpretation of the results obtained in ecological studies of aquatic ecosystems.

Sufficient amount of nutrients, geomorphological and hydrological features of this shallow ecosystem, as well as an extensive development of macrophytes from April to October, resulted in a relatively low phytoplankton abundance and biomass, but with high species diversity. With regards to that, it is essential to note that (besides diatoms) mixotrophic flagellates represented the second most important component of the phytoplankton community. In general, life in Zasavica is strongly influenced by hydro-meteorological events occurring within its catchment, while biological interactions play a significant role in the dynamic and structuring of phytoplankton. Temperature is the crucial factor controlling the seasonal dynamic of phytoplankton biomass and structure, which was further confirmed by redundancy analysis.

According to the phytoplankton parameters of the Rulebook of Republic of Serbia, values of the Hungarian phytoplankton assemblage index (Q) and German Phyto-See-Index (PSI), ecological status of Zasavica can be characterized as good. In addition, the mean annual values for chlorophyll *a* concentration (13,8 µg/L and 10,6 µg/L at Localities 1 and 2, respectively) indicate that Zasavica is an eutrophic ecosystem, yet with excellent ecological status. This situation illustrates that trophic state of the aquatic ecosystem is not the same term as ecological status, considering that the latter primarily depends on the characteristics of the reference ecosystem.

While observing epilithic community, a total of 134 diatom taxa were recorded. *Amphora pediculus* and *Planothidium frequentissimum* appear as the dominant or subdominant taxa in the majority of samples. Among the representatives of this group, an invasive species *Diadesmis confervacea* was also detected.

The values obtained using the IPS diatom index, the only relevant parameter for assessing ecological status of Zasavica based on benthic diatoms according to the above-mentioned Rulebook, indicated a good ecological status. The majority of other diatom indices showed a relatively high correlation with the IPS index, suggesting a good ecological status, as well. The exceptions were TDI and TID diatom indices, and their values implied a high nutrient concentration.

Although the algological parameters have suggested a good ecological status of Zasavica, the chemical parameters have characterized its water quality as poor, especially regarding the concentration of nitrate ion, which was very high (mean values for Localities 1 and 2 were 11 mg/L and 13 mg/L, respectively). Furthermore, oxygen levels during the summer months indicated nearly anoxic conditions (only 0,24 mg/L in August at Locality 1), even though the mean values have pointed to a good ecological status (8,83 mg/L for Locality 1 and 8,11 mg/L for Locality 2).

In general, the algological parameters have indicated a good ecological status of Zasavica, despite the fact that the level of nutrients in the water was increased. Therefore, it is necessary to act towards decreasing an inflow of nutrients into this vulnerable ecosystem, as well as to maintain optimal water level during the summer season, in order to preserve the good ecological status of Zasavica and its stable state, characterized by the dense development of macrophyte vegetation and low phytoplankton abundance.

Key words: ecological status, phytoplankton, metaphyton, epilithic diatoms, Q index, PSI index, diatom indices

Scientific field: Hydroecology

Scientific subfield: Algology

UDC number: 556.047:[582.232+582.261.1]:581.526.323/.325(28 Zasavica)
(497.113)(043.3)

SADRŽAJ

1. UVOD.....	1
1.1. Vlažna staništa.....	1
1.2. Ekološki status/potencijal površinskih vodenih ekosistema.....	6
1.2.1. Značaj bioloških elemenata pri proceni ekološkog statusa/potencijala površinskih voda sa posebnim akcentom na cijanobakterije i alge.....	12
1.2.2. Procena ekološkog statusa/potencijala površinskih voda u Srbiji.....	16
1.3. Algološki parametri pri proceni ekološkog statusa/potencijala površinskih voda	18
1.3.1. Fitoplankton.....	19
1.3.1.1. Fitoplankton posmatran u svetlu funkcionalnih grupa.....	21
1.3.1.2. Odnos vodene makrofitske vegetacije i fitoplanktona.....	29
1.3.1.3. Fitoplankton kao parametar za procenu ekološkog statusa/potencijala površinskih stajaćih i sporotekućih voda.....	33
1.3.2. Fitobentos.....	39
1.3.2.1. Silikatne alge kao komponenta fitobentosa i kao parametar za procenu ekološkog statusa/potencijala površinskih voda.....	41
1.4. Opis ispitivanog područja.....	45
1.4.1. Geomorfologija terena i hidrografske karakteristike Zasavice.....	46
1.4.2. Klimatske karakteristike Zasavice.....	48
1.4.3. Pedološke karakteristike područja Zasavice.....	48
1.4.4. Zaštita na nacionalnom i međunarodnom nivou.....	49
1.4.5. Prethodna istraživanja cijanobakterija i algi Zasavice.....	51
1.4.6. Procena ekološkog statusa Zasavice na osnovu algoloških parametara.....	53
2. CILJEVI RADA.....	55
3. MATERIJAL I METODE.....	57
3.1. Opis istraživanih lokaliteta Zasavice.....	57
3.2. Prikupljanje uzoraka.....	59
3.3. Fizička i hemijska analiza vode.....	61
3.4. Određivanje koncentracije hlorofila <i>a</i>	62
3.5. Kvalitativna analiza cijanobakterija i algi Zasavice.....	64
3.5.1. Priprema uzoraka silikatnih algi.....	66

3.5.2. Pravljenje trajnih preparata silikatnih algi.....	67
3.6. Analiza fitoplanktona.....	69
3.6.1. Kvantitativna analiza fitoplanktona.....	69
3.6.1.1. Određivanje abundance fitoplanktona.....	69
3.6.1.2. Određivanje biomase fitoplanktona.....	72
3.6.2. Određivanje indeksa diverziteta fitoplanktona.....	73
3.6.3. Saprobiološka analiza kvaliteta vode na osnovu fitoplanktona.....	76
3.6.4. Određivanje funkcionalnih grupa fitoplanktona.....	79
3.6.5. Procena ekološkog statusa Zasavice na osnovu fitoplanktona.....	83
3.6.5.1. Indeks fitoplanktonskih grupa (Q indeks).....	84
3.6.5.2. Nemački multiparametarski indeks fitoplanktona (PSI indeks).....	86
3.6.5.3. Odabrani parametri fitoplanktona po Pravilniku Republike Srbije.....	92
3.7. Analiza metafitona.....	94
3.8. Analiza silikatnih algi epilitske zajednice.....	95
3.8.1. Kvantitativna analiza silikatnih algi.....	95
3.8.2. Obrada rezultata kvantitativne analize - dijametrični indeksi.....	95
3.8.3. Ekološki status Zasavice na osnovu epilitske zajednice silikatnih algi.....	99
3.9. Statistička obrada podataka.....	100
4. REZULTATI.....	102
4.1. Fizičke i hemijske osobine vode Zasavice.....	102
4.2. Koncentracija hlorofila <i>a</i> u uzorcima fitoplanktona.....	109
4.3. Taksonomski sastav cijanobakterija i algi Zasavice.....	110
4.4. Fitoplankton Zasavice.....	127
4.4.1. Kvalitativni sastav fitoplanktona.....	127
4.4.2. Abundanca fitoplanktona.....	133
4.4.3. Biomasa fitoplanktona.....	139
4.4.4. Shannon-ov indeks diverziteta fitoplanktonske zajednice.....	146
4.4.5. Sezonska dinamika dominantnih taksona u zajednici fitoplanktona.....	150
4.4.6. Saprobni indeks fitoplanktona.....	155
4.4.7. Funkcionalne grupe fitoplanktona.....	156
4.4.8. Procena ekološkog statusa Zasavice na osnovu fitoplanktona.....	169
4.4.9. Multivarijantne analize fitoplanktona.....	173

4.5. Metafiton Zasavice.....	180
4.6. Silikatne alge epilitske zajednice Zasavice.....	184
4.6.1. Kvalitativna analiza silikatnih algi epilitske zajednice.....	184
4.6.2. Kvantitativna analiza silikatnih algi epilitske zajednice.....	185
4.6.3. Dijatomni indeksi.....	187
4.6.4. Procena ekološkog statusa Zasavice na osnovu dijatomnih indeksa.....	189
4.6.5. Multivarijantna analiza dijatomnih indeksa.....	190
4.6.6. Indeksi diverziteta i ujednačenosti za epilitsku zajednicu silikatnih algi.....	193
5. DISKUSIJA.....	196
5.1. Fizički i hemijski parametri kvaliteta vode Zasavice.....	196
5.2. Biohemijski parametar kvaliteta vode Zasavice.....	201
5.3. Taksonomska struktura fitoplanktona i metafitona Zasavice.....	203
5.3.1. Raznovrsnost cijanobakterija Zasavice.....	210
5.3.1.1. Potencijalno toksične i invazivne cijanobakterije Zasavice.....	211
5.3.2. Raznovrsnost euglenoidnih algi Zasavice.....	215
5.3.3. Raznovrsnost zlatnih algi Zasavice.....	217
5.4. Sezonska dinamika gustine i biomase fitoplanktona Zasavice.....	218
5.5. Sezonska sukcesija pripadnika fitoplanktona.....	224
5.6. Faktori koji utiču na biomasu i taksonomsku strukturu fitoplanktona Zasavice...	230
5.7. Funkcionalne klasifikacije fitoplanktona Zasavice.....	237
5.8. Ekološki status Zasavice na osnovu fitoplanktona.....	246
5.9. Ekološki status Zasavice na osnovu epilitske zajednice silikatnih algi.....	251
6. ZAKLJUČCI.....	264
7. LITERATURA.....	269
8. PRILOG.....	300
BIOGRAFIJA AUTORA.....	329

1. UVOD

1.1. Vlažna staništa

Slatkovodna vlažna staništa (eng. *freshwater wetlands*), specifični i izuzetno važni ekosistemi, zauzimaju samo 2% površine Zemlje (Odum i Barrett, 2005). U poređenju sa velikim rekama i jezerima, predstavljaju površinski znatno manje ekosisteme. Međutim, ta činjenica ne umanjuje njihov značaj i ulogu u predeonoj hidrologiji i održavanju biodiverziteta (Lane i Brown, 2007). Zbog svoje velike važnosti u održavanju biodiverziteta i značajne ekološke uloge koju imaju, ovim ekosistemima se mora ukazati posebna pažnja i nikada i nikako ih ne bi trebalo zanemariti.

Vlažna staništa predstavljaju sva ona područja gde je voda primarni faktor u kontroli životne sredine i značajno utiče na čitav živi svet (Silva i sar., 2007). Svakako je jasno da je voda presudan ekološki faktor u svim ekosistemima, ali su vlažna staništa na poseban način zavisna i oblikovana uticajem fluktuiranja nivoa vode u njima, pa u nekom periodu određena vlažna staništa mogu i presušiti. Obično se javljaju na mestima gde je gornja granica podzemne vode na ili blizu površine zemljišta (Silva i sar., 2007). Obuhvataju sve močvarne, barske, ritske ekosisteme, vlažne livade, plavne zone reka i jezera, sve plitke depresije ispunjene vodom, bilo da se ona u njima zadržava tokom cele godine ili samo tokom nekoliko meseci, ali i priobalne zone mora i okeana kao što su lagune, delte reka, mangrova močvare, itd. Po Odum-u i Barrett-u (2005) slatkovodna vlažna staništa predstavljaju površine na kopnu prekrivene slatkom vodom tokom cele ili delom godine. Njihove najvažnije karakteristike su da su to plitki vodeni ekosistemi i da nivo vode u njima varira, ponekad značajno ili čak povremeno dolazi do isušivanja. Karakteriše ih i često veoma gusto razvijena makrofitska vegetacija, jer je u ovakvim akvatičnim ekosistemima litoralna zona relativno velika, dok su limnetička i profudalna zona svedene na minimum ili u potpunosti odsustvuju (Odum, 1959). Odum i Barrett (2005) dele slatkovodna vlažna staništa na rečna (ona u plavnoj zoni reka), jezerska (ona u plavnoj zoni jezera) i močvarna (ona koja se pojavljuju u depresijama koje nisu direktno povezane sa rekam ili jezerom, pa to mogu biti privremene bare, trajne bare, močvare ili mrtvaje, napuštena rečna korita, itd.).

Od davnina su vlažna staništa prepoznata kao izuzetno važni ekosistemi koji, pored mnogih koristi koje pružaju, omogućavaju i uravnoteženo funkcionisanje cele planete Zemlje. Veliki korak napred u zaštiti ovih staništa načinjen je potpisivanjem Ramsarske konvencije - Konvencije o vlažnim staništima od međunarodnog značaja naročito kao staništa ptica močvarica (eng. *The Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat*) u Ramsaru 1971. godine. U početku, Ramsarska konvencija predstavlja ključni dokument za zaštitu i očuvanje vlažnih staništa od međunarodnog značaja sa stanovišta značajnih staništa za gnežđenje ptica močvarica. Međutim, danas se ovaj dokument bavi svim aspektima konzervacije i održivog, tj. „mudrog” korišćenja vlažnih staništa kako na lokalnom, regionalnom, nacionalnom, tako i međunarodnom nivou, jer prepoznaje ovaj tip akvatičnih staništa kao izuzetno značajne ekosisteme. Tako se u drugoj polovini XX veka sve više pažnje posvećuje vlažnim staništima i ona postaju objekat koji se sve češće nalazi i na nekom nivou zaštite, bilo na nacionalnom ili međunarodnom nivou, jer se smatra da to nisu staništa koja neminovno treba uništiti ili modifikovati (Odum i Barrett, 2005).

Vlažna staništa predstavljaju važne centre genetičkog, specijskog i ekosistemskog diverziteta, a pružaju i čitav niz ekosistemskih usluga. Ekosistemske usluge možemo shvatiti kao sve one koristi koje čovek dobija od nekog ekosistema kada se taj ekosistem nalazi u ravnoteži. U Nacionalnoj strategiji održivog korišćenja prirodnih resursa i dobara Srbije (Sl. Glasnik RS, br. 33/2012) data je i precizna definicija koja glasi: „Ekosistemske usluge (usluge snabdevanja, regulacione, podržavajuće i kulturne usluge) predstavljaju dobra koja ljudima obezbeđuje živa priroda (biosfera). Usluge snabdevanja obezbeđuju nastanak i obnavljanje prirodnih resursa (hrana, voda, ogrev, biohemijski produkti i genetički resursi). Regulacione usluge utiču na klimu, hidrološke procese (prečišćavanje voda i tretman otpada, regulacija erozije i sl.), a procesi kruženja materije pripadaju podržavajućim uslugama. Kulturne usluge uključuju duhovni i estetski doživljaj predela/prostora, rekreaciju i različite vidove turizma (uključujući zdravstveni, seoski i eko turizam i dr.) uz mogućnosti formalne i neformalne edukacije”. Ovakav koncept jeste antropocentričan, jer čovek određeni ekosistem posmatra samo kroz ono što taj ekosistem može pružiti njemu samom, gordo namećući sebi ulogu onog ko odlučuje o svemu što se dešava u prirodi. Međutim, koncept ekosistemskih usluga koje nudi neki nenarušen ekosistem u

ravnoteži, može biti i dobra polazna osnova da se podigne svest o značaju samog ekosistema i da se na pravi način sagleda šta takav ekosistem nudi u nenarušenom stanju, a kakve „koristi” pruža ukoliko se izmeni. Samo je pitanje kako će se ekosistemske usluge posmatrati, da li lokalno i kratkoročno ili globalno i dugoročno. Ako se one sagledaju na pravi način svakako će voditi revitalizaciji, unapređenju i povećanju stepena zaštite vlažnih staništa.

Postavlja se pitanje koje to sve ekosistemske usluge nude ovi značajni centri genetičkog, specijskog i ekosistemskog diverziteta? Na prvom mestu, ona su jedna od najproduktivnijih staništa na svetu, sa velikom rezervom ugljenika (Odum i Barrett, 2005; Silva i sar., 2007). Vlažna staništa predstavljaju i ekosisteme u kojima se obezbeđuju znatne zalihe pijaće vode, a utiču i na poboljšanje njenog kvaliteta kroz procese prečišćavanja zadržavanjem i uklanjanjem viška nutrijenata i polutanata (Silva i sar., 2007), zbog čega se nazivaju „bubrez planete”. Značajan su izvor hrane, drvene građe, sirovina za farmaceutsku i mnoge druge industrije, što im daje epitet „bioloških supermarketa” (Laskar i Gupta, 2013). Bitna su u regulisanju poplavnog talasa i štetnog uticaja vremenskih nepogoda, umanjuju eroziju zadržavanjem sedimenata i zemljišta i ublažavaju negativne posledice klimatskih promena (Silva i sar., 2007). Na kraju, ali ne manje važno, stoji i činjenica da su to područja sa ogromnim potencijalom za razvoj turizma kako na lokalnom tako i na regionalnom nivou ukoliko su u nenarušenom stanju.

Iako vlažna staništa nude veliki broj ekosistemskih usluga i njihov značaj je ogroman na globalnom nivou, izuzetno su osetljiva i ugrožena. Reč je o veoma dinamičnim ekosistemima u kojima su sezonske promene izraženije nego u drugim ekosistemima, pa su i procesi prirodne sukcesije ekosistema kod njih izraženiji i brži (Marić i Rakočević, 2009) usled velike količine organske supstance i sedimenata koji se nagomilavaju na dnu vodenog ekosistema i dovode do njegovog postepenog zatrpavanja i prerastanja u terestrični ekosistem u završnoj fazi sukcesije. Međutim, glavni „krivac” degradacije i gubitka vlažnih staništa je čovek koji samo ubrzava već dovoljno brz proces prirodne sukcesije. Ekonomski razvoj i rast ljudske populacije dovode do velikih promena koje vrše znatan pritisak i ostavljaju negativne posledice po ove fragilne ekosisteme (Silva i sar., 2007). Glavni uzrok degradacije i gubitka vlažnih staništa je što su ovo izuzetno plodna zemljišta, pa često, i u velikoj meri, dolazi do isušivanja i

konverzije zemljišta ovih područja u poljoprivredno zemljište (Odum i Barrett, 2005; Silva i sar., 2007). Daljom eksploatacijom ovih staništa, sada kao poljoprivrednih sistema, oslobađaju se velike količine ugljen-dioksida čija se koncentracija u vazduhu povećava i posredno dolazi do klimatskih promena (Odum i Barrett, 2005). Dalje, regulisanjem rečnih tokova i izgradnjom brana i nasipa menja se kompletna hidrologija okolnog terena, pa je onemogućen slobodan dotok vode i snabdevanje vodom vlažnih staništa je otežano. Izgradnja infrastrukture i puteva vodi fragmentaciji ovih staništa, čime se umanjuje njihova stabilnost i otpornost na promene. Povećan priliv nutrijenata uzrokuje eutrofikaciju vode koja za posledicu ima smanjenje biodiverziteta i smanjenje ekosistemskih usluga koje takav ekosistem nudi. Takođe, poguban uticaj sve prisutnijih invazivnih vrsta na bogat biodiverzitet vlažnih staništa se ne sme zanemariti, kao ni zagađenje u svim svojim oblicima koje na direktan ili indirektan način može ugroziti koherentnost vlažnih staništa.

Svi nabrojani negativni uticaji ako ne dovode do potpunog gubitka vlažnih staništa, dovode do smanjenja njihovog biodiverziteta, čime im se remeti stabilnost i umanjuje otpornost na promene koje prete da postanu još intenzivnije, češće i nepredvidljivije. Preambiciozno je misliti da svi negativni uticaji mogu istovremeno nestati, ali anuliranje ili bar smanjenje jednog ili nekoliko negativnih faktora moglo bi sačuvati biodiverzitet i time povećati kapacitet ovih ekosistema da se odupru drugim promenama koje se ne mogu lako zaustaviti ili smanjiti. Tako, čovek ne mora da ima samo negativnu ulogu u očuvanju i zaštiti prirode, već on može, i trebalo bi, da bude ključna karika boljitka sveopšteg stanja biosfere kroz akcije zaštite, obnove i unapređenja ekosistema. Tako će svakako uticati i na povećanje kapaciteta i raznovrsnosti ekosistemskih usluga koje takvi ekosistemi pružaju upravo njemu samom.

Jedan po jedan pozitivan primer uspešne obnove i održivog korišćenja nekog ekosistema mogli bi uticati da se probudi svest o lošem stanju životne sredine i pomogli bi u shvatanju da je krajnje vreme da prestanemo da sečemo granu na kojoj sedimo. Vlažna staništa, svakako, predstavljaju ekosisteme koji zavređuju posebnu pažnju i ekosisteme kojima je neophodna zaštita, a pre svega detaljna procena stanja i ekološkog integriteta koja će obezbediti informacije o faktorima ugrožavanja i mogućim načinima sprečavanja ili umanjavanja njihovog daljeg zagađenja (Lane i Brown, 2007).

Globalno, jedan od osnovnih razvojnih ciljeva svakako jeste obezbeđivanje održivosti životne sredine. Kako bi se zaustavio gubitak prirodnih resursa, kako bi se podstakla njihova revitalizacija i kako bi se oni održivo koristili, potrebno je principe održivog razvoja ugraditi u nacionalno zakonodavstvo, nacionalne strategije i akcione planove. Tako su i aktivnosti u oblasti zaštite životne sredine u Srbiji, uslovljene procesom stabilizacije i pridruživanja Evropskoj uniji, okrenute održivom razvoju. Jedan od bitnih dokumenata koji uključuje principe održivog korišćenja prirodnih resursa je Nacionalna strategija održivog korišćenja prirodnih resursa i dobara Srbije (Sl. Glasnik RS, br. 33/2012) doneta 2012. godine. Osnovni cilj ove strategije je „unapređenje održivog ekonomskog razvoja efikasnim korišćenjem prirodnih resursa uz istovremeno smanjenje negativnih uticaja po životnu sredinu”. U njoj su nabrojana sva zakonska i podzakonska akta, kao i mnogobrojni potpisani i ratifikovani međunarodni sporazumi koji su direktno ili indirektno vezani za zaštitu biološkog, geološkog i predeonog diverziteta kroz zaštitu zaštićenih područja i vodnih resursa. Po pomenutoj Nacionalnoj strategiji, „osnovni cilj zaštite prirodnih dobara je očuvanje, unapređenje i održivo korišćenje obeležja i vrednosti biodiverziteta, geodiverziteta i predeonih celina tih prostora”; „opšti cilj zaštite i upravljanja biodiverzitetom u Republici Srbiji je obezbeđivanje očuvanja, unapređenja stanja i održivog korišćenja populacija autohtonih vrsta i zajednica na nivou koji će obezbediti njihovu dugoročnu vijabilnost”; dok je opšti cilj zaštite vodnih resursa njihovo „održivo, integralno korišćenje u skladu sa zahtevima životne sredine, usvojenim strateškim ciljevima i dinamikom njihove realizacije, uz uvažavanje standarda, tehnologija i propisa Evropske unije”. Imajući u vidu da su vlažna staništa važna sa stanovišta vodnih resursa, da su bitni centri biodiverziteta i da je najveći broj njih u Srbiji u nekom stepenu zaštite, veliki broj zakona, podzakonskih akata i međunarodnih sporazuma pobrojanih u pomenutoj strategiji odnosi se i na njih. Među mnogobrojnim specifičnim ciljevima zaštite prirodnih dobara, biodiverziteta i vodnih resursa, po pomenutoj Nacionalnoj strategiji, je i procena ekološkog statusa svakog zaštićenog vlažnog staništa, a potom postizanje i/ili održavanje njegovog dobrog ekološkog statusa. O ekološkom statusu biće reči u daljem tekstu.

1.2. Ekološki status/potencijal površinskih vodenih ekosistema

Svi slatkovodni ekosistemi na planeti i živi svet u njima nalaze se pod veoma snažnim pritiskom ubrzane industrijalizacije, urbanizacije i porasta ljudske populacije. Širenje ljudskih naselja, izgradnja infrastrukture i intenzivna poljoprivreda na direktan ili indirektan način dovode do degradacije, nepovratnog pogoršanja kvaliteta ili, u najgorem slučaju, do gubitka vodenih ekosistema. Povećan dotok nutrijenata koji dovodi do eutrofikacije vode, povećano organsko opterećenje, unos različitih neorganskih zagađujućih supstanci, termalno zagađenje, unos i širenje invazivnih vrsta i mnogi drugi faktori, pojedinačno ili udruženo, dovode do promena vodenog ekosistema, a na prvom mestu imaju snažan negativan efekat na biodiverzitet koji čini osnovu stabilnosti i otpornosti svakog ekosistema. Svakako je jasno da promene životne sredine predstavljaju osnov evolucije živog sveta. Međutim, brzina promena, unos supstanci koje do tada ni nisu postojale u ekosistemima, kao i unos velikih količina različitih materija, utiču na smanjenje ili potpuni gubitak sposobnosti živog sveta da adaptacijama odgovori na takve promene (Markert i sar., 2003). Posledice koje po slatkovodne ekosisteme ostavljaju različiti tipovi zagađenja jesu konstantni i sve jači pritisci koji dovode do narušavanja i nestanka vodenih ekosistema, utiču na smanjenje kvaliteta i količine vodnih resursa, ali umanjuju i biodiverzitet istih, čime je njihova sposobnost odupiranja promenama znatno umanjena (Denić i sar., 2015).

Kako bi se narušavanje zaustavilo, a u svrhu očuvanja i unapređenja površinskih vodenih ekosistema, 2000. godine dolazi do uvođenja Okvirne Direktive o vodama Evropske Unije (Water Framework Directive (WFD) 2000/60/EC) (u daljem tekstu Direktiva). Direktiva je „krovni” dokument, sa znatnim brojem direktiva koje iz nje proističu, a koja se bavi integralnim problemom zaštite i poboljšanja sveopšteg stanja svih površinskih voda u Evropi, što je veliki izazov za današnje i buduće generacije (Moravcová i sar., 2013). Na prvom mestu, Direktiva zahteva uspostavljanje sistema monitoringa površinskih i podzemnih voda i zaštićenih područja, kako bi se dobila celovita slika trenutnog ekološkog statusa svih vodnih područja. Posebno se izdvaja kategorija zaštićenih područja, a grubo se sva zaštićena područja dele na ona namenjena vodosnabdevanju i zaštićena prirodna dobra (Trifunov i sar., 2007). Usled ogromne raznolikosti površinskih vodenih ekosistema, po Direktivi, prvi korak bio bi

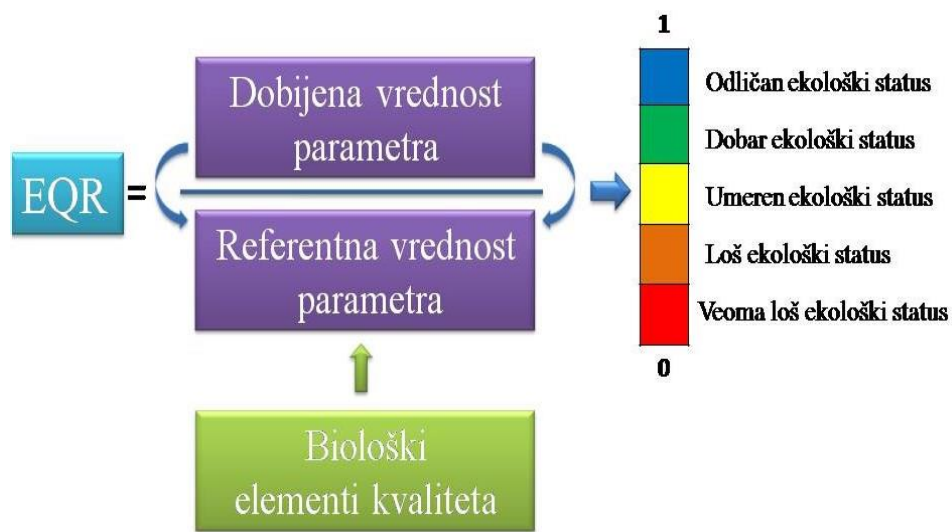
uspostavljanje sistema klasifikacije voda (Denić i sar., 2015), kako bi se ekosistemi istog tipa našli u jednoj grupi i unutar te grupe se poredili, imajući u vidu činjenicu da se različiti tipovi vodenih ekosistema međusobno razlikuju i po hemijskim i po fizičkim karakteristikama, ali i po strukturi biocenoze koja ih naseljava. Tip vodenog ekosistema je ekološki entitet unutar koga su variranja abiotičkih i biotičkih komponenti manja u poređenju sa razlikama ovih komponenti između dva različita tipa, a najčešće se tipovi vodenih ekosistema određuju na osnovu abiotičkih parametara, kao što su morfologija, geochemija, nadmorska visina, veličina ili hidrologija (Ector i Rimet, 2005), međutim, i biološka komponenta može imati uticaj na tipologiju površinskih voda (Nixdorf i sar., 2005). Obično se tipovi površinskih voda određuju na nacionalnom nivou, a u tu svrhu u Srbiji je donet Pravilnik o utvrđivanju vodnih tela površinskih i podzemnih voda (Sl. glasnik RS br. 96/10). Tek nakon razvrstavanja vodenih ekosistema u odgovarajuće tipove, moguće je definisati klase statusa voda karakteristične za svaki tip površinskih voda. Druga bitna tačka je metodologija određivanja statusa površinskih voda koja nije standardizovana među državama na nivou Evrope. Iako im je cilj isti, države razvijaju različite sisteme procene ekološkog statusa i metodološki pristupi se razlikuju. Tako svaka zemlja ima slobodu da odlučuje koje mehanizme i metode će koristiti prilikom procene ekološkog statusa površinskih voda. Međutim, da bi se dostigli željeni ciljevi upravljanja vodnim resursima koje zahteva Direktiva, neophodno je usaglašavanje metoda i procedura koje se koriste u svrhu procene i određivanja ekološkog statusa svih tipova površinskih voda kako bi rezultati bili uporedivi (Almeida i sar., 2014).

Jedan od osnovnih ciljeva Direktive je da se utvrdi stepen odstupanja statusa nekog vodenog ekosistema u odnosu na očekivani i najveći mogući ekološki kvalitet istog koji karakteriše taj ekosistem kada je on u nenarušenom stanju u kojem odsustvuju negativni antropogeni uticaji, kao i da se postepeno obnovi, pa onda i održi **dobar ekološki status** svih vodenih ekosistema širom Evrope do 2015. godine (Kelly i sar., 2008; Delgado i sar., 2012; Moravcová i sar., 2013), uz promovisanje održivog korišćenja svih vodnih resursa. Status nekog vodenog ekosistema trebalo bi da se odredi na osnovu njegovog hemijskog i ekološkog statusa (Ector i Rimet, 2005; Moravcová i sar., 2013). **Ekološki status** je odraz kvaliteta strukture i funkcionalnosti nekog vodenog ekosistema (*“Ecological status is an expression of the quality of the structure and functioning of aquatic ecosystems associated with surface waters”*) (Član 2, Tačka 21.

Direktive)). Ovakva definicija ekološkog statusa odgovara značenju pojmova „ekološko zdravlje” i „ekološki integritet” (Kelly i sar., 2008), pa se sva tri navedena pojma mogu smatrati sinonimima. Klasifikacija ekološkog statusa određenog vodenog ekosistema prvenstveno se zasniva na određivanju stepena odstupanja njegovih bioloških zajednica u odnosu na biološke zajednice karakteristične za ekosisteme istog tipa, ali neizmenjene i nenarušene ljudskom aktivnošću, u kojima vladaju referentni uslovi sredine (Kelly i sar., 2008; Almeida i sar., 2014), što će reći da je prioritet dat analizi bioloških elemenata, o kojima će kasnije biti reči. U osnovi ovakve procene ekološkog statusa stoji činjenica da su referentni vodeni ekosistemi oni u kojima nema antropogenog uticaja i oni su naseljeni „prirodnom” zajednicom karakterističnom za dati tip vode, pa svaki vid zagađenja ili promene tog ekosistema vodi i promeni takve zajednice čiji je intenzitet promene srazmeran stepenu negativnog uticaja. Podrazumeva se i da se referentni uslovi razlikuju među različitim tipovima vodenih ekosistema, ali bi unutar istog tipa vodenog ekosistema trebalo da budu isti ili bar dovoljno slični. Međutim, iako je u teoriji sve ovo dobro osmišljeno, u praksi je malo drugačije. Naime, referentne uslove nekog vodenog ekosistema i karakteristične zajednice organizama u njima je često veoma teško odrediti, jer je gotovo nemoguće naći ekosisteme u kojima negativni antropogeni uticaji nisu primetni. Iako predstavlja značajan problem, referentne uslove i zajednice u njima moguće je odrediti analizom vodenih ekosistema određenog tipa u kojima su antropogeni negativni uticaju svedeni na najmanju moguću meru ili modelovanjem, ukoliko je takve ekosisteme ipak nemoguće pronaći u prirodi (Ector i Rimet, 2005). Često se referentni uslovi određuju i na osnovu paleontoloških podataka ili samo na osnovu znanja i iskustva stručnjaka iz date oblasti (Van de Bund i Solimini, 2006). Drugi problem je što su same zajednice organizama veoma promenljive i u samim nenarušenim ekosistemima, pa se odabir metoda i parametara koji će se koristiti za kvantifikaciju antropogenog uticaja mora pažljivo sprovesti (Eloranta i Soininen, 2002).

Definisano je ukupno pet klasa ekološkog statusa koje ukazuju na rastući stepen degradacije i negativnih promena ekosistema, od **odličnog**, preko **dobrog**, **umerenog** i **lošeg** do **veoma lošeg** ekološkog statusa. Svaka klasa ekološkog statusa obeležava se određenom bojom, pa tako plava odgovara odličnom, zelena odgovara dobrom, žuta umerenom, narandžasta lošem i crvena veoma lošem ekološkom statusu (Slike 1.1., 1.2.

i 1.3.). Bitno je napomenuti i da se za veštačke i značajno izmenjene ekosisteme određuje ekološki potencijal, koji u suštini odgovara ekološkom statusu prirodnih voda i koji može biti maksimalan, dobar, umeren, loš i veoma loš. Po preporuci Direktive, ekološki status i granice između klasa ekološkog statusa najbolje je odrediti na osnovu Odnosa Ekološkog Kvaliteta - EQR (eng. *Ecological Quality Ratio*), koji se računa kao odnos vrednosti nekog relevantnog parametra u ispitivanom ekosistemu i vrednosti tog istog parametra u referentnom ekosistemu koji je po tipologiji isti ispitivanom (Slika 1.1).



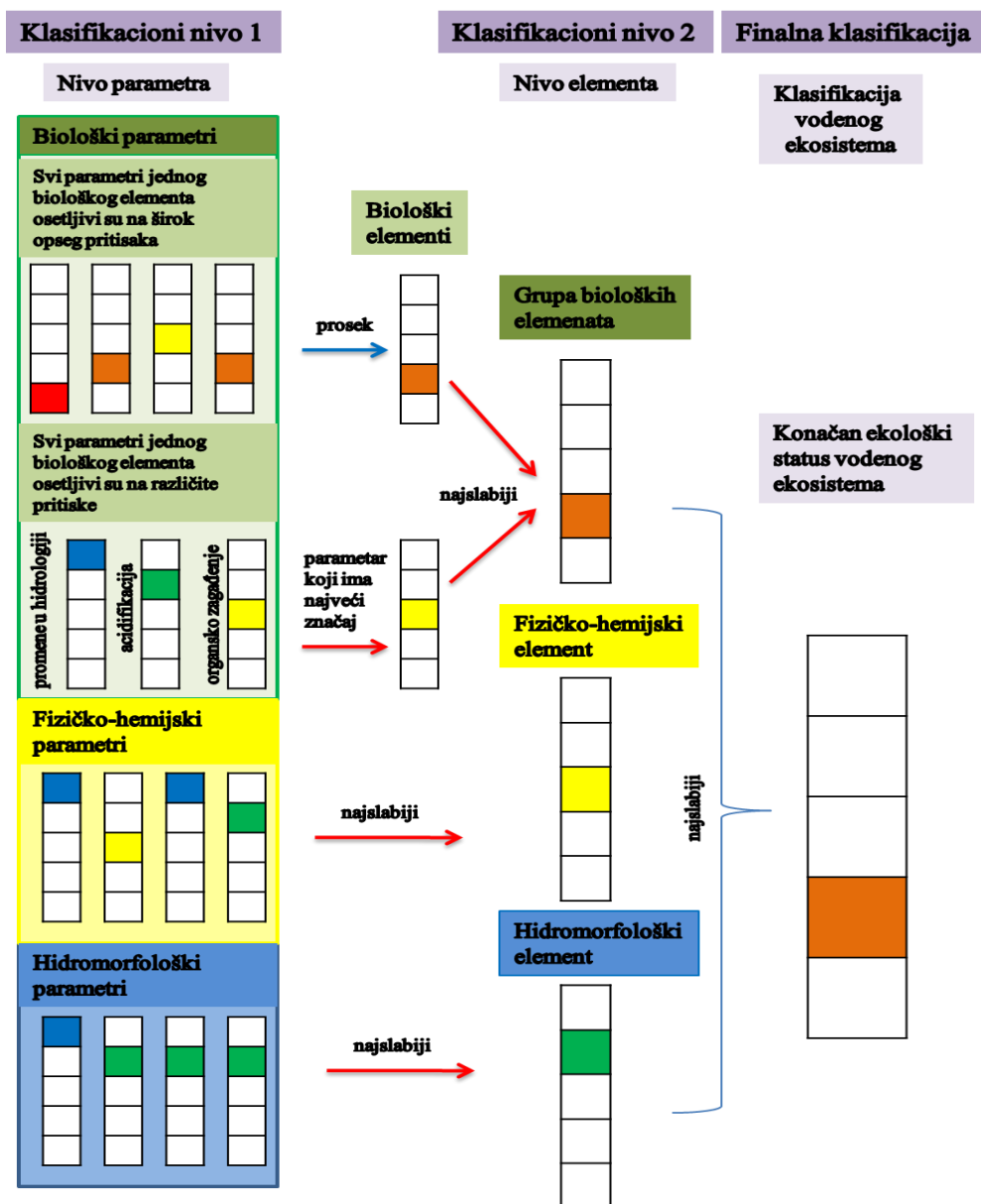
Slika 1.1. Prikaz klasifikacije ekološkog statusa površinskih voda na osnovu Odnosa Ekološkog Kvaliteta (EQR) (preuzeto od Van de Bund i Solimini (2006)).

Poređenje sa referentnim ekosistemom upravo omogućava definisanje i klasifikaciju različitih stupnjeva narušavanja vodenog ekosistema određenog tipa (Ector i Rimet, 2005; Almeida i sar., 2014). Rezultujuća vrednost EQR može biti u rasponu od 0 do 1, pa ukoliko je njegova vrednost bliža nuli to upućuje da dati ekosistem veoma mnogo odstupa od referentnog ekosistema i da ima veoma loš ekološki status, dok vrednosti EQR bliže jedinici upućuju na ekosistem čije se osobine i karakteristična zajednica ne razlikuju značajno ili uopšte od referentnog ekosistema, pa je njegov ekološki status odličan (Kelly i sar., 2008; Almeida i sar., 2014). Tako se dobar ekološki status javlja kada vrednosti bioloških elemenata kvaliteta neke površinske vode ukazuju na nizak nivo antropogenog uticaja i samo neznatno odstupaju od vrednosti istih

parametara u referentnom ekosistemu istog tipa, dok umeren ekološki status imaju vode u kojima se zajednice koje se analiziraju značajnije razlikuju od zajednica tipičnih za ekosistem istog tipa u nenarušenom stanju, a ta promena je veća nego u slučaju dobrog ekološkog statusa (Aneks 5, Tačka 1.2 Direktive). Kao što se iz ovoga primećuje, granice među klasama ekološkog statusa nisu striktno određene, ali ono što se svakako preporučuje je da se granične vrednosti parametara za svaku klasu podese u skladu sa stepenom odstupanja od strukturne i funkcionalne stabilnosti svakog tipa vodenog ekosistema uzrokovanog stepenom antropogenog uticaja (Kelly i sar., 2008).

S obzirom da je cilj Direktive da se postigne dobar ekološki status svih površinskih voda u Evropi, prvi korak jeste uspostavljanje mreže monitoringa i utvrđivanje trenutnog stanja svakog vodenog ekosistema, kako bi se odredile mere neophodne za ispunjenje cilja, ukoliko stanje ispitivanog vodenog ekosistema odstupa od očekivanog i željenog. Određivanje kvaliteta i ekološkog statusa/potencijala površinskih voda uključuje analizu tri elementa: **a) fizičko-hemijskog elementa (fizički i hemijski parametri), b) hidromorfološkog elementa (hidromorfološki parametri) i c) grupe bioloških elemenata (svaki element unutar grupe sastoji se od nekoliko parametara)**. Konačna klasa ekološkog statusa nekog vodenog ekosistema dobija se na osnovu vrednosti svakog pojedinačnog elementa, tako što element koji ukazuje na najlošiju klasu određuje konačnu klasu ekološkog statusa tog ekosistema (Denić i sar., 2015). Na koju klasu ekološkog statusa upućuje svaki element moguće je odrediti na dva načina. Klasa ekološkog statusa se određuje ili na osnovu prosečne vrednosti parametara nekog elementa ili parametar koji upućuje na najlošiju klasu ekološkog statusa određuje i klasu ekološkog statusa na koju upućuje dati element. Kod fizičko-hemijskog i hidromorfološkog elementa klasa na koju element upućuje određuje se na drugi način, što znači da parametar koji ukazuje na najlošiju klasu određuje i klasu na koju upućuje ceo element. Međutim, kod grupe bioloških elemenata moguća su oba načina klasifikacije ekološkog statusa, jer ova grupa uključuje nekoliko elemenata, a svaki element se sastoji iz nekoliko parametara. Tako, ukoliko su svi parametri jednog biološkog elementa osetljivi na širok opseg negativnih uticaja, onda se ekološki status tog elementa određuje na prvi način (prosečna vrednost), dok u slučaju da su parametri nekog elementa osetljivi na različite vidove negativnih uticaja, klasa ekološkog statusa tog elementa određuje se na drugi način, po parametru koji ima najveći značaj. Na kraju

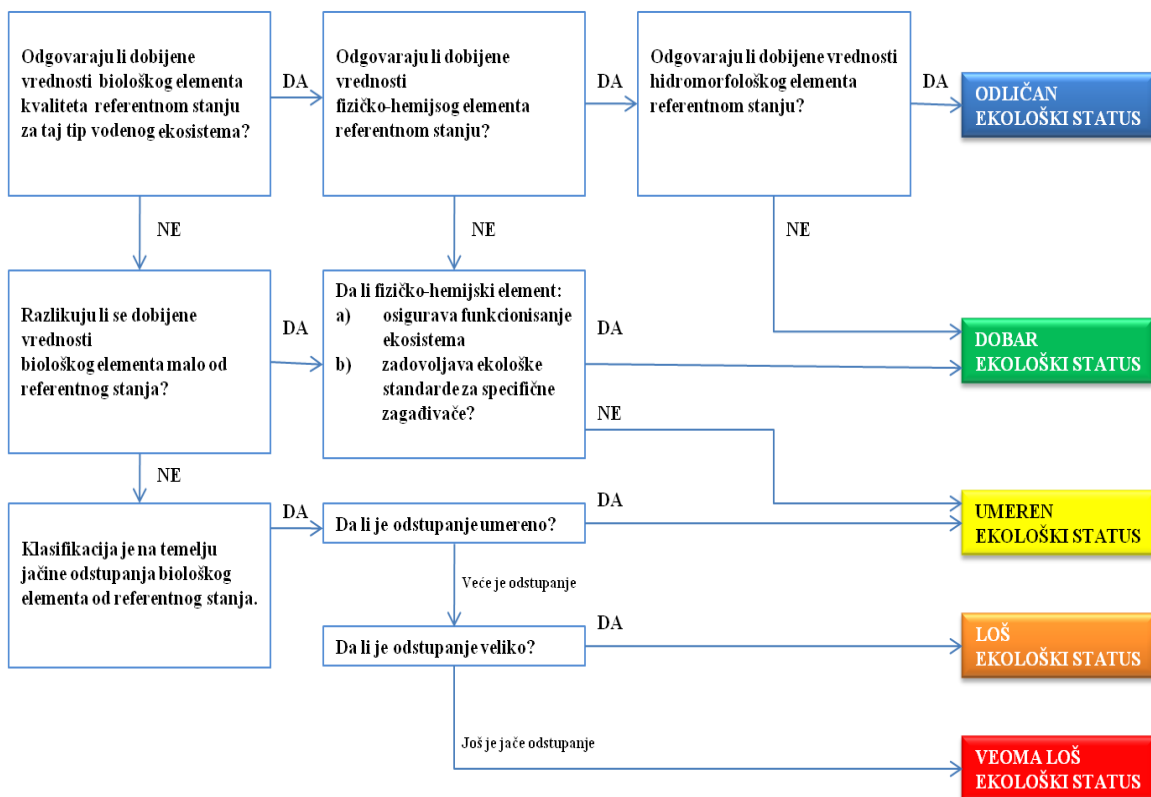
grupa bioloških elemenata upućuje na jedinstvenu klasu ekološkog statusa i ona se određuje na drugi način, na osnovu rezultujućih klasa svakog biološkog elementa. Konačna klasa ekološkog statusa vodenog ekosistema određuje se, kao što je već naznačeno, na drugi način. Na osnovu svega ovoga, jasno je da postoji nekoliko nivoa klasifikacije ekološkog statusa površinskih voda, pa se ekološki status prvo određuje na nivou parametra, zatim na nivou elemenata, i konačno, ekološki status određuje se za celokupni vodeni ekosistem (Slika 1.2.).



Slika 1.2. Nivoi klasifikacije ekološkog statusa površinskih voda (delom preuzeto od Denić i saradnika (2015) i delom od Van de Bund i Solimini (2006)).

1.2.1. Značaj bioloških elemenata pri proceni ekološkog statusa/potencijala površinskih voda sa posebnim akcentom na cijanobakterije i alge

Sama Direktiva grupu bioloških elemenata izdvaja kao najvažniju na osnovu čije se analize može dobiti celokupna slika stanja nekog vodenog ekosistema, jer prepoznaje značaj bioindikatora u praćenju i proceni kvaliteta i ekološkog stanja površinskih voda. Iz tog razloga, po prikazu odnosa elemenata koji se analiziraju pri proceni ekološkog statusa površinskih voda, na početnom mestu se nalazi grupa bioloških elemenata, dok su ostala dva elementa u službi podržavanja bioloških elemenata (Slika 1.3.).



Slika 1.3. Odnos bioloških, fizičko-hemijskih i hidromorfoloških elemenata kvaliteta u oceni ekološkog statusa površinskih voda (preuzeto od Denić i saradnika (2015)).

S obzirom da su živa bića prvi elementi vodenog ekosistema koji reaguju na promenu fizičkog i hemijskog kvaliteta vode, njihovo direktno izučavanje veoma je važno u detekciji i proceni negativnog ljudskog uticaja na ove ekosisteme (Ector i Rimet, 2005). Pošto određeni organizmi predvidivo reaguju na promene u sredini, biomonitoringom se svakako može oceniti i ekološki integritet nekog vodenog

ekosistema (Lavoie i sar., 2008). Biomonitoring vode bi podrazumevao korišćenje pogodnih bioindikatora u svrhu određivanja kvaliteta vode i njenog ekološkog statusa, pri čemu se bioindikatorima smatraju organizmi (delovi organizama ili njihove zajednice) koji pružaju informacije o kvalitetu sredine ili o stanju nekog ekološkog faktora sredine (Markert i sar., 2003). Značaj korišćenja bioindikatora u odnosu na hemijske i fizičke analize ogleda se u tome što oni pružaju precizniju sliku sveopšteg stanja nekog vodenog ekosistema, odgovarajući na istovremeno i udruženo delovanje čitavog niza ekoloških faktora sredine, čije promene često nisu dovoljne jačine i učestalosti da bi se mogle detektovati fizičkim i hemijskim analizama (Delgado i sar., 2012). Bioindikatorima mogu detektovati veći opseg različitih zagađujućih materija, ali i niže koncentracije istih, s obzirom da je njihov efekat kroz bioakumulaciju i biomagnifikaciju saglediv preko bioindikatora, za razliku od hemijskih analiza kojima se iste koncentracije ne mogu uočiti, jer se nalaze ispod limita detekcije (Moravcová i sar., 2013; Denić i sar., 2015). Hemijska merenja daju informaciju o trenutnom nivou određene supstance na samom mestu uzorkovanja, koji se značajno može razlikovati već nakon nekoliko sati ili na maloj udaljenosti od mesta uzorkovanja (Moravcová i sar., 2013). Za razliku od toga, bioindikatorima daju informaciju o stvarnom pritisku neke zagađujuće materije na živi svet u ispitivanom ekosistemu u kombinaciji sa svim ostalim ekološkim faktorima i o sposobnosti datog akvatičnog ekosistema da podrži i održi stabilnost i funkcionalnost života u njemu (Harding i sar., 2005). Pored toga što pruža pouzdanu i relativno brzu, biomonitoring pruža i relativno jeftinu procenu kvaliteta vode, za razliku od hemijskih analiza koje često mogu biti veoma skupe, a pri tom je i nemoguće obuhvatiti analizu svih zagađujućih supstanci (Taylor i sar., 2007). Sa druge strane, identifikacija vrsta zahteva visok nivo specifičnog znanja, a budući da je nivo znanja različit u institucijama zaduženim za monitoring površinskih voda, poređenje rezultata o biološkom kvalitetu voda može predstavljati problem. Ipak, može se reći da se biomonitoringom dobija realnija slika ekološkog stanja nekog ispitivanog ekosistema, a kako su organizmi upravo one komponente ekosistema čija se zaštita želi postići kako bi se ujedno očuvalo usklađeno funkcionisanje svakog ekosistema, njihovo direktno izučavanje omogućava i najbolje informacije o promenama uslova sredine.

U osnovi biomonitoringa i korišćenju bioindikatora je činjenica da će neki organizmi u zavisnosti od svojih preferencija ili tolerancije prema ekološkim faktorima

moći da opstanu na nekom staništu, za razliku od drugih koji, opet, zbog svojih autekoloških karakteristika neće moći da se razviju na tom istom staništu (Denić i sar., 2015). Pored toga, da bi neki organizam bio dobar indikator stanja nekog ekosistema, on mora posedovati određene karakteristike. Na prvom mestu, određeni ekološki faktor mora delovati na organizam, a najbolje je kada je taj organizam stenovalentan u odnosu na ispitivani ekološki faktor čime se povećava njegov bioindikatorski značaj (Odum, 1959). Međutim, stenovalentni taksoni najčešće nisu među najbrojnijim organizmima u nekoj zajednici, što otežava upotrebu bioindikatora u monitoringu. Sledeća bitna osobina dobrih indikatora je brzo reagovanje na promenu nekog ekološkog faktora u sredini, što prednost daje organizmima sa kratkim vremenom generacije (De la Rey i sar., 2008). Dobar bioindikator bi trebalo i da ima široku geografsku distribuciju i po mogućstvu da bude krupan. Tako, Rawson (1956) alge smatra nedovoljno dobrim bioindikatorima, s obzirom da su mikroskopskih veličina, pa po njemu, to što nisu detektovane na nekom staništu, ne znači da one tu i nisu zaista prisutne. Sa druge strane, Odum (1959) ističe da su zajednice u poređenju sa pojedinačnim vrstama, mnogo bolji indikatori stanja životne sredine. Pored toga, De la Rey i saradnici (2008) dodaju da je neophodno da određeni bioindikator reaguje na kumulativan uticaj većeg broja ekoloških faktora kako bi bio dobar indikator sveopšteg „zdravlja” nekog vodenog ekosistema, praveći paralelu sa telesnom temperaturom ili krvnim pritiskom koji ukazuju na zdravlje ljudi.

S obzirom da Direktiva prepoznaje značaj i neophodnost korišćenja bioindikatora prilikom utvrđivanja ekološkog stanja površinskih voda, akcenat stavlja na biološke elemente. Kako bi se odredio ekološki status/potencijal površinskih voda Direktiva zahteva analizu četiri osnovna biološka elementa u okviru grupe bioloških elemenata i to su: 1. cijanobakterije i alge, 2. makrofite, 3. makrozoobentos i 4. ribe. Svi navedeni biološki elementi analiziraju se na osnovu specifičnih parametara kakvi su posebno dizajnirani indeksi dobijeni na osnovu rezultata analize ovih elemenata ili se, jednostavno, posmatra njihov sastav vrsta, abundanca, biomasa ili neki drugi parametri.

Prvi biološki element, podeljen je na dve biološke grupe – fitoplankton i fitobentos, zbog značajnih razlika koje se javljaju među ovim dvema ekološkim grupama cijanobakterija i algi. U tom slučaju ukupno je pet bioloških grupa čija se analiza zahteva prilikom procene ekološkog statusa/potencijala površinskih voda po

Direktivi (fitoplankton, fitobentos, makrofite, makrozoobentos i ribe). S obzirom da cijanobakterije i alge igraju veoma značajnu ulogu u funkcionisanju svih akvatičnih ekosistema, izuzetno su važni indikatori biološkog integriteta i preovlađujućih ekoloških uslova u njima (U.S. EPA, 2002). Korišćenje ovog biološkog elementa možda ima i najdužu tradiciju u biomonitoringu, jer se još s početka XX veka veliki broj cijanobakterija i algi našao na indikatorskim listama korišćenih prilikom saprobiološke analize vode (Kolkwitz i Marsson, 1902, 1908, 1909). Jasno je da, kao fotosintetički organizmi, imaju važnu ekološku ulogu u kruženju supstance i prenosu energije vodenog ekosistema u kome se razvijaju, s obzirom da se nalaze u osnovi lanaca ishrane. Taksonomski sastav i biomasa cijanobakterija i algi osetljivi su i imaju predvidiv obrazac promene sa promenom mnogobrojnih ekoloških faktora, kao što su koncentracija nutrijenata u vodi, pH vrednost, provodljivost vode, organsko opterećenje, koncentracija pesticida i drugih zagađujućih supstanci i mnogi drugi (Round, 1981; Stevenson i sar., 1996), što je osnov da bi se preko njih mogli pratiti i oceniti negativni antropogeni uticaji. S obzirom da cijanobakterije i alge direktno odgovaraju na promenu mnogih ekoloških faktora sredine, imaju visoke stope disperzije, visoku stopu rasta i kratko vreme generacije (od jednog dana do nekoliko nedelja), veoma su važni indikatori i prvi reaguju na promene sredine u kojoj se nalaze, pa samim tim obezbeđuju i prve signale narušavanja iste (U.S. EPA, 2002; Kireta i sar., 2012; Moravcová i sar., 2013). Pored toga što prve reaguju, one obezbeđuju i veoma preciznu procenu stanja i promena koje se dešavaju u vodenoj sredini, jer se procena obično vrši na osnovu rezultata analize zajednice (fitoplankton i fitobentos) čije su one članovi, a njihove zajednice sastoje se iz velikog broja vrsta koje imaju različitu autekologiju i svaka je različito osetljiva na širok spektar ekoloških faktora (veliki broj vrsta je i stenovalentan prema nekom ekološkom faktoru). Sve to povećava značaj fitoplanktona i fitobentosa u biomonitoringu uslova akvatičnih sredina, jer su zajednice mnogo bolji indikatori uslova sredine od pojedinačnih vrsta (Odum, 1959). Još neke od prednosti korišćenja cijanobakterija i algi su što se one mogu lako kultivisati i gajiti u laboratorijskim uslovima i što je njihovo uzorkovanje jednostavno, jeftino i minimalno utiče na nastanjen živi svet.

Zbog svega navedenog, ne čudi činjenica da su fitoplankton i fitobentos odabrani kao neizostavne biološke grupe pri proceni ekološkog statusa/potencijala svih

površinskih akvatičnih ekosistema. Tako, utvrđivanje sličnosti taksonomskog sastava (ali i drugih karakteristika, npr. abundance, biomase ili zastupljenosti funkcionalnih grupa) fitoplanktona ili fitobentosa između referentnog i ispitivanog staništa, predstavlja najbolji pristup pri proceni biološkog integriteta nekog vodenog ekosistema, s obzirom da se među različitim tipovima vodenih ekosistema razlikuju preovlađujući ekološki faktori (svetlosni uslovi, provodljivost vode, pH vode, dostupnost nutrijenata i organskih materija, itd.), pa su i zajednice fitoplanktona i fitobentosa specifične i prilagođene uslovima koji vladaju u datom tipu ekosistema (U.S. EPA, 2002). Kao što je već naznačeno, karakterizacija zajednica fitoplanktona i fitobentosa specifičnih za referentno stanje datog tipa vodenog ekosistema često je nemoguća usled nepostojanja nenarušenih ekosistema određenog tipa, što predstavlja ozbiljan početni problem pri određivanju ekološkog statusa/potencijala površinskih voda. Druga otežavajuća okolnost je što upotreba fitoplanktona i fitobentosa podrazumeva izuzetno dobro poznavanje taksonomije za preciznu procenu ekološkog statusa površinskih voda (U.S. EPA, 2002; Rimet i Bouchez, 2012).

Monitoring i procena ekološkog statusa intenzivnije su sprovedeni na rekama, jezerima i akumulacijama, s obzirom da su to vodeni ekosistemi od kojih čovek direktno zavisi. Međutim, negativni antropogeni uticaji snažno se osećaju i u svim ostalim vodenim ekosistemima, pa se tako nikako ne smeju zanemariti ni vlažna staništa, čiji je značaj istaknut u prethodnom odeljku (1.1.). Član 1. Direktive, takođe, ističe značaj određivanja ekološkog statusa ovakvog tipa vodenih ekosistema, jer se kaže da je, između ostalog, svrha Direktive da uspostavi okvir zaštite i poboljša status svih akvatičnih ekosistema, ali i suvozemnih i močvarnih ekosistema koji su direktno zavisni od akvatičnih ekosistema.

1.2.2. Procena ekološkog statusa/potencijala površinskih voda u Srbiji

Svaka zemlja članica, kao i zemlje kandidati za ulazak u Evropsku uniju, dužne su da implementiraju Direktivu (kao i sve direktive koje iz nje proističu) u nacionalno zakonodavstvo. Shodno tome, aktivnosti na primeni Direktive u Srbiji počinju 2004. godine, kada se izrađuje tipologija voda i definišu se referentni uslovi za tekuće vode (Cakić i sar., 2007). U pokušaju da se odgovori zahtevima Direktive po pitanju

ekološkog statusa, tek 2011. godine objavljuje se dokument koji u zakonske okvire stavlja procenu ekološkog statusa površinskih voda na nivou Srbije i to je Pravilnik o parametrima ekološkog i hemijskog statusa površinskih voda i parametrima hemijskog i kvantitativnog statusa podzemnih voda (Sl. glasnik RS, br. 74/11) (u daljem tekstu Pravilnik). Ovaj podzakonski dokument propisuje parametre ekološkog i hemijskog statusa za reke, jezera i barsko-močvarne ekosisteme, parametre ekološkog potencijala za veštačke i značajno izmenjene vodene ekosisteme i parametre hemijskog i kvantitativnog statusa podzemnih voda, na osnovu kojih se za površinske i podzemne vode vrši ocena statusa. Što se tiče grupe bioloških elemenata u ovom Pravilniku ni u jednom tipu vodenih ekosistema ribe se ne nalaze kao biološki element koji je potrebno analizirati radi procene ekološkog statusa, ali se kao poseban element izdvaja mikrobiološki element (sa nekoliko parametara) koje Direktiva ne smatra relevantnim elementom za procenu ekološkog statusa površinskih voda. Međutim, ovo jeste jedini, za sada važeći, podzakonski dokument koji se bavi ekološkim statusom površinskih voda u Srbiji.

Dodatno, Srbija bi svoje zakonodavstvo i propise u oblasti životne sredine trebalo da uskladi sa zakonodavstvom Evropske unije. Poglavlje 27 ima za cilj da približi Srbiju ekološkim standardima Evropske unije, jer paket zakonodavstva Evropske unije uključen u Poglavlje 27 pruža Srbiji sveobuhvatan vodič za dostizanje najvišeg nivoa zaštite životne sredine i reagovanja na klimatske promene. Međutim, pomenuto poglavlje još nije otvoreno. Sa druge strane, u Srbiji je započet rad na Projektu nastavka implementacije Strategije o životnoj sredini (Howard i Semeniene, 2017) čiji rezultat treba da zadovolji zahteve Evropske unije u oblasti zaštite životne sredine u sektorima upravljanja vodama i upravljanja otpadom. Ceo Projekt podeljen je na deset Radnih grupa koje imaju ključnu ulogu u implementaciji Strategije o životnoj sredini i koje se bave određenim pitanjem životne sredine. Za oblast voda zadužene su četiri Radne grupe od kojih je svaka zadužena za implementaciju određene direktive u oblasti voda: Direktive o vodama (WFD, 2000/60/EC), Direktive o nitratima (91/676/EEC), Direktive o vodi za piće (98/83/EC) i Direktive o tretmanu komunalnih otpadnih voda (91/271/EEC). Pomenuti Projekt je podeljen na tri faze. Prva, početna faza, započeta je 31. oktobra 2016. godine. Obavljanjem svih zahtevanih aktivnosti i zadataka i donošenjem Početnog izveštaja (Howard i Semeniene, 2017) ova faza je

završena 24. decembra 2016. godine, kada počinje druga faza, faza implementacije Strategije o životnoj sredini. Druga faza trebalo bi da se završi pred kraj avgusta ili, najkasnije, pred kraj oktobra 2018. godine, kada bi trebalo da započne treća faza pomenutog Projekta u okviru koje se predstavljaju rezultati svake Radne grupe. Između ostalih, jedan od zadataka Radne grupe zadužene za implementaciju Direktive o vodama trebalo bi da bude revizija i poboljšanje postojećeg Pravilnika o parametrima ekološkog i hemijskog statusa površinskih voda i parametrima hemijskog i kvantitativnog statusa podzemnih voda (Sl. glasnik RS, br. 74/11) u skladu sa zahtevima Direktive o vodama (WFD, 2000/60/EC).

1.3. Algološki parametri pri proceni ekološkog statusa/potencijala površinskih voda

Cijanobakterije i alge predstavljaju jedan od četiri biološka elementa čiju analizu zahteva Direktiva pri proceni kvaliteta i ekološkog statusa/potencijala površinskih voda. U odnosu na druge zajednice i grupe organizama, cijanobakterije i alge su među organizmima najčešće korišćenim pri utvrđivanju fizičkih i hemijskih uslova vodenih sredina, pa predstavljaju i indikatore biološkog integriteta različitih tipova vodenih staništa (U.S. EPA, 2002). U odeljku 1.2.1. detaljnije je opisan njihov značaj i njihova vrednost u biomonitoringu površinskih vodenih ekosistema.

Ovaj biološki element, kao što je prethodno već napomenuto, sastoji se iz dve grupe, fitoplanktona i fitobentosa, a analiza obe ove biološke grupe se preporučuje pri proceni ekološkog statusa/potencijala stajaćih i sporotekućih voda, s obzirom da se fitoplankton ni ne razvija u brzotekućim vodama, dok se u plitkim, brzotekućim vodama ispituje samo fitobentos. Neke od osnovnih karakteristika ove dve ekološke grupe vodenih cijanobakterija i algi, kao i parametri koji se koriste za procenu ekološkog statusa/potencijala površinskih voda, a podrazumevaju ispitivanje fitoplanktona i fitobentosa, biće izložene u daljem tekstu.

1.3.1. Fitoplankton

Plankton se može definisati kao zajednica vodenih organizama nevidljivih golim okom koja naseljava vodeni stub površinskih vodenih ekosistema od njihove površine do dna i koji su po prirodi stajaći ili sporotekući ekosistemi. Planktonski organizmi su, obično, pasivno nošeni vodom, mada je među njima veliki broj onih koji se aktivno kreću. Po Wetzel-u (1975), plankton je grupa mikroskopski sitnih organizama koji ili uopšte ne poseduju, ili poseduju ograničenu sposobnost kretanja, pa je njihova distribucija, manje ili više, zavisna od pokreta vode. Iako postoje različite definicije planktona, ono što je važna karakteristika ove ekološke grupe organizama je da njeni članovi nemaju kontakt sa bilo kakvim supstratom u vodi. U odnosu na grupe organizama koje ulaze u sastav planktona, on se može podeliti na: bakterioplankton (bakterije), fitoplankton (cijanobakterije i alge), mikoplankton (gljive) i zooplankton (životinje). Tako, fitoplankton čini samo jednu komponentu planktona, a u njegov sastav ulaze cijanobakterije i alge, najvažniji primarni proizvođači mnogih vodenih ekosistema. Stoga, ukoliko se u daljem tekstu upotrebi sintagma „fitoplanktonska zajednica”, ona se, u stvari, odnosi samo na fotosintetičku komponentu planktonske zajednice (isti je slučaj i sa sintagmom „fitobentosna zajednica” koja je samo fotosintetička komponenta bentosne zajednice). Fitoplankton, kao fotosintetička komponenta planktonske zajednice, razvija se i opstaje u vodenom stubu od površine do donje granice fotične zone nekog akvatičnog ekosistema, s obzirom da je članovima ove zajednice svetlost neophodna za obavljanje procesa fotosinteze.

Razvoj fitoplanktona nalazi se pod uticajem velikog broja abiotičkih i biotičkih ekoloških faktora. Da bi se fitoplankton uopšte razvio u nekom vodenom ekosistemu, neophodno je da brzina toka vode nije prevelika, pa se zato razvoj fitoplanktona vezuje za različite tipove stajaćih i sporotekućih vodenih ekosistema. Pored toga, sastav i distribucija fitoplanktona zavisni su i od svetlosnih uslova (odgovarajući intenzitet i kvalitet svetlosti), od temperature, količine nutrijenata, količine organske materije i još čitavog niza različitih ekoloških faktora. Stoga, fitoplankton pokazuje prostornu i vremensku varijabilnost sastava i distribucije, upravo usled sezonske i prostorne promenljivosti ekoloških faktora koji utiču na njegov razvoj.

Pod pojmom eufitoplanktona ili holofitoplanktona podrazumevaju se pripadnici cijanobakterija i algi koje čitav svoj životni ciklus provode u slobodnoj vodi. Pored eufitoplanktonskih elemenata, u sastav fitoplanktona često ulaze i elementi merofitoplanktona i tihofitoplanktona, posebno u plitkim vodenim ekosistemima. Merofitoplankton uključuje cijanobakterije i alge koje deo svog životnog ciklusa provode kao bentosni, a drugi deo kao planktonski organizmi (Wehr i Descy, 1998). Za razliku od njega, tihofitoplankton obuhvata cijanobakterije i alge koje su izvorno bentosne (u koje se ubrajaju i epifitski i epizoični taksoni), ali se u nekom trenutku otkaçe od supstrata i nađu suspendovane u slobodnoj vodi obično pod dejstvom nekog mehaničkog uticaja ili jačih pokreta vode (John i sar., 2002).

S obzirom da fitoplankton čine fotoautotrofni vodeni organizmi, jasno je da se on nalazi u osnovi lanaca ishrane, da je važna karika u procesima kruženja supstance i prenosa energije i da doprinosi celokupnom funkcionisanju vodenog ekosistema u kom se razvija. Pripadnici fitoplanktona imaju kratak životni ciklus što im omogućava da brzo reaguju na promene ekoloških faktora u vodi koju naseljavaju. Tako promena nekog ekološkog faktora uslovljava relativno brzu promenu kvalitativnog i kvantitativnog sastava fitoplanktona uslovljenu različitim autekološkim karakteristikama članova ove zajednice. Tada taksoni osetljivi na nastalu promenu smanjuju svoju brojnost ili potpuno nestaju, dok taksoni tolerantni na promenu počinju da se pojavljuju i/ili povećavaju svoju brojnost. Pored toga, kvalitativni i kvantitativni sastav fitoplanktona daje uvid o stvarnom stanju sredine, jer ova komponenta planktonske zajednice svojim sastavom i drugim osobinama odgovara na uticaj udruženog efekta velikog broja ekoloških faktora koji međusobno mogu imati sinergističko ili antagonističko dejstvo ili su nezavisni (Harding i sar., 2005). Sve to čini fitoplankton dobrim bioindikatorom preovlađujućih uslova u vodenom ekosistemu koji ujedno daje korisne informacije o njegovom kvalitetu.

Brz i predvidiv odgovor fitoplanktona koji se ogleda u karakteristikama njegovog kvalitativnog i kvantitativnog sastava, ovu ekološku grupu fotosintetičkih vodenih organizama izdvaja kao veoma pogodnu biološku grupu sa potencijalom korišćenja pri proceni stanja i ekološkog integriteta onih vodenih ekosistema u kojima se razvija.

Takođe, važno je pomenuti i posebnu zajednicu cijanobakterija i algi koja se označava kao **metafiton** i karakteristična je za plitke vodene ekosisteme. Metafiton se u ovakvim ekosistemima razvija među gusto razvijenom makrofitskom vegetacijom ili u uzanoj litoralnoj zoni dubokih voda, gde je voda plitka i svetlost prodire do dna, a razvijene su makrofite (Round, 1981; U.S. EPA, 2002). Po Stevenson-u i saradnicima (1996) neophodni uslovi za razvoj metafitona su visok nutritivni status vode i plitak, ali stabilan vodeni stub koji obezbeđuju vodene makrofite. Ako su ovi uslovi ispunjeni, **epifiton** (fotosintetički organizmi razvijeni na površini makrofita) se može razviti do te mere da se veoma lako otkači sa površine makrofita i formira gustu mrežu cijanobakterija i algi (metafitona) koji se sada nalazi u slobodnoj vodi plitkog vodenog stuba od njegove površine do dna, mada se često pojavljuje i kao skrama na samoj površini vode (Stevenson i sar., 1996). Ova specifična zajednica plitkih akvatičnih ekosistema uključuje eufitoplanktonske, merofitoplanktonske i tihofitoplanktonske cijanobakterije i alge. U zajednici metafitona gotovo uvek su prisutne trihalne cijanobakterije i alge koje stvaraju, kao što je rečeno, isprepletane niti u vidu mreže među makrofitama, pa samim tim uslovljavaju i veoma specifično mikrostanište za čitavu ovu zajednicu. Metafiton je obično zajednica sa većom biomasom (Stevenson i sar., 1996) i većim diverzitetom u odnosu i na planktonsku i na bentosnu zajednicu (Round, 1981), a predstavlja i značajan izvor elemenata fitoplanktona. U vodenom ekosistemu u kom se razvija, ova zajednica postojaće sve dok su uslovi stabilni i dok su odsutni fizički poremećaji sredine (Stevenson i sar., 1996).

1.3.1.1. Fitoplankton posmatran u svetlu funkcionalnih grupa

Od davnina je postojala težnja da se kompleksnost živog sveta sagleda u što jednostavnijem obliku svrstavajući slične vrste u posebne grupe na osnovu određenih kriterijuma i vodeći se, pri tome, činjenicom da različite vrste u različitim zajednicama mogu imati slične uloge, što govori o njihovoj istoj ekološkoj funkciji. Spajanjem vrsta sa istom ulogom nastaju ekološke grupe koje se, definisane na taj način, nazivaju funkcionalnim grupama. Grupisanje vrsta na osnovu odnosa ishrane predstavlja prvi pokušaj svrstavanja vrsta u funkcionalne grupe na ekosistemskom nivou i početak u korišćenju funkcionalnih pristupa. Kasnije, funkcionalni pristupi se primenjuju u

ekologiji biljaka i ekologiji životinja i do danas su dosta dobro razvijeni i široko korišćeni (Salmaso i sar., 2015).

Fitoplankton predstavlja izuzetno raznovrsnu, polifiletsku komponentu zajednice planktona koju čine mnogobrojne autotrofne cijanobakterije i alge. Predstavници fitoplanktona imaju kratko generacijsko vreme i zbog toga predstavljaju najdirektnije i najpreciznije indikatore promenljivih sredinskih uticaja unutar određenog akvatičnog ekosistema (Carvalho i sar., 2013). U skladu sa gore navedenim, i razvoj ekoloških kategorija fitoplanktona i njihova upotreba pri opisivanju i razumevanju vremenskog i prostornog variranja sastava fitoplanktona započinje pre par decenija, a osnovni cilj bio je razvoj sistema klasifikacije koji će biti osetljiv na promene sredinskih faktora, kako na npr. eutrofikaciju, tako i na sezonske fluktuacije ekoloških faktora.

Posmatranje i grupisanje fitoplanktonskih vrsta na osnovu taksonomskog kriterijuma svakako pruža najviše informacija o određenom uzorku i ne može se zameniti ni jednom funkcionalnom klasifikacijom. Ipak, sa ekološke tačke gledišta, taksonomska klasifikacija ima par nedostataka. S jedne strane, često je veoma teško sagledati i objasniti distribuciju fitoplanktonskih organizama duž trofičkog ili nekog fizičkog gradijenta usled izuzetno velikog broja taksona, iako je do nekih generalnih obrazaca distribucije fitoplanktonskih organizama moguće doći upotrebom malog broja viših taksonomskih kategorija, kao što su razdeli (npr. dominacija cijanobakterija u eutrofnim i toplim akvatičnim ekosistemima). Sa druge strane, upotreba taksonomskih kategorija iznad nivoa vrsta, sa ekološkog aspekta, često je beznačajna, jer se u sklopu iste, više taksonomske kategorije mogu naći vrste sa različitim ekološkim adaptacijama, kao što se i iste ekološke adaptacije mogu javiti kod vrsta koje su filogenetski udaljene usled konvergentne evolucije (Salmaso i sar., 2015).

Fitoplanktonske vrste razvijaju različite strategije kao odgovor na sredinske faktore, pa se tako vrste razlikuju po morfološkim (veličina, oblik) i fiziološkim (nutritivni status, stopa tonjenja) karakteristikama koje utiču na bazične procese (funkcionalne osobine) kao što su rast, usvajanje nutrijenata, tonjenje organizama, izbegavanje predatora (Reynolds, 2006). Međutim, u poređenju sa pojedinačnim odgovorima vrsta, funkcionalne grupe koje okupljaju vrste sa istim ili sličnim funkcionalnim osobinama nude bolje razumevanje toga kako zajednica reaguje na sredinu i obrnuto (Souza i sar., 2008).

Funkcionalne osobine utiču na distribuciju i abundancu fitoplanktonskih organizama u vremenu i prostoru i zavise od osobina akvatičnog ekosistema, kao što i od osobina svakog pojedinačnog akvatičnog ekosistema zavisi kakva će biti distribucija i gustina fitoplanktona i kakve će funkcionalne osobine članovi ove zajednice imati, što znači da pojava i uspeh određene vrste u akvatičnom ekosistemu zavisi od samih funkcionalnih osobina date vrste, kao i od preovlađujućih biotičkih i abiotičkih faktora unutar datog akvatičnog ekosistema (Cellamare i sar., 2013).

Shodno svemu gore navedenom i u ekologiji fitoplanktona teži se korišćenju funkcionalnih pristupa, pa se tako u poslednjih par decenija razvija veliki broj netaksonomskih sistema funkcionalne klasifikacije koji kategorizuju fitoplanktonske organizme na osnovu različitih osobina i funkcija u različit broj funkcionalnih grupa. Salmaso i saradnici (2015) navode sve do sada razvijene sisteme funkcionalne klasifikacije koji su našli svoju primenu i koriste se pri istraživanju fitoplanktona. Autori daju kratak opis svakog sistema i ukazuju na mogućnost njihove primene, izdvajajući prednosti i ističući nedostatke svakog od njih.

Generalno govoreći, postoje dva pristupa u razvoju funkcionalnih klasifikacija fitoplanktona, a to su dinamički i deduktivni. Dinamički pristup podrazumeva definisanje funkcionalnih grupa i njihovih članova na osnovu sličnog dinamičkog ponašanja grupe vrsta, što znači da određene vrste pokazuju istu sezonsku dinamiku koja je rezultat sličnog odgovora na set ekoloških faktora. Deduktivni pristup podrazumeva unapred definisane funkcionalne grupe sa *a priori* određenim kriterijumima (morfološki, fiziološki, ekološki), pa se pripadnost određene vrste nekoj funkcionalnoj grupi određuje na osnovu toga da li ispunjava ili ne kriterijume koji su svojstveni datoj funkcionalnoj grupi (Salmaso i Padisák, 2007).

Svi do sada razvijeni sistemi funkcionalne klasifikacije mogu objasniti po neki aspekt prostornog i vremenskog variranja distribucije fitoplanktona, mada njihova efikasnost varira u zavisnosti od broja i karakteristika funkcionalnih osobina koje koriste pri razdvajanju pojedinačnih funkcionalnih grupa. Tako, postoje sistemi koji koriste mali broj osobina za razdvajanje funkcionalnih grupa i koji su praktični, ali iz tog razloga i manje efikasni, dok postoje i veoma kompleksni sistemi koji uzimaju u obzir veliki broj osobina, pa su samim tim i efikasniji u opisivanju razlika sastava fitoplanktona i objašnjavanju veze sastava fitoplanktona i ekoloških faktora. U

zavisnosti od toga na koja pitanja želimo da dobijemo odgovore, pravilan odabir određenog sistema funkcionalne klasifikacije je presudan.

Kao osnovni kriterijumi pri razdvajanju funkcionalnih grupa fitoplanktona, u do sada razvijenim sistemima funkcionalne klasifikacije, koriste se morfološke osobine (oblik, veličina, zapremina, itd.), fiziološke osobine (način ishrane, usvajanje nutrijenata, itd.) i taksonomija. Pored bioloških i taksonomskih kriterijuma, bitne su i ekološke karakteristike: fenologija, osetljivost prema određenim ekološkim faktorima i mnoge druge. Neki od sistema primenjuju samo jednu grupu kriterijuma, dok su drugi složeniji i upotrebljavaju kriterijume iz različitih grupa.

Na ovom mestu osvrnućemo se samo na opis najčešće i najšire korišćenih sistema funkcionalne klasifikacije fitoplanktona, a to su:

- a) Funkcionalna klasifikacija (Reynolds i sar., 2002), sa funkcionalnim grupama - **FG** (eng. *Functional Groups*).
- b) Morfo-funkcionalna klasifikacija (Salmaso i Padisák, 2007), sa morfo-funkcionalnim grupama - **MFG** (eng. *Morpho-Functional Groups*)
- c) Funkcionalna klasifikacija bazirana na morfologiji (Kruk i sar., 2010), sa funkcionalnim grupama zasnovanim na morfologiji - **MBFG** (eng. *Morphologically Based Functional Groups*).

a) Funkcionalne grupe (FG) po Reynolds-u i saradnicima (2002)

Sistem koji, pored bioloških osobina, za definisanje funkcionalnih grupa u razmatranje uzima i ekološko-funkcionalne karakteristike fitoplanktonskih organizama (fenologiju, osetljivost na svetlost, temperaturu, koncentraciju pojedinih supstanci u vodi, pritisak predatora) je sistem funkcionalne klasifikacije koji predlažu Reynolds i saradnici (2002). Autori su se vodili činjenicom da su zajednice pouzdaniji indikatori uslova u staništu, nego što je to samo prisustvo ili odustvo pojedinačnih vrsta. Sistem koji su razvili je jedan od najšire i najčešće korišćenih pri ekološkim istraživanjima fitoplanktona, a utro je put i poslužio kao dobra baza za razvoj mnogih drugih sistema klasifikacije. Pored toga, ovaj sistem je dalje razvijen za potrebe procene ekološkog statusa jezera (Padisák i sar., 2006) i reka (Borics i sar., 2007) u Mađarskoj.

Navedeni tip funkcionalne klasifikacije u osnovi je baziran na dinamičkom pristupu, jer se pri razdvajanju i definisanju funkcionalnih grupa vodilo činjenicom da

određene vrste koegzistiraju pod istim setom ekoloških faktora i imaju istu sezonsku dinamiku, mada ovaj tip funkcionalne klasifikacije uključuje i neke elemente deduktivnog pristupa.

Na osnovu ogromnog ličnog iskustva o fitoplanktonskim organizmima i fitoplanktonskih istraživanja grupe jezera u severnoj Engleskoj, Reynolds (1980) objedinjuje alge koje koegzistiraju i imaju sličnu sezonsku dinamiku u pojedinačne grupe. Takve grupe algi odvaja od drugih grupa i daje im identitet asocijacije. U početku on razlikuje 14 takvih asocijacija, koje označava kodonima i obeležava ih slovima alfabetu. Usledile su kritike zbog toga što su kodoni smatrani „asocijacijama“, jer iako neke vrste imaju slične adaptacije i pokazuju slične optimume za niz ekoloških faktora, gotovo nikad se ne pojavljuju istovremeno na određenom lokalitetu. Iz tog razloga za kodone je uveden nov naziv - „Funkcionalne grupe“ ili kraće FG, da bi se izbeglo korišćenje termina „asocijacije“. Tako, funkcionalnu grupu ili kodon predstavlja skup vrsta sa sličnim morfološkim i fiziološkim osobinama, kao i sa sličnom sezonskom dinamikom i ekološkim prohtevima. One su polifiletske, jer se vrste svrstavaju u određenu funkcionalnu grupu na osnovu strukturnih adaptacija i funkcionalnih uloga, a ne na osnovu filogenije.

Dve decenije kasnije, tačnije 2002. godine, Reynolds i saradnici povećavaju početni broj kodona na oko 30, a potom sledi doba intenzivne primene ovog sistema klasifikacije. Usled primećenih pogrešnih svrstavanja vrsta i uočenih loših interpretacija rezultata, javila se potreba za revizijom postojećeg sistema. Zato Padisák i saradnici 2009. godine još jednom povećavaju broj kodona na oko 40, dajući detaljniji i precizniji opis staništa i ekoloških faktora odgovornih za definisanje funkcionalnih grupa, a ukazuju i na pogrešna svrstavanja taksona i loše interpretacije. Kao rezultat rada svih pomenutih autora nastao je sistem u kome su za svaki kodon, tj. funkcionalnu grupu dati opis staništa, trofički stupanj, istaknuto je na koje faktore su vrste unutar datog kodona osetljive i koje faktore tolerišu, a pored toga navedene su i reprezentativne vrste čije funkcionalne osobine omogućavaju da se one nađu u određenom kodonu i, obično, svi taksoni jedne funkcionalne grupe pokazuju sličnu sezonsku dinamiku.

Korišćenjem funkcionalnih grupa lakše je razumeti i predvideti distribuciju i dinamiku prirodnih populacija fitoplanktona, jer će se u sredini sa ograničavajućim ekološkim faktorima razviti vrste koje su svojim funkcionalnim osobinama najbolje

prilagođene datom sklopu ekoloških uslova. Tako je, koristeći funkcionalne grupe, moguće porediti sastav fitoplanktona različitih akvatičnih sistema, npr. različitih reka (Stanković i sar., 2012), a moguće je i sagledati vremensku dinamiku zajednice fitoplanktona unutar jednog akvatičnog ekosistema (Naselli-Flores i Barone, 2012).

Međutim, u sistemu funkcionalnih grupa po Reynolds-u i saradnicima (2002) i Padišák i saradnicima (2009), pored dobro opisanih osobina staništa, trofičkog stanja i osetljivosti vrsta prema ekološkim faktorima, uključivanje vrsta koje do sada nisu smeštene u odgovarajući kodon zahteva ogromno znanje u oblasti taksonomije i autekologije fitoplanktonskih organizama, tako da je ceo sistem izuzetno subjektivan i sklon pogrešnom svrstavanju vrsta. Iako poseduje nedostatke, sistem funkcionalnih grupa po Reynolds-u ostaje najčešće korišćen sistem funkcionalne klasifikacije u ekološkim studijama fitoplanktona.

b) Morfo-funkcionalne grupe (MFG) po Salmaso i Padišák (2007)

Još jedan sistem funkcionalne klasifikacije koji pored morfoloških osobina uzima u obzir taksonomiju i neke od funkcionalnih osobina je sistem Morfo-funkcionalne klasifikacije koji predlažu Salmaso i Padišák (2007) ili kraće MFG. Ovaj sistem razvijen je deduktivnim pristupom, jer su funkcionalne grupe formirane *a priori* koristeći unapred određene osobine koje utiču i doprinose funkcionalnim procesima i ekološkim karakteristikama vrsta (Salmaso i Padišák, 2007). Kriterijumi za razdvajanje funkcionalnih grupa su morfometrijske, strukturne i funkcionalne osobine koje zajedno utiču na ekološke karakteristike vrsta, kao i taksonomija (prisustvo bičeva, potencijalna miksotrofija, zahtevi prema nutrijentima, ćelijska organizacija, veličina ćelija, oblik ćelija, prisustvo galertnih omotača i taksonomija). Ovi kriterijumi za definisanje funkcionalnih grupa izabrani su kao najjači selektivni faktori koji će izdvojiti najснаžnije kompetitore u sredinama sa specifičnim setom ekoloških ograničenja (Weithoff, 2003). Sistem MFG sadrži ukupno 31 funkcionalnu grupu koje su obeležene arapskim brojevima i malim slovima alfabetu, a sistem je organizovan u formi dihotomo granatog ključa, što umnogome olakšava svrstavanje vrsta u odgovarajuću MFG-u.

Morfo-funkcionalni sistem klasifikacije fitoplanktona je našao svoje mesto u ekološkim studijama fitoplanktona i zajedno sa FG-ama po Reynolds-u često se koristi, posebno pri istraživanjima sastava fitoplanktona i njihovog poređenja u različitim

jezerima. Može se reći da se ovaj sistem nalazi na prelazu funkcionalne klasifikacije (FG) po Reynolds-u i funkcionalne klasifikacije zasnovane na morfologiji (MBFG) po Kruk i saradnicima (2010). On ne zahteva informacije o fenologiji vrsta, kao ni informacije o staništu i trofičkom stanju date sredine kao što je slučaj kod FG-a, ali se ne bazira ni na čisto morfološkim osobinama kao što je slučaj sa MBFG-ma. Sve ovo čini sistem MFG u određenim slučajevima manje efikasnim u poređenju sa FG-ma i efikasnijim u poređenju sa MBFG-ma zbog broja i karaktera osobina koje se koriste za razdvajanje funkcionalnih grupa, kao i zbog samog broja funkcionalnih grupa u sistemu.

c) Funkcionalne grupe zasnovane na morfologiji (MBFG) po Kruk i saradnicima (2010)

Svrstavanje vrsta u odgovarajuće funkcionalne grupe na osnovu fizioloških, određenih funkcionalnih ili ekoloških osobina često je veoma težak proces zbog nedostupnosti podataka, pa je razvijen i niz sistema klasifikacije koji koriste druge biološke osobine koje su lakše uočljive. Takav je i sistem funkcionalne klasifikacije zasnovane na morfologiji ili kraće MBFG koji predlažu Kruk i saradnici (2010). On se u svojoj osnovi bazira na deduktivnom pristupu, a kao osnovni kriterijum za razdvajanje grupa koristi samo morfološke karakteristike taksona.

Naime, Kruk i saradnici (2010) polaze od činjenice da morfologija verno oslikava funkcionalne osobine fitoplanktonskih organizama, jer stopa rasta, stopa tonjenja, efikasnost usvajanja nutrijenata i svetlosti, kao i uspešnost izbegavanja predatora veoma snažno zavise od morfoloških osobina fitoplanktonskih organizama (Salmaso i Padisák, 2007). Zato, MBFG pristup kao osnovne kriterijume za razdvajanje i definisanje funkcionalnih grupa koristi samo 9 morfometrijskih i strukturnih osobina fitoplanktonskih organizama (zapremina, površina, maksimalna dužina ćelije, odnos površine i zapremine, prisustvo gasnih vakuola (aerotopa), prisustvo heterocisti, bičeva, galertnog i silifikovanog omotača).

Koristeći podatke o preko 700 fitoplanktonskih vrsta iz više od 200 jezera raspoređenih od subpolarnih do tropskih regiona, autori razdvajaju i definišu 7 funkcionalnih grupa algi zasnovanih na morfologiji (MBFG) obeležavajući ih rimskim brojevima. Neke grupe su taksonomski homogene, dok druge sadrže predstavnike iz nekoliko razdela. Tako su cijanobakterije i zelene alge zastupljene u nekoliko grupa,

dok su ostali razdeli našli svoje mesto unutar samo jedne grupe. S obzirom da ovaj sistem funkcionalne klasifikacije koristi samo morfološke karakteristike, ne zahteva posebno poznavanje taksonomije i ekologije pojedinačnih vrsta, pa je iz tog razloga praktičniji, primenljiviji i može se uspešno koristiti pri rutinskim analizama sastava fitoplanktona. Međutim, baš zbog toga što se oslanja samo na morfologiju, manje je efikasan u određenim ekološkim studijama fitoplanktona u odnosu na sisteme klasifikacije koji koriste više različitih osobina kao kriterijum za razdvajanje i definisanje funkcionalnih grupa. Kod funkcionalne klasifikacije zasnovane na morfologiji pokazano je da su morfološke karakteristike dobro korelisane sa funkcionalnim osobinama, kao što su stopa rasta, stopa tonjenja, efikasnost usvajanja nutrijenata, efikasnost izbegavanja predatora, kao i sa veličinom populacije i biomasom (Kruk i sar., 2010), pa se tako funkcionalne osobine razlikuju među različitim funkcionalnim grupama ovog sistema klasifikacije. Sve ovo opravdalo je polaznu osnovu ovog sistema klasifikacije da je funkcija organizma usko povezana sa morfologijom. Kasnije, Kruk i Segura (2012) ustanovili su i određene ekološke faktore koji utiču na prisustvo određene MBFG, pa tako predlažu i opis staništa za svaku grupu.

Prednosti ovog sistema koje se mogu istaći su njegova objektivnost i relativno jednostavna primena, jer ne zahteva specijalna znanja o taksonomiji, fiziologiji i ekologiji prisutnih vrsta, što je od izuzetnog značaja kada takve osobine nisu ni poznate za određenu vrstu. Svrstavanje taksona u funkcionalne grupe olakšano je samom organizacijom ovog sistema u vidu dihotomo granatog ključa. Pored toga, ovaj sistem omogućava svrstavanje iste vrste u različite funkcionalne grupe u zavisnosti od primećene morfologije date vrste. Naime, poznato je da ista vrsta u zavisnosti od preovlađujućih ekoloških faktora može imati različite osobine. Tako se npr., kod predstavnika cijanobakterija iz reda Nostocales heterociste razvijaju u sredinama gde je azot limitirajući faktor, dok te iste vrste ne razvijaju heterociste u sredini bogatoj azotom, što svakako govori o njihovoj različitoj ulozi u ekosistemu. Po sistemu MFG obe ove jedinke bile bi smeštene u istu funkcionalnu grupu, dok sistem MBFG omogućava da se ovakve jedinke razdvoje u dve funkcionalne grupe. Sve je to postignuto nezavisnošću sistema od taksonomije (Kruk i sar., 2010).

Cilj svih sistema funkcionalne klasifikacije bio je da se stvori sistem grupisanja cijanobakterija i algi koji bi poslužio za definisanje i što bolje razumevanje dinamike određenih grupa fitoplanktonskih organizama u odnosu na promene ekoloških faktora i koji bi poslužio pri proceni dominantnih taksona u određenom akvatičnom ekosistemu na osnovu preovlađujućih ekoloških faktora u njemu. Osobine zajednice se bolje mogu razumeti, a i njima se lakše može upravljati, ukoliko su organizmi svrstani u grupe na osnovu sličnih karakteristika i sličnog ponašanja (Salmaso i Padisák, 2007).

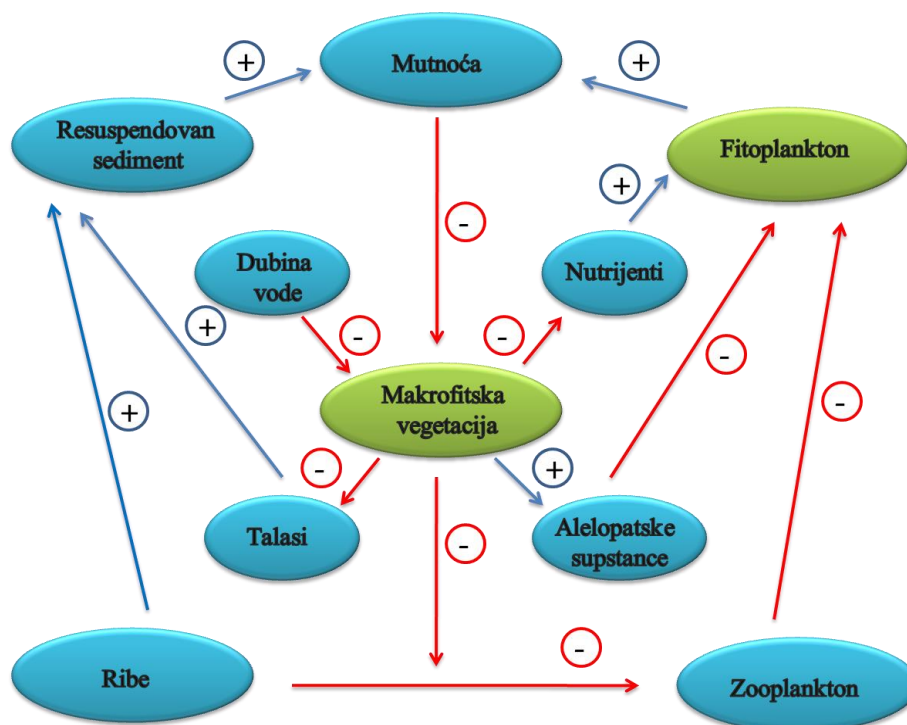
Iako sva tri, gore navedena, sistema klasifikacije fitoplanktona imaju svoje prednosti i mane, mogu poslužiti kao korisna alatka pri ekološkim studijama fitoplanktona sa manjom ili većom efikasnošću u zavisnosti od toga na koja pitanja želimo da dobijemo odgovore, s tim da se sistem funkcionalnih grupa po Reynolds-u i saradnicima (2002) najčešće koristi. Korišćenjem sistema funkcionalnih klasifikacija olakšana je komunikacija među naučnicima, jer su se dugi taksonomski spiskovi sveli na znatno manji broj funkcionalnih grupa, pa je razumevanje strukture, vremenske i prostorne distribucije i dinamike fitoplanktona postalo jednostavnije.

1.3.1.2. Odnos vodene makrofitske vegetacije i fitoplanktona

Fotosintetičku komponentu svakog plitkog vodenog ekosistema, pored mikroskopskih cijanobakterija i algi, čine i vodene makrofite koje mogu biti prisutne u manjem ili većem broju. Pod pojmom makrofita podrazumevaju se sve krupne, golim okom vidljive alge, mahovine, vodene paprati i vaskularne biljke koje žive delimično ili u potpunosti u vodi. Naseljavajući ista staništa, cijanobakterije i alge sa jedne strane i makrofite sa druge, stupaju u najrazličitije odnose, među kojima su kompetitivni odnosi izuzetno važni. Nutrijenti i svetlost predstavljaju najvažnije resurse od kojih zavisi odnos ove dve grupe organizama. Sa druge strane, plitki, stajaći vodeni ekosistemi čine tipične entitete gde se, na najbolji način, može sagledati i definisati odnos makrofitske vegetacije i fitoplanktona. Upravo se posmatrajući odnos i razvijenost pomenute dve grupe organizama u navedenom tipu ekosistema, dolazi do saznanja da se ovakvi tipovi ekosistema, duž gradijenta koncentracije nutrijenata, mogu naći u dva alternativna ravnotežna stanja. Prvo je stanje sa čistom vodom, dobro razvijenom makrofitskom vegetacijom i malom biomasom fitoplanktona, dok drugo stabilno stanje podrazumeva

zamućenu vodu, sa gusto razvijenim fitoplanktonom i odsustvom ili tek neznatnim razvojem makrofitske vegetacije. Ovo saznanje, uočeno mnogo ranije, pretočeno je u teoriju o alternativnim stabilnim stanjima plitkih stajaćih ekosistema koja jednostavno i slikovito opisuje mehanizme nastanka i održavanja nekog od dva pomenuta stabilna stanja i upućuje na glavne obrasce promene jednog stanja u drugo (Scheffer i sar., 1993; Scheffer i van Nes, 2007).

Čitava teorija bazira se na mnogobrojnim ekološkim mehanizmima, ali centralno mesto predstavlja negativna sprega između submerzne vegetacije i zamućenosti (Slika 1.4.). Tako, prisustvo vegetacije promoviše čistu vodu, dok zamućenost sprečava razvoj submerzne vegetacije utičući, prvenstveno, na smanjenje prodora svetlosti. Oba stabilna stanja su samoodrživa brojnim mehanizmima sve do trenutka pojave nekog intenzivnog spoljašnjeg uticaja koji može pomeriti ravnotežu ka drugom stabilnom stanju. Šematski prikaz svih glavnih učesnika povezanih pozitivnim i negativnim povratnim spregama koji stupaju u složene odnose unutar nekog plitkog vodenog ekosistema i utiču na uspostavljanje i održavanje jednog od dva stabilna stanja, prikazan je na Slici 1.4. (preuzeto od Scheffer i saradnika (1993)).

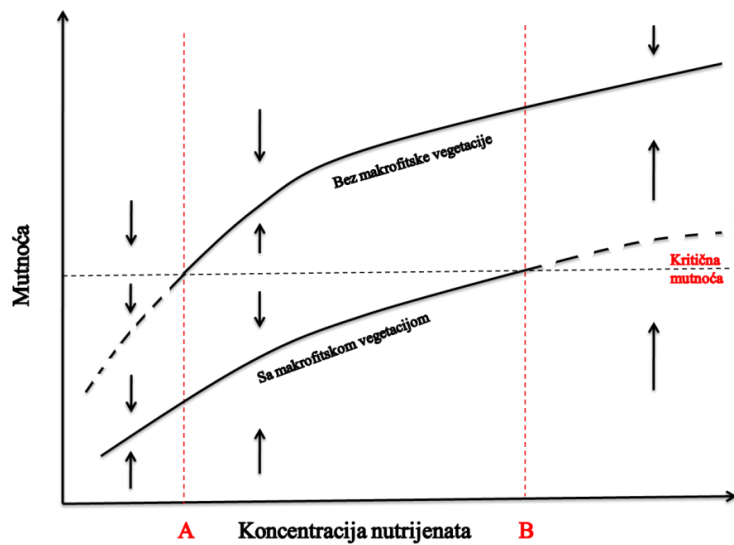


Slika 1.4. Pozitivne i negativne veze među faktorima odgovornim za održavanje alternativnih stabilnih stanja u plitkim jezerima (preuzeto od Scheffer i saradnika (1993)).

Na koji to način makrofite utiču na održavanje stabilnog stanja vodenog ekosistema sa čistom vodom? Na prvom mestu, makrofite koriste nutrijente za svoj rast i razvoj, pa je u tom slučaju dostupnost nutrijenata fitoplanktonu smanjena, a gusto razvijen fitoplankton svakako utiče na povećanje zamućenosti vode. Dodatno, makrofite izlučuju i različite alelopatske supstance koje mogu imati supresorni efekat na fitoplankton. Prisustvo makrofita smanjuje i resuspenziju materijala sa dna učvršćujući ga, a sa druge strane kada su makrofite prisutne, smanjen je i uticaj talasa na podizanje tog istog materijala sa dna koji povećava mutnoću vode. Pored toga, fitoplanktivorni zooplankton među makrofitama pronalazi sklonište od planktivornih riba, pa je u situaciji kada su makrofite prisutne, zooplankton brojniji i uspeva uspešno da reguliše gustinu fitoplanktona održavajući je na niskom nivou (Scheffer i sar., 1993; Scheffer i van Nes, 2007).

Nasuprot navedenom, usled odsustva makrofita talasi i ribe neometano utiču na podizanje sedimenta sa dna čime se voda dodatno zamućuje i na taj način smanjuje se količina svetlosti koja dopire do dna, a potrebna je makrofitama. U takvoj situaciji, povećanje nutrijenata u sistemu usloviće sve bujniji razvoj fitoplanktona koji opet utiče na porast mutnoće vode i smanjuje mogućnost pojave makrofitske vegetacije. Brz razvoj fitoplanktona omogućen je i smanjenim pritiskom zooplanktona kojeg regulišu planktivorne ribe. One u isto vreme i recikliraju nutrijente, pa se dostupnost nutrijenata fitoplanktonu povećava. Zbog svega ovoga, pri istoj koncentraciji nutrijenata, od prisustva i gustine makrofita zavisice da li će plitak vodeni ekosistem biti zamućen ili ne i da li će fitoplankton biti gusto razvijen ili ne.

Presudnu ulogu u generisanju i održavanju nekog od ravnotežnih stanja imaju količina nutrijenata i stepen zamućenosti datog vodenog ekosistema (Grafik 1.1., preuzeto od Scheffer i saradnika (1993)). Generalno, postoje tri scenarija koja su moguća pri različitim nivoima zamućenosti i različitim nivoima količine nutrijenata (prvi od početka koordinatnog sistema do tačke A, drugi od tačke A do B i treći od tačke B do kraja na Grafiku 1.1. duž gradijenta koncentracije).



Grafik 1.1. Grafički prikaz teorije o alternativnim stabilnim stanjima u plitkim jezerima (u osnovi preuzeto od Scheffer i saradnika (1993)).

Ideje koje leže u osnovi grafičkog prikaza teorije o alternativnim stanjima su da vegetacija smanjuje zamućenost, da makrofitska vegetacija nestaje iz ekosistema ukoliko se pređe kritični prag mutnoće i da se mutnoća povećava sa povećanjem koncentracije nutrijenata u sistemu zbog povećanog rasta fitoplanktona (Scheffer i van Nes, 2007). Tako, pri niskim koncentracijama nutrijenata u plitkom vodenom ekosistemu moguće je samo ravnotežno stanje čiste vode sa gustim razvojem makrofita (od početka koordinatnog sistema do tačke A na Grafiku 1.1.). Sa daljim povećanjem koncentracije nutrijenata do određenog nivoa, postoji mogućnost za uspostavljanje oba ravnotežna stanja (na Grafiku 1.1. od tačke A do tačke B). Raspon koncentracije nutrijenata pri kojem su moguća oba alternativna stanja je veći u slučaju manjih i plićih vodenih ekosistema (Scheffer i van Nes, 2007), što znači da će u njima prisustvo makrofita stabilizovati stanje čiste vode do relativno visokih koncentracija nutrijenata. Zato što dubina i veličina nekog vodenog ekosistema jesu bitni faktori koji utiču na kritične tačke čitavog sistema, plići i manji vodeni ekosistemi imaju veću verovatnoću da se nađu u stabilnom stanju sa čistom vodom od dubljih i većih pri istoj koncentraciji nutrijenata. Nastavak povećanja količine nutrijenata u sistemu uticaće na to da jedino moguće stanje bude stanje zamućene vode sa gustim razvojem fitoplanktona (od tačke B na Grafiku 1.1.). Pored kritičnih tačaka A i B na Grafiku 1.1., koje govore o količini nutrijenata značajnoj za održavanje jednog ili drugog ravnotežnog stanja, kritična

zamućenost predstavlja drugi značajan parametar od koga zavisi u kom stabilnom stanju će se vodeni ekosistem naći. Kritična zamućenost presudnu ulogu igra pri opsegu koncentracije nutrijenata u kom su moguća oba ravnotežna stanja, jer će duž ovog opsega od nivoa zamućenosti zavisiti u kom stabilnom stanju će se dati vodeni ekosistem zaista i naći (Grafik 1.1.). Tako je stabilno stanje koje podrazumeva čistu vodu najosetljivije pri zamućenosti koja se nalazi blizu kritične i na koncentracijama nutrijenata koje su blizu tačke B, jer je u toj situaciji dovoljan i mali spoljašnji uticaj da se sistem poremeti i pređe u ravnotežno stanje sa zamućenom vodom, posle čega je vraćanje u prethodno stanje otežano.

Svakako je jasno i da su tačke A i B i kritična zamućenost sa Grafika 1.1. promenljive veličine i da se njihove vrednosti razlikuju od sistema do sistema, zbog čega je svaki ekosistem priča za sebe. Generalno, uticaj na vrednost ovih veličina i održavanje stabilnog stanja sa čistom vodom (koje je poželjno) imaju promene količine nutrijenata, dubina i veličina datog vodenog ekosistema, njegova prostorna heterogenost, fluktuacije nivoa vode i klimatskih uslova bilo direktno ili indirektno, biomanipulacija, kao i mnogi drugi faktori (Scheffer i sar., 1993; Scheffer i van Nes, 2007). Pored toga, promene jednog u drugo stabilno stanje uglavnom nisu nagle kao što grafički prikaz pretpostavlja, već je najčešće reč o postepenoj smeni dominantne fotosintetičke zajednice datog vodenog ekosistema. Sve u svemu, i pored nedostataka, teorija o alternativnim stanjima plitkih vodenih ekosistema veoma dobro opisuje generalne mehanizme nastanka i održavanja nekog od dva pomenuta stabilna stanja i ukazuje na glavne principe promene jednog stanja u drugo, pojednostavljujući složene odnose velikog broja faktora i zavisnih promenljivih datog sistema.

U svakom slučaju, u svakom plitkom vodenom ekosistemu u kome se razvija makrofitska vegetacija, njen uticaj na fitoplankton se ne bi smeo zanemariti.

1.3.1.3. Fitoplankton kao parametar za procenu ekološkog statusa/potencijala površinskih stajaćih i sporotekućih voda

Opsežna istraživanja fitoplanktona i uočene pravilnosti u njegovoj strukturi i dinamici u zavisnosti od kvaliteta vodene sredine u kojoj se razvija, istakla su ovu zajednicu kao veoma pogodnu biološku komponentu za procenu stanja i ekološkog

integriteta površinskih vodenih ekosistema i to prvenstveno stajaćih voda. Imajući u vidu samu prednost bioloških parametara, kao i činjenicu da je reč o zajednici koja se nalazi u osnovi lanaca ishrane svih stajaćih i sporotekućih voda, da pripadnici ove grupe imaju kratko vreme generacije i, shodno tome, brzo i predvidivo odgovaraju na promene ekoloških faktora u staništu u smislu promene strukture i gustine fitoplanktonske zajednice, dovoljni su uslovi da i Direktiva prepozna fitoplankton kao neizostavnu biološku grupu za procenu ekološkog statusa/potencijala površinskih voda.

Tokom vremena razvijale su se različite metode procene kvaliteta vode na osnovu fitoplanktona koje su se oslanjale na određene karakteristike ove specifične i veoma važne komponente svakog vodenog ekosistema. Te metode uključuju analizu gustine i biomase fitoplanktona, određivanje koncentracije hlorofila *a* i/ili se ispituje struktura pomenute zajednice u smislu dominantnih i indikatorskih vrsta u odnosu na neki vid zagađenja. Tako bi i po Direktivi prilikom ispitivanja fitoplanktona trebalo uključiti sastav vrsta ove zajednice, njenu gustinu ili biomasu, kao i učestalost pojave i intenzitet cvetanja algi. Naravno, svi ovi parametri trebalo bi da budu posmatrani u odnosu na referentno, tj. očekivano stanje karakteristično za dati vodeni ekosistem koji se ispituje. Najzgodnije i najlakše bi bilo koristiti samo jedan indeks koji bi uključivao sve pomenute osobine fitoplanktona. Međutim, takav indeks nije lako definisati. Iz tog razloga, od davnina, izazov naučnika koji se bave ovom tematikom, predstavlja kreiranje sveobuhvatnog indeksa koji bi na najbolji način opisao odnos između osobina fitoplanktona i kvaliteta površinskih vodenih ekosistema. S tim u vezi razvijen je i popriličan broj multiparametarskih indeksa koji koriste rezultate analize fitoplanktonske zajednice i na osnovu njih ukazuju na kvalitet ispitivane vode (Pasztaleniec i Poniewozik, 2010; Padišák i sar., 2006). Takođe, u svrhu ispitivanja kvaliteta vode, koriste se i indeksi diverziteta, saprobni indeksi, Carlson-ov trofički indeks (Carlson, 1977) i mnogi drugi, koji mogu dati korisne informacije o stanju vodenog ekosistema, a podrazumevaju analizu fitoplanktona. Međutim, iako se mnogi od ovih indeksa koriste i danas, ni jedan od njih nije standardizovan i široko prihvaćen u celom svetu.

U novije vreme, kako bi se izašlo u susret zahtevima Direktive, razvijena su dva indeksa čija se upotreba, za sada, čini opravdanom i ekološki zasnovanom s obzirom da uopšteno razmatraju i strukturu i biomasu fitoplanktona, da rezultate iskazuju preko Odnosa Ekološkog Kvaliteta (EQR, eng. *Ecological Quality Ratio*) i da su dizajnirani

tako da imaju petostepenu skalu rezultujućih vrednosti koja se lako može prevesti u sistem pet klasa ekološkog statusa koji Direktiva smatra relevantnim (Paształeniec i Poniewozik, 2010). To su Indeks fitoplanktonskih grupa (Q indeks, eng. *The assemblage index*) (Padisák i sar., 2006) i Nemački multiparametarski indeks fitoplanktona (PSI indeks, eng. *The German Phyto-See-Index*) (Mischke i sar., 2008).

Indeks fitoplanktonskih grupa (Padisák i sar., 2006) prvenstveno je razvijen u Mađarskoj za potrebe procene ekološkog statusa jezera, prethodno razvrstanih u osam različitih tipova, a sa ciljem da se ispune zahtevi Direktive i iskoristi ekološki zasnovana klasifikacija fitoplanktona, čije je korišćenje u poslednje vreme intenzivirano u istraživanjima fitoplanktona. S obzirom da se zasniva na funkcionalnoj klasifikaciji fitoplanktona, prethodno razvrstavanje fitoplanktonskih taksona u odgovarajuće funkcionalne grupe je neizostavan korak u određivanju navedenog indeksa, a pri tom se podrazumeva funkcionalna klasifikacija po Reynolds-u i saradnicima (2002). Autori ovog indeksa polaze od činjenice da funkcionalne grupe fitoplanktona mnogo bolje oslikavaju ekološko stanje akvatične sredine u poređenju sa samim spiskom prisutnih taksona ili indeksa koji su osetljivi samo na određeni aspekt narušavanja akvatične sredine. Izračunavanje Q indeksa zasniva se na sumiranju proizvoda relativnog udela svake funkcionalne grupe u ukupnoj biomasi fitoplanktona i odgovarajućeg broječnog faktora koji je određen za svaku funkcionalnu grupu posebno u okviru svakog tipa jezera na osnovu znanja i iskustva autora samog indeksa. Najveće vrednosti ovog broječnog faktora imaju kodoni koji su karakteristični za referentno stanje u određenom tipu vodenog ekosistema, dok kodoni koji ukazuju na izmenjeno stanje imaju niže vrednosti ovog faktora. Kao što je ranije pomenuto, Q indeks razvijen za jezera, poslužio je kao osnova i za kreiranje sličnog Q_r indeksa za reke (Borics i sar., 2007). Q_r indeks se bazira na istim principima i izračunava se na isti način kao i Q indeks, sa razlikom u određivanju broječnog faktora koje, i u ovom slučaju, nije generalizovano i zasnovano je na stručnoj proceni eksperata. Korišćenje Indeksa fitoplanktonskih grupa pri proceni ekološkog statusa akvatičnih ekosistema ima niz prednosti (Padisák i sar., 2006; Borics i sar., 2007). Na prvom mestu on je ekološki baziran, jer polazi od činjenice da prisutne funkcionalne grupe najvernije oslikavaju uslove sredine. Osetljiv je i omogućava praćenje promena uslova sredine, tako što su funkcionalne grupe čvrsto povezane sa specifičnim uslovima sredine. Sposoban je da ustanovi dejstvo različitih

antropogenih uticaja istovremeno, što znači da ne daje prioritet samo jednom parametru, već je njegova vrednost rezultat opšteg stanja u sredini. On istovremeno daje podatke i o promeni trofičkog stanja, promeni saprobnog stanja, zakišeljavanju, zaslanjivanju ili pojavi toksičnih materija u datom ekosistemu, a može se koristiti u svakom ekoregionu, što ga čini primenljivim na globalnom nivou. Pored mnogih dobrih strana Q indeksa, postoji i nekoliko poteškoća koje vrlo često mogu otežati njegovu upotrebu pri proceni ekološkog statusa akvatičnih ekosistema. Na prvom mestu stoji činjenica da je neophodno izuzetno dobro poznavanje taksonomije cijanobakterija i algi. Svrstavanje taksona u odgovarajuću funkcionalnu grupu je tek drugi korak koji sledi nakon prvobitne precizne identifikacije i procene biomase svih pojedinačnih vrsta prisutnih u uzorku. To zahteva upotrebu mnogobrojne literature za identifikaciju koja, pri tom, često nije ni dostupna. Ako se problemi identifikacije i prevaziđu, nedovoljno poznata ili potpuno nepoznata autekologija određenih taksona može otežati svrstavanje taksona u odgovarajući kodon, posebno onih taksona kojima pripadnost nekoj funkcionalnoj grupi prethodno nije određena. Pored navedenog, određivanje brojčanog faktora je subjektivno i zasnovano isključivo na mišljenju eksperata, pa bi ovaj segment zahtevao uspostavljanje objektivnijeg kvalifikacionog sistema. Sve navedeno komplikuje upotrebu ovog indeksa koji bi trebalo da posluži brzom proceni ekološkog statusa vodenih ekosistema. Međutim, uopšteno govoreći, Q indeks uključuje analizu biomase fitoplanktona, analizu njegove strukture preko funkcionalnih grupa koje su ekološki bazirane, a numerički faktor koji se dodeljuje svakoj funkcionalnoj grupi prisutnoj u uzorku opisuje očekivanost pojave svake te grupe u određenom tipu površinske vode, tako da se preko ovog faktora u obzir uzima i referentno stanje ispitivanog vodenog ekosistema. Ovako dizajniran indeks u potpunosti odgovara prethodno navedenim zahtevima Direktive, pa se njegova buduća upotreba čini izuzetno prihvatljivom.

Nemački indeks fitoplanktona ili kraće PSI (eng. *Phyto-See-Index*) je multiparametarski indeks kreiran u toj zemlji za potrebe procene ekološkog statusa jezera po zahtevima Direktive (Mischke i sar., 2008). Uključuje tri obavezna parametra, a to su: „biomasa fitoplanktona”, „algalne klase” i „indeks fitoplanktonskih taksona” ili kraće PTSI (eng. *Phytoplankton-Taxa-Seen-Index*). Pre izračunavanja pomenutih pojedinačnih parametara potrebnih za izračunavanje PSI indeksa, neophodno je definisati tip jezera koje se ispituje, a po nemačkoj klasifikaciji jezera su razvrstana na

14 tipova (Mathes i sar., 2002), s tim da postoje i podtipovi kreirani na osnovu karakteristične fitoplanktonske zajednice (Nixdorf i sar., 2005). Parametar „biomasa fitoplanktona” računa se kao aritmetički prosek ukupne biomase fitoplanktona, koncentracije hlorofila *a* i maksimalne vrednosti hlorofila *a*. Izračunavanje parametra „algalne klase” uključuje računanje dva ili tri pojedinačna parametra u zavisnosti od tipa jezera, a podrazumeva određivanje biomase određenih razdela/klasa ili procentualnog udela određenih razdela/klasa u ukupnoj biomasi fitoplanktona. Parametar PTSI služi određivanju trofičkog statusa ispitivanog jezera i zasniva se na odgovarajućoj listi indikatorskih taksona ustanovljenoj za svaki tip jezera. Svaki indikatorski takson sa ovih lista ima svoju trofičku vrednost i faktor ponderisanja koji opisuje koliko se konstantno dati takson pojavljuje u vodi datog trofičkog statusa. Na osnovu ovih vrednosti i vrednosti za klasu brojnosti datog indikatorskog taksona koju određuju autori ovog indeksa na osnovu biomase pojedinačnog indikatorskog taksona, računa se vrednost PTSI parametra. Dodatno, krajnja vrednost PTSI parametra se dobija poredeći dobijenu vrednost i unapred određenu referentnu vrednost datog parametra za odgovarajući tip jezera. Konačno, sam PSI indeks se određuje sumiranjem vrednosti sva tri dobijena parametra uz odgovarajuće faktore ponderisanja koji služe podešavanju njihovih vrednosti i koje autori ovog indeksa određuju za svaki pomenuti parametar posebno za svaki tip jezera. S obzirom da PSI indeks, slično kao i ranije pomenuti Q indeks, uključuje razmatranje biomase fitoplanktona, poredi trenutne uslove sa odgovarajućim referentnim uslovima ispitivanog vodenog ekosistema, njegove rezultujuće vrednosti se lako mogu prevesti u sistem pet klasa ekološkog statusa, zahtevi Direktive su ispunjeni i, shodno tome, postoji potencijal korišćenja i ovog indeksa pri proceni ekološkog statusa jezera u budućim ispitivanjima.

Naša zemlja je, takođe, pokušala da odgovori zahtevima Direktive po pitanju procene ekološkog statusa/potencijala površinskih voda, kako je već naglašeno, uvođenjem Pravilnika o parametrima ekološkog i hemijskog statusa površinskih voda i parametrima hemijskog i kvantitativnog statusa podzemnih voda (Sl. glasnik RS, br. 74/11) - Pravilnik. Prilikom procene ekološkog statusa/potencijala stajaćih i sporotekućih vodenih ekosistema po ovom Pravilniku na osnovu fitoplanktona, upotreba indeksa baziranih na analizi fitoplanktona je isključena, ali se u razmatranje uzimaju brojnost i biomasa (ili hlorofil *a*) ove zajednice, kao i procenat zastupljenosti određenih

grupa (Cyanobacteria i Euglenophyta) koje mogu ukazati na stepen zagađenja ispitivane vode. Vrednosti svih pomenutih parametara koje određuju granice pojedinih klasa ekološkog statusa/potencijala razlikuju se za različite tipove površinskih voda i dobijene su poređenjem sa vrednostima parametara u referentnom ekosistemu istog tipa, pa se na početku određivanja ekološkog statusa/potencijala nekog vodenog ekosistema prvo mora odrediti kom tipu vodenog ekosistema on pripada. Na osnovu poređenja dobijenih vrednosti parametara fitoplanktona ispitivanog vodenog ekosistema i graničnih vrednosti svakog parametra za svaku pojedinačnu klasu ekološkog statusa/potencijala određenih Pravilnikom moguće je određeni vodeni ekosistem svrstati u odgovarajuću klasu ekološkog statusa/potencijala na koju upućuju rezultati analize fitoplanktona. U Pravilniku se i opisno navode osobine fitoplanktona karakteristične za odličan, dobar i umeren ekološki status reka, jezera i barsko-močvarnih ekosistema (Tabela 1.1.).

Tabela 1.1. Opisno prikazane osobine fitoplanktona za odličan, dobar i umeran ekološki status reka, jezera i barsko-močvarnih ekosistema preuzete iz Pravilnika.

		Fitoplankton
Ekološki status	Odličan	Taksonomski sastav fitoplanktona potpuno, ili gotovo potpuno, odgovara neporemećenim uslovima. Struktura zajednice fitoplanktona potpuno, ili gotovo potpuno, odgovara neporemećenim uslovima. Zajednica fitoplanktona ne utiče značajno na uslove prozirnosti za dati tip voda.
	Dobar	Beleže se male promene u sastavu i strukturi zajednice fitoplanktona u odnosu na zajednice tipične za neporemećene uslove. Te promene ne utiču na povećanje produkcije algi, koje bi dovelo do poremećaja ravnoteže u zajednicama, ili do promena fizičko-hemijskog kvaliteta vode ili nanosa. Moguće je povremeno, kratkotrajno cvetanje planktona.
	Umeren	Sastav planktona umereno se razlikuje od tipičnih zajednica. Abundanca umereno odstupa od one koja je tipična za neporemećene uslove i može izazvati poremećaje vrednosti drugih bioloških i fizičko-hemijskih elemenata kvaliteta. Moguće je umereno povećanje učestalosti i intenziteta cvetanja planktona. Moguća je pojava dugotrajnog cvetanja u letnjim mesecima.

1.3.2. Fitobentos

Po Direktivi, pored fitoplanktona, zahteva se i upotreba fitobentosa prilikom procene ekološkog statusa površinskih voda. Fitobentos predstavlja fotosintetičku komponentu bentosne zajednice koja podrazumeva zajednicu formiranu na nekom supstratu koji se nalazi na dnu vodenog ekosistema (Stevenson i sar., 1996). Širi pojam od pojma bentos, bio bi **perifiton**, koji uključuje sve zajednice koje se formiraju na nekom supstratu potopljenom u vodi i koji ne mora nužno da se nađe na dnu vodenog ekosistema (Stevenson i sar., 1996). U sastav fitobentosa ulaze različite cijanobakterije i alge, ali su silikatne alge najčešće izučavana komponenta fitobentosa i mnoge zemlje smatraju da su silikatne alge dovoljne za procenu kvaliteta vode, zanemarujući prisustvo drugih grupa algi (Poikane i sar., 2016). Izuzetak čine Austrija, Bugarska, Hrvatska, Češka Republika i Nemačka koje koriste i ostale pripadnike fitobentosa pored silikatnih algi, kao i Norveška koja koristi samo pripadnike koji nisu iz grupe silikatnih algi prilikom ispitivanja kvaliteta tekućih voda, dok se za jezera, za sad, u svim zemljama koriste samo silikatne alge pri analizi fitobentosa (Poikane i sar., 2016).

Tako, razmatranje samo silikatnih algi u okviru fitobentosa, ostaje najšire korišćen pristup pri analizi fitobentosne zajednice, pa je analiza bentosnih silikatnih algi, kao bioindikatora stanja vodenih ekosistema, postala neizbežan i neizostavan deo monitoringa reka i potoka. Pored monitoringa reka i potoka, u poslednje vreme bentosne silikatne alge koriste se sve češće i pri proceni stanja jezera, akumulacija i vlažnih staništa (Simkhada i sar., 2006; Ács, 2007; Lane i Brown, 2007; Venkatachalapathy i sar., 2013). Metode analize silikatnih algi u velikoj meri jesu standardizovane (metode uzorkovanja, pravljenja trajnih preparata i kvalitativne i kvantitativne analize uzoraka), ali se ipak određeni stepen nepouzdanosti dobijenih rezultata može javiti kao posledica izbora supstrata sa kog se uzorkuju silikatne alge, različite metode korišćene prilikom njihovog prebrojavanja i različitog nivoa stručnosti osobe koja vrši analizu (Besse-Lototskaya i sar., 2006). Svakako bi, pri proceni stanja i ekološkog statusa nekog vodenog ekosistema, izvore nepouzdanosti rezultata analize bentosnih silikatnih algi trebalo svesti na najmanju moguću meru.

Veliki broj autora ističe silikatne alge kao izuzetno dobre indikatore stanja i kvaliteta nekog vodenog ekosistema (Van Dam i sar., 1994; Laušević i Nikitović, 1996;

Ector i Rimet, 2005; Harding i sar., 2005; Bellinger i sar., 2006; Lane i Brown, 2007; Potapova i Charles, 2007; De la Rey i sar., 2008; Lavoie i sar., 2008; Kireta i sar., 2012; Moravcová i sar., 2013; Venkatachalapathy i sar., 2013). Postavlja se pitanje zašto se silikatne alge smatraju tako značajnim bioindikatorima vodenih ekosistema i koje njihove osobine ih čine dobrim indikatorima? Na prvom mestu silikatne alge su primarni proizvođači, veoma važna komponenta svakog ekosistema koja proizvodi organsku supstancu, pa samim tim učestvuju u kruženju supstance i prenosu energije u ekosistemu u kom se nalaze. Čine prvu kariku lanaca ishrane u svim vodenim ekosistemima. Kosmopolitskog su rasprostranjenja i naseljavaju sve tipove vodenih ekosistema, a prisutne su tokom cele godine. Nastanjuju različite površine pod vodom, pa se tako u rekama i potocima javljaju kao članovi zajednice bentosa (epilitske - na kamenu i stenama; epipsamne - na peskovitoj podlozi; epipelne - na muljevitoj podlozi), kao epizoične (na životinjama) i epifitske (na makrofitskoj vodenoj vegetaciji), a u stajaćim i sporotekućim vodama ulaze i u sastav planktonske zajednice. Silikatne alge veoma brzo odgovaraju na promene u vodenom ekosistemu, jer imaju kratko vreme generacije koje prosečno iznosi oko dve nedelje. Samim tim obezbeđuju rane upozoravajuće signale narušavanja sredine i omogućavaju da se na vreme otkriju tek nastale promene u datom vodenom ekosistemu. Za razliku od većine drugih grupa vodenih organizama koji se koriste kao indikatori u monitoringu površinskih voda, silikatne alge uglavnom imaju dobro poznate ekološke valence za mnogobrojne faktore sredine, a pri tome je za veliki broj vrsta opseg tolerancije prema određenim faktorima sredine uzak, što povećava njihov značaj u bioindikaciji. Dobro poznate autekološke karakteristike vrsta podrazumevaju da su za njih određeni opsezi tolerantnosti u odnosu na saprobnost, salinitet, eutrofikaciju (koncentraciju fosfata i nitrata u vodi), pH vrednost vode, teške metale i mnoge druge faktore i oblike zagađenja. Na osnovu tih dobro poznatih autekoloških karakteristika velikog broja taksona silikatnih algi (pogotovo ako su stenovalentne prema određenim ekološkim faktorima) omogućena je procena trenutnog stanja nekog vodenog ekosistema, jer se određena zajednica silikatnih algi u nekom staništu prilagođava preovlađujućim uslovima i oslikava kumulativni efekat svih ekoloških faktora koji u datom trenutku deluju. Sa druge strane, promena faktora sredine dovodi i do promene sastava i drugih osobina ove zajednice, zbog čega su silikatne alge dobri indikatori narušavanja vodenog ekosistema. Pored

procene trenutnog stanja, silikatne alge vrlo dobro služe i predviđanju i rekonstrukciji stanja vodenog ekosistema u određenom prošlom periodu. Naime, rezultati analiza silikatnih algi iz sedimenta određene starosti u nekom vodenom ekosistemu mogu poslužiti za procenu njegovog tadašnjeg stanja, s obzirom da je ćelijski zid silikatnih algi izgrađen od nereaktivnog silicijum-dioksida (SiO_2) što mu omogućava da ostane dobro očuvan tokom dugog vremenskog perioda. Priroda ćelijskog zida omogućava i laku izradu trajnih preparata silikatnih algi posebnim tehnikama čime je obezbeđeno njihovo dugo čuvanje, ali i provera i revizija rezultata, s obzirom da preparati mogu biti višestruko pregledani.

Na osnovu izloženih osobina silikatnih algi, one se sa punim pravom smatraju značajnim bioindikatorima stanja i ekološkog integriteta kako reka i potoka na prvom mestu, tako i svih drugih površinskih vodenih ekosistema (Harding i sar., 2005). Tako se analizom silikatnih algi dobija jedinstvena slika nekog vodenog ekosistema, jer floristički sastav zajednice silikatnih algi, relativna zastupljenost prisutnih taksona i druge osobine ove zajednice veoma dobro reflektuju opšte stanje, ekološki integritet i sam kvalitet vode (Taylor i sar., 2007). Vodeći se činjenicom da se zajednica silikatnih algi menja sa promenom ekoloških faktora u staništu, posebno onih faktora koji ukazuju na zagađenje, i da su promene osobina ove zajednice predvidive (zbog različite autekologije taksona), monitoring površinskih voda širom sveta je sve češće zasnovan na analizi bentosne zajednice silikatnih algi.

1.3.2.1. Silikatne alge kao komponenta fitobentosa i kao parametar za procenu ekološkog statusa/potencijala površinskih voda

Povećanje antropogenog pritiska na vodene ekosisteme koje neminovno dovodi do njihovog zagađenja, a nekad i do potpune destrukcije, iznedrilo je razvoj i upotrebu velikog broja indeksa i parametara koji koriste rezultate analize zajednice silikatnih algi koja na te promene reaguje (Bellinger i sar., 2006; Lane i Brown, 2007). Takvi indeksi služe relativno brzoj proceni ekološkog statusa reka i potoka na prvom mestu, ali sve češće i jezera i vlažnih staništa (Lane i Brown, 2007). Pri tom su iskazani u numeričkoj formi, što obezbeđuje bolju uporedivost rezultata u odnosu na same spiskove prisutnih taksona. Generalno, postoje dve grupe indeksa koje koriste silikatne alge u proceni

kvaliteta i ekološkog integriteta vodenih ekosistema i to su sa jedne strane indeksi diverziteta i, sa druge strane, indeksi koji se zasnivaju na autekološkim osobinama taksona silikatnih algi (Tang i sar., 2006; De la Rey i sar., 2008; Blanco i sar., 2012). Korišćenje indeksa diverziteta zasniva se na pretpostavci da različiti antropogeni pritisci dovode do pada diverziteta usled smanjenog prisustva netolerantnih taksona (Blanco i sar., 2012). Svakako, gubitak diverziteta živog sveta nekog vodenog ekosistema ostavlja na njemu trag u vidu smanjene otpornosti i elastičnosti na različite promene u sredini, a gubi se i sam ekološki integritet datog vodenog ekosistema (Nautiyal i Verma, 2009). U tom smislu, visok diverzitet silikatnih algi ukazao bi na stabilan ekosistem (De la Rey i sar., 2008). Međutim, veza između diverziteta i parametara sredine koji upućuju na zagađenje i eutrofikaciju nije potpuno jasna kao što se pretpostavlja. Tako, između diverziteta sa jedne strane i zagađenja i eutrofikacije sa druge strane može postojati linearna veza (i pozitivna i negativna), unimodalna veza (kada se maksimalan diverzitet javlja pri umerenom zagađenju i eutrofikaciji), a može se desiti da veza između ova dva parametra nije predvidiva ni značajna (Blanco i sar., 2012). Nejasan odnos indeksa diverziteta i nebioloških parametara koji ukazuju na stanje nekog vodenog ekosistema učinili su indekse diverziteta nepogodnim parametrima u proceni ekološkog integriteta slatkovodnih ekosistema. Pogodnijim parametrima koji koriste rezultate analize bentosne zajednice silikatnih algi u proceni ekološkog statusa ovih ekosistema smatraju se indeksi druge grupe, tj. različiti dijatomi indeksi (Bellinger i sar., 2006; De la Rey i sar., 2008). Tako je kao baza za uvođenje dijatomnih indeksa pri dijagnostifikovanju i proceni ekološkog integriteta slatkovodnih ekosistema iskorišćena činjenica da prisustvo, brojnost i relativna zastupljenost indikatorskih taksona silikatnih algi u nekom vodenom ekosistemu verno oslikava stanje najvažnijih fizičkih i hemijskih parametara koji na tom mestu vladaju (Blanco i sar., 2012). Naime, kao što je napomenuto, mnogobrojni taksoni silikatnih algi imaju uske ekološke valence za različite ekološke faktore i brzo, precizno i predvidivo reaguju na njihovu promenu u staništu, što ih čini idealnim bioindikatorima (Ector i Rimet, 2005; De la Rey i sar., 2008). Iz tog razloga, udružen uticaj svih ekoloških faktora koji deluju u datom vodenom ekosistemu usloviće postojanje specifične zajednice silikatnih algi sa jedinstvenim karakteristikama. Kvantitativni parametri distribucije vrsta silikatnih algi u određenoj zajednici zajedno sa njihovim dobro poznatim autekološkim karakteristikama

koriste se za opisivanje odgovora vrsta na parametre koji karakterišu kvalitet vode (Potapova i Charles, 2007). Upravo je ovaj princip iskorišćen za dizajniranje najvećeg broja dijatomnih indeksa. Stoga se smatra da je odnos indikatorskih silikatnih algi i kvaliteta vodenog ekosistema zapravo na najbolji način opisan preko dijatomnih indeksa kroz jednostavne aritmetičke izraze, a taj odnos iskazan je u vidu numeričke vrednosti što olakšava uporedivost rezultata (Laušević i Nikitović, 1996). Do danas je razvijen veliki broj različitih dijatomnih indeksa, koji se uspešno koriste, kako širom sveta tako i u Srbiji, pri proceni ekološkog integriteta nekog vodenog ekosistema (Eloranta i Soininen, 2002; Prygiel, 2002; Potapova i Charles, 2007; Taylor i sar., 2007; Kelly i sar., 2008; Andrejić, 2012; Krizmanić i sar., 2013; Vidaković, 2013; Jakovljević i sar., 2014, 2016, 2016a; Szczepocka i sar., 2014, 2016; Vasiljević i sar., 2014 i mnogi drugi). Iako se zasnivaju na istom principu i opisuju kvalitet vode (oslanjajući se prvenstveno na organsko opterećenje i/ili nivo koncentracije nutrijenata), ono što ih razlikuje jeste broj taksona indikatora i same indikatorske liste koje koriste pri računanju (Eloranta i Soininen, 2002). Neki od dijatomnih indeksa napravljeni su sa ciljem korišćenja u veoma lokalizovanim geografskim oblastima, a obično koriste i mali broj vrsta koje su karakteristične za dati region. S obzirom da specifični regionalni ekološki uslovi uslovljavaju karakterističan raspored taksona silikatnih algi, najbolje bi bilo koristiti dijatomni indeks u regionu za koji je indeks i dizajniran (Bellinger i sar., 2006; Szczepocka i sar., 2014). Međutim, silikatne alge su kosmopoliti i široko su rasprostranjene po čitavom svetu, pa se dijatomni indeksi razvijeni u jednom regionu mogu koristiti u nekom drugom uz obavezno citiranje korišćene indikatorske liste silikatnih algi. U tom slučaju, kada se dijatomni indeksi koriste van regiona u kome su nastali, neophodno je njihovo testiranje kako bi se osiguralo da rezultati dijatomnih indeksa verno oslikavaju nivo zagađenja, kvaliteta i ekološkog integriteta ispitivanog vodenog ekosistema (Taylor i sar., 2007).

I u našoj zemlji fitobentos predstavlja obavezan biološki element pri proceni ekološkog statusa/potencijala površinskih voda. U okviru ove zajednice, po Pravilniku, akcenat je stavljen samo na silikatne alge, pa se procena ekološkog statusa/potencijala reka i potoka, jezera, akumulacija, barsko-močvarnih i značajno izmenjenih vodenih ekosistema zasniva na ispitivanju bentosne zajednice silikatnih algi i iskazivanju rezultata preko dijatomnih indeksa kao obaveznim parametrima ove biološke

komponente. U tu svrhu, u upotrebi su CEE (eng. *European index*) (Descy i Coste, 1991) i IPS (eng. *Specific pollution index*) (Cemagref, 1982) dijatomni indeksi. Pri proceni ekološkog statusa/potencijala površinskih voda u Srbiji, koriste se ili oba ili samo IPS dijatomni indeks, s tim da su granične vrednosti ovih indeksa različite za svaku klasu ekološkog statusa/potencijala u zavisnosti od tipa vodenog ekosistema koji se ispituje. Pored toga, u Pravilniku se i opisno navode osobine fitobentosa (predstavljene zajedno sa osobinama makrofita u Pravilniku) karakteristične za odličan, dobar i umeren ekološki status reka, jezera i barsko-močvarnih ekosistema (Tabela 1.2.).

Tabela 1.2. Opisno prikazane osobine fitobentosa za odličan, dobar i umeren ekološki status reka, jezera i barsko-močvarnih ekosistema preuzete iz Pravilnika.

		Fitobentos
Ekološki status	Odličan	Taksonomski sastav fitobentosa potpuno, ili gotovo potpuno, odgovara neporemećenim uslovima. Nema primetnih promena prosečne zastupljenosti fitobentosa u odnosu na zajednicu tipičnu za dati tip voda u neporemećenim uslovima.
	Dobar	Beleže se male promene u sastavu i strukturi zajednice fitobentosa u odnosu na zajednicu koja je tipična za dati tip voda u neporemećenim uslovima. Te promene ne ukazuju na povećan intenzitet obraštaja fitobentosa koji može dovesti do promena u strukturi i funkcionalnosti vodenog ekosistema, ili do promena fizičko-hemijskog kvaliteta vode ili nanosa. Zajednica fitobentosa nije izložena negativnom uticaju obraštaja bakterija, nastalog kao posledica antropogene aktivnosti.
	Umeren	Sastav zajednice fitobentosa umereno se razlikuje od zajednice tipične za neporemećene uslove, a znatno je jače narušen nego u dobrom statusu. Očite su umerene promene prosečne zastupljenosti fitobentosa. Fitobentosna zajednica može biti pod uticajem bakterijskog obraštaja, koji nastaje kao posledica antropogenih aktivnosti, ali u ograničenim područjima.

1.4. Opis ispitivanog područja

Područje od interesa u ovom istraživanju jeste vodeni ekosistem Zasavica koji čini kičmu istoimenog Specijalnog rezervata prirode (Slika 1.5.). U osnovi, Zasavica predstavlja napušteno rečno korito kojim su u nekom periodu tekle i reka Sava i reka Drina, pa se često u govoru, ali i u literaturi, označava rekom ili vodotokom. Međutim, karakteristike prave reke odavno su izgubljene. Najdrastičnija promena je primetno smanjenje dubine vode, usled povećane stope sedimentacije i zamuljivanja neorganskim nanosom i organskom supstancom, koje je posledica znatnog usporenja toka i gotovo stajaćih uslova kojima je ovaj vodeni ekosistem, nekada vodotok, izložen što prirodno, što nakon hidrotehničkih i meliorativnih radova u području Zasavice.



Slika 1.5. Barsko-močvarni ekosistem Zasavica

(<https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/6/60/Zasavica.jpg>)

Danas ovaj vodeni ekosistem spada u grupu slatkovodnih vlažnih staništa i to močvarnog tipa po Odum-u i Barrett-u (2005). Posедуje i karakteristike plitkih jezera, pa se u ekološkom pogledu i sa njima može porediti. U Srbiji, ovaj akvatični entitet sa specifičnim karakteristikama se po Pravilniku o utvrđivanju vodnih tela površinskih i podzemnih voda (Sl. glasnik RS br. 96/10), ne uvrštava ni među vodotokove, a ni među jezera. Na osnovu Pravilnika (Sl. glasnik RS, br. 74/11) Zasavicu je moguće, i možda najpravilnije, svrstati u tip barsko-močvarnih ekosistema. Za procenu ekološkog statusa ovog tipa ekosistema koriste se isti parametri i granične vrednosti parametara za svaku klasu ekološkog statusa koji se koriste i za određivanje ekološkog statusa plitkih jezera,

što će reći da su plitka jezera i vlažna staništa po našem Pravilniku izjednačena u ekološkom pogledu. Bitno je napomenuti da je autohtoni deo ovog ekosistema spojen sa rekom Savom prokopanim kanalom Modran, i to preko ustave i crpne stanice koje regulišu i uslovljavaju tek povremen protok vode datog ekosistema. Na osnovu ovoga, Zasavica se s punim pravom može smatrati značajno izmenjenim vodnim telom na osnovu pomenutog Pravilnika o utvrđivanju vodnih tela površinskih i podzemnih voda (Sl. glasnik RS br. 96/10) i Pravilnika (Sl. glasnik RS, br. 74/11). Međutim, lokaliteti na kojima je vršeno prikupljanje uzoraka, nalaze se u neizmenjenom delu Zasavice, gde je zadržan autohtoni karakter ovog barsko-močvarnog ekosistema. Iz tog razloga, procena ekološkog integriteta preko rezultata analize algoloških parametara u ovom istraživanju ukazaće na ekološki status Zasavice, a ne ekološki potencijal, što bi se desilo u slučaju prihvatanja Zasavice kao značajno izmenjenog vodnog tela.

1.4.1. Geomorfologija terena i hidrografske karakteristike Zasavice

Opis geomorfoloških i hidroloških karakteristika Zasavice preuzet je od Stankovića (2006) koji u svojoj monografiji opisuje osnovne karakteristike Zasavice i daje korisne informacije o živom svetu ovog Specijalnog rezervata prirode.

Zasavički sliv, smešten u severoistočnom delu Mačve, istočno od reke Drine i južno od reke Save, obuhvata površinu od oko 109 km² i prostire se na teritoriji opština Bogatić i Sremska Mitrovica. Nadmorska visina čitavog terena je u opsegu od 76 do 82 m.n.v., a po nekim navodima dostiže i 100 m. Područje Zasavičkog sliva u pogledu reljefa predstavlja blago nagnutu ravnicu od juga ka severu unutar koga se nalazi mnogo manjih i plitkih depresija kao i razvučenih zaravnjenih greda, koje karakterišu jako izražen mikroreljef celog područja. Ravnica se sastoji od kvartarnih aluvijalno-deluvijalnih naslaga šljunka i peska. Kompaktna sedimentna masa ispod kvartarnih naslaga sačinjena je od krečnjaka, dolomita i peščara mezozoitske starosti. Celo ovo područje obiluje i geotermalnim vodama koje dostižu i temperaturu od oko 100°C. U severnom delu sliva smeštena je jedna od najvećih depresija u Mačvi, **barsko-močvarni ekosistem Zasavica**, po kojem sliv i nosi naziv. Predstavlja ostatak starog i napuštenog korita reke Save, a njime je tekla i reka Drina. Zasavica nastaje spajanjem vode iz Duboke Jovače i kanala Prekopca. Duboka Jovača snabdeva se vodom iz močvare

Jovače kojom je u jednom periodu tekla Drina, dok se Prekopac snabdeva vodom iz Široke bare čiji položaj isto ukazuje da je i njom tekla reka Drina. Bara Zasavica duga je 33,1 km, širina vodenog ogledala dostiže i 80 m, dok je dubina pri srednjem vodostaju oko 2,5 m. Obala je negde visoka, a negde jako niska u zavisnosti od jačine vodne erozije, a okružena je prostranim pašnjacima, obradivim površinama i šumskim zabranima. Teren oko ovog vodenog ekosistema je močvaran i često plavljen usled razlivanja vode iz Zasavice i visokih podzemnih voda. Akvatični i močvarni ekosistemi smenjuju se sa fragmentima plavnih livada i šuma čineći na taj način jedno od poslednjih izvorno očuvanih močvarnih staništa u Srbiji.

Glavne pritoke Zasavice su vodotoci Batar i Žurava. Bara Zasavica ima direktnu vezu sa rekom Savom preko kanala Modran (ili Bogaz) kod Mačvanske Mitrovice. Na kanalu Modran postavljene su crpna stanica „Modran“ i ustava, pa se tako pri visokom vodostaju Save uključuje crpna stanica i voda se iz Zasavice prepumpava u Savu. Zasavica se podzemnim putem napaja drinskom i savskom vodom iz izvora raspoređenih duž celog toka koji donose znatne količine sveže vode, dok vode koje se gravitaciono kreću prema reci Savi predstavljaju drugi vid njenog vodnog napajanja. Njena posebna odlika je što se može svrstati kako u lotičke, tako i u lentičke vodene sisteme, jer većim delom godine protok vode gotovo da i ne postoji.

Nastanak Zasavice vezuje se za holocen kada su Drina i Sava često menjale svoja korita. Jedan rukavac reke Save tekao je koritom Zasavice. Kasnije, Drina svojim nanosom potiskuje tok Save koja se sve više pomera ka severu, usecajući sremski plato, sve dok nije zauzela svoj današnji položaj. Korito Zasavice tada preuzima Drina koja se vremenom pomerala ka zapadu, taložeći nove količine nanosa, i danas se uliva u Savu kod Sremske Rače. Tako Zasavica postaje mrtvaja, tj. fosilno rečno korito.

Početak XX veka (1912. godine) započinju radovi na isušivanju zemljišta i pretvaranju močvarnog i poplavnog terena uz Zasavicu u poljoprivredne površine sa gustom mrežom kanala za odvodnjavanje. Period isušivanja močvara praćen je povećanjem broja stanovnika koji naseljavaju područje Zasavice, pa danas ovo područje naseljava 15 876 stanovnika (podaci iz Plana upravljanja Specijalnim rezervatom prirode „Zasavica“ 2012-2022 (Grupa autora, 2011)). Izgradnja crpne stanice 1964. godine omogućila je prepumpavanje vode iz Zasavice u reku Savu čime se održava nizak vodostaj Zasavice u proleće i leto, pa je korišćenje zemljišta južno od Zasavice za

potrebe poljoprivrede intenzivirano. Međutim, i pored intenzivnih meliorativnih radova u njenoj okolini, Zasavica uspeva da sačuva svoj autohtoni, ravničarski izgled, meandrirajući kroz prostranu mačvansku ravnicu.

1.4.2. Klimatske karakteristike Zasavice

Područje Zasavice nalazi se u subkontinentalno-poluaridnom kontinentalnom klimatu koji predstavlja prelaznu zonu između umereno-kontinentalnog i kontinentalnog klimata (Stevanović i Stevanović, 1995, prema Vesić i sar., 2011). Na tom mestu susreću se uticaji sa dalekog Atlanskog okeana, Jadranskog i Egejskog mora, istočno-evropske nizije i Dinarida, a nalazi se i pod uticajem lokalnih vremenskih prilika (Stanković, 2006). Detaljnije klimatske karakteristike Zasavice preuzete su iz monografije Stankovića (2006).

Za ovo područje karakterističan je izražen, ali kraći polusušni period i manji zimski ekstremi u odnosu na semiaridnu kontinentalnu panonsku klimu. Najhladniji mesec sa prosečnom temperaturom od $-0,9^{\circ}\text{C}$ je januar, dok je najtopliji mesec jul sa srednjom mesečnom temperaturom od $20,7^{\circ}\text{C}$. Mrazni dani javljaju se od decembra do februara i ima ih 84 u proseku.

Godišnji prosek padavina na ovom području je 615 mm sa najkišovitim mesecom junom (88 mm taloga), dok se najmanje padavina beleži u februaru (prosečno 32 mm taloga). Tokom leta izluči se najviše padavina, dok ih je najmanje u zimskom periodu i to prvenstveno u obliku snega. Prosečna godišnja vlažnost vazduha iznosi 76%.

Istočni vetar, koji je suv i rashlađen i najčešće duva zimi, je i najčešći vetar koji se javlja na području Zasavice. Potom sledi zapadni vetar koji donosi obilne padavine, a sa najmanjom učestalošću javlja se južni vetar.

1.4.3. Pedološke karakteristike područja Zasavice

Po Stankoviću (2006) zemljište na području Zasavice nastalo je najvećim delom kao rezultat sinergističkog dejstva orografskih, klimatskih i hidrogeoloških faktora, pa su tako osnovni tipovi zemljišta:

- mineralno-močvarno (α -glej)
- močvarno-oglejano (euglej, β -glej)
- mineralno-barsko (smonice)
- aluvijum ilovasti (fluvisol)
- barsko (nizijsko) tresetište (planohistosol)

Svi ovi tipovi zemljišta uslovljavaju i razvoj specifične, barsko-močvarne vegetacije koja okružuje vodeni ekosistem Zasavicu, a koju prvenstveno čine oštrice, šaševi, trska, rogoz, ševar i lokvanji.

1.4.4. Zaštita na nacionalnom i međunarodnom nivou

Na nacionalnom nivou područje Zasavice je prvi put zaštićeno 1996. godine po Rešenju o prethodnoj zaštiti (Sl. glasnik RS br. 51/95). Nakon opsežnih istraživanja po stupanju na snagu ovog rešenja, a koje je sproveo Zavod za zaštitu prirode Srbije (odeljenja u Novom Sadu i Beogradu), zaštita regiona Zasavice uspostavljena je 12. juna 1997. godine, kada je proglašen Specijalni rezervat prirode „Zasavica“ i stavljen pod zaštitu države kao prirodno dobro od izuzetnog značaja za Republiku Srbiju I kategorije (Sl. glasnik RS br. 19/97). Rezervat ima dvostepeni režim zaštite. Ukupno je pod zaštitom površina od 1812 ha, od čega je 671 ha u režimu II stepena zaštite (Stanković, 2006). Kičmu rezervata, po kojoj je i sam rezervat dobio ime, čini bara Zasavica (barsko-močvarni vodeni ekosistem) koja meandrira prostranom mačvanskom ravnicom, a područje Specijalnog rezervata prirode „Zasavica“ prostire se između naselja Crna Bara, Banovo Polje, Ravnje, Radenković, Zasavica II i I, Salaš Noćajski, Noćaj i Mačvanska Mitrovica (Stanković, 2006).

Što se tiče međunarodne zaštite, Zasavica je status Ramsarskog područja dobila 2008. godine, kada se našla na Listi močvarnih područja od međunarodnog značaja zaštićenih Ramsarskom konvencijom (Br.1783). Kao Ramsarsko stanište, zauzima ukupnu površinu od 1913 ha, obuhvatajući uže područje Specijalnog rezervata (835 ha) i njegovu zaštitnu zonu (1078 ha). Od 2000. godine Specijalni rezervat prirode „Zasavica“ uključen je u IBA (Important Bird Area) registar područja od međunarodnog značaja za ptice, od 2001. godine je član Europark federacije, a od 2005. godine je i IPA područje od međunarodnog značaja za biljke (Important Plant Area). Pored toga,

rezervat je uvršten i u PBA područja, najvažnija područja za leptire (Prime Butterfly Area). Prema IUCN kategorizaciji, Zasavica je područje značajno za staništa i vrste i pripada IV kategoriji zaštićenih područja.

Rezervatom upravlja Pokret gorana Sremske Mitrovice, a to je prva nevladina organizacija u Srbiji koja je dobila na staranje jedno zaštićeno prirodno dobro odlukom nadležnih organa.

Specifične klimatske, edafske, orografske, hidrološke i biološke karakteristike ovog područja stvaraju mozaik različitih staništa, gde su preostali šumski fragmenti ispresecani akvatičnim i močvarnim staništima, livadama, pašnjacima i obradivim površinama. Sva ta različita staništa uslovljavaju i vrlo raznovrstan i specifičan živi svet ovog rezervata, među kojim je mnogo endemičnih, reliktnih, retkih i ugroženih vrsta.

Na području Specijalnog rezervata beleži se prisustvo preko 800 vrsta biljaka, među kojima je možda najznačajnije prisustvo aldrovande (*Aldrovanda vesiculosa* L.), jer je to jedino stanište ove submerzno-flotantne, karnivorne vrste u Srbiji (Stanković, 2007). Rezervat je stanište i mnogih retkih životinjskih vrsta. U njemu živi čak 13 vrsta vodozemaca od ukupno 21 native vrste zabeležene na teritoriji Srbije (Vukov i sar., 2013), kao i 14 vrsta gmizavaca od ukupno zabeležene 24 vrste za faunu Srbije (Tomović i sar., 2014). Ovako veliki diverzitet vodozemaca i gmizavaca na relativno malom području, kakvo je područje Zasavice, bez sumnje ukazuju da Zasavica predstavlja jednu od „vrućih tačaka” biodiverziteta Srbije. Faunu riba čini 25 vrsta, a posebno mesto zauzima mrguda ili crnka (*Umbra krameri* Walbaum) za koju je ovo jedno od dva staništa u Srbiji (Sekulić, 2013). Fauna ptica broji 190 vrsta, a fauna sisara oko 65 vrsta među kojima evropski dabar pobuđuje posebnu pažnju, jer je na područje Zasavice reintrodukovan 2004. godine (Ćirović i sar., 2007). Pored pomenutih i mnogih drugih prirodnih vrednosti, ovaj rezervat poznat je i kao centar za očuvanje autohtonih rasa domaćih životinja (podolsko goveče, lasasta mangulica, balkanski magarac i mnoge druge vrste), što podržava održavanje pašnjaka u ovom regionu.

Obilje prirodnih, istorijskih i kulturnih vrednosti Zasavice i njene okoline pogoduje razvoju eko-turizma. Bogatstvo hidromorfoloških formacija, retkih i endemičnih vrsta flore i faune, autentični predeli, tradicionalni način života, veliki broj manifestacija i uspešna promocija, čine ovaj rezervat vodećom i jedinstvenom turističkom destinacijom u Srbiji.

Niska gustina naseljenosti ovog područja, poprilično nerazvijena putna infrastruktura u rezervatu, neprohodnost i slaba pristupačnost terena, kao i odsustvo industrije u široj okolini uticali su da se autohtona priroda i biodiverzitet rezervata, uopšteno govoreći, održe u dobrom stanju.

Međutim, Plan upravljanja Specijalnim rezervatom prirode „Zasavica“ 2012-2022 (Grupa autora, 2011) prepoznaje četiri glavna faktora koji mogu ugroziti biodiverzitet i autohtoni izgled ovog predela. Na prvom mestu nalazi se nedostatak vode, pogotovo u letnjem periodu. Naime, javno preduzeće odgovorno za upravljanje vodama na području Zasavice - „Vode Vojvodine“, treba da balansira između dva suprotstavljena interesa. Sa jedne strane, poljoprivredne površine u okviru rezervata zahtevaju nizak nivo vode tokom proleća i leta, dok se sa druge strane zahteva visok nivo vode radi održavanja povoljnih hidroloških uslova za potrebe održavanja biodiverziteta. Ovaj hidrološki problem mogao bi se rešiti proširivanjem granica rezervata kako bi se obuhvatilo celo slivno područje Zasavice. Pored hidrološkog problema, kao faktori ugrožavanja biodiverziteta i autohtonog izgleda predela, ističu se i ubrzana sukcesija vegetacije (obrastanje otvorenih pašnjaka žbunastom vegetacijom), invazivne vrste i spiranje nutrijenata i drugih zagađujućih materija sa okolnog poljoprivrednog zemljišta.

Osnovni cilj zaštite rezervata je očuvanje biodiverziteta i raznovrsnosti predela, prirodnog vodenog ekosistema osobitog za ravničarske predele i zaštita vlažnih staništa. Potrebno je integrisati zaštitu sa održivim ruralnim razvojem, pre svega poljoprivredom i turizmom. Zbog svega navedenog, osnovni i najznačajniji korak u očuvanju biodiverziteta i svih bogatstava ovog područja je obezbeđivanje povoljnog režima vode u toku cele godine.

1.4.5. Prethodna istraživanja cijanobakterija i algi Zasavice

Proučavanja živog sveta na području Zasavice su veoma brojna, ali su podaci o algama prilično oskudni i uglavnom se odnose na makroalge.

Simić i saradnici (2007) beleže prisustvo crvene alge *Batrachospermum gelatinosum* (L.) De Candolle, 1999. i 2002. godine u ripalu Batarske reke koja je jedna od pritoka Zasavice. Po ovim autorima nakon ponovnih istraživanja 2005./2007. godine

prisustvo ove vrste nije potvrđeno, a moguć razlog njenog nestanka je pogoršanje kvaliteta vode u pritoci Batar nakon formiranja dabrove brane na donjem delu toka ove rečice.

Pored jedinog zabeleženog predstavnika crvenih algi iz grupe makroalgi, detaljna istraživanja na makroalgama obuhvatila su i klasu zelenih algi Charophyceae (Blaženčić i Stanković, 2008; Vesić i sar., 2011) koja su sprovedena od 1998. do 2010. godine duž celog toka Zasavica na 15 lokaliteta. Predstavnici klase Charophyceae najčešće su nalaženi na periodično plavljenim staništima okolnih livada i šuma, u barama ili lokvama (Vesić i sar., 2011). Tom prilikom registrovano je 9 pripadnika ove klase (*Chara globularis* Thuill., *C. contraria* A. Braun ex Kütz., *C. vulgaris* L., *Nitella mucronata* (A. Braun) Miq. in H. C. Hall, *N. capillaris* (Krock.) J. Groves & Bull.-Webst., *N. syncarpa* (Thuill.) Chevall., *N. confervacea* (Bréb.) A. Braun ex Leonh., *Tolypella intricata* (Trentep. ex Roth) Leonh. i *T. prolifera* (Ziz ex A. Braun) Leonh.), što predstavlja izuzetno bogatstvo, imajući u vidu da je to skoro jedna polovina od do sada registrovanih predstavnika ovog razdela u Srbiji (Blaženčić, 2014).

Međutim, detaljna istraživanja mikroalgi na ovom području su veoma oskudna. Prvi i najveći doprinos istraživanju fitoplanktona na ovom području daju Branković i saradnici (1996) u sklopu istraživanja prilikom pripreme dokumentacije za proglašenje Zasavice Specijalnim rezervatom prirode iznetog u stručnoj osnovi Specijalnog rezervata prirode „Zasavica“. Istraživanje fitoplanktona sprovedeno je od jula 1995. do juna 1996. godine i obuhvatalo je 9 istraživanih tačaka duž Zasavice. Zabeleženo je 234 taksona iz 8 razdela: Cyanobacteria, Bacillariophyta, Chlorophyta, Cryptophyta, Chrysophyta, Euglenophyta, Dinophyta i Xanthophyta. Po autorima, najveći broj predstavnika imale su zelene i silikatne alge. U ispitivanom periodu gustina fitoplanktona varirala je od 90 do 2740 individua/mL i zaključeno je da ne postoji nikakva pravilnost u gustini fitoplanktonske zajednice, što je objašnjeno variranjem mikroklimatskih faktora i različitim intenzitetom antropogenog uticaja. Po relativnoj brojnosti zapaža se dominacija predstavnika silikatnih algi tokom celog perioda istraživanja u svim uzorcima, prate ih predstavnici zelenih algi i sa manjom značajnošću cijanobakterije, euglenoidne alge i predstavnici Cryptophyta i Dinophyta. Relativna brojnost Cryptophyta i Euglenophyta dostizala je sporadično i visoke vrednosti na mestima gde je povećan unos organskog opterećenja (Cryptophyta i do 81,6%, a

Euglenophyta i do 46,8%). Relativna brojnost Chrysophyta je zanemarljiva i nije prelazila 10,7%, dok su predstavnici Xanthophyta registrovani pojedinačno i ne u svim uzorcima. Najveći broj registrovanih taksona pripadao je β -mezosaprobiontima, značajno je i prisustvo oligo- β -mezosaprobionata, oligosaprobionata i ksenosaprobionata, dok su predstavnici polisaprobne i α - β -mezosaprobne zone malobrojni. Vrednosti saprobnog indeksa, računane prema Pantle-Buck-u, bile su u opsegu od 1,6 do 2,5. Celokupno istraživanje ukazalo je na relativno čistu vodu sa nižim organskim opterećenjem u kojoj postoje procesi eutrofikacije, ali su oni manjeg intenziteta u poređenju sa sličnim akvatičnim ekosistemima. Međutim, na pojedinim mestima izrazitijeg neposrednog uticaja čoveka, voda se nalazila i na prelazu II u III klasu voda (Branković i sar., 1996).

Pored istraživanja Brankovića i saradnika (1996), ispitan je i jesenji aspekt fitoplanktona 1997. godine (Ratajac i sar., 1998) kada je istraživanjem obuhvaćeno 7 lokaliteta duž toka Zasavice. Tom prilikom zabeleženo je najviše predstavnika silikatnih algi (autori navode broj taksona po lokalitetima, bez navođenja ukupnog broja taksona), a po broju zabeleženih taksona značajni su bili i predstavnici zelenih algi, cijanobakterija i euglenoidnih algi, dok je unutar razdela Chrysophyta, Dinophyta i Xanthophyta registrovan veoma mali broj predstavnika. Najveći broj zabeleženih taksona pripadao je β -mezosaprobiontima.

Istraživanje fitoplanktona, sa ciljem sagledavanja uticaja dabrove brane na kvalitet vode, sprovedeno je i 2007. godine u aprilu, maju i julu (Cvijanović i Miljanović, 2007). Tada je zabeleženo prisustvo 66 taksona algi, 33 taksona pripadalo je silikatnim algama, 22 taksona zelenim, 6 taksona euglenoidnim algama, iz razdela Chrysophyta i Dinophyta registrovano je po 2 taksona, a registrovan je i samo jedan predstavnik cijanobakterija. Najveći broj registrovanih taksona pripadao je oligo- i β -mezosaprobiontima, a kvalitet vode bio je na granici I u II klasu voda.

1.4.6. Procena ekološkog statusa Zasavice na osnovu algoloških parametara

Procena ekološkog statusa Zasavice u ovom istraživanju zasnivaće se samo na jednom biološkom elementu tj. dve biološke grupe, fitoplanktonu i fitobentosu (gde će biti uključena samo analiza silikatnih algi ove zajednice). Vodeni ekosistem Zasavice,

glavni objekat ovog istraživanja, je svakako, ekosistem u kome se razvijaju i fitoplankton i fitobentos, pa otuda i ideja da se u svrhu procene ekološkog statusa Zasavice na osnovu algoloških parametara analiziraju obe ove ekološke grupe cijanobakterija i algi. S obzirom da je metafitonska zajednica u Zasavici izuzetno dobro razvijena, a do sada nije korišćena prilikom procene ekološkog statusa površinskih voda, u ovom istraživanju biće odrađena samo kvalitativna analiza ove zajednice, ne bi li se dobile dodatne informacije o algama i samom ekološkom integritetu Zasavice.

Imajući u vidu da će se koristiti samo jedan biološki element (sa dve biološke grupe) iz grupe bioloških elemenata i na osnovu njega proceniti ekološki status celog vodenog ekosistema Zasavice, odmah se može zaključiti da je nivo pouzdanosti dobijenih rezultata i same procene ekološkog statusa nizak (po Pravilniku nivo pouzdanosti ekološkog statusa je srednji u ovom slučaju), s obzirom da se zanemaruju ostali biološki elementi, kao i hidromorfološki i fizičko-hemijski elementi. O pouzdanosti rezultata samih bioloških elemenata može se diskutovati i sa stanovišta neizbežnih grešaka koje nastaju prilikom odabira lokaliteta i dinamike za prikupljanje uzoraka, laboratorijskih analiza i metoda dobijanja konačnih rezultata, jer u svim ovim fazama može nastati greška (Van de Bund i Solimini, 2006). Međutim, i pored toga, sprovedena istraživanja algoloških parametara Zasavice imaju veliki značaj. Pre svega, izvršena su detaljna izučavanja cijanobakterija i algi koja značajno doprinose oskudnim literaturnim podacima istih. Pored toga, algološki parametri, iako sami nisu dovoljni da bi nivo pouzdanosti ekološkog statusa kompletnog vodenog ekosistema Zasavice bio visok, nesumnjivo predstavljaju veoma bitne parametre, s obzirom da su cijanobakterije i alge komponente vodenih zajednica koje se nalaze u osnovi lanaca ishrane i brzo reaguju na promene u vodenom ekosistemu, pa oslikavaju stabilnost i funkcionalnost ekosistema u kom se razvijaju. Ta činjenica može uticati da se nivo pouzdanosti konačno određene klase ekološkog statusa čitave Zasavice na osnovu algoloških parametara poveća sa niskog na srednji nivo.

2. CILJEVI RADA

Predmet ove doktorske disertacije jeste detaljna analiza cijanobakterija i algi Zasavice, zaštićenog vlažnog staništa močvarnog tipa, sa ciljem procene ekološkog statusa. Analiza obuhvata ispitivanje tri ekološke grupe cijanobakterija i algi (fitoplankton, metafiton i fitobentos), dok se posebna pažnja poklanja funkcionalnim grupama fitoplanktona i dijatomnim indeksima izvedenim na osnovu bentosne zajednice, kao relevantnim algološkim parametrima procene ekološkog statusa vodenih ekosistema ovog tipa.

Naučni ciljevi disertacije su:

- Utvrđivanje fizičkih i hemijskih osobina vode akvatičnog ekosistema Zasavice i njihove prostorne i vremenske dinamike sa posebnim osvrtom na parametre odgovorne za kvalitet vode.
- Određivanje koncentracije hlorofila *a*, kao indirektnog kvantitativnog pokazatelja primarne produkcije fitoplanktona u vodi.
- Utvrđivanje ukupnog diverziteta cijanobakterija i algi Zasavice (sa posebnim osvrtom na diverzitet potencijalno toksičnih i invazivnih cijanobakterija), što podrazumeva utvrđivanje taksonomske strukture zajednica fitoplanktona, metafitona i fitobentosa (unutar ove zajednice analiziraće se samo silikatne alge).
- Utvrđivanje sezonske dinamike brojnosti i biomase fitoplanktona Zasavice.
- Određivanje Shannon-ovog indeksa diverziteta fitoplanktona.
- Određivanje saprobnosti vode na osnovu fitoplanktona.
- Određivanje funkcionalnih grupa fitoplanktona na osnovu tri najčešće korišćena sistema funkcionalne klasifikacije fitoplanktona (sistem Funkcionalnih grupa -

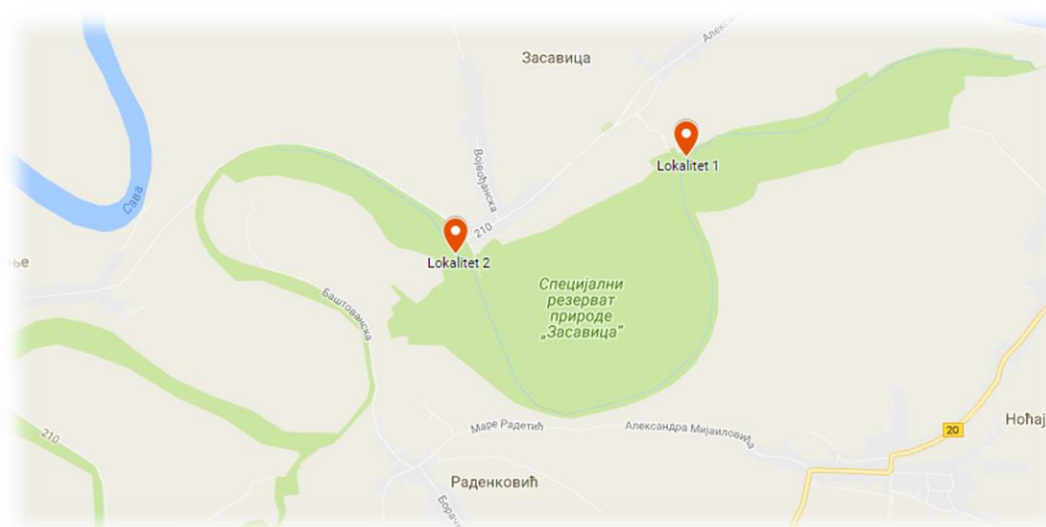
FG, sistem Morfo-funkcionalnih grupa - MFG i sistem Funkcionalne klasifikacije zasnovan na morfologiji - MBFG).

- Utvrđivanje procentualne zastupljenosti taksona silikatnih algi u bentosnoj (epilitskoj) zajednici tokom celog perioda istraživanja.
- Određivanje dijatomnih indeksa korišćenjem programa OMNIDIA.
- Statistička obrada dobijenih podataka upotrebom programa CANOCO za multivarijantne ekološke analize.
- Procena ekološkog statusa vodenog ekosistema Zasavice na osnovu fitoplanktona i fitobentosa prema važećim pravilnicima Republike Srbije, ali uzimajući u obzir i dodatne parametre.

3. MATERIJAL I METODE

3.1. Opis istraživanih lokaliteta Zasavice

Uzorkovanje vode sprovedeno je jednom mesečno od decembra 2012. godine (20.12.) do novembra 2013. godine (25.01.; 27.02.; 29.03.; 24.04.; 24.05.; 27.06.; 30.07.; 29.08.; 30.09.; 30.10.; 30.11.) na dva lokaliteta vodenog ekosistema Zasavice (Slika 3.1.).



Slika 3.1. Mapa Zasavice sa obeleženim ispitivanim lokalitetima.

(<https://www.google.rs/maps>)

Lokalitet 1 (Slika 3.2.): Nalazi se u naselju Zasavica II, kod Vizitorskog centra Specijalnog rezervata prirode „Zasavica“, oko 5 km uzvodno od mesta ulivanja u reku Savu. Koordinate ovog lokaliteta su 44°57'26,14" N i 19°31'37,58" E po Griniču. Voda je uzorkovana sa broda na pristaništu, bliže levoj obali Zasavice. Od aprila do oktobra na ovom lokalitetu bujno je bila razvijena vodena vegetacija sa pokrovnošću od oko 90% (Slika 3.2. desno). Dominirale su vrste rodova *Ceratophyllum* L. i *Myriophyllum* L. kao submerzne i vrste *Nymphaea alba* L. i *Nuphar luteum* (L.) Sm. kao flotantne vodene makrofite. Na ovom lokalitetu obala je nasuta šljunkom, što je pružilo mogućnost za sakupljanje kamenja radi analize epilitskih silikatnih algi. Okolina lokaliteta pokrivena je pašnjacima i obradivim površinama.



Slika 3.2. Lokalitet 1, zimski aspekt (levo) i letnji aspekt (desno).

Lokalitet 2 (Slika 3.3.): Smešten je u naselju Zasavica I, kod Šumareve ćuprije, oko 6 km uzvodno od prvog lokaliteta. Koordinate lokaliteta su 44°56'59,26" N i 19°29'38,84" E po Griniču. Voda je uzorkovana sa mosta, na sredini širine vodenog ogledala Zasavice. Bujno razvijena vodena vegetacija od aprila do oktobra, sa oko 95% pokrovnošću, bila je prisutna i na ovom lokalitetu (Slika 3.3. desno), a dominirali su predstavnici rodova *Ceratophyllum L.* i *Myriophyllum L.* kao submerzne i *Salvinia natans L.* kao flotantna vodena makrofita. Lokalitet je okružen šumskim zabranima, tako da je na ovom lokalitetu prisutno zasenčenje vode u doba razvoja kopnene vegetacije. Obala je zemljana i muljevita, te stoga nisu postojali uslovi za prikupljanje kamenja radi analize epilitskih silikatnih algi na ovom lokalitetu.



Slika 3.3. Lokalitet 2, zimski aspekt (levo) i letnji aspekt (desno).

3.2. Prikupljanje uzoraka

Uzorci za fizičku, hemijsku i biohemijsku (hlorofil *a*) analizu vode uzimani su jednom mesečno od decembra 2012. godine do novembra 2013. godine sa oba lokaliteta. Uzorci za kvalitativnu i kvantitativnu analizu fitoplanktona i silikatnih epilitskih algi uzimani su istovremeno i sa istom dinamikom kao i uzorci za fizičku, hemijsku i biohemijsku analizu vode, s tim da su uzorci za analizu fitoplanktona uzimani sa oba lokaliteta, dok su uzorci epilitskih silikatnih algi uzimani samo sa prvog lokaliteta. Uzorci za kvalitativnu analizu metafitona uzimani su sa oba lokaliteta od aprila do jula 2013. godine kada je ova zajednica i bila razvijena, iako je vodena makrofitska vegetacija (emerzna, flotantna i submerzna) bila razvijena sve do oktobra.

Uzorci vode za fizičku, hemijsku, biohemijsku i kvantitativnu analizu fitoplanktona uzimani su potapanjem boce neposredno ispod površine vode (10-20 cm dubine) u jutarnjim časovima na oba lokaliteta. Uzorci vode za fizičku i hemijsku analizu skladišteni su u plastičnim bocama zapremine 500 mL, a uzorci vode za analizu hlorofila *a* i uzorci za kvantitativnu analizu fitoplanktona u plastičnim bocama od 1 L, s tim što su samo uzorci vode za kvantitativnu analizu fitoplanktona odmah na terenu fiksirani Lugolovim rastvorom u koncentraciji 1:100, tj. do postizanja određene boje uzorka (boja konjaka). Do laboratorijske analize, uzorci su čuvani u mraku na +4°C. Analiza hlorofila *a* odrađena je odmah po povratku sa terena, par sati nakon uzimanja uzoraka.

Uzorci vode za kvalitativnu analizu fitoplanktona uzimani su povlačenjem planktonske mrežice neposredno ispod površine vode nekoliko puta (prečnik otvora mrežice je 25 cm, a promer okaca 22-23 μm). Uzorci sa svakog lokaliteta su sipani u dva plastična flakona (od po 100 mL). Jedan od flakona fiksiran je na terenu Lugolovim rastvorom do postizanja određene obojenosti uzorka (boja konjaka), dok je drugi u laboratoriju transportovan nefiksiran. Nefiksiran uzorak uzet je zbog preciznije kvalitativne analize uzoraka. Lugolov rastvor je jedan od najčešće korišćenih fiksativa za kratkoročno čuvanje uzoraka mikroalgi, ali može dovesti do deformiteta ćelija i jakog bojenja taksona vezujući se za skrob, tako da je njihova identifikacija u tom slučaju onemogućena, a pri tom je i fotosenzitivan pa se mora čuvati van domašaja svetlosti. Bolji fiksativ je formaldehid koji se koristi za dugoročno skladištenje uzoraka

fitoplanktona i koji formiranjem vodoničnih veza između molekula proteina vrlo dobro fiksira alge, ali zbog svoje toksičnosti nije korišćen pre nego što su odrađene analize uzoraka. Zbog brze obrade uzoraka, odmah po povratku sa terena, izabran je Lugolov rastvor kao fiksativ. Međutim, nakon urađenih analiza uzorci su fiksirani i formaldehidom do konačne koncentracije 4% formaldehida u uzorku (na 90 mL uzorka dodato je oko 10 mL 37% formaldehida) kako bi se uzorci dugoročno skladištili.

Uzorci vode za kvalitativnu analizu metafitonske zajednice uzimani su na oba lokaliteta od aprila do jula 2013. godine povlačenjem flakona (zapremine 100 mL) između vodene vegetacije (emerzne, flotantne i submerzne) neposredno ispod površine vode vodeći računa da se pokupi i skrama sa površine vode ukoliko je razvijena. Sa svakog lokaliteta prikupljena su po dva uzorka, jedan je odmah na terenu fiksiran Lugolovim rastvorom, dok je drugi nefiksiran transportovan do laboratorije. Dva sata od prikupljanja uzoraka, po povratku u laboratoriju, uzorci su mikroskopski pregledani, nakon čega su fiksirani i formaldehidom do konačne koncentracije 4% formaldehida u uzorku.

Uzorci epilitskih silikatnih algi prikupljeni su sa Lokaliteta 1 istom dinamikom kao i uzorci fitoplanktona. Svakog meseca birano je pet kamenčića srednje veličine i približno istih dimenzija. Pri tom se biralo kamenje koje je dovoljno dugo bilo u vodi kako bi se silikatne alge na njima i razvile. Kamenje koje je uzeto sa dna sastrugano je četkicama nad kadicom i sastrugan sadržaj sa kamenja je spran destilovanom vodom. Potom je sadržaj iz kadice presut u plastični flakon zapremine 100 mL i fiksiran formaldehidom do konačne koncentracije od 4 % u uzorku. Takvi uzorci čuvani su na sobnoj temperaturi u mraku do laboratorijske analize ovih uzoraka, tj. „spaljivanja“ silikatnih algi.

Svi prikupljeni uzorci čuvaju se u mokroj zbirci Katedre za algologiju, lihenologiju i mikologiju Biološkog fakulteta Univerziteta u Beogradu pod rednim brojevima: 4751-4759, 4790-4792, 4808-4818, 4824-4835, 4856-4861, 4864-4866, 4904-4906.

3.3. Fizička i hemijska analiza vode

Temperatura vode merena je na terenu digitalnim termometrom. Secchi disk bele boje i prečnika 20 cm korišćen je za određivanje prozirnosti vode. Sa zasenčene strane na mestu uzorkovanja Secchi disk se potapa u vodu i dubina na kom se on gubi i ponovo pojavljuje u vidnom polju pri njegovom povlačenju ka površini predstavlja meru prozirnosti vode na datom lokalitetu. Vrednosti za prozirnost vode izražene su u metrima (m).

Elektroprovodljivost vode koja zavisi od vrste prisutnih jona, njihove koncentracije, pokretljivosti i naelektrisanja, kao i temperature na kojoj se provodljivost meri, određivana je na terenu korišćenjem terenskog konduktometra (ECTestr 11+ multi range), a dobijene vrednosti izražene su u $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Pored toga, na terenu su direktno izmereni i rastvoreni kiseonik i pH vode korišćenjem multiparametarskog uređaja (WTW multi 3430), koji je pre upotrebe kalibrisan. Dobijene vrednosti za rastvoreni kiseonik u vodi izražene su u mg/L , a saturacija kiseonika u % je dobijena računskim putem na osnovu činjenice da su vrednosti 100% zasićenja kiseonikom konstantne u zavisnosti od temperature i nadmorske visine pod atmosferskim pritiskom od 760 mm Hg. Procenat zasićenja kiseonikom određenog uzorka izračunat je poređenjem tabelarne i dobijene vrednosti rastvorenog kiseonika na određenoj temperaturi. Razlika između koncentracije pri zasićenju vode gasom i trenutne koncentracije gasa u vodi predstavlja pogonsku silu prenošenja gasa iz jedne u drugu sredinu (voda i atmosfera). Vrednosti za pH su bezjedinične, jer pH predstavlja meru relativnog alkaliteta ili aciditeta vode i definisana je kao negativan logaritam koncentracije vodonikovih jona (H^+).

Ostali hemijski parametri (koncentracije pojedinih anjona i katjona, tvrdoća vode, mineralizacija, suvi ostatak) određeni su standardnim analitičkim metodama na Rudarsko-geološkom fakultetu Univerziteta u Beogradu, na Departmanu za hidrogeologiju, pod rukovodstvom prof. dr Petra Papića.

Koncentracija Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , HCO_3^- određena je standardnim volumetrijskim metodama, a svi ovi parametri izraženi su u mg/L . Sadržaj amonijum jona, nitrata, nitrita, jona gvožđa (fero) i mangana u vodi određivan je fotometrijskom metodom i vrednosti su izražene u mg/L . Sulfati su određeni turbidimetrijskom

metodom, a dobijene vrednosti su, takođe, izražene u mg/L. Ukupna, prolazna i stalna tvrdoća izraženi su kao sadržaj CaCO₃ u mg/L, dok su suvi ostatak i mineralizacija izraženi u mg/L.

3.4. Određivanje koncentracije hlorofila *a*

Koncentracija hlorofila *a* u nekom vodenom ekosistemu predstavlja jedan od indirektnih pokazatelja na osnovu koga se procenjuje primarna produkcija, tj. sadržaj hlorofila *a* predstavlja dobar indikator trofičkog stanja tog vodenog ekosistema. Određivanje njegove koncentracije govori nam o kvantitetu i potencijalnoj fotosintetičkoj aktivnosti algi (Karadžić, 2011). Koncentracija hlorofila *a* za uzorke fitoplanktona određena je standardnom spektrofotometrijskom metodom (ISO 10260:1992(E)). Ova metoda zasniva se na sakupljanju cijanobakterija, algi i drugih suspendovanih materija iz uzorka vode poznate zapremine filtracijom, na ekstrakciji fotosintetskih pigmenata iz taloga na filteru u toplom etanolu i merenju apsorbance ekstrakta uzorkovane vode na 665 nm i 750 nm pre i posle zakišeljavanja.

Postupak:

Par sati nakon uzimanja uzoraka pristupilo se određivanju koncentracije hlorofila *a* iz uzoraka vode u laboratoriji. Na samom početku uzorci vode su homogenizovani okretanjem i blagim mućkanjem boca. Po 1 litar uzorka (V_s) sa svakog lokaliteta profiltriran je kroz stakleni Sartorius MGC filter papir pomoću Sartorius vakuum filtracione aparature. Potom je filter papir sa talogom potopljen u ekstrakcioni sud (zapremine 25 mL) sa toplim etanolom (V_e) zagrejanim do 75°C u vodenom kupatilu. Procedura ekstrakcije hlorofila sa zagrejanim etanolom koristi se zbog inaktivacije hlorofilaze i ubrzanja raspadanja hromatofora. Hlorofil je osetljiv i na svetlost i na kiseonik, posebno kada je ekstrahovan. Stoga, da bi se uzorci zaštitili od oksidacionog i fotohemijjskog razaranja, ekstrakcija je urađena u tamnim ekstrakcionim sudovima sa poklopcima gde je ekstrakt zaštićen od svetlosti i vazduha, a onemogućena je evaporacija etanola. Ekstrakcija je potpomognuta blagim mućkanjem ekstrakcionih sudova. Zatim je, posle hlađenja od 15-25 minuta, ekstrakt ponovo profiltriran kroz nov stakleni filter papir i finalni ekstrakt je otpremljen u čist ekstrakcioni sud, odakle je

pipetom napunjena kiveta za spektrofotometrijsku analizu (oko 10 mL), a za referentnu kivetu korišćen je čist etanol. U ekstrakcionom sudu je ostavljena dovoljna količina ekstrakta za postupak zakišeljavanja. Na spektrofotometru marke Cecil CE 2501 očitavana je vrednost apsorbance finalnog ekstrakta na 665 nm (A_{665}) i 750 nm (A_{750}) pre i nakon zakišeljavanja. Zakišeljavanje podrazumeva dodavanje hlorovodonične kiseline u finalni ekstrakt (dodato je 0,01 mL 3M HCl na 10 mL zapremine ekstrakta). Po dodavanju hlorovodonične kiseline u ekstrakt čekalo se 15 minuta za ponovno očitavanje apsorbanci. Procedura dobijanja ekstrakta uključuje filtriranje uzorka kako bi se finalni ekstrakt izbistrio, ali neznatna mutnoća ipak ostaje. Pored toga, procedura zakišeljavanja takođe može izazvati mutnoću. Upravo zbog toga, meri se i apsorbancu na 750 nm, kao ispravka za zamućenost i ona se oduzima od apsorbance na 665 nm. Vrednost odnosa koncentracija hlorofila *a* i feopigmenata (feofitina i feoforbida kao najvažnijih metabolita hlorofila) dobija se na osnovu razlike u apsorbanci na 665 nm pre i posle zakišeljavanja, jer odnos hlorofila i feopigmenata ukazuje na fiziološko stanje algi, tj. feopigmenti pokazuju deo neaktivne mase algi.

Nakon očitavanja apsorbanci, dobijene vrednosti su korišćene u formuli za izračunavanje koncentracije hlorofila *a* i vrednost je izražena u $\mu\text{g/L}$. Koncentracija hlorofila *a* (ρ_c) izražena u mikrogramima po litri ($\mu\text{g/L}$) izračunata je po sledećoj jednačini:

$$\rho_c = \frac{(A - A_a)}{K_c} \times \frac{R}{R-1} \times \frac{10^3 \cdot V_e}{V_s \cdot d}$$

gde je:

- $A = A_{665} - A_{750}$ - apsorbancu ekstrakta pre zakišeljavanja;
- $A_a = A_{665} - A_{750}$ - apsorbancu ekstrakta posle zakišeljavanja;
- V_e - zapremina ekstrakta u mililitrima (mL);
- V_s - zapremina uzorka koji se filtrira u litrima (L);
- $K_c = 82 \text{ L}/\mu\text{g}\cdot\text{cm}$ - specifični operacioni spektralni apsorpcioni koeficijent za hlorofil *a*;
- $R = 1.7$ - odnos A/A_a za rastvor čistog hlorofila *a*, koji je transformisan u feofitin zakišeljavanjem;

- d - dužina putanje optičke ćelije – širina kivete (u cm)
- 10^3 - dimenzioni faktor koji odgovara V_e

Odnos A/A_a je 1.7, samo ako je u uzorku prisutan nedegradirani hlorofil *a*. Ako je taj odnos jednak 1, onda su u uzorku prisutni degradacioni produkti hlorofila *a*.

3.5. Kvalitativna analiza cijanobakterija i algi Zasavice

Kvalitativna analiza cijanobakterija i algi Zasavice podrazumeva pregled privremenih i/ili trajnih preparata pod svetlosnim mikroskopom i identifikaciju prisutnih taksona u datom uzorku nakon određivanja njihovih dimenzija. Prilikom prikupljanja uzoraka vode za kvalitativnu analizu potrebno je da se uzme koncentrisan uzorak, vodeći računa da što veći broj prisutnih taksona bude zahvaćen, zanemarujući zapreminu vode ili površinu supstrata sa kog se prikuplja uzorak. Za zajednicu metafitona analizirani su samo privremeni preparati, za zajednicu epilitskih silikatnih algi analizirani su samo trajni preparati pripremljeni na poseban način, dok su za zajednicu fitoplanktona analizirani i privremeni preparati, a dodatno i trajni, pripremljeni na isti način kao i trajni preparati za analizu epilitskih silikatnih algi. Specifična morfologija ćelijskog zida silikatnih algi, pored veličine i oblika, predstavlja značajan taksonomski karakter koji je izuzetno važan pri identifikaciji ovih algi. Kako bi se ona mogla dobro uočiti, potrebno je ukloniti sav organski sadržaj iz uzorka. Stoga se uzorci silikatnih algi pripremaju na poseban način, a potom se prave trajni preparati koji će poslužiti za kvalitativnu, ali i za kvantitativnu analizu ove grupe algi. O načinu pripreme uzoraka i izradi trajnih preparata za analizu silikatnih algi biće više reči u narednom poglavlju.

Za kvalitativnu analizu fitoplanktona i metafitona korišćeni su i fiksirani i nefiksirani uzorci vode prikupljeni na terenu, jer je primećeno da je identifikacija mnogih taksona onemogućena nakon korišćenja Lugolovog rastvora kao fiksativa (posebno taksona iz razdela Chrysophyta). Podrazumeva se da su nefiksirani uzorci vode pregledani odmah po povratku sa terena u laboratoriju, par sati nakon uzimanja uzoraka.

Svi privremeni preparati fitoplanktona i metafitona, kao i trajni preparati silikatnih algi iz epilitske zajednice i iz fitoplanktona posmatrani su na Carl Zeiss AxioImager M.1 mikroskopu. Ovaj svetlosni mikroskop je spojen sa digitalnom kamerom AxioCam MRc5, koja omogućava fotografisanje taksona. Za manipulaciju dobijenih mikrografija (precizno određivanje dimenzija taksona) korišćen je kompjuterski softver AxioVision 4.8. Svi privremeni preparati posmatrani su na uveličanju 200x, 400x, 630x, 756x i 1008x. Za posmatranje svih pripremljenih trajnih preparata silikatnih algi korišćeno je imerziono ulje Zeiss ImmersolTM 518 F koje se nanosilo na pokrovno staklo preparata koji su posmatrani na uveličanju od 1000x, 1600x i 2500x. Tom prilikom moguće je koristiti i dostupnu DIC optiku koja omogućava jasniju vizuelizaciju delova ćelijskog zida silikatnih algi (valvi i pojaseva), dajući prividno trodimenzionalni efekat na mikrografijama.

Radi potpunijeg uvida u diverzitet cijanobakterija i algi, svi preparati su celi pregledani po transektima. Detektovani taksoni su fotografisani i, uz pomoć softvera, svakoj fotografisanoj algi su precizno određene dimenzije i svi drugi relevantni parametri potrebni za tačnu identifikaciju taksona. Nakon detaljne analize privremenih i trajnih preparata, preciznog određivanja dimenzija detektovanih taksona i sačuvanih mikrografija, pristupilo se identifikaciji taksona prisutnih u sve tri pomenute zajednice do što je moguće niže taksonomske kategorije, korišćenjem standardne taksonomske literature: Popova, 1966; Starmach, 1974, 1983, 1985; Ettl, 1978, 1983; Ružička, 1981; Huber-Pestalozzi i sar., 1983; Kadlubowska, 1984; Mrozińska, 1985; Krammer i Lange-Bertalot, 1986, 1988, 1991, 2004; Ettl i Gärtner, 1988; Popovský i Pfiester, 1990; Lenzenweger, 1996, 1997, 1999; Krammer, 1997, 2000, 2002, 2003; Németh, 1997a,b; Reichardt, 1997, 1999, 2001; Komárek i Anagnostidis, 1998, 2005; Wolowski, 1998; Dillard, 2000; Lange-Bertalot, 2001; Cox, 2003; Van de Vijver i sar., 2004; Wolowski i Hindák, 2005; Levkov, 2009; Hofman i sar., 2013; Komárek, 2013.

Identifikovani taksoni iz zajednica fitoplanktona i metafitona 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 Zasavice čuvaju se u fototeci Katedre za algologiju, lihenologiju i mikologiju Biološkog fakulteta Univerziteta u Beogradu od broja 24 001 do broja 27 000.

3.5.1. Priprema uzoraka silikatnih algi

Priprema uzoraka silikatnih algi za izradu trajnih preparata i dalju analizu podrazumeva uklanjanje celokupnog organskog materijala iz uzorka, što se postiže korišćenjem jakog oksidativnog sredstva, obično neke jake kiseline. Zato se ovakav vid pripreme uzoraka drugačije naziva „spaljivanjem“ silikatnih algi, a uklanjanjem organskog sadržaja omogućava se jasno uočavanje svih morfoloških struktura na ćelijskom zidu silikatnih algi i preciznija identifikacija istih. U tu svrhu, za pripremu uzoraka silikatnih algi, korišćena je metoda hladne kiseline sa kalijum-permanganatom po Krammer i Lange-Bertalot-u (1986) i Kelly-ju i saradnicima (2001), a po standardu SRPS EN 13946:2015. Postupak „spaljivanja“ zasniva se na tretiranju uzoraka vode sumpornom kiselinom (H_2SO_4) i kalijum-permanganatom ($KMnO_4$) kao jakim oksidativnim sredstvima kako bi se uklonile organske materije iz uzorka, a potom se dodaje oksalna kiselina ($C_2H_2O_4$) koja služi za obezbojavanje uzorka. Nakon toga uzorci se nekoliko puta ispiraju destilovanom vodom do postizanja odgovarajućeg pH i spemni su za izradu trajnih preparata.

Kao što je već istaknuto, procesu pripreme podvrgnuti su uzorci epilitskih silikatnih algi sa Lokaliteta 1, ali je ovom procesu podvrgnut i deo nataloženog materijala iz kvalitativnih uzoraka fitoplanktona sa oba lokaliteta samo za potrebe identifikacije silikatnih algi u ovoj zajednici. Svi ovi uzorci, prethodno su već bili fiksirani formaldehidom.

Postupak:

Staklenom Pasterovom pipetom sakupljaju se nataložene alge sa dna flakona i oko 5 mL tako prikupljenog uzorka prebacuje se u erlenmajer zapremine 100 mL koji se prethodno obeleži odgovarajućim brojem uzorka. Tom prilikom vodi se računa da se što manje peska i drugih nečistoća unese sa algalnim materijalom iz uzorka u erlenmajer i za svaki uzorak uzima se čista staklena pipeta da ne bi došlo do kontaminacije algama iz

prethodnog uzorka. Potom se u erlenmajere postepeno i polako dodaje po 5 mL sumporne kiseline. Ova reakcija je burna i dolazi do isparavanja kiseline, pa se ceo postupak mora pažljivo izvoditi u digestoru i pod zaštitnom opremom. Sledećeg dana u erlenmajere se dodaje manje od 5 mL presićenog rastvora kalijum-permanganata, tj. onoliko koliko je dovoljno da se boja uzorka promeni u braon ili tamno ljubičastu. Trećeg dana se dodaje oksalna kiselina do obezbojenja uzorka i erlenmajeri se pune destilovanom vodom do vrha. Nakon toga, sledi nekoliko dana ispiranja uzoraka destilovanom vodom sve do postizanja neutralne pH vrednosti. Ispiranje uzoraka podrazumeva da se svakog dana, za početak, izvuče voda iz erlenmajera transfuzionim crevom, vodeći računa da ne pokupimo nataložene alge sa dna posude. Potom se dodaje nova količina destilovane vode kojom se erlenmajer opet puni do vrha, a pri tome se voda dodaje tako da uzburka sadržaj sa dna kako bi se obezbedilo što bolje mešanje i ispiranje uzorka. Kada se dostigne pH vrednost od oko 7, što proveravamo indikatorskim lakmus papirom, talog iz svakog uzorka se prebaci u adekvatno obeležen flakon i dodaju mu se koncentrovani etanol i par kapi formaldehida za konzerviranje, što sprečava razvoj mikroorganizama. Na taj način uzorci su spremni za pravljenje trajnih preparata.

Ovako pripremljeni uzorci, nakon pravljenja trajnih preparata, deponovani su u mokru zbirku Katedre za algologiju, lihenologiju i mikologiju Biološkog fakulteta Univerziteta u Beogradu, gde se čuvaju pod istim rednim brojevima samih uzoraka, ali u posebnom delu gde se skladišti „spaljen“ materijal.

3.5.2. Pravljenje trajnih preparata silikatnih algi

Nakon pravilne pripreme uzoraka silikatnih algi, sledi pravljenje trajnih preparata, što podrazumeva sušenje pripremljenih uzoraka na pokrovnim pločicama, posle čega na njoj ostaju silikatne alge koje se potapaju u refraktivnu smolu nanetu na predmetnu pločicu. Nakon sušenja i sređivanja mikroskopskih pločica, one su spremne za posmatranje pod mikroskopom na većem uveličanju i tako pripremljene mogu se dugo čuvati.

Postupak:

Na početku, potrebno je obeležiti predmetno staklo brojem samog uzorka čiji preparat pravimo. Nakon toga, uzimamo dva pokrovna stakalca koja stavljamo na metalni stočić, čistom Pasterovom pipetom uzimamo deo nataloženog materijala iz pripremljenog flakona i nanosimo po kap (ili dve) tog materijala na oba pokrovna stakalca. Prilikom nanošenja materijala na pokrovna stakalca pokušavamo da ga što ravnomernije rasporedimo po njemu. Potom smeštamo upaljenu špiritusnu lampu ispod metalnog stočića kako bi voda isparila, a silikatne alge ostale na stakalcima. Temperatura na stakalcima ne sme biti previsoka, jer se na taj način može poremetiti ravnomeran raspored silikatnih algi. Kada se uzorak osuši i ostane u vidu beličaste skrame na stakalcima, potrebno je proveriti efikasnost dotadašnjeg postupka. Pokrovno stakalce se prenosi na predmetno staklo tako da skrama ostane sa gornje strane i takav preparat posmatramo pod svetlosnim mikroskopom na uveličanju 400x. Očekivana gustina valvi je oko 30 u jednom vidnom polju, što bi odgovaralo preporučenoj gustini od 10 do 15 valvi po vidnom polju na uveličanju 1000x po standardu SRPS EN 13946:2015. U slučaju premale ili prevelike gustine valvi, potrebno je promeniti količinu uzorka koju dodajemo na pokrovno stakalce. Ukoliko je gustina valvi zadovoljavajuća, nastavlja se procedura pravljenja trajnog preparata. Predmetno staklo obeleženo odgovarajućim brojem uzorka stavljamo na metalni stočić, zagrevamo ga, sklanjamo sa metalnog stočića na ravnu i potpuno čistu površinu i na njega staklenim štapićem stavljamo malu količinu refraktivne smole Naphrax[®]. Potom, pokrovnu pločicu sa beličastom skramom od silikatnih algi pažljivo nanosimo na smolu pincetom, tako da silikatne alge budu okrenute ka smoli. Takav preparat ponovo vraćamo na metalni stočić i zagrevamo ga sve dok smola ne počne da se širi i stvara mehuriće. U tom trenutku skidamo predmetnu pločicu na radnu površinu i blago i ravnomerno pritiskamo po površini pokrovnog stakalca gumicom za brisanje na kraju grafitne olovke sve dok se ne istisnu višak smole i mehurići. Ovaj deo postupka ponavlja se i za drugo pokrovno stakalce istog uzorka koje stavljamo na istu predmetnu pločicu. Ceo postupak ponavlja se za sve uzorke. Trajni preparati, pripremljeni na ovaj način, skladište se u mapama nedelju do dve da bi se smola osušila i stvrdnula, a zatim se skalpelom sastruže višak smole oko svakog pokrovnog stakalca kako se ne bi oštetilo sočivo mikroskopa prilikom posmatranja preparata.

Gotovi i obeleženi trajni preparati silikatnih algi sa detaljima lokacije i datumom uzimanja uzorka pakuju se i čuvaju u zbirci preparata Katedre za algologiju, lihenologiju i mikologiju Biološkog fakulteta Univerziteta u Beogradu.

3.6. Analiza fitoplanktona

Kvalitativnom analizom fitoplanktona dobijen je spisak taksona koji se pojavljuju u ovoj zajednici, ali se ništa ne zna o njihovoj brojnosti u određenoj zapremini vode, niti o odnosu pojedinačnih taksona, koji taksoni dominiraju, koji se pojavljuju samo u tragovima. Da bismo dobili informaciju i o ovim bitnim osobinama fitoplanktona, potrebno je, nakon kvalitativne, uraditi i kvantitativnu analizu fitoplanktona. Rezultati kvantitativne analize koriste se za izračunavanje različitih indeksa fitoplanktona i za procenu ekološkog statusa Zasavice na osnovu fitoplanktona, što i jeste konačni cilj analize fitoplanktona.

3.6.1. Kvantitativna analiza fitoplanktona

Površinske vode zahtevaju kompleksna fizička, hemijska i biološka ispitivanja kako bi se procenio njihov kvalitet i ekološki status. Implementacija Direktive podrazumeva učestali, standardizovani monitoring fitoplanktona površinskih voda, standardizovano uzorkovanje i analizu površinskih voda, kao i uporedive rezultate što se, između ostalog, postiže upotrebom iste metode brojanja algi. Određivanje abundance pojedinačnih vrsta fitoplanktona govori nam o ponašanju određene populacije kroz vreme i prostor. Međutim, podaci o zastupljenosti određenog taksona u zajednici ne mogu se dobiti samo na osnovu njegove abundance zbog varijabilnih dimenzija različitih taksona. Iz tog razloga je neophodno i određivanje biomase kako bi se procenio udeo određenog taksona u ukupnoj biomasi datog uzorka.

3.6.1.1. Određivanje abundance fitoplanktona

Brojnost algi u uzorku vode može se procenjivati relativnim i apsolutnim metodama. Apsolutna metoda podrazumeva potpuno prebrojavanje cijanobakterija i algi

u određenoj zapremini vode i preračunavanje njihove brojnosti po jedinici zapremine vode određenog vodenog ekosistema.

Određivanje abundance fitoplanktona u uzorcima sa oba lokaliteta Zasavice zasniva se na metodi za procenu apsolutne brojnosti po Utermöhl-u (1958) koja podrazumeva upotrebu invertnog mikroskopa i komorice za sedimentaciju organizama, pa se drugačije ova metoda naziva i sedimentaciona ili metoda taloženja. Direktiva preporučuje korišćenje upravo ove metode za određivanje abundance fitoplanktona. Metodu karakteriše korišćenje istih komorica i za sedimentaciju i za brojanje organizama bez ikakvog transfera i mogućnosti gubitka materijala.

Određivanje abundance fitoplanktona urađeno je na invertnom mikroskopu marke Leica prema standardu (EN 15204:2008) i korišćene su komorice za sedimentaciju organizama firme Hydro-bios. Komorice za sedimentaciju organizama sastoje se od plastičnih cilindara različitih zapremina (10, 50 i 100 mL), suda za odlivanje viška uzorka i pljosnate komorice. Pljosnata komorica se sastoji od pravougaone plastične ploče i metalnog prstena u čijoj osnovi dna je pokrovno stakalce. Izbor cilindra koji se koristi za sedimentaciju određenog uzorka vode zavisi od gustine fitoplanktona. Ukoliko je gustina fitoplanktona izuzetno mala koristi se cilindar zapremine 50 mL ili 100 mL, dok se kod uzoraka sa gušćim fitoplanktonom koristi cilindar zapremine 10 mL ili se taloži manja zapremina uzorka (u ovom istraživanju u određenim uzorcima taloženo je 2 mL uzorka) direktno u komoricu bez cilindra sa dodatkom destilovane vode do vrha komorice.

Procedura:

Uzorak fitoplanktona u boci zapremine 1 L, prethodno fiksiran Lugolovim rastvorom na terenu, prvo je homogenizovan blagim okretanjem i mućkanjem boce kako bi se postiglo ravnomerno raspoređivanje algi u čitavom uzorku. Mućkanje je sprovedeno pažljivo kako ne bi nastali mehurići koji mogu ometati proces taloženja. Pored toga, vodilo se računa i da temperatura opreme i uzorka bude izjednačena. Različita temperatura može dovesti do negativnih posledica prilikom taloženja organizama u vidu konvektivnih strujanja uzorka i različite rastvorljivosti gasova koji isto mogu uticati na stvaranje mehurića. Zbog svega toga aklimatizacija predstavlja nezaobilazan korak pri svakoj analizi fitoplanktona. U zavisnosti od procenjene gustine

fitoplanktona (što je utvrđeno pregledom probnog uzorka na mikroskopu) izabran je cilindar odgovarajuće zapremine i stavljen na pljosnatu komoricu. Vodilo se računa da komorica za sedimentaciju organizama stoji na ravnoj podlozi kako ne bi došlo do neravnomernog taloženja algi. Poduzorak vode sipan je direktno iz boce do vrha cilindra koji je poklopljen staklenim poklopcem, vodeći računa da ne ostanu mehurići vazduha u cilindru. Na taj način sprečena je kontaminacija uzorka iz vazduha, isparavanje tečnosti, a umanjena je i verovatnoća greške u odmeravanju zapremine. Svi poduzorci taloženi su po 24 sata, a temperatura je bila konstantna sve vreme. Nakon završenog taloženja, zadržavajući sve vreme stakleni poklopac, cilindar se polako pomerao do kraja pljosnate komorice gde se nalazi otvor za ispuštanje viška poduzorka. Po odlivanju viška poduzorka iz cilindra, stakleni poklopac je prebačen na pljosnatu komoricu gde su ostale nataložene alge. I prilikom ovog postupka vodilo se računa da ne zaostanu mehurići vazduha u sedimentacionoj komorici, što bi moglo ometati mikroskopsko posmatranje.

Pljosnata komorica preneti je na invertni mikroskop i pristupilo se identifikaciji i prebrojavanju algi. Prebrojavanje je vršeno u vidu transekata, a brojana je jedna četvrtina komorice (22 transekta ili 360 vidnih polja u jednoj četvrtini komorice pri uveličanju 400x). Međutim, u ostatku komorice zabeležene su i prebrojane i vrste nezabeležene u pregledanoj četvrtini. Čelije bez hlorofila nisu brojane, a neidentifikovane čelije su brojane uz skicu i uzimanje dimenzija. Kod kolonija i cenobija brojana je svaka čelija, iako se po standardu (EN 15204:2008) kod cenobija ne broje pojedinačne čelije. Kod trihalnih cijanobakterija i algi brojane su pojedinačne čelije ako je to bilo moguće, a ukoliko je to bilo neizvodljivo, merila se dužina trihoma i dužina pojedinačnih čelija i procenjivao se broj čelija u svakom trihomu.

Nakon prebrojavanja cijanobakterija i algi fitoplanktona, izvršeno je preračunavanje i brojnost fitoplanktona (C) izražena je kao broj individua/mL i kao broj čelija/mL korišćenjem sledeće formule:

$$C = N \cdot (A_t / A_c) \cdot (1/V)$$

gde je:

- C - broj individua/čelija određene vrste po mililitru uzorka;

- N - broj individua/ćelija određene vrste koji smo prebrojali u određenom delu komorice;
- A_t - ukupna površina komorice za taloženje (mm^2);
- A_c - površina komorice za taloženje koja je prebrojana (mm^2);
- V - zapremina poduzorka koji je taložen (mL).

3.6.1.2. Određivanje biomase fitoplanktona

Pored indirektnog načina, merenjem koncentracije hlorofila a , primarna produkcija nekog vodenog ekosistema može se proceniti i direktno preko biomase fitoplanktona. Kao što je već napomenuto, abundanca taksona u sastavu zajednice fitoplanktona može pružiti podatke o prostornoj i vremenskoj dinamici određenih populacija, ali ne daje prave informacije o udelu tih populacija u zajednici fitoplanktona nekog uzorka. Krupnije ćelije nekih taksona, iako mogu biti malobrojne, imaju veći doprinos u ukupnoj biomasi od mnogobrojnih, sitnijih, kao što i mnogobrojne, ali sitne ćelije mogu samo neznatno doprineti ukupnoj biomasi uzorka. Biomasa fitoplanktona računata je preko geometrijskih aproksimacija, koristeći standardne matematičke formule (Hillebrand i sar., 1999; Sun i Liu, 2003; Vadrucci i sar., 2007). Određenom taksonu prvo je pridružena odgovarajuća geometrijska figura kojoj je izgledom sličan, a potom su određene potrebne dimenzije na osnovu srednjih vrednosti, dobijenih merenjem oko 25 individua datog taksona u istom uzorku. Nakon izračunavanja biomase pojedinačnih ćelija svakog taksona prisutnog u uzorku, pristupilo se izračunavanju ukupne biomase fitoplanktona u uzorku, korišćenjem formule:

$$V_{total} = \sum_{i=1}^n (N_i \times V_i)$$

gde je:

- V_{total} - ukupna biomasa fitoplanktona ($\mu\text{m}^3/\text{L}$);
- N_i - broj ćelija i -te vrste u litru uzorka;
- V_i - prosečna zapremina ćelije i -te vrste ($\mu\text{m}^3/\text{L}$).

Linearne dimenzije ćelija izražene su u μm , pa se izračunavanjem ukupne biomase dobija određena vrednost izražena u $\mu\text{m}^3/\text{L}$. Međutim, postoji potreba da se

biomasa izrazi u težinskim jedinicama. U tu svrhu služimo se pretpostavkom da je gustina citoplazme ćelije jednaka jedinici i u tom slučaju važila bi jednakost $\text{cm}^3=\text{g}$ ili $\mu\text{m}^3=10^{-12} \text{ g}$ (pg), pa bi ukupna biomasa fitoplanktona trebalo da bude izražena u pg (10^{-12} g). Po pravilu, biomasa fitoplanktona izražava se u $\mu\text{g/L}$, te je potrebno dodatno preračunavanje, gde je $\mu\text{m}^3/\text{L}=10^{-6} \mu\text{g/L}$ na osnovu prethodne jednakosti. Nakon svih preračunavanja, konačna biomasa fitoplanktona u uzorcima izražena je u $\mu\text{g/L}$.

3.6.2. Određivanje indeksa diverziteta fitoplanktona

Biodiverzitet predstavlja raznovrsnost i heterogenost organizama ili određenih osobina na svim nivoima u hijerarhiji živog sveta, od molekula do ekosistema (Morris i sar., 2014). Biodiverzitet, kao multidimenzionu osobinu svakog prirodnog sistema, potrebno je kvantifikovati kako bi se dobila mera koja daje dovoljno podataka o samom sistemu, a pri tom omogućava poređenje sistema različitih regiona. Obično, akcent se stavlja na diverzitet vrsta neke zajednice.

Bogatstvo vrsta (S) je broj prisutnih vrsta u određenoj zajednici i predstavlja najjednostavniju meru diverziteta koja se i dalje široko koristi (Morris i sar., 2014). Međutim, zajednice sa istim bogatstvom vrsta mogu imati različitu strukturu zbog razlika u relativnoj abundanci (učestalosti) prisutnih taksona. Iz tog razloga, koriste se indeksi diverziteta kao parametri za kvantifikaciju diverziteta određene zajednice. Indeksi diverziteta su matematičke mere diverziteta vrsta u određenoj zajednici koji pružaju više informacija o strukturi zajednice u odnosu na jednostavni spisak prisutnih vrsta, jer pored bogatstva vrsta uzimaju u obzir i relativnu abundancu (učestalost) prisutnih vrsta (Okpiliya, 2012). Postoji veliki broj indeksa diverziteta, ali se među njima mogu izdvojiti dve grupe, indeksi dominantnosti i informativni statistički indeksi. Indeksi dominantnosti ističu značajnost čestih ili dominantnih vrsta, dok nekoliko retkih vrsta sa malim brojem individua nemaju uticaj na diverzitet. Za razliku od njih, informativni statistički indeksi uzimaju u obzir sve prisutne vrste u uzorku dajući im podjednak značaj i pretpostavljaju da je uzorkovanje slučajno (Okpiliya, 2012). Najčešće korišćeni indeksi diverziteta su Margelaf-ov, Shannon-ov (H), Simpson-ov, Berger-Parker-ov indeks i mnogi drugi, svaki sa svojim prednostima i manama. Idealan indeks, primenljiv u svakoj situaciji i na svakom uzorku ne postoji. Idealan indeks

trebalo bi da jasno i precizno napravi razliku između uzoraka, da bude primenljiv na sve tipove zajednica, veličina uzorka ne bi trebalo da na njega utiče u velikoj meri i njegovo izračunavanje trebalo bi da bude lako (Begon i sar, 1996).

U ovom istraživanju, kao indeks koji se najčešće koristi u ekološkim istraživanjima i kao informativni statistički indeks, određivan je Shannon-ov (Shannon, 1948) indeks diverziteta za zajednicu fitoplanktona. Po mnogim autorima, diverzitet vrsta podrazumeva prisustvo dve komponente koje se moraju tumačiti odvojeno, bogatstvo vrsta (S) i ujednačenost (E). Ujednačenost govori o distribuciji individua među prisutnim vrstama u uzorku (Okpiliya, 2012). Međutim, najviše informacija o zajednici dobijamo upravo sagledavanjem obe komponente diverziteta, bogatstva vrsta (S) i ujednačenosti (E). Zbog potpunijeg sagledavanja strukture zajednice, pored Shannon-ovog indeksa koji i sam uključuje obe komponente, računat je i Pielou-ov indeks ujednačenosti (E_H) (Pielou, 1966), da bi se ove komponente mogle posmatrati i odvojeno.

Formula za izračunavanje Shannon-ovog indeksa diverziteta (H) je:

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

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.

Pored prirodnog logaritma (\log_e ili \ln), često se koristi \log_2 , kao i \log_{10} što svakako vodi različitim vrednostima indeksa. Bitno je da se za poređenje indeksa različitih uzoraka koristi ista baza i samo u tom slučaju uzorci su uporedivi. S obzirom da postoji težnja ka standardizaciji prirodnog logaritma (Magurran, 2004), odlučili smo se za korišćenje upravo prirodnog logaritma.

Vrednosti Shannon-ovog indeksa diverziteta (H) kreću se, najčešće, 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. Za određeni broj vrsta (S), H se povećava sa porastom ujednačenosti (E_H) (Rosenzweig, 1995).

Formula za izračunavanje Pielou-ovog indeksa ujednačenosti (E_H) je:

$$E_H = H/H_{\max}$$

gde je:

- E_H - Pielou-ov indeks ujednačenosti na osnovu Shannon-ovog indeksa;
- H - Shannon-ov indeks diverziteta;
- H_{\max} - maksimalna vrednost diverziteta koja se može postići, pri čemu je $H_{\max} = \ln S$, a S je ukupan broj vrsta u uzorku.

Vrednosti indeksa ujednačenosti (E_H) nalaze se u opsegu od 0 do 1. Ako je ujednačenost jednaka nuli, tada je samo jedna vrsta dominantna u uzorku, a ako je vrednost E_H bliža jedinici, tada je ukupan broj individua u zajednici ujednačeno raspoređen po vrstama u datom uzorku.

Mogućnost kvantifikovanja diverziteta preko indeksa predstavlja važno oruđe pri razumevanju strukture zajednice, a olakšava i sagledavanje veze između diverziteta sa jedne strane i produktivnosti i stabilnosti određene zajednice ili različitih ekoloških faktora sa druge strane (Okpiliya, 2012).

Po Wilhm i Dorris (1968) i Wilhm (1970), prema Averett (1981) moguće je uspostaviti vezu između Shannon-ovog indeksa diverziteta i kvaliteta vode, tj. nivoa zagađenja određenog vodenog ekosistema. Po ovim autorima korišćenje Shannon-ovog indeksa u proceni kvaliteta vode zasniva se na činjenici da vodeni ekosistemi sa čistom vodom imaju visoke vrednosti indeksa diverziteta (tada je prisutan veći broj vrsta i broj individua po vrstama je ujedanačeniji) za razliku od zagađenih vodenih ekosistema kod kojih je indeks diverziteta nizak (tada samo nekoliko vrsta tolerantnih na zagađenje povećava svoju brojnost zbog prisustva velike količine nutrijenata i odsustva kompeticije, jer su u toj situaciji vrste netolerantne na zagađenje eliminisane). Vrednosti Shannon-ovog indeksa veće od 3 javljaju se u čistim vodama, vrednosti od 1 do 3 u umereno zagađenim, a vrednosti indeksa manje od 1 se javljaju u veoma zagađenim vodama (Wilhm i Dorris, 1968; Wilhm, 1970).

3.6.3. Saprobiološka analiza kvaliteta vode na osnovu fitoplanktona

Pored fizičkih, hemijskih i mikrobioloških analiza, praćenje stanja i procena kvaliteta vode može se sprovesti i biološkim analizama. Jedan od aspekata biološke analize vode podrazumeva upotrebu sistema saprobnosti i cijanobakterija i algi kao bioindikatora organskog opterećenja vode.

Pre više od jednog veka, Kolkwitz i Marsson (1902, 1908, 1909) su postavili temelje saprobiologiji uvodeći koncepte „bioloških indikatora zagađenja“ i takozvane „saprobnne sisteme“. Sačinili su prve liste organizama indikatora različitog stepena zagađenja (organskog opterećenja vode i nivoa razgradnje), koje su svrstali u 5 kategorija:

- ksenosaprobnni organizmi (indikator potpuno čiste vode),
- oligosaprobnni (indikator slabo zagađene vode),
- β -mezosaprobnni (indikator umereno zagađene vode),
- α -mezosaprobnni (indikator zagađene vode) i
- polisaprobnni organizmi (indikator intenzivno zagađene vode).

Od tada, pa sve do današnjih dana, saprobnni sistemi koriste se u mnogim zemljama širom sveta i postali su nezaobilazan korak u biološkom monitoringu akvatičnih ekosistema s ciljem procene kvaliteta vode.

Većina cijanobakterija i algi je osetljiva na promene u sredini. Svaka promena u ekosistemu utiče na sastav i strukturu njihovih zajednica, što ih čini pogodnim bioindikatorima vodenih sredina. Sistemi saprobnosti se i baziraju na činjenici da organizmi indikator zagađenja u vodi (među kojima su alge veoma značajne) i njihovi kvantitativni odnosi u određenoj zajednici izuzetno verno oslikavaju uslove koji vladaju u životnoj sredini. Statističkom obradom podataka dobijenih kvantitativnom analizom algi i cijanobakterija u određenoj zajednici i njihovih bioindikativnih osobina dobijaju se podaci o saprobnom stupnju datog uzorka na osnovu koga se može proceniti kvalitet vode.

Generalno, saprobnost je biološko stanje vode. Označava prisustvo određene količine organskih supstanci koja je podložna biološkoj razgradnji i predstavlja bitan faktor kvaliteta vode. Prema čistoći, tj. zagađenosti, vode se mogu podeliti na:

katarobne (K), limnosaprobne (L), eusaprobne (E) i transaprobne (T). Limnosaprobne vode se dalje mogu podeliti na pet zona u odnosu na nivo organskog opterećenja: ksenosaprobne (x), oligosaprobne (o), beta-mezosaprobne (β), alfa-mezosaprobne (α) i polisaprobne (p), a po Uredbi o klasifikaciji vode u Republici Srbiji (1978) svakoj zoni odgovara određena klasa kvaliteta vode, pa tako oligosaprobnoj odgovara I klasa kvaliteta vode, β -mezosaprobnoj II klasa, α -mezosaprobnoj III klasa kvaliteta i polisaprobnoj IV klasa kvaliteta vode (Karadžić, 2011).

U mnogim državama saprobni sistemi postali su neizbežan deo biomonitoringa površinskih voda. Od uvođenja saprobnih sistema kao korisnog alata u proceni kvaliteta vode, liste bioindikatora su se proširivale, pa danas obuhvataju oko 2500 organizama, među kojima značajno mesto zauzimaju alge. Veliki broj lista organizama indikatora je u upotrebi, pa se prilikom određivanja saprobnog stupnja uzorka mora naglasiti koja lista bioindikatora je korišćena. Pored toga, broj metoda koje se koriste za određivanje saprobnosti vode je, takođe, veliki. Međutim, sve metode baziraju se na dobrom poznavanju vrsta organizama koje ulaze u sastav određene zajednice, određivanju njihove apsolutne ili relativne abundance i izdvajanju bioindikatora.

U ovom istraživanju, nakon kvalitativne i kvantitativne analize fitoplanktona, pristupilo se određivanju saprobnog indeksa uz pomoć kog je određen saprobni stupanj vode datog uzorka i vršena procena kvaliteta vode. 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).

Naime, po metodi Pantle-Buck-a za izračunavanje indeksa saprobnosti koriste se relativne brojnosti organizama indikatora i njihove saprobne vrednosti, a podrazumeva se korišćenje samo „čistih“ indikatora, tj. indikatora koji se javljaju u okviru samo jednog saprobnog stupnja. Međutim, Zelinka, Marvan i Kubiček (1959) uvode pojam saprobne valence, ističući na taj način da se organizmi u prirodi češće javljaju u vodi različitog, a ne samo unutar jednog saprobnog stupnja. Saprobna valenca organizama određuje se empirijski, prostim poređenjem živog sveta voda na različitom stepenu saprobnosti ili statističkom obradom ekoloških parametara dobijenih iz prirode. Prema širini saprobne valence određuje se indikatorska težina (G) organizama koja govori o vrednosti datog taksona kao indikatora. Organizmi koji se javljaju samo u jednom ili dva saprobna nivoa imaju veću indikatorsku težinu od difuzno raspoređenih taksona.

Indikatorska težina (G) može uzeti vrednost od 1 do 5. Najbolji indikatori imaju $G=5$ ili 4, srednji imaju $G=3$, a loši imaju $G=2$ ili 1. Po formuli koju daju Zelinka, Marvan i Kubiček (1959) računa se vrednost za svaki saprobni stupanj saprobne valence, a saprobni stupanj sa najvećom dobijenom vrednošću određuje saprobni nivo datog uzorka.

Po unapređenoj metodi koju predlažu Zelinka i Marvan (1961) izračunava se indeks saprobnosti koji se može povezati sa odgovarajućom klasom kvaliteta vode. 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:

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

gde je:

- SI - indeks saprobnosti datog uzorka;
- h_i - apsolutna brojnost i -te vrste indikatora (može se koristiti i relativna brojnost);
- s_i - saprobna vrednost i -te vrste koja se čita iz liste bioindikatora;
- G_i - indikatorska težina i -te vrste koja se čita iz liste bioindikatora.

Saprobne vrednosti (s_i) i vrednosti indikatorske težine (G) uzete su iz liste bioindikatora po Marvan-u i saradnicima (2005) koja je preuzeta iz standarda koji se koristi u Republici Češkoj (ČSN-75 7716).

Na osnovu dobijenih vrednosti saprobnog indeksa određena je klasa kvaliteta vode svakog uzorka Zasavice na osnovu Tabele 3.1. (Walley i sar., 2001) koja se koristi i pri određivanju klasa kvaliteta vode u Sloveniji.

Tabela 3.1. Klasifikacija vode na osnovu indeksa saprobnosti po 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

3.6.4. Određivanje funkcionalnih grupa fitoplanktona

Nakon kvalitativne i kvantitativne analize fitoplanktona i određivanja biomase taksona prisutnih u svim uzorcima, pristupilo se određivanju funkcionalnih grupa za sve taksonne čija je biomasa u pojedinačnim uzorcima bila $\geq 2\%$ od ukupne biomase fitoplanktona (Cellamare i sar., 2013). Na osnovu tri sistema funkcionalne klasifikacije koji se najčešće koriste u ekološkim studijama fitoplanktona taksoni su razvrstani u odgovarajuće funkcionalne grupe, pa tako razlikujemo:

1. Funkcionalne grupe (**FG**) po Reynolds-u i saradnicima (2002)
2. Morfo-funkcionalne grupe (**MFG**) po Salmaso i Padisák (2007)
3. Funkcionalne grupe zasnovane na morfologiji (**MBFG**) po Kruk i saradnicima (2010)

Sva tri sistema funkcionalne klasifikacije sa pripadajućim FG-ma detaljnije su objašnjena u uvodu, pa se na ovom mestu ističe samo na koji način su taksoni svrstani u određene FG-e.

Funkcionalne grupe (FG) određene su na osnovu podataka iznetih u dve publikacije (Reynolds i sar., 2002; Padisák i sar., 2009). Navedeni autori za sve do sada opisane funkcionalne grupe (oko 40 kodona) daju opis staništa, niz ekoloških faktora na koje su taksoni koji pripadaju datim FG-a osetljivi ili ih tolerišu, kao i spisak reprezentativnih taksona koji za neke FG-e broji i preko 20 taksona. Tako je za neke taksone pripadnost odgovarajućoj FG-i već određena, dok se za nesvrstane taksone kodon kome pripadaju mora odrediti na osnovu autekologije datog taksona i preovlađujućih stanišnih uslova u uzorku kada se dati takson pojavljuje u njemu. U svakom slučaju, da bi se odredila funkcionalna grupa nekog taksona potrebno je dobro poznavati taksonomiju algi, kao i autekologiju prisutnih taksona u uzorku. Jedan deo prisutnih taksona u uzorcima fitoplanktona Zasavice nalazi se na spiskovima reprezentativnih taksona kodona, pa je njihova pripadnost određenom kodonu samo potvrđena, tako što je provereno da li takson ispunjava sve kriterijume svojstvene određenoj funkcionalnoj grupi. Pripadnost taksona odgovarajućoj FG-i koji nije naveden u spiskovima reprezentativnih predstavnika po autorima ovih publikacija, određena je na osnovu opisa staništa, tolerantnosti i osetljivosti vrsta prema određenim ekološkim faktorima, istovremenom pojavljivanju sa nekim drugim vrstama koje su već smeštene u odgovarajuće FG-e, kao i na osnovu slične morfologije i fiziologije sa već klasifikovanim taksonima. Upravo je ovo najosetljiviji deo, jer je izuzetno subjektivan i zasnovan isključivo na ličnom iskustvu i poznavanju autekologije fitoplanktonskih organizama. Potrebno je naglasiti da su korišćeni i kodoni kreirani prvenstveno za ispitivanje potamoplanktona kako bi se istakao značaj ili udeo tihoplanktonskih i meroplanktonskih taksona u zajednici fitoplanktona Zasavice, i to cijanobakterija (kodon T_c), trihalnih zelenih algi karakterističnih za zajednicu bentosa ili metafitona (kodon T_D) i epilitskih i epifitskih silikatnih algi (T_B), a pored njih tu je i kodon W₀ koji uključuje predstavnike karakteristične za izrazito organski opterećene vodene ekosisteme (Borics i sar., 2007).

Prilikom svrstavanja taksona u odgovarajuće MFG-e i MBFG-e korišćeni su dihotomo granati ključevi koje predlažu sami autori ova dva sistema funkcionalnih klasifikacija. Za određivanje MFG koriste se sledeći kriterijumi: prisustvo bičeva, potencijalna miksotrofija, zahtevi prema nutrijentima, ćelijska organizacija, veličina ćelija, oblik ćelija, prisustvo galertnih omotača i taksonomija. Ključ na osnovu kojeg se

taksoni svrstavaju u odgovarajuću MFG-u prikazan je u Tabeli 3.2., a u osnovi je preuzet iz originalnog rada autora ovog sistema funkcionalne klasifikacije (Salmaso i Padišák, 2007), s tim što je u originalni ključ dodata još jedna MFG-a (6c) koju predlažu Tolotti i saradnici (2012) i koja uključuje kolonijske silikatne alge koje grade lance, pa je ukupan broj MFG-a povećan na 32 u odnosu na prvobitnih 31. Potrebno je naglasiti i da je granica za razdvajanje malih i velikih taksona 30 μm , s obzirom da to u ključu nije istaknuto (Salmaso i Padišák, 2007).

Kriterijumi za svrstavanje taksona u MBFG-e su isključivo morfološki, a podrazumevaju: zapreminu, površinu, maksimalnu dužinu ćelija, odnos površine i zapremine, prisustvo gasnih vakuola (aerotopa), heterocisti, bičeva, galertnog i silifikovanog omotača. Tabela 3.3. predstavlja ključ po kojem je izvršeno svrstavanje taksona u odgovarajuće MBFG-e, a i u ovom slučaju preuzet je iz originalnog rada autora ovog sistema funkcionalne klasifikacije (Kruk i sar., 2010).

Tabela 3.2. Ključ na osnovu kog se taksoni svrstavaju u odgovarajuću morfo-funkcionalnu grupu - **MFG** (u osnovi preuzet od Salmaso i Padišák (2007), sa dodatkom 6c grupe po Tolotti i saradnicima (2012)).

1a. Vrsta poseduje bičeve	2.
1b. Kod vrste odsustvuju bičevi	7.
2a. Vrsta je potencijalni miksotrof	3.
2b. Vrsta je pretežno autotrof	6.
3a. Vrsta je krupna i jednoćelijska ili kolonijska po morfološkoj organizaciji talusa	4.
3b. Vrsta je sitna i jednoćelijska po morfološkoj organizaciji talusa	5.
4a. Vrsta pripada razdelu Chrysophyta/Haptophyta	LargeChry (1a)
4b. Vrsta pripada razdelu Dinophyta	LargeDino (1b)
4c. Vrsta pripada razdelu Euglenophyta	LargeEugl (1c)
5a. Vrsta pripada razdelu Chrysophyta/Haptophyta	SmallChry1 (2a)
5b. Vrsta pripada razdelu Dinophyta	SmallDino (2b)
5c. Vrsta pripada razdelu Euglenophyta	SmallEugl (2c)
5d. Vrsta pripada razdelu Cryptophyta	Crypto (2d)
6a. Jednoćelijske Phytomonadina	UnicPhyto (3a)
6b. Kolonijske Phytomonadina	ColoPhyto (3b)
7a. Vrsta pripada razdelu Cyanobacteria	8.
7b. Vrsta pripada razdelu Bacillariophyta	10.
7c. Vrsta pripada ostalim razdelima i jednoćelijska je po morfološkoj organizaciji	13.

7d. Vrsta pripada ostalim razdelima i kolonijska/višećelijska je	16.
8a. Vrsta je jednoćelijska po morfološkoj organizaciji talusa	UnicCyano (4)
8b. Vrsta je kolonijska ili višećelijska po morfološkoj organizaciji talusa	9.
9a. Tanki trihomi iz reda Oscillatoriales	FilaCyano (5a)
9b. Velike kolonije sa vakuolama iz reda Chroococcales	LargeVacC (5b)
9c. Druge velike kolonije bez vakuola, uglavnom iz reda Chroococcales	OtherChroo (5c)
9d. Male kolonije iz reda Chroococcales	SmallChroo (5d)
9e. Cijanobakterije iz reda Nostocales	Nostocales (5e)
10a. Velike silikatne alge	11.
10b. Male silikatne alge	12.
11a. Centrične silikatne alge	LargeCent (6a)
11b. Penatne silikatne alge	LargePenn (6b)
11c. Kolonijske penatne silikatne alge	ColoPenn (6c)
12a. Centrične silikatne alge	SmallCent (7a)
12b. Penatne silikatne alge	SmallPenn (7b)
13a. Velike, jednoćelijske alge	14.
13b. Male, jednoćelijske alge	15.
14a. Vrsta pripada klasi Conjugatophyceae/Chlorophyta	LargeCoCh (8a)
14b. Druge grupe izuzev Conjugatophyceae/Chlorophyta	LargeUnic (8b)
15a. Vrsta pripada klasi Conjugatophyceae	SmallConj (9a)
15b. Vrsta pripada redu Chlorococcales	SmallChlor (9b)
15c. Vrsta pripada razdelu Chrysophyta	SmallChry2 (9c)
15d. Vrste iz drugih grupa algi	SmallUnic (9d)
16a. Trihalne po morfološkoj organizaciji talusa	17.
16b. Kolonijske po morfološkoj organizaciji talusa	18.
17a. Vrsta je iz razdela Chlorophyta	FilaChlorp (10a)
17b. Vrsta je iz klase Conjugatophyceae	FilaConj (10b)
17c. Vrsta je iz razdela Xanthophyta	FilaXant (10c)
18a. Vrsta je kolonija bez galertnog omotača iz reda Chlorococcales	NakeChlor (11a)
18b. Vrsta je kolonija sa galertnim omotačem iz reda Chlorococcales	GelaChlor (11b)
18c. Vrsta je kolonijska iz drugih grupa algi	OtherCol (11c)

Tabela 3.3. Ključ na osnovu kog se određuju funkcionalne grupe zasnovane na morfologiji - **MBFG** (u osnovi preuzet od Kruk i saradnika (2010)).

1a. Vrsta poseduje bičeve	2.
1b. Vrsta ne poseduje bičeve	4.
2a. Vrsta poseduje silikatne strukture	Grupa II
2b. Kod vrste odsustvuju silikatne strukture	3.
3a. Maksimalna linearna dimenzija vrste je $<2 \mu\text{m}$	Grupa I
3b. Maksimalna linearna dimenzija vrste je $>2 \mu\text{m}$	Grupa V
4a. Vrsta poseduje silikatne strukture	Grupa VI
4b. Kod vrste odsustvuju silikatne strukture	5.
5a. Vrsta poseduje omotač	6.
5b. Kod vrste odsustvuje omotač	9.
6a. Vrsta poseduje gasne vakuole	7.
6b. Kod vrste odsustvuju gasne vakuole	8.
7a. Odnos površine i zapremine vrste $> 0,6 \mu\text{m}^{-1}$	Grupa III
7b. Odnos površine i zapremine vrste $<0,6 \mu\text{m}^{-1}$	Grupa VII
8a. Zapremina vrste $< 10 \mu\text{m}^3$	Grupa I
8b. Zapremina vrste $> 10 \mu\text{m}^3$	Grupa VII
9a. Zapremina vrste $< 30 \mu\text{m}^3$	10.
9b. Zapremina vrste $> 30 \mu\text{m}^3$	11.
10a. Maksimalna linearna dimenzija vrste $< 20 \mu\text{m}$	Grupa I
10b. Maksimalna linearna dimenzija vrste $> 20 \mu\text{m}$	Grupa IV
11a. Vrsta poseduje gasne vakuole	Grupa III
11b. Kod vrste odsustvuju gasne vakuole	Grupa IV

3.6.5. Procena ekološkog statusa Zasavice na osnovu fitoplanktona

Pored indeksa diverziteta i saprobnosti koji mogu dati korisne informacije o ekološkom integritetu Zasavice, za procenu njenog ekološkog statusa na osnovu rezultata analize fitoplanktona korišćeni su Indeks fitoplanktonskih grupa tj. Q indeks (Padisák i sar., 2006), Nemački multiparametarski indeks fitoplanktona tj. PSI indeks (Mischke i sar., 2008) i odabrani parametri koje zahteva naš Pravilnik (Sl. glasnik RS, 74/2011) za određivanje ekološkog statusa barsko-močvarnih ekosistema. S obzirom da za indekse diverziteta i saprobnosti ne postoje referentne vrednosti sa kojima bi se dobijeni rezultati uporedili za ispitivani tip vodenog ekosistema, ovi parametri mogu

poslužiti samo kao pomoćni alat pri proceni ekološkog statusa i donošenju opštih zaključaka o stanju datog ekosistema. Za razliku od njih, Q indeks, PSI indeks i odabrani parametri po našem Pravilniku povezuju dobijene rezultate analize fitoplanktona sa vrednostima tih parametara koji se očekuju u referentnom tj. nenarušenom stanju datog tipa vodenog ekosistema, što je jedan od uslova koje zahteva Direktiva. Pored toga, u našem Pravilniku postoji izdvojena kategorija barsko-močvarnih ekosistema kojoj pripada Zasavica, ali su parametri i njihove granične vrednosti koje se koriste za razdvajanje klasa ekološkog statusa jednake sa istim koje se odnose na plitka, nizijska jezera. Iz tog razloga činilo se opravdanim koristiti Q i PSI indekse pri određivanju ekološkog statusa Zasavice koji su prvenstveno dizajnirani zarad procene ekološkog statusa jezera, s obzirom da se Zasavica po svojim karakteristikama može svrstati u kategoriju plitkih, nizijskih, alkalnih jezera, koja postoji i u mađarskoj i u nemačkoj klasifikaciji jezera gde su pomenuti indeksi i razvijeni.

3.6.5.1. Indeks fitoplanktonskih grupa (Q indeks)

Izračunavanje Indeksa fitoplanktonskih grupa ili kraće Q indeksa (Padisák i sar., 2006) zasniva se na sumiranju proizvoda relativnog udela svakog kodona u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona i odgovarajućeg brojčanog faktora određenog za svaki kodon (ovaj faktor određuje se posebno u okviru svakog tipa jezera za sve kodone na osnovu znanja i iskustva autora samog indeksa), što je prikazano formulom:

$$Q = \sum_{i=1}^n p_i F$$

gde je:

- Q - Indeks fitoplanktonskih grupa;
- p_i - relativni udeo i -tog kodona prisutnog u uzorku u odnosu na ukupnu biomasu, pri čemu je $p_i = n_i / N$ (n_i je biomasa i -tog kodona, a N je ukupna biomasa fitoplanktona);
- F - brojčani faktor unapred određen za svaki i -ti kodon, posebno u okviru svakog tipa jezera.

Kao što se iz formule vidi, preduslov za određivanje Q indeksa jeste određivanje biomase svakog pojedinačnog taksona u svakom uzorku i njihovo svrstavanje u odgovarajuću funkcionalnu grupu po Reynolds-u i saradnicima (2002). Obično se funkcionalne grupe određuju samo za taksone čija biomasa prelazi određeni procenat u uzorku nakon čega se određuje biomasa svake prisutne funkcionalne grupe u datom uzorku sabiranjem biomasa taksona koji pripadaju istom kodonu. Međutim, taj procenat nije jasno definisan, pa se funkcionalne grupe po nekim autorima određuju za taksone čija biomasa prelazi 2% od ukupne biomase fitoplanktona (Cellamare i sar., 2013), dok se po drugima funkcionalne grupe određuju za taksone čija biomasa prelazi 5% u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona (Paształeniec i Poniewozik, 2010). Za Zasavicu je računat Q indeks uključivanjem taksona čija je biomasa $\geq 2\%$ i posebno uključivanjem taksona čija je biomasa $\geq 5\%$ u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona, između ostalog, da bi se videlo da li se konačni rezultati razlikuju među različitim pristupima.

Nakon određivanja biomase fitoplanktonskih taksona, njihovog svrstavanja u odgovarajuće funkcionalne grupe, određivanja biomase svakog prisutnog kodona i određivanja relativnog udela svakog kodona u ukupnoj biomasu fitoplanktona (p_i), sledeći korak podrazumeva određivanje tipa jezera koje se ispituje kako bi se odredio brojčani faktor F za svaki kodon. U Mađarskoj, gde je Q indeks prvenstveno i razvijen, postoji 8 tipova jezera. Na osnovu svojih karakteristika Zasavica se može svrstati u osmi tip jezera po klasifikaciji Mađarske, koji obuhvata mrtvaje sa druge strane zaštitnog pojasa od poplava u kojima je voda uvek prisutna, koje imaju dubinu manju od 4 m i površinu vodenog ogledala veću od pola kvadratnog kilometra, alkalne su i dominira krečnjačka podloga (Padisák i sar., 2006). Odgovarajuće vrednosti brojčanog faktora F svakog kodona za ovaj tip jezera, preuzete su od autora indeksa i prikazane u Tabeli 3.4. samo za one kodone koji su detektovani na oba lokaliteta Zasavice.

Izvorno, vrednosti brojčanog faktora F nisu određene za T_D , T_B , T_C i W_0 kodone od strane autora, pa su vrednosti faktora F za pomenute kodone određene na osnovu lične procene očekivanosti njihovog pojavljivanja u nenarušenim barsko-močvarnim ekosistemima. Tihoplanktonskim kodonima T_D , T_B i T_C dodeljena je vrednost 5 za faktor F, jer bi njihovo prisustvo u fitoplanktonu nenarušenog barsko-močvarnog ekosistema sa gusto razvijenom makrofitskom vegetacijom bilo očekivano, dok je

kodonu W_0 dodeljena vrednost 2 faktora F, s obzirom da ovaj kodon uključuje taksone karakteristične za izrazito organski opterećene vode (Borics i sar., 2007).

Tabela 3.4. Vrednosti brojčanog faktora F (preuzeto od Padisák i saradnika (2006)) za funkcionalne grupe detektovane u fitoplanktonu Zasavice na oba ispitivana lokaliteta (vrednost faktora F za T_B , T_C , T_D i W_0 kodone određena je na osnovu lične procene).

	Funkcionalne grupe																	
	B	C	D	P	T_B	T_C	T_D	X_2	E	Y	J	H_1	U	L_0	W_1	W_2	W_S	W_0
Vrednost faktora F	5	5	3	5	5	5	5	3,5	5	3,5	5	1	5	5	2	3	4	2

Da bi se ekološki status Zasavice procenio na osnovu Q indeksa koristi se njegova rezultujuća vrednost koja podrazumeva prosečnu vrednost Q indeksa svih uzoraka (prosek 12 uzoraka). Generalno, rezultujuće vrednosti **Q indeksa** kreću se u opsegu od **0 do 5**, što se lako prevodi u petostepenu skalu koju preporučuje Direktiva. Tako, rezultujuće vrednosti Indeksa fitoplanktonskih grupa u rasponu od **0 do 1** upućuju na **veoma loš** ekološki status, od **1 do 2** na **loš**, od **2 do 3** na **umeren**, od **3 do 4** na **dobar** i od **4 do 5** na **odličan** ekološki status ispitivanog vodenog ekosistema.

3.6.5.2. Nemački multiparametarski indeks fitoplanktona (PSI indeks)

Nemački indeks fitoplanktona ili PSI indeks (Mischke i sar., 2008) može se računati nakon kvalitativne i kvantitativne analize fitoplanktona koja podrazumeva i određivanje biomase prisutnih taksona u svakom pojedinačnom uzorku. Pored toga, neophodan uslov je i da je za analizirane uzorke određena koncentracija hlorofila *a*. Ako su ovi početni uslovi ispunjeni, da bi se otpočelo sa računanjem PSI indeksa još jedan korak se mora napraviti. Taj korak obuhvata određivanje tipa jezera koje se ispituje, jer se sve formule potrebne za izračunavanje indeksa razlikuju među različitim tipovima jezera. Po nemačkoj kategorizaciji, jezera su razvrstana na 14 tipova (Mathes i sar., 2002) uz par dodatnih podtipova određenih na osnovu karakteristične fitoplanktonske zajednice (Nixdorf i sar., 2005). Osnovne karakteristike različitih tipova jezera prikazane su i pri opisu samog indeksa (Mischke i sar., 2008), pa se na osnovu datih karakteristika Zasavica može svrstati u tip jezera sa oznakom 11.2 koji obuhvata

nizijska, polimiktična jezera sa odnosom površine slivnog područja i zapremine vode većim od 1,5 i sa dubinom vode koja ne prelazi 3 metra.

Kada je određen tip jezera, prelazi se na samo računanje PSI indeksa. Ono podrazumeva prethodno izračunavanje tri obavezna pojedinačna parametra. To su „biomasa fitoplanktona” (parametar A), „algalne klase” (parametar B) i „indeks fitoplanktonskih taksona” ili kraće PTSI (parametar C). Za konačno izračunavanje PSI indeksa koriste se rezultujuće vrednosti sva tri pojedinačna parametra uz odgovarajuće unapred određene faktore ponderisanja za svaki parametar u okviru datog tipa jezera (G_i). Stoga se Nemački indeks fitoplanktona računa na osnovu sledeće formule:

$$PSI = \frac{A \cdot G_A + B \cdot G_B + C \cdot G_C}{G_A + G_B + G_C}$$

gde je:

- PSI - Nemački indeks fitoplanktona;
- A - rezultujuća vrednost parametra A („biomasa”);
- B - rezultujuća vrednost parametra B („algalne klase”);
- C - rezultujuća vrednost parametra C („indeks fitoplanktonskih taksona” ili PTSI indeksa);
- G_A - faktor ponderisanja za parametar A;
- G_B - faktor ponderisanja za parametar B;
- G_C - faktor ponderisanja za parametar C.

Za 11.2 tip jezera, faktor ponderisanja za parametar A je 4 (G_A), za parametar B je 2 (G_B), a za parametar C je 1 (G_C). Nakon ubacivanja vrednosti faktora ponderisanja za sva tri pojedinačna parametra, formula po kojoj je računat PSI indeks Zasavice glasi:

$$PSI = \frac{A \cdot 4 + B \cdot 2 + C \cdot 1}{7}$$

Svaki od ovih pojedinačnih parametara uključuje po nekoliko elemenata i posebno će biti objašnjeno kako se svaki od ovih obaveznih parametara računa:

A) Parametar A („biomasa”)

Potrebni elementi za izračunavanje ovog parametra su ukupna biomasa fitoplanktona (**Y1**), koncentracija hlorofila *a* (**Y2**) i maksimalna vrednost hlorofila *a* (**Y3**).

Da bi se izračunala vrednost elementa **Y1** potrebno je odrediti prosečnu vrednost ukupne biomase fitoplanktona od aprila do oktobra (*x*) i koristiti sledeću formulu:

$$Y1=1,3538*\ln(x)-0,4664,$$

pri čemu se mora voditi računa da je vrednost prosečne biomase fitoplanktona (*x*) izražena u mm³/L.

Za izračunavanje vrednosti parametra **Y2** koristi se prosečna vrednost koncentracije hlorofila *a* od aprila do oktobra (*x*) i sledeća formula:

$$Y2=1,3715*\ln(x)-1,9019,$$

pri čemu je vrednost prosečne koncentracije hlorofila *a* (*x*) izražena u µg/L.

Y3 element se izračunava korišćenjem najveće detektovane vrednosti koncentracije hlorofila *a* (*x*) koja je takođe izražena u µg/L i koja mora biti veća za 25% od prosečne vrednosti koncentracije hlorofila *a* da bi se ovaj element mogao koristiti u daljem računanju. Ukoliko taj uslov nije ispunjen, element **Y3** se ne uzima u razmatranje. U slučaju da je uslov ispunjen, za dobijanje rezultujuće vrednosti **Y3** elementa koristi se sledeća formula:

$$Y3=1,5872*\ln(x)-3,4035$$

Ukoliko je neka od rezultujućih vrednosti ova tri elementa (**Y1**, **Y2**, **Y3**) manja od 0,5 ili veća od 5,5, u tom slučaju se za dalje računanje parametra A koriste vrednosti 0,5, odnosno 5,5 za taj element.

Parametar A računa se kao aritmetički prosek tri pomenuta elementa:

$$A=\frac{Y1+Y2+Y3}{3}$$

gde je:

- A - rezultujuća vrednost parametra A („biomasa”);
- Y1 - rezultujuća vrednost elementa „ukupna biomasa fitoplanktona”;
- Y2 - rezultujuća vrednost elementa „koncentracija hlorofila *a*”;
- Y3 - rezultujuća vrednost elementa „maksimalna koncentracija hlorofila *a*”.

B) Parametar B („algalne klase”)

Da bi se izračunala vrednost parametra B u slučaju Zasavice, koriste se tri elementa. To su biomasa Cyanobacteria (**Z1**), biomasa klase Chlorophyceae (**Z2**) i udeo biomase klase Dinophyceae u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona (**Z3**).

Element **Z1** računa se na osnovu formule:

$$Z1=1,1842*\ln(x)+1,0217$$

gde je:

- Z1 - rezultujuća vrednost elementa „biomasa Cyanobacteria”;
- x - prosečna biomasa Cyanobacteria od jula do oktobra izražena u mm³/L.

Za izračunavanje elementa **Z2** koristi se formula:

$$Z2=0,9982*\ln(x)+3,3997$$

gde je:

- Z2 - rezultujuća vrednost elementa „biomasa klase Chlorophyceae”;
- x - prosečna biomasa klase Chlorophyceae od jula do oktobra izražena u mm³/L.

Kako bi se izračunao element **Z3** koristi se sledeća formula:

$$Z3= -1,4427*\ln(x)+4,8219$$

gde je:

- Z3 - rezultujuća vrednost elementa „udeo biomase klase Dinophyceae u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona”;

- x - prosečna vrednost udela biomase klase Dinophyceae u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona od jula do oktobra izražena u procentima.

I u ovom slučaju ukoliko je neka od rezultujućih vrednosti tri navedena elementa (Z1, Z2, Z3) manja od 0,5 ili veća od 5,5, za dalje računanje parametra B koriste se vrednosti 0,5, odnosno 5,5 za te elemente.

Konačna vrednost parametra B dobija se kao aritmetički prosek tri pomenuta elementa:

$$B = \frac{Z1 + Z2 + Z3}{3}$$

gde je:

- B - rezultujuća vrednost parametra B („algalne klase”);
- Z1 - rezultujuća vrednost elementa „biomasa Cyanobacteria”;
- Z2 - rezultujuća vrednost elementa „biomasa klase Chlorophyceae”;
- Z3 - rezultujuća vrednost elementa „udeo biomase klase Dinophyceae u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona”.

C) Parametar C („indeks fitoplanktonskih taksona” ili PTSI indeks)

Parametar C služi određivanju trofičkog statusa jezera i zasniva se na odgovarajućoj listi indikatorskih taksona koja odgovara tipu ispitivanog jezera. Za Zasavicu se koristi lista indikatorskih taksona za nizijska, polimiktična jezera (TLpoly lista izdvojena pri opisu indeksa (Mischke i sar., 2008)). Za izračunavanje ovog parametra koristi se svih 12 uzoraka prikupljenih sa Zasavice. Za svaki uzorak prvo je neophodno izdvojiti indikatorske taksone. Njih mora biti više od 4 po uzorku da bi parametar C bio pouzdan. Ako taj uslov nije ispunjen, smanjuje se pouzdanost parametra C, a ukoliko je taj uslov ispunjen, za svaki indikatorski takson, na osnovu njegove biomase određuje se klasa brojnosti (eng. *abundance class*). Klasa brojnosti (**a**) određuje se tako što biomasi taksona manjoj od 0,0001 mm³/L odgovara klasa 1, ako je biomasa taksona u opsegu od 0,0001 do 0,001 mm³/L klasa brojnosti je 2, za opseg biomase taksona 0,001-0,01 mm³/L klasa brojnosti je 3, za opseg 0,01-0,1 mm³/L klasa

brojnosti je 4, za opseg 0,1-1 mm³/L klasa brojnosti je 5, za opseg 1-5 mm³/L klasa brojnosti je 6, za opseg 5-25 mm³/L klasa brojnosti je 7 i ako je biomasa taksona veća od 25 mm³/L klasa brojnosti je 8 (Mischke i sar., 2008). Pored klase brojnosti (a_i), svakom indikatorskom taksonu dodeljuje se trofička vrednost (TAW) i faktor ponderisanja (s_i) iz liste indikatora. Nakon ovoga, moguće je izračunati PTSI indeks za svaki uzorak koji još uvek nije konačna verzija PTSI parametra. PTSI indeks za svaki uzorak računa se na osnovu sledeće formule:

$$PTSI = \frac{\sum(a_i * TAW_i * s_i)}{\sum(a_i * s_i)}$$

gde je:

- PTSI - indeks fitoplanktonskih taksona za svaki pojedinačan uzorak;
- a_i - klasa brojnosti i -tog indikatorskog taksona (u stvari klasa biomase, objašnjeno u tekstu iznad);
- TAW_i - trofička vrednost i -tog indikatorskog taksona (vrednost iz liste indikatorskih taksona);
- s_i - faktor ponderisanja za i -ti indikatorski takson (vrednost iz liste indikatorskih taksona).

Kada se odrede vrednosti PTSI indeksa svakog pojedinačnog uzorka, za dalje računanje parametra C koristi se prosečna vrednost svih 12 uzoraka (PTSI_P). Dobijena prosečna vrednost PTSI indeksa (PTSI_P) prevodi se u konačnu vrednost parametra C poređenjem sa referentnom vrednošću prosečnog PTSI indeksa (PTSI_R) koju određuju autori indeksa (za ovaj tip jezera ona iznosi 2,25) korišćenjem sledeće formule:

$$C = 0,5 + (PTSI_P - PTSI_R) * 2$$

gde je:

- C - rezultujuća vrednost parametra C („indeks fitoplanktonskih taksona” ili PTSI indeks);
- PTSI_P - prosečna vrednost pojedinačnih PTSI indeksa svih analiziranih uzoraka;

- $PTSI_R$ - referentna vrednost prosečnog $PTSI$ indeksa (za dati tip jezera ona iznosi 2,25).

U slučaju parametra C, rezultujuća vrednost je retko ispod 0,5 ili iznad 5,5, ali ukoliko se to desi, za dalje računanje konačnog PSI indeksa rezultujuća vrednost parametra C se prevodi u 0,5, odnosno 5,5.

Kada su dobijene vrednosti svakog pojedinačnog parametra (A, B i C) izračunava se konačni PSI indeks korišćenjem rezultujućih vrednosti pomenutih parametara i odgovarajućih faktora ponderisanja u formuli pomenutoj na početku:

$$PSI = \frac{A*4+B*2+C*1}{7}$$

Konačan rezultat je broj zaokružen na jednu decimalu i nalazi se u opsegu od 0,5 do 5,5. Rezultujuće vrednosti **PSI indeksa** u rasponu od **0,5 do 1,5** upućuju na **odličan** ekološki status ispitivanog jezera, vrednosti u rasponu od **1,5 do 2,5** na **dobar**, vrednosti u rasponu od **2,5 do 3,5** na **umeren**, vrednosti u rasponu od **3,5 do 4,5** na **loš** i vrednosti u rasponu od **4,5 do 5,5** na **veoma loš** ekološki status.

3.6.5.3. Odabrani parametri fitoplanktona po Pravilniku Republike Srbije

Kao i u slučaju PSI indeksa, ekološki status Zasavice na osnovu parametara fitoplanktona koje zahteva naš Pravilnik može se proceniti nakon izmerenih vrednosti hlorofila *a* uzoraka koji se analiziraju i kvalitativne i kvantitativne analize fitoplanktona koja podrazumeva i određivanje biomase fitoplanktonskih organizama. Pravilnik za procenu ekološkog statusa barsko-močvarnih ekosistema ne zahteva upotrebu posebnih indeksa koji se zasnivaju na rezultatima analize fitoplanktona, već se procena zasniva na analizi određenih parametara fitoplanktona i njihovom poređenju sa referentnim vrednostima. U slučaju Zasavice kao barsko-močvarnog ekosistema, ti parametri su: „procenat Cyanobacteria”, „brojnost ili abundanca fitoplanktona” i „vrednost koncentracije hlorofila *a*”. Bazirajući se na stepenu odstupanja od referentnih vrednosti pomenutih parametara, Zasavica se svrstava u odgovarajuću klasu ekološkog statusa na osnovu graničnih vrednosti svakog parametra za svaku klasu ekološkog statusa. Referentne vrednosti parametara trebalo bi da budu one vrednosti pomenutih parametara

koje se očekuju u nenarušenim uslovima i karakteristične su za tip vodenog ekosistema koji se ispituje. Parametri koji se koriste pri proceni ekološkog statusa Zasavice i njihove granične vrednosti za svaku klasu ekološkog statusa prikazane su u Tabeli 3.5., a preuzete su iz Pravilnika. Tako, procenat Cyanobacteria manji od 2,5, abundanca fitoplanktona manja od 2 000 ćelija/mL i koncentracija hlorofila *a* manja od 25 µg/L upućuju na odličan ekološki status, procenat Cyanobacteria u opsegu od 2,5 do 5, abundanca fitoplanktona u rasponu od 2 000 do 5 000 ćelija/mL i koncentracija hlorofila *a* u opsegu od 25 do 50 µg/L ukazuju na dobar ekološki status barsko-močvarnog ekosistema i tako dalje (Tabela 3.5.). Parametri koji se analiziraju mogu ukazati na različitu klasu ekološkog statusa. Naime, svaki parametar unutar ove biološke grupe ukazaće na određenu klasu ekološkog statusa, a konačna klasa ekološkog statusa na koju upućuje fitoplankton kao jedan od bioloških grupa unutar cele grupe bioloških elemenata, predstavljaće prosek onoga na šta upućuje svaki pojedinačan parametar fitoplanktona („procenat Cyanobacteria”, „brojnost ili abundanca fitoplanktona” i „vrednost koncentracije hlorofila *a*”).

Tabela 3.5. Parametri fitoplanktona i njihove granične vrednosti koje određuju klase ekološkog statusa barsko-močvarnih ekosistema (preuzeto iz Pravilnika).

Parametar fitoplanktona	Jedinica	Granične vrednosti parametra između klasa ekološkog statusa			
		I-II	II-III	III-IV	IV-V
CYA (Cyanobacteria)	%	2,5	5	10	20
Abundanca	ćelija/mL	2 000	5 000	15 000	25 000
Biomasa, hlorofil <i>a</i>	µg/L	25	50	100	250

Jedino je parametar „abundanca fitoplanktona” jasno definisan u Pravilniku i odnosi se na brojnost ćelija fitoplanktonskih organizama po mililitru. Za razliku od ovog, druga dva parametra koja se koriste pri proceni ekološkog statusa barsko-močvarnih ekosistema nisu jasno definisana. Prvi problem koji se javlja je nejasno definisan pojam procenta Cyanobacteria. Ostaje nejasno da li se radi o procentualnom udelu broja individua ili broja ćelija Cyanobacteria u odnosu na ukupan broj individua/ćelija fitoplanktona ili je reč o procentualnom udelu biomase Cyanobacteria u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona. Ovaj parametar je pri proceni ekološkog

statusa Zasavice razmatran kao procentualni udeo biomase Cyanobacteria u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona, jer je biomasa relevantniji parametar u odnosu na broj individua ili ćelija iz razloga što se veličina ćelija među cijanobakterijama i algama može značajno razlikovati, pa biomasa cijanobakterija daje bolje informacije o njihovom realnom udelu unutar fitoplanktona. Drugi problem je što su u Pravilniku pojmovi „biomasa fitoplanktona” i „hlorofil *a*” izjednačeni i razmatraju se kao jedan parametar, iako se vrednosti ova dva parametra uvek razlikuju. Vrednost koncentracije hlorofila *a* je obično samo 1,5% od vrednosti biomase fitoplanktona. Zbog niskih vrednosti ovog parametra koje se navode kao granične za razdvajanje klasa ekološkog statusa barsko-močvarnih ekosistema i koje više odgovaraju vrednostima koncentracije hlorofila *a*, odlučeno je da se u slučaju Zasavice razmatra upravo koncentracija hlorofila *a* u okviru ovog nejasno definisanog parametra.

Bazirajući se na odabranim parametrima fitoplanktona koje zahteva Pravilnik, ekološki status procenjuje se na osnovu prosečnih vrednosti pomenutih parametara svih 12 analiziranih uzoraka koje se porede sa vrednostima iz Tabele 3.5., a zasniva se na principu da se za konačnu klasu Zasavice uzima prosek klasa ekološkog statusa na koju upućuju pojedinačni parametri.

3.7. Analiza metafitona

Imajući u vidu da ni Direktiva, a ni naš Pravilnik, ne zahtevaju analizu metafitona, u ovom istraživanju urađena je samo kvalitativna analiza metafitonske zajednice, kako bi se odredila taksonomska struktura ove specifične zajednice koja se razvija u Zasavici od aprila do jula i kako bi se dobile dodatne informacije o cijanobakterijama i algama, kao i o ekološkom integritetu Zasavice. Važno je napomenuti da su u slučaju zajednice metafitona analizirani samo privremeni preparati i da detaljna analiza silikatnih algi nije urađena, s obzirom da uzorci nisu podvrgnuti laboratorijskoj metodi „spaljivanja uzoraka”.

3.8. Analiza silikatnih algi epilitske zajednice

Uzorci silikatnih algi epilitske zajednice sa Lokaliteta 1 podvrgnuti su posebnom načinu pripreme, nakon čega su napravljeni trajni preparati, kako je već naznačeno. Ovi trajni preparati poslužili su za kvalitativnu analizu (već opisanu), a potom i za kvantitativnu analizu, koja podrazumeva određivanje relativne zastupljenosti taksona silikatnih algi. Pravilnom identifikacijom i kvantifikacijom silikatnih algi dobijaju se podaci koji se unose u poseban softver koji omogućava izračunavanje dijaminih indeksa na osnovu kojih je moguće proceniti kvalitet ispitivane vode.

3.8.1. Kvantitativna analiza silikatnih algi

Trajni preparati epilitskih silikatnih algi, nakon kompletne i precizne identifikacije prisutnih taksona, iskorišćeni su za kvantitativnu procenu zastupljenosti taksona u svakom pojedinačnom uzorku. Na svakom trajnom preparatu napravljenom iz uzorka epilitske zajednice, prebrojano je 400 valvi silikatnih algi (Round 1991, 1993) na istom mikroskopu na kom je urađena i kvalitativna analiza silikatnih algi, a pri uveličanju 1000x (SRPS EN 14407:2015). Rezultati kvantitativne analize silikatnih algi prikazani su u vidu procentualne zastupljenosti svakog pojedinačnog taksona u uzorku. Često se dominantnim smatraju svi oni taksoni koji zauzimaju >5% u uzorku (Szabó i sar., 2005; Szczepocka i sar., 2016). Međutim, moguće je i takson sa najvećim procentualnim udelom smatrati dominantnim, sledeći po redu subdominantnim, a sve one taksone sa udelom >5%, značajnim.

3.8.2. Obrada rezultata kvantitativne analize - dijaminni indeksi

Rezultati dobijeni kvantitativnom analizom silikatnih algi korišćeni su za izračunavanje dijaminih indeksa koji na najbolji način ispituju i opisuju odnos indikatorskih silikatnih algi i kvaliteta vode. Dijaminni indeksi predstavljaju veoma jednostavne numeričke izraze koji se baziraju na podacima dobijenim kvantitativnom analizom silikatnih algi, a uključuju i podatke dobijene na osnovu ekološke valence za određene ekološke faktore svakog taksona (Laušević i Nikitović, 1996). Na ovaj način

se spisak vrsta prisutnih u bentosnoj zajednici silikatnih algi zamenjuje numeričkom vrednošću dijatomnog indeksa, što umnogome olakšava analizu i poređenje rezultata dobijenih na osnovu kvalitativne i kvantitativne analize silikatnih algi.

Postoji veliki broj dijatomnih indeksa koji se, najvećim delom, baziraju na jednačini za određivanje saprobnosti po Zelinka, Marvan i Kubiček-u (1959) i Zelinka i Marvan-u (1961), jer su prvi pokušaji uključivanja algi kao bioindikatora upravo i podrazumevali saprobne sisteme (Laušević i Nikitović, 1996). Obradom velike količine podataka o uticaju različitih ekoloških faktora na različite taksone silikatnih algi, kao i opsegu njihove tolerancije na pomenute ekološke faktore, liste indikatorskih silikatnih algi su se proširivale i omogućile stvaranje ogromne baze podataka o autekološkim karakteristikama silikatnih algi. Takva baza podataka (sa autekološkim karakteristikama za više od 21 hiljadu vrsta silikatnih algi) bila je osnova za dizajniranje softverskog paketa OMNIDIA (Lecointe i sar., 1993) kojim je izračunavanje dijatomnih indeksa pojednostavljeno i značajno ubrzano.

Naime, rezultati kvantitativne analize silikatnih algi, pojedinačno za svaki uzorak iz Zasavice, unose se u softverski program OMNIDIA 5. Tačni nazivi identifikovanih taksona silikatnih algi unose se u program preko kodova koji postoje u programu i koji se dodeljuju svakom prisutnom taksonu u uzorku, a potom se unose i podaci o njegovoj brojnosti. Program svakom taksonu za koji postoje autekološke karakteristike dodeljuje odgovarajuću indikatorsku vrednost i računa numeričku vrednost za 17 dijatomnih indeksa (Tabela 3.6.) koji se mogu upotrebiti za procenu kvaliteta vode datog uzorka.

Tabela 3.6. Spisak dijatomnih indeksa koje računa softver OMNIDIA 5 (preuzeto od Solak i Ács, 2011).

Skraćenica (sinonimi)	Pun naziv indeksa na engleskom	Reference
IPS (SPI)	Specific pollution index	Cemagref (1982)
IBD (BDI)	Biological diatom index	Lenoir i Coste (1996)
CEE	European index	Descy i Coste (1991)
EPI-D	Eutrophication pollution index	Dell'Uomo (2004)
SLA (SLAD)	Sladaček's index	Sladaček (1986)
GENRE (GDI; IDG)	Generic diatom index	Rumeau i Coste (1988)
DI-CH	Swiss diatom index	Hurlimann i Niederhauser (2006)
TDI	Trophic diatom index	Kelly i Whitton (1995)
%PT	% of Pollution tolerant taxa	Kelly i Whitton (1995)
SHE	Steinberg and Schiefele's index	Steinberg i Schiefele (1988)
IDSE/5 (LMA; L&M)	Leclercq and Maquet's index	Leclercq i Maquet (1987)
WAT (DAI_{po})	Diatom assemblage index for organic Pollution	Watanabe i sar. (1988)
DESCY (DES)	Descy's index	Descy (1979)
IDAP (APDI)	Artois-Picardie diatom index	Prygiel i sar. (1996)
IDP (PDI)	Pampean diatom index	Gomez i Licursi (2001)
LOBO	Lobo's index	Lobo i sar. (2002)
SID (ROTT Saprobty)	Rott's Saprobic index	Rott i sar. (1997)
TID (ROTT Trophy)	Rott's Trophic index	Rott i sar. (1999)

Većina pomenutih dijatomnih indeksa iz Tabele 3.6. pruža informacije o globalnom zagađenju, ukazujući generalno na to da li je zajednica silikatnih algi pod stresom ili ne (IPS, IBD, EPI-D, DI-CH, IDP, IDAP, LOBO, DESCY, IDSE/5, CEE i GENRE). S druge strane, neki od dijatomnih indeksa govore prvenstveno o uticaju promene koncentracije nutrijenata (fosfata i nitrata) u vodi na njen kvalitet (TDI, TID i SHE), dok SID, SLA i WAT dijatomni indeksi ukazuju na organsko opterećenje ispitivanog vodenog ekosistema.

Program OMNIDIA dizajniran je tako da rezultujuća vrednost svakog dijatomnog indeksa bude u opsegu od 0 do 20 i da granične vrednosti ovih indeksa po kojima se određuju klase kvaliteta vode budu izjednačene za sve indekse (Tabela 3.7.), iako izvorno to nije slučaj. Granične vrednosti za sve indekse koje određuju različite klase kvaliteta vode uređene su tako da odgovaraju klasifikaciji vode određenoj na osnovu IBD indeksa (Prygiel i Coste, 2000, prema Coste i sar., 2009). Izuzetak od pomenutog pravila javlja se kod IDSE/5 i TDI indeksa. Rezultujuće vrednosti IDSE/5 indeksa kreću se u opsegu od 0 do 5 (Leclercq i Maquet, 1987) i granične vrednosti ovog indeksa za klase kvaliteta vode se razlikuju u odnosu na ostale indekse, što je prikazano u Tabeli 3.7., pored skale za rezultujuće vrednosti ostalih indeksa.

Trofički dijatomni indeks (TDI) ukazuje na opterećenost vodenog ekosistema nutrijentima, prvenstveno nitratima i fosfatima nezavisno od organskog opterećenja i poseduje jedinstven opseg rezultujućih vrednosti i posebnu skalu graničnih vrednosti za različite klase kvaliteta vode (Kelly i sar., 2001), što je prikazano posebno (Tabela 3.8.). Softver OMNIDIA, pored vrednosti za 17 dijatomnih indeksa, dodatno daje i rezultat za procenat pokretnih taksona tolerantnih na zagađenje (%PT), kao meru pouzdanosti za TDI pri proceni eutrofikacije ispitivanog vodenog ekosistema, i on može uzimati vrednost od 0 do 100%. Vrednost ovog parametra tumačena je tako što vrednosti %PT<20 govore da je organsko zagađenje odsutno ili vrlo malo utiče na eutrofikaciju, dok vrednosti %PT>20 govore da organsko zagađenje ima uticaja na eutrofikaciju ispitivanog vodenog ekosistema (Kelly i Whitton, 1995; Kelly i sar., 2001).

Tabela 3.7. Granične vrednosti svih dijatomnih indeksa izračunatih u OMNIDIA 5 programu (izuzev TDI) za različite klase kvaliteta vode po Prygiel i Coste (2000, prema Coste i sar., 2009) i posebno za IDSE/5 po Leclercq i Maquet (1987).

Rezultujuće vrednosti dijatomnih indeksa (vrednosti za IDSE/5 indeks)	Kvalitet vode
<5 (za IDSE 0-1)	veoma loš kvalitet vode
≥5 - <9 (za IDSE 1-2)	loš kvalitet vode
≥9 - <13 (za IDSE 2-3)	srednji kvalitet vode
≥13 - <17 (za IDSE 3-4)	dobar kvalitet vode
≥17 - 20 (za IDSE 4-5)	veoma dobar kvalitet vode

Tabela 3.8. Granične vrednosti rezultujućeg TDI dijatamnog indeksa izračunatog u OMNIDIA programu za različite klase kvaliteta vode i odgovarajuća količina nutrijenata po Kelly i sar. (2001).

Rezultujuće vrednosti Trofičkog dijatamnog indeksa (TDI)	Količina nutrijenata	Kvalitet vode
0-19,99	veoma niska koncentracija nutrijenata	veoma dobar kvalitet vode
20-39,99	niska koncentracija nutrijenata	dobar kvalitet vode
40-59,99	umerena koncentracija nutrijenata	srednji kvalitet vode
60-79,99	povišena koncentracija nutrijenata	loš kvalitet vode
80-100	veoma visoka koncentracija nutrijenata	veoma loš kvalitet vode

Pored pomenutih dijatomnih indeksa, softver OMNIDIA izračunava i Shannon-ov indeks diverziteta silikatnih algi u uzorku, baziran na logaritmu za bazu 2, što rezultira u nešto višim vrednostima samog indeksa u odnosu na rezultujuću vrednost indeksa kada se koristi prirodni logaritam. U svakom slučaju, rezultati indeksa diverziteta koje daje OMNIDIA, mogu se koristiti samo za poređenje diverziteta silikatnih algi među uzorcima epilitske zajednice, s obzirom da se indeksi diverziteta mogu porediti samo kada su računati na isti način. Pored ovog parametra, OMNIDIA računa i indeks ujednačenosti u svakom uzorku koristeći se dobijenim vrednostima Shannon-ovog indeksa.

3.8.3. Ekološki status Zasavice na osnovu epilitske zajednice silikatnih algi

Zasavica na osnovu sopstvenih karakteristika spada u barsko-močvarne ekosisteme prema klasifikaciji vodenih ekosistema u Srbiji. Za procenu ekološkog statusa svih barsko-močvarnih ekosistema po Pravilniku (Sl. glasnik RS, 74/2011) koristi se samo IPS dijatomni indeks, jedan od najčešće korišćenih indeksa u raznim zemljama (Almeida i sar., 2014). Njegove vrednosti iznad 14 govore o odličnom ekološkom statusu, između 10 i 14 upućuju na dobar, između 8 i 10 na umeren, između 6 i 8 na loš ekološki status, dok vrednosti manje od 6 ukazuju na veoma loš ekološki status ekosistema ovog tipa. Vrednosti IPS dijatamnog indeksa koje predstavljaju

granice između klasa ekološkog statusa barsko-močvarnih ekosistema po pomenutom Pravilniku, na osnovu kojih se ispitivana voda svrstava u odgovarajuću klasu ekološkog statusa, prikazani su u Tabeli 3.9.

Tabela 3.9. Granične vrednosti IPS dijatomnog indeksa između klasa ekološkog statusa barsko-močvarnih ekosistema po Pravilniku.

Parametar	Granice između klasa ekološkog statusa			
	I-II	II-III	III-IV	IV-V
IPS dijatomni indeks	14	10	8	6

Pored IPS dijatomnog indeksa kojeg zahteva naš Pravilnik za procenu ekološkog statusa Zasavice na osnovu silikatnih algi, i svi ostali dijatomni indeksi, kao i indeksi diverziteta i ujednačenosti mogu poslužiti dobijanju dodatnih informacija o ekološkom integritetu ovog vodenog ekosistema.

3.9. Statistička obrada podataka

Veći deo rezultata koji je prikazan tabelarno ili grafički, obrađen je u programu Microsoft Excel. Za prikazivanje rezultata, posebno u tabelarnim prikazima rezultata, često je korišćena opcija izračunavanja srednje vrednosti (opcija AVERAGE u Excel-u), kao mera centralne tendencije. Za potrebe prikazivanja stepena korelacije između dve promenljive veličine korišćen je Pearson-ov koeficijent korelacije (opcija PEARSON u Excel-u), čije se vrednosti kreću u opsegu od 0 do 1, pa vrednosti bliže jedinici govore o izuzetno visokom stepenu korelacije među promenljivim veličinama, a vrednosti bliže nuli o izuzetno niskoj povezanosti dveju promenljivih. Ukoliko dve varijable pokažu izvestan nivo povezanosti, ima smisla izvršiti regresionu analizu kako bi se dobila jednačina regresione prave i kako bi se njihova zavisnost grafički predstavila. Ovakvim grafičkim prikazom moguće je prikazati i kvadrat koeficijenta korelacije (R^2), koji se još naziva i koeficijentom determinacije i predstavlja pogodniju meru jačine veze između dve varijable od srednjeg kvadratnog odstupanja.

Za izračunavanje dijatomnih indeksa korišćen je softverski paket OMNIDIA 5, a sam princip korišćenja ovog programa već je opisan detaljnije u poglavlju 3.8.2.

Multivarijantne analize rezultata analize fitoplanktona i fitobentosa urađene su u statističkom softveru za analizu ekoloških podataka CANOCO za Windows, verzija 5.0 (Ter Braak i Šmilauer, 2012). Prilikom utvrđivanja ekoloških faktora odgovornih za prostornu i vremensku distribuciju vrsta, razdela i funkcionalnih grupa fitoplanktona prvi korak je podrazumevao detrendovanu korespondentnu analizu, DCA (eng. *Detrended Correspondence Analysis*), kojom se proverava kako vrste, razdeli ili funkcionalne grupe reaguju na promene ekoloških faktora, tj. određuje se dužina njihovog gradijenta (Šmilauer i Lepš, 2014). Ukoliko podaci pokažu linearnu zavisnost (obično dužina gradijenta treba da je manja od 3 standardne devijacije (Šmilauer i Lepš, 2014)), preporučuje se linearna metoda za analizu podataka, a takva je analiza redundantnosti, RDA (eng. *Redundancy Analysis*). Analiza redundantnosti korišćena je da bi se procenilo kako i koliko se varijabilnost biomase vrsta, razdela ili funkcionalnih grupa fitoplanktona može objasniti različitim fizičkim i hemijskim parametrima. Pri tom je biomasa vrsta, razdela ili funkcionalnih grupa fitoplanktona transformisana, a korišćena je i opcija centriranja i standardizacije podataka. Vrednost i značajnost svakog ekološkog parametra proverena je opcijom “*interactive forward selection*”. Ova opcija pruža mogućnost određivanja najmanje grupe ekoloških faktora koja objašnjava varijabilnost biomase vrsta, razdela ili funkcionalnih grupa, tj. izdvaja najzaslužnije parametre sredine koji utiču na varijabilnost biomase vrsta, razdela ili funkcionalnih grupa fitoplanktona (Šmilauer i Lepš, 2014). Statistička značajnost prve ose i svih ostalih osa grafika testirana je Monte Carlo permutacionim testom sa 499 permutacija i nivoom značajnosti od $\alpha=0,05$.

Analiza glavnih komponenti, PCA (eng. *Principal Component Analysis*), upotrebljena je u dva slučaja: da bi se sagledao međusobni odnos parametara fitoplanktona koje zahteva naš Pravilnik za procenu ekološkog statusa, kao i njihov odnos sa faktorima sredine i da bi se sagledao međusobni odnos dijaminih indeksa, kao i njihov odnos sa ekološkim faktorima sredine. PCA sumira variranje ispitivanih parametara koristeći prvenstveno podatke o samim parametrima, a interpretira ih i dodatno pomoću ekoloških faktora. Za razliku od analize redundantnosti, ova analiza ne pokazuje statističku značajnost.

4. REZULTATI

4.1. Fizičke i hemijske osobine vode Zasavice

Hemijski sastav vode utiče na njen kvalitet, a zajedno sa fizičkim karakteristikama utiče na razvoj specifičnog živog sveta. Voda predstavlja medijum gde se susstiču uticaji tla i okolnih stena, atmosfere, sedimenta, podzemnih voda, kao i samog živog sveta. Svi ovi faktori su međuzavisni, utiču jedan na drugi stvarajući specifične karakteristike samog vodenog ekosistema u određenom prostoru i vremenu. Fizičke i hemijske karakteristike vode oba lokaliteta Zasavice tokom celog perioda istraživanja predstavljene su tabelarno (Tabela 4.1. i Tabela 4.2.).

Tokom celog perioda istraživanja dubina vodenog stuba na oba lokaliteta značajno varira. Na Lokalitetu 1 kreće se u rasponu od 0,95 m u avgustu i septembru do 1,7 m u maju (Tabela 4.1.). Na Lokalitetu 2 varira od minimalnih 0,4 m u oktobru do maksimalnih 1,7 m u maju (Tabela 4.2.). Prosečna dubina na Lokalitetu 1 je nešto veća (1,23 m) od prosečne dubine na Lokalitetu 2 (1,06 m).

Prozirnost vode zavisi od količine suspendovanih materija u njoj, od biomase planktona, kao i od vremenskih prilika. Tokom celog perioda istraživanja providnost vodenog stuba je bila velika i uglavnom je voda bila transparentna do dna (Tabele 4.1. i 4.2.). Na Lokalitetu 1 varirala je od 0,9 m u februaru do 1,7 m u maju. Na ovom lokalitetu providnost je smanjena u odnosu na dubinu vodenog stuba u februaru, kada je razlika i najveća, jer je tada zabeležena dubina od 1,4 m. Pored toga, razlika postoji u junu i julu kada je vodeni stub imao transparentnost za 0,1 m manju od dubine. Na Lokalitetu 2 prozirnost je, takođe, izjednačena sa dubinom tokom najvećeg dela perioda istraživanja i varira od 0,2 m u julu do 1,7 m u maju kada su dubina i prozirnost izjednačene i imaju najveću vrednost. U julu se javlja najveća razlika između dubine i prozirnosti, jer je tada registrovana dubina od 1 m. Razlika od 0,1 m se javila još i u decembru 2012. godine.

Tabela 4.1. Fizički i hemijski parametri vode na Lokalitetu 1.

	XII '12	I '13	II '13	III '13	IV '13	V '13	VI '13	VII '13	VIII '13	IX '13	X '13	XI '13	Srednja vrednost
Dubina vodenog stuba (m)	1	1,4	1,4	1,2	1,4	1,7	1,4	1,1	0,95	0,95	1,1	1,2	1,23
Prozirnost vode (m)	1	1,4	0,9	1,2	1,4	1,7	1,3	0,95	0,95	0,95	1,1	1,2	1,17
Debljina leda (m)	0,07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T (°C)	0,6	4,5	6,7	15,2	19,6	18,7	22,6	28,3	20,9	13,2	14,7	0,4	13,78
O ₂ (mg/L)	15,1	12,6	10,5	12,1	10,2	3,9	9	9,27	0,24	3,45	6,45	13,12	8,83
Saturacija kiseonika, O ₂ (%)	105	97	85	120	111	42	104	119	3	33	63	91	81
Elektroprovodljivost vode (μS/cm)	250	420	470	780	700	760	710	585	500	595	680	438	574
pH	8,42	8,38	8,07	8	7,92	7,77	8,1	7,81	7,75	7,6	7,88	8,45	8,01
Na ⁺ (mg/L)	2,5	11	16,1	5	20,2	1,9	38,2	65,1	60	34,7	7,9	24,8	23,95
K ⁺ (mg/L)	0,7	0,5	1,1	0,5	1,2	0,5	1,5	2	2,1	1,4	0,7	1,1	1,11
Ca ²⁺ (mg/L)	40	72	90	130	140	125	116,4	49	50	55,2	100	68	86,30
Mg ²⁺ (mg/L)	11	11	15	18	26	36	32,6	47,3	47,9	50	43,5	24,3	30,22
Cl ⁻ (mg/L)	18,4	17,8	19	18,4	15,6	16,7	28,4	45,4	34	31,9	34	22,7	25,19
HCO ₃ ⁻ (mg/L)	122	220	280	340	427	445	451,4	366	427	351,4	366	305	342
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	24	42	63	82	93	76	80,2	80	52,4	72,9	85	24	64,54
NO ₃ ⁻ (mg/L)	9	8	9	10	11	2	18	14	6	13	12	21	11
NO ₂ ⁻ (mg/L)	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,01	0,01	0,02	0,01	0,02	0,02	-
NH ₄ ⁺ (mg/L)	<0,02	0,11	0,09	0,08	0,07	0,09	0,11	0,1	0,11	0,09	0,16	0,12	-
Fe ²⁺ (mg/L)	0,08	0,06	0,06	0,09	0,1	0,11	0,09	0,15	0,2	0,17	0,09	0,1	0,11
Mn ²⁺ (mg/L)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-
Mineralizacija (mg/L)	226	380	490	617	725	696	764	621	638	608	652	470	574
Suvi ostatak (mg/L)	165	271	350	445	515	477	540	445	427	433	472	343	407
Ukupna tvrdoća mg CaCO ₃ /L	150	231	286	401	457	465	426	317	322	345	430	170	333
Prolazna tvrdoća mg CaCO ₃ /L	100	181	230	279	351	366	371	301	322	345	301	170	276
Stalna tvrdoća mg CaCO ₃ /L	50	50	56	122	106	99	55	16	0	0	129	0	57

Tabela 4.2. Fizički i hemijski parametri vode na Lokalitetu 2.

	XII '12	I '13	II '13	III '13	IV '13	V '13	VI '13	VII '13	VIII '13	IX '13	X '13	XI '13	Srednja vrednost
Dubina vodenog stuba (m)	0,9	1,35	1,3	1,3	1,3	1,7	1,3	1	0,48	0,75	0,4	0,9	1,06
Prozirnost vode (m)	0,8	1,35	1,3	1,3	1,3	1,7	1,3	0,2	0,48	0,75	0,4	0,9	0,98
Debljina leda (m)	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T (°C)	2,1	3,3	6,2	14,4	18,8	18,1	21,2	25	19,4	12,6	11	3,9	13
O ₂ (mg/L)	14,1	15,2	12	11,5	7,5	1,92	1,59	7,85	2,16	5,6	5,98	11,9	8,11
Saturacija kiseonika, O ₂ (%)	102	114	96	113	80	20	18	96	23	52	54	91	72
Elektroprovodljivost vode (μS/cm)	480	462	500	820	745	725	720	600	472	485	490	598	591,42
pH	8,82	8,4	8,08	7,87	7,8	7,79	7,6	7,56	8	8	8,14	8,23	8,02
Na ⁺ (mg/L)	1,2	1,2	2	1,5	15,2	27,3	26,7	42,7	66,5	32,9	22,1	36,7	23
K ⁺ (mg/L)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,9	1,2	2,3	2,7	2,9	2,1	1,5	1,6	1,43
Ca ²⁺ (mg/L)	81,8	81,8	105	140	128	128	117,2	49	49,8	64	61,8	80	90,53
Mg ²⁺ (mg/L)	20	12,6	13	13	24	23,2	33,3	49,2	35,9	38,9	33,8	32,5	27,45
Cl ⁻ (mg/L)	19,1	16	18,4	17,2	15,6	12,8	28,3	26,9	36,2	42,5	30,5	27,7	24,27
HCO ₃ ⁻ (mg/L)	256	207	270	350	428	461	439,2	366	366	302,6	305	356	342
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	36	48	76	85	77	76	70,8	62,1	47,4	66,4	39	59	61,89
NO ₃ ⁻ (mg/L)	9	12	9	10	9	2	18	19	20	18	10	22	13
NO ₂ ⁻ (mg/L)	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,02	0,03	0,01	0,01	<0,01	<0,01	-
NH ₄ ⁺ (mg/L)	0,02	0,1	0,08	0,11	0,09	0,09	0,07	0,05	0,04	0,06	0,14	0,09	0,08
Fe ²⁺ (mg/L)	0,06	0,05	0,1	0,06	0,09	0,05	0,06	0,11	0,09	0,11	0,09	0,15	0,09
Mn ²⁺ (mg/L)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-
Mineralizacija (mg/L)	419	376	456	610	691	723	733	617	624	567	503	616	578
Suvi ostatak (mg/L)	293	273	356	438	481	496	513	437	444	418	353	434	411
Ukupna tvrdoća mg CaCO ₃ /L	287	255	317	405	420	417	431	326	272	320	294	335	340
Prolazna tvrdoća mg CaCO ₃ /L	210	170	222	287	351	379	360	301	272	249	251	295	279
Stalna tvrdoća mg CaCO ₃ /L	77	85	95	117	69	38	72	25	0	72	43	39	61

Smanjenje prozirnosti vode na oba lokaliteta nije rezultat povećanja biomase fitoplanktona koja, generalno, nije ni bila velika tokom celog perioda istraživanja. To se potvrđuje činjenicom da se najveće zabeležene vrednosti biomase fitoplanktona ne podudaraju sa smanjenom transparentnošću vode, tako da se smanjenje prozirnosti vode javlja najvećim delom usled povećane koncentracije suspendovanog materijala, a u letnjim mesecima tome doprinosi i bujan razvoj vodene vegetacije.

Temperatura je jedan od ključnih ekoloških faktora odgovoran za normalno funkcionisanje živih bića, jer utiče na brzinu i mogućnost odvijanja svih biohemijskih procesa, a sa tim u vezi jedan je od glavnih faktora koji utiče na rasprostranjenje organizama. U Zasavici je temperatura vode varirala od minimalnih 0,4°C u novembru do maksimalnih 28,3°C u julu na Lokalitetu 1 (Tabela 4.1.). Lokalitet 2 se odlikuje manjim variranjem temperature, od minimalnih 2,1°C u decembru do maksimalnih 25°C u julu (Tabela 4.2.). Prosečna temperatura za ceo period istraživanja na Lokalitetu 1 je 13,8°C, a na Lokalitetu 2 srednja godišnja temperatura je 13°C. Na oba lokaliteta u decembru formirao se led, na Lokalitetu 1 debljine 0,07 m, a na Lokalitetu 2 debljine 0,1 m.

Elektroprovodljivost vode na Lokalitetu 1 varirala je od 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ u decembru 2012. godine do 780 $\mu\text{S}/\text{cm}$ u martu 2013. godine (Tabela 4.1.). Na Lokalitetu 2 opseg elektroprovodljivosti bio je nešto manji, od 462 $\mu\text{S}/\text{cm}$ u januaru do 820 $\mu\text{S}/\text{cm}$ u martu (Tabela 4.2.). Srednja vrednost elektroprovodljivosti nešto je veća na Lokalitetu 2 (591 $\mu\text{S}/\text{cm}$) nego na Lokalitetu 1 (574 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Elektroprovodljivost na oba lokaliteta počinje da raste od marta do juna kada ima nešto više vrednosti, a od jula počinje da opada, tako da su niže vrednosti zabeležene tokom jesenjih i zimskih meseci (Tabele 4.1. i 4.2.). Na osnovu izmerenih vrednosti elektroprovodljivosti, može se zaključiti da je konduktivitet Zasavice srednje visok.

Elektroprovodljivost vode je u direktnoj korelaciji sa ukupnom mineralizacijom u vodi. Ukupna mineralizacija pokazuje isti trend tokom perioda istraživanja kao i elektroprovodljivost, od marta vrednosti su povećane sve do juna, da bi u julu one počele da se smanjuju, tako da su vrednosti smanjene tokom jesenjih i zimskih meseci. Na Lokalitetu 1 ukupna mineralizacija varira od 226 mg/L u decembru do 764 mg/L u junu, dok je na Lokalitetu 2 opseg variranja od 376 mg/L u januaru do 733 mg/L u junu. Povećanje ukupne mineralizacije, pa samim tim i elektroprovodljivosti, ukazuju na

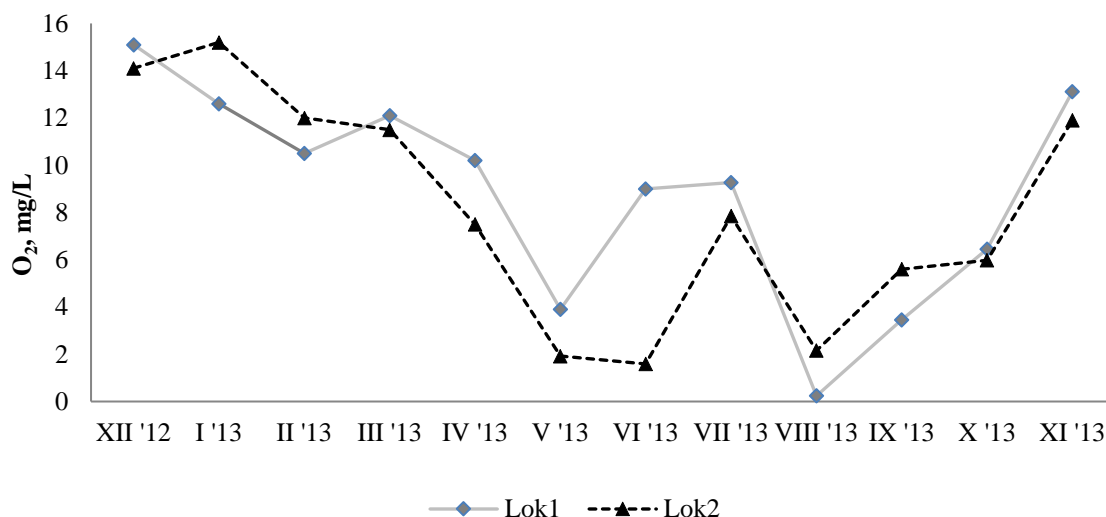
prisustvo većeg sadržaja mineralnih soli (sulfata, hlorida i bikarbonata). Zbog toga što je voda Zasavice okarakterisana kao karbonatna, na elektroprovodljivost i ukupnu mineralizaciju veći uticaj ima količina bikarbonata, nego sulfata i hlorida. Upravo je najveća vrednost mineralizacije na oba lokaliteta i zabeležena kada je zabeležena i najveća koncentracija bikarbonatnog jona (Tabele 4.1. i 4.2.). Na oba lokaliteta srednja vrednost koncentracije bikarbonata je ista i iznosi 342 mg/L.

Direktna korelacija uočava se i između ukupne tvrdoće sa jedne strane i elektroprovodljivosti i ukupne mineralizacije sa druge strane. Najveće vrednosti ukupne tvrdoće na Lokalitetu 2 su zabeležene u junu kada su registrovane i najveće vrednosti mineralizacije. Srednja godišnja vrednost ukupne tvrdoće na Lokalitetu 1 iznosi 333 mg CaCO₃/L, a na Lokalitetu 2 iznosi 340 mg CaCO₃/L. Pošto ukupna tvrdoća vode potiče od rastvorenih soli kalcijuma i magnezijuma, može se zaključiti da je kalcijum sa svojim solima taj koji daje veći doprinos ukupnoj tvrdoći, jer su njegove koncentracije na oba lokaliteta veće u odnosu na koncentraciju magnezijum jona. Prosečna godišnja koncentracija kalcijumovih jona na Lokalitetu 1 iznosi 86,3 mg/L, na Lokalitetu 2 je nešto veća i iznosi 90,5 mg/L, dok su prosečne koncentracije magnezijumovih jona manje na oba lokaliteta (Lokalitet 1- 30,2 mg/L; Lokalitet 2 – 27,4 mg/L).

U prirodnim, slatkovodnim ekosistemima uobičajene su promene pH vrednosti na dnevnom i sezonskom nivou, iako se prirodne vode ponašaju kao ravnotežni sistemi u kojima je sadržaj H₂CO₃, HCO₃⁻ i CO₃²⁻ uravnotežen. Koncentracija ugljen-dioksida u vodi i pH vrednost su negativno korelisani, pa niske koncentracije ugljen-dioksida dovode do povećanja pH vrednosti i obrnuto. Opseg variranja pH vrednosti u Zasavici kreće se u rasponu od 7,6 do 8,45 na Lokalitetu 1 (Tabela 4.1.) i od 7,56 do 8,82 na Lokalitetu 2 (Tabela 4.2.). Srednja godišnja vrednost za pH na oba lokaliteta iznosi 8, pa se voda u Zasavici na oba istraživana lokaliteta može okarakterisati kao slabo alkalna. Vrednosti pH od tačno ili ispod 8 zabeležene su na Lokalitetu 1 od marta do oktobra, sa izuzetkom juna (8,1), a na Lokalitetu 2 od marta do avgusta, dok su vrednosti preko 8 zabeležene u zimskim mesecima na oba lokaliteta. Do neznatnog pada pH vrednosti tokom prolećnih, letnjih i jesenjih meseci dolazi zbog povećanja koncentracije ugljen-dioksida usled intenzivne razgradnje organskog materijala.

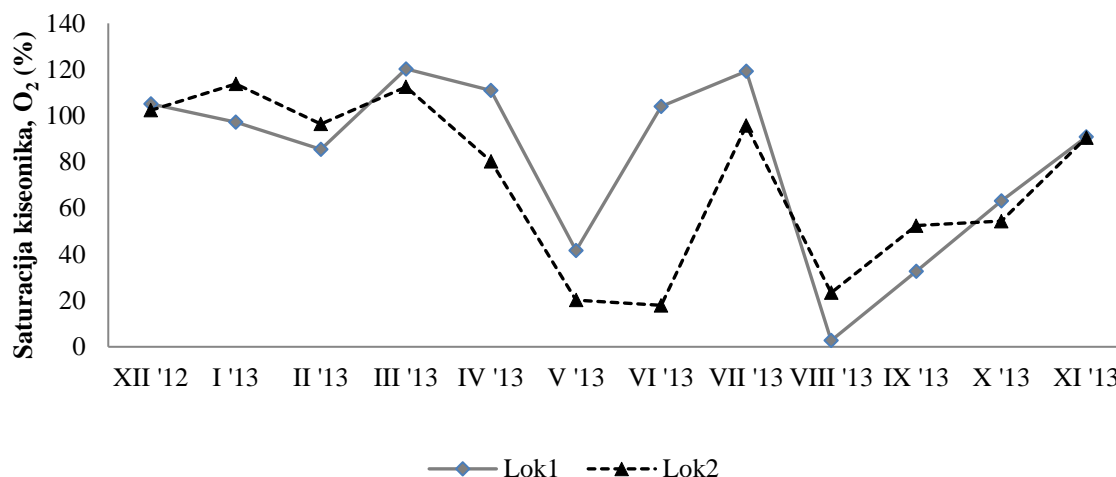
Reaeracija i biološka potrošnja kiseonika, kao dve osnovne reakcije koje se dešavaju u vodi predstavljaju osnov za određivanje prostorne i vremenske raspodele

rastvorenog kiseonika, odnosno bilans kiseonika. Rezultanta procesa reaeracije i deoksigenacije predstavlja realni sadržaj rastvorenog kiseonika duž celog vodenog ekosistema. Koncentracija rastvorenog kiseonika u vodi je pod uticajem vrlo velikog broja faktora: zasićenost vode kiseonikom, intenzitet fotosinteze, kontaktna površina vode i vazduha, temperatura, dubina vodenog ekosistema, brzina proticaja vode i sezonske promene. Koncentracija rastvorenog kiseonika u Zasavici na Lokalitetu 1 kretala se od minimalnih 0,24 mg/L u avgustu do maksimalnih 15,1 mg/L u decembru 2012. godine (Grafik 4.1.). Na Lokalitetu 2 opseg variranja koncentracije rastvorenog kiseonika kretao se od 1,6 mg/L u junu do 15,2 mg/L u januaru (Grafik 4.1.). Srednje godišnje vrednosti (Tabele 4.1. i 4.2.) se ne razlikuju značajno između ova dva lokaliteta (Lokalitet 1 – 8,8 mg/L; Lokalitet 2 – 8,1 mg/L).



Grafik 4.1. Sezonska i prostorna dinamika koncentracije rastvorenog kiseonika (O₂) tokom perioda istraživanja.

Na oba lokaliteta primećuju se veće vrednosti rastvorenog kiseonika u novembru, decembru, januaru, februaru i martu. Vrlo niske koncentracije beleže se u maju, avgustu i septembru na Lokalitetu 1 i u maju, junu i avgustu na Lokalitetu 2, što je praćeno i vrlo niskim procentom zasićenja kiseonikom (Grafik 4.2.).



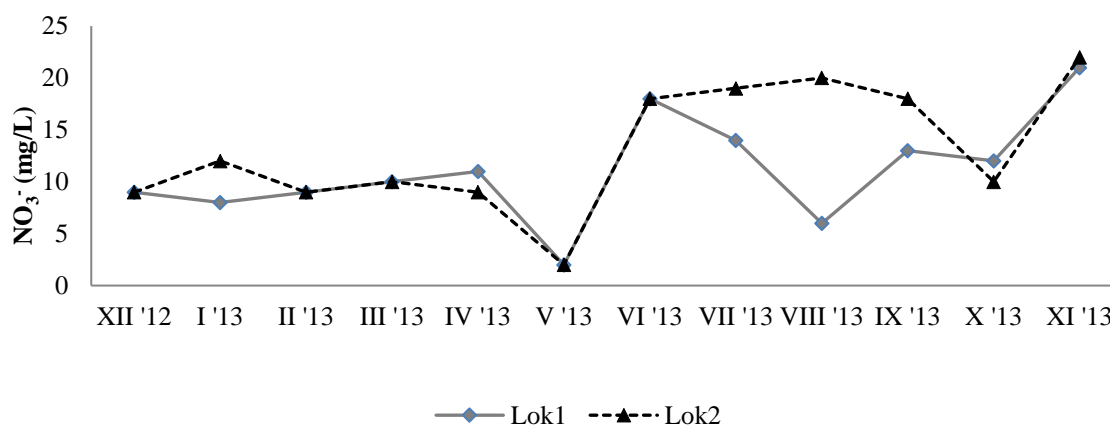
Grafik 4.2. Sezonska i prostorna dinamika saturacije kiseonika (%) tokom perioda istraživanja.

Koncentracije amonijum jona (NH_4^+) tokom celog perioda istraživanja na oba lokaliteta bile su niske i kretale su se u opsegu od $<0,02$ mg/L (ispod limita detekcije) do 0,16 mg/L na Lokalitetu 1 (Tabela 4.1.) i od 0,02 mg/L do 0,14 mg/L na Lokalitetu 2 (Tabela 4.2.). Najniže koncentracije amonijum jona zabeležene su na oba lokaliteta u decembru 2012. godine. Veće koncentracije amonijum jona detektovane su tokom letnjih meseci, a najveće na oba lokaliteta zabeležene su u oktobru. Prosečna godišnja vrednost na Lokalitetu 1 je oko 0,1 mg/L, a na Lokalitetu 2 iznosi 0,07 mg/L. Generalno, na osnovu niskih vrednosti amonijum jona, može se reći da ni na jednom lokalitetu nije značajan uticaj otpadnih, komunalnih voda, tj. nije značajan uticaj organskog opterećenja.

Koncentracija nitrita (NO_2^-) na oba lokaliteta je uglavnom ispod limita detekcije ($<0,02$ mg/L) tokom celog perioda istraživanja (Tabele 4.1. i 4.2.). Uopšteno, azot ima tendenciju da se zadrži u stabilnijim formama u vidu amonijum jona ili nitrata.

Koncentracija nitrata (NO_3^-) kretala se u opsegu od 2-21 mg/L na Lokalitetu 1 (Tabela 4.1.) i od 2-22 mg/L na Lokalitetu 2 (Tabela 4.2.). Najniže vrednosti (2 mg/L) zabeležene su u maju, dok su najviše vrednosti zabeležene u novembru na oba lokaliteta. Srednja godišnja koncentracija nitrata na Lokalitetu 1 je 11 mg/L, dok na Lokalitetu 2 ona iznosi 13 mg/L. Veoma visoke vrednosti nitrata na oba lokaliteta tokom celog perioda istraživanja (izuzev maja), ukazuju da postoji ogroman dotok nitrata spiranjem sa okolnog obradivog zemljišta. Izuzetno visoke koncentracije nitrata

(preko 15 mg/L) beleže se na Lokalitetu 2 tokom juna, jula, avgusta, septembra i novembra i na Lokalitetu 1 tokom juna i novembra (Grafik 4.3.).

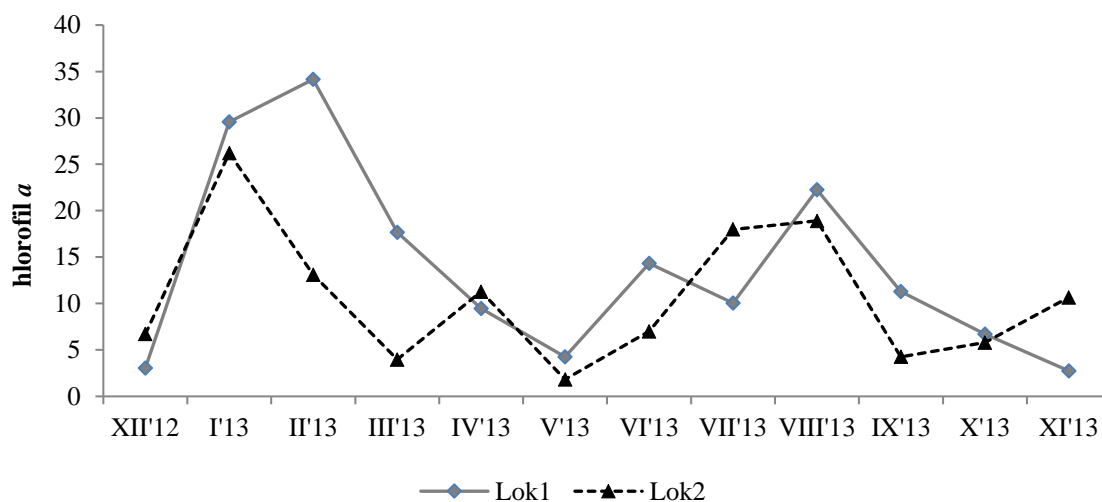


Grafik 4.3. Sezonska i prostorna dinamika koncentracije nitrata (NO_3^-) tokom perioda istraživanja.

4.2. Koncentracija hlorofila *a* u uzorcima fitoplanktona

Sadržaj hlorofila *a* u vodi, zajedno sa koncentracijom nutrijenata, ukazuje na njeno trofičko stanje i pruža podatke o trenutnoj primarnoj produkciji datog vodenog ekosistema.

Tokom celog perioda istraživanja u Zasavici se ne beleže ekstremno visoke vrednosti koncentracije hlorofila *a* (Grafik 4.4.). Na Lokalitetu 1 koncentracija hlorofila *a* kretala se od 2,7 $\mu\text{g/L}$ u novembru do 34,1 $\mu\text{g/L}$ u februaru, što je i najveća zabeležena vrednost ako posmatramo oba lokaliteta. Na Lokalitetu 2 koncentracija hlorofila *a* varirala je u rasponu od 1,8 $\mu\text{g/L}$ u maju do 26,2 $\mu\text{g/L}$ u januaru. Srednja godišnja vrednost iznosi 13,8 $\mu\text{g/L}$ na Lokalitetu 1, dok je na Lokalitetu 2 nešto manja i iznosi 10,6 $\mu\text{g/L}$. Na oba lokaliteta uočava se slična sezonska dinamika koncentracije hlorofila *a*. Uočavaju se dva izražena povećanja koncentracije hlorofila *a*, jedan od januara do februara i drugi u avgustu na Lokalitetu 1, a na Lokalitetu 2 prvi u januaru, a drugi od jula do avgusta (Grafik 4.4.). Između ovih perioda, koncentracije hlorofila *a* su znatno smanjene na oba lokaliteta.



Grafik 4.4. Sezonska i prostorna dinamika koncentracije hlorofila *a* u Zasavici tokom perioda istraživanja.

4.3. Taksonomski sastav cijanobakterija i algi Zasavice

Pregledom uzoraka fitoplanktona i metafitona sa oba lokaliteta i epilitske zajednice silikatnih algi na Lokalitetu 1, tokom celog perioda istraživanja, zabeleženo je prisustvo ukupno 503 taksona (rod, vrsta, varijetet ili forma) cijanobakterija i algi iz 8 razdela po klasifikaciji koju predlaže Reynolds (2006): Cyanobacteria, Bacillariophyta, Chlorophyta, Chrysophyta, Cryptophyta, Dinophyta, Euglenophyta i Xanthophyta. Kompletan spisak identifikovanih taksona cijanobakterija i algi po razdelima predstavljen je u Tabeli 4.3., gde je precizirano u kojoj zajednici i na kom lokalitetu je određeni takson zabeležen. Mikrografije određenih taksona iz tabele prikazane su u Prilogu.

Tabela 4.3. Spisak svih identifikovanih taksona cijanobakterija i algi u fitoplanktonu, metafitonu i epilitskoj zajednici silikatnih algi Zasavice na oba ispitivana lokaliteta (pored pojedinih taksona označen je broj table i slike iz Priloga).

	Fitoplankton		Metafiton		Epilite
	Lok1	Lok2	Lok1	Lok2	Lok1
Cyanobacteria					
<i>Anabaena</i> Bory de Saint-Vincent ex Bornet et Flahault sp. 1	+	+	+	+	
<i>Anabaena</i> Bory de Saint-Vincent ex Bornet et Flahault sp. 2	+	+		+	
<i>Aphanizomenon klebahnii</i> Elenkin ex Pechar			+		
<i>Aphanocapsa conferta</i> (West & G.S.West) Komárková-Legnerová & Cronberg	+	+			
<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Lemmermann) Cronberg & Komárek	+	+			
<i>Aphanocapsa nubilum</i> Komárek & Kling	+				
<i>Arthrospira jenneri</i> Stizenberger ex Gomont	+				
<i>Chroococcus minutus</i> (Kützing) Nägeli (Tab. II, Sl. 11.)	+	+			
<i>Chroococcus subnudus</i> (Hansgirg) Cronberg & Komárek		+			
<i>Chroococcus turgidus</i> (Kützing) Nägeli (Tab. II, Sl. 9.)	+	+		+	
<i>Cyanobium plancticum</i> (Drews, Prauser & Uhlmann) Komárek, Kopeck & Cepák	+	+			
<i>Cyanothece</i> Komárek sp.	+				
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju (Tab. I, Sl. 4.)			+		
<i>Cylindrospermum stagnale</i> (Kützing) ex Bornet et Flahault (Tab. I, Sl. 7)	+	+			
<i>Dolichospermum viguieri</i> (Denis & Frémy) Wacklin, Hoffmann & Komárek (Tab. II, Sl. 14.)	+	+	+	+	
<i>Geitlerinema acutissimum</i> (Kufferath) Anagnostidis	+	+	+	+	
<i>Geitlerinema amphibium</i> (Agardh ex Gomont) Anagnostidis (Tab. I, Sl. 3.)	+	+	+	+	
<i>Limnothrix planctonica</i> (Woloszynska) Meffert	+	+	+		
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Kützing	+		+		
<i>Merismopedia hyalina</i> (Ehrenberg) Kützing	+	+			
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann		+	+		
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing (Tab. II, Sl. 15.)	+	+			
<i>Microcystis firma</i> (Kützing) Schmidle	+				
<i>Oscillatoria limosa</i> C.Agardh ex Gomont (Tab. II, Sl. 13.)	+	+	+	+	

<i>Oscillatoria tenuis</i> C.Agardh ex Gomont	+				
<i>Pannus planus</i> Hindák		+			
<i>Phormidium chalybeum</i> (Mertens ex Gomont) Anagnostidis & Komárek (Tab. I, Sl. 2.)		+	+		
<i>Phormidium chlorinum</i> (Kützing ex Gomont) Anagnostidis	+	+	+		
<i>Phormidium chlorinum</i> var. <i>perchlorina</i> Lauterborn	+	+			
<i>Phormidium granulatum</i> (Gardner) Anagnostidis	+			+	
<i>Phormidium</i> Kützing ex Gomont sp.		+			
<i>Phormidium tergestinum</i> (Kützing) Anagnostidis & Komárek	+	+	+	+	
<i>Planktolynghya limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg	+	+			
<i>Planktothrix cryptovaginata</i> (Schkorbatov) Anagnostidis & Komárek	+	+			
<i>Planktothrix isothrix</i> (Skuja) Komárek & Komárková	+	+		+	
<i>Pseudanabaena articulata</i> Skuja	+				
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn (Tab. I, Sl. 6.)	+	+	+	+	
<i>Pseudanabaena</i> Lauterborn sp.			+	+	
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmermann) Komárek (Tab. I, Sl. 5.)	+	+	+	+	
<i>Pseudanabaena papillaterminata</i> (Kiselev) Kukk	+	+			
<i>Raphidiopsis mediterranea</i> Skuja			+		
<i>Schizothrix vaginata</i> (Nägeli) Gomont	+	+	+	+	
<i>Snowella lacustris</i> (Chodat) Komárek & Hindák (Tab. I, Sl. 1.)	+	+			
<i>Sphaerospermopsis aphanizomenoides</i> (Forti) Zapomelová, Jezberová, Hrouzek, Hisem, Reháková & Komárková				+	
<i>Spirulina</i> Turpin ex Gomont sp.		+			
<i>Synechococcus sigmoideus</i> (Moore & Carter) Komárek			+		
<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauvageau (Tab. II, Sl. 10.)		+			
<i>Woronichinia compacta</i> (Lemmermann) Komárek & Hindák (Tab. II, Sl. 12.)	+	+	+	+	
<i>Woronichinia naegeliana</i> (Unger) Elenkin (Tab. II, Sl. 8.)	+	+			
<i>Woronichinia ruzickae</i> Komárek & Hindák	+	+		+	
Bacillariophyta					
<i>Achnanthyidium affine</i> (Grunow) Czarnecki					+
<i>Achnanthyidium exiguum</i> (Grunow) Czarnecki (Tab. IV, Sl. 36.)	+	+			+

<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	+	+	+		+
<i>Adlafia minuscula</i> var. <i>muralis</i> (Grunow) Lange-Bertalot					+
<i>Amphora affinis</i> Kützing	+	+			+
<i>Amphora copulata</i> (Kützing) Schoeman & Archibald (Tab. IV, Sl. 34.)	+	+		+	+
<i>Amphora inariensis</i> Krammer		+			+
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow ex Schmidt (Tab. III, Sl. 20.)	+	+			+
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> Pfitzer (Tab. III, Sl. 16.)	+	+	+	+	+
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	+	+	+		
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	+	+			+
<i>Caloneis fontinalis</i> (Grunow) Lange-Bertalot & Reichardt (Tab. IV, Sl. 28.)					+
<i>Caloneis lancettula</i> (Schulz) Lange-Bertalot & Witkowski	+				
<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve (Tab. III, Sl. 22.)					+
<i>Caloneis</i> Cleve sp.					+
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg					+
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	+	+	+	+	+
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehrenberg) Grunow (Tab. III, Sl. 21.)	+	+			+
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) van Heurck (Tab. III, Sl. 19.)	+	+			+
<i>Cocconeis pseudolineata</i> (Geitler) Lange-Bertalot	+				
<i>Craticula ambigua</i> (Ehrenberg) Mann	+	+			+
<i>Craticula buderii</i> (Hustedt) Lange-Bertalot		+			+
<i>Craticula cuspidata</i> (Kützing) Mann	+				+
<i>Craticula subminuscula</i> (Manguin) Wetzel & Ector					+
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	+	+	+	+	+
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W.Smith	+	+			+
<i>Cymbella affiniformis</i> Krammer (Tab. IV, Sl. 33.)					+
<i>Cymbella aspera</i> (Ehrenberg) Cleve	+	+			
<i>Cymbella cymbiformis</i> C.Agardh (Tab. IV, Sl. 32.)	+	+	+	+	+
<i>Cymbella dorsenotata</i> Østrup	+	+			
<i>Cymbella hustedtii</i> Krasske (Tab. IV, Sl. 35.)	+	+			+
<i>Cymbella lanceolata</i> (C.Agardh) C.Agardh	+	+			+
<i>Cymbella lancettula</i> (Krammer) Krammer					+
<i>Cymbella neocistula</i> Krammer	+	+			
<i>Cymbella perparva</i> Krammer	+				

<i>Cymbella subaspera</i> Krammer	+	+			+
<i>Cymbella subcistula</i> Krammer	+	+			+
<i>Cymbella subleptoceros</i> Krammer	+	+			+
<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) van Heurck (Tab. IV, Sl. 27.)					+
<i>Cymbopleura subaequalis</i> (Grunow) Krammer					+
<i>Cymbopleura subcuspidata</i> (Krammer) Krammer	+				
<i>Denticula tenuis</i> Kützing	+	+			+
<i>Diadesmis confervacea</i> Kützing (Tab. III, Sl. 18.)	+	+			+
<i>Diatoma mesodon</i> (Ehrenberg) Kützing	+	+			
<i>Diatoma vulgare</i> Bory de Saint-Vincent		+			
<i>Diploneis marginestriata</i> Hustedt					+
<i>Encyonema lange-bertalotii</i> Krammer	+	+			
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse) Mann					+
<i>Encyonema neomesianum</i> Krammer (Tab. III, Sl. 17.)	+	+			+
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) Mann	+	+			
<i>Encyonema ventricosum</i> (C.Agardh) Grunow		+			
<i>Encyonema vulgare</i> Krammer (Tab. VI, Sl. 52.)	+	+			+
<i>Encyonopsis cesatiformis</i> Krammer					+
<i>Encyonopsis frequentis</i> Krammer					+
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer					+
<i>Encyonopsis subminuta</i> Krammer & Reichardt					+
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson (Tab. V, Sl. 40.)	+	+		+	+
<i>Epithemia turgida</i> (Ehrenberg) Kützing (Tab. V, Sl. 37.)	+	+			+
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Schaarschmidt	+	+			+
<i>Eunotia nymanniana</i> Grunow					+
<i>Eunotia</i> Ehrenberg sp. 1		+			
<i>Eunotia</i> Ehrenberg sp. 2					+
<i>Fallacia pygmaea</i> (Kützing) Stickle & Mann					+
<i>Fragilaria acus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	+	+	+	+	+
<i>Fragilaria biceps</i> (Kützing) Lange-Bertalot (Tab. VII, Sl. 59.)	+	+	+	+	+
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières	+	+	+	+	+
<i>Fragilaria dilatata</i> (Brébisson) Lange-Bertalot (Tab. VII, Sl. 54.)	+	+	+	+	+
<i>Fragilaria mesolepta</i> Rabenhorst	+	+			+
<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot	+	+	+	+	+
<i>Fragilaria vaucheriae</i> (Kützing) Petersen	+	+			+
<i>Gomphonema acidoclinatum</i> Lange-Bertalot & Reichardt		+			+

<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg (Tab. V, Sl. 45.)	+	+	+	+	+
<i>Gomphonema</i> aff. <i>pseudoboheicum</i> Lange-Bertalot & Reichardt	+				
<i>Gomphonema affine</i> Kützing (Tab. V, Sl. 39.)		+	+		+
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kützing) Rabenhorst					+
<i>Gomphonema angusticephalum</i> Reichardt & Lange-Bertalot	+	+			
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenberg (Tab. V, Sl. 44.)		+			+
<i>Gomphonema brebissonii</i> Kützing	+	+			
<i>Gomphonema capitatum</i> Ehrenberg	+	+			
<i>Gomphonema exilissimum</i> (Grunow) Lange-Bertalot & Reichardt					+
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg (Tab. V, Sl. 38.)	+	+			+
<i>Gomphonema italicum</i> Kützing (Tab. V, Sl. 43.)	+	+			+
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson		+			+
<i>Gomphonema pala</i> E.Reichardt	+	+			+
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	+	+			+
<i>Gomphonema pseudoaugur</i> Lange-Bertalot					+
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reich. & Lange-Bertalot					+
<i>Gomphonema pumilum</i> var. <i>rigidum</i> Reichardt & Lange-Bertalot					+
<i>Gomphonema subclavatum</i> (Grunow) Grunow		+			+
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	+	+			+
<i>Gomphonema</i> Ehrenberg sp. 1					+
<i>Gomphonema</i> Ehrenberg sp. 2					+
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	+	+			
<i>Gyrosigma sciotoense</i> (Sullivant) Cleve					+
<i>Halamphora montana</i> (Krasske) Levkov (Tab. III, Sl. 23.)					+
<i>Halamphora veneta</i> (Kützing) Levkov (Tab. III, Sl. 24.)	+	+			+
<i>Hantzschia abundans</i> Lange-Bertalot					+
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow					+
<i>Hippodonta capitata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski (Tab. III, Sl. 25.)	+	+			+
<i>Lemnicola hungarica</i> (Grunow) Round & Basson		+			+
<i>Lindavia comta</i> (Kützing) Nakov, Gullory, Julius, Theriot & Alverson		+			
<i>Lindavia praetermissa</i> (Lund) Nakov et al.	+	+			+
<i>Melosira varians</i> C.Agardh (Tab. VII, Sl. 58.)	+	+	+		+
<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot (Tab. III, Sl. 26.)	+	+			+

<i>Navicula cincta</i> (Ehrenberg) Ralfs (Tab. VI, Sl. 51.)					+
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	+	+			+
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	+	+			+
<i>Navicula lacuum</i> Lange-Bertalot, Hofmann, Werum & Van de Vijver (Tab. V, Sl. 41.)					+
<i>Navicula libonensis</i> Schoeman (Tab. V, Sl. 42.)					+
<i>Navicula oblonga</i> (Kützing) Kützing	+	+			
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	+	+			+
<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot					+
<i>Navicula seibigiana</i> Lange-Bertalot (Tab. IV, Sl. 30.)					+
<i>Navicula slesvicensis</i> Grunow					+
<i>Navicula tripunctata</i> (Müller) Bory de Saint-Vincent			+		+
<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot (Tab. IV, Sl. 29.)	+	+	+	+	+
<i>Navicula veneta</i> Kützing (Tab. IV, Sl. 31.)		+			+
<i>Navicula wendlingii</i> Lange-Bertalot, Hofmann & Van de Vijver					+
<i>Navicula wiesneri</i> Lange-Bertalot					+
<i>Navicula</i> Bory de Saint-Vincent sp. 1					+
<i>Navicula</i> Bory de Saint-Vincent sp. 2					+
<i>Navicula</i> Bory de Saint-Vincent sp. 3					+
<i>Neidium affine</i> (Ehrenberg) Pfizer					+
<i>Nitzschia abbreviata</i> Hustedt					+
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W.Smith	+	+	+	+	
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow (Tab. VI, Sl. 50.)	+	+	+	+	+
<i>Nitzschia bulnheimiana</i> (Rabenhorst) H.L.Smith					+
<i>Nitzschia communis</i> Rabenhorst					+
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Rabenhorst					+
<i>Nitzschia frustulum</i> var. <i>inconspicua</i> (Grunow) Grunow					+
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow					+
<i>Nitzschia hantzschiana</i> Rabenhorst			+		
<i>Nitzschia intermedia</i> Hantzsch ex Cleve & Grunow			+		+
<i>Nitzschia linearis</i> W.Smith	+	+			+
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	+	+			+
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W.Smith	+	+			
<i>Pantocsekiella ocellata</i> (Pantocsek) Kiss & Ács	+	+	+		+
<i>Pinnularia acrosphaeria</i> W.Smith (Tab. VI, Sl. 53.)		+			+
<i>Pinnularia appendiculata</i> (C.Agardh) Schaarschmidt	+	+			+
<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg	+				

<i>Pinnularia kuetzingii</i> Krammer					+
<i>Pinnularia neomajor</i> Krammer	+	+			
<i>Pinnularia parvulissima</i> Krammer	+				
<i>Pinnularia rhomboelliptica</i> Krammer	+				
<i>Pinnularia subgibba</i> var. <i>undulata</i> Krammer	+	+			
<i>Pinnularia viridiformis</i> Krammer	+	+			+
<i>Placoneis elginensis</i> (Gregory) Cox (Tab. VI, Sl. 49.)					+
<i>Placoneis paraelginensis</i> Lange-Bertalot			+		
<i>Placoneis</i> C.Mereschkowsky sp.					+
<i>Planothidium dubium</i> (Grunow) Round & Bukhtiyarova	+	+			
<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot (Tab. VI, Sl. 47.)	+	+			+
<i>Platessa lutheri</i> (Hustedt) Potapova					+
<i>Psammothidium</i> Buhtkiyarova & Round sp.					+
<i>Pseudostaurosira parasitica</i> var. <i>subconstricta</i> (Grunow)					+
Morales					
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C.Agardh) Lange-Bertalot	+				+
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) Otto Müller	+	+			+
<i>Sellaphora bacillum</i> (Ehrenberg) Mann					+
<i>Sellaphora capitata</i> Mann & McDonald (Tab. VI, Sl. 48.)					+
<i>Sellaphora laevissima</i> (Kützing) Mann	+	+			+
<i>Sellaphora mutatoides</i> Lange-Bertalot & Metzeltin					+
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkowsky (Sippenkomplex)	+	+			
<i>Sellaphora seminulum</i> (Grunow) Mann			+		
<i>Stauroneis</i> aff. <i>pergracilis</i> Van de Vijver & Lange-Bertalot			+		
<i>Stauroneis separanda</i> Lange-Bertalot & Werum (Tab. VI, Sl. 46.)					+
<i>Stauroneis smithii</i> Grunow			+		
<i>Stauroneis</i> Ehrenberg sp.	+	+			+
<i>Staurosira mutabilis</i> (W.Smith) Grunow					+
<i>Staurosira venter</i> (Ehrenberg) Cleve & Moeller					+
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	+	+			+
<i>Surirella linearis</i> W.Smith	+	+			
Chlorophyta					
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim	+	+			
<i>Actinastrum hantzschii</i> var. <i>subtile</i> Woloszynska			+		

<i>Ankistrodesmus bibraianus</i> (Reinsch) Korshikov (Tab. IX, Sl. 83.)	+	+			
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda	+	+	+		
<i>Ankistrodesmus gracilis</i> (Reinsch) Korshikov (Tab. IX, Sl. 81.)	+	+			
<i>Carteria intermedia</i> Mitra				+	
<i>Carteria klebsii</i> (Dangeard) Francé				+	
<i>Carteria micronucleolata</i> Korshikov				+	
<i>Carteria multifilis</i> (Fresenius) Dill				+	
<i>Carteria wisconsinensis</i> Huber-Pestalozzi				+	
<i>Characiellopsis skujae</i> (Fott) Komárek			+		
<i>Chlamydomonas</i> Ehrenberg sp.	+	+	+		+
<i>Chlamydomonas globosa</i> Snow	+	+			
<i>Chloromonas</i> Gobi sp.	+	+			
<i>Chloromonas gracilis</i> (Matwienko) Ettl			+		
<i>Closterium aciculare</i> T.West (Tab. IX, Sl. 88.)	+	+			
<i>Closterium acutum</i> Brébisson			+		
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lemmermann) Willi Kreiger (Tab. VIII, Sl. 75.)	+	+	+		
<i>Closterium cornu</i> Ehrenberg ex Ralfs (Tab. IX, Sl. 84.)			+	+	
<i>Closterium cornu</i> var. <i>upsaliense</i> Nordstedt			+		
<i>Closterium diana</i> var. <i>pseudodiana</i> (Roy) Willi Krieger			+		
<i>Closterium ehrenbergii</i> Meneghini ex Ralfs			+		
<i>Closterium idiosporum</i> West & G.S.West	+				
<i>Closterium incurvum</i> Brébisson (Tab. VIII, Sl. 72.)	+	+			+
<i>Closterium lanceolatum</i> Kützing ex Ralfs	+				
<i>Closterium moniliferum</i> (Bory) Ehrenberg ex Ralfs	+	+	+		+
<i>Closterium parvulum</i> Nägeli	+	+			
<i>Closterium pronum</i> Brébisson	+	+			
<i>Closterium rostratum</i> Ehrenberg ex Ralfs			+		
<i>Coelastrum astroideum</i> De Notaris	+	+	+		+
<i>Coelastrum indicum</i> W.B.Turner	+	+			
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	+	+	+		+
<i>Coelastrum microporum</i> var. <i>octaedricum</i> (Skuja) Sodomková			+		
<i>Coelastrum proboscideum</i> Bohlin	+				
<i>Coelastrum pulchrum</i> Schmidle	+	+	+		+
<i>Coenochloris hindakii</i> Komárek	+	+	+		

<i>Coenochloris ovalis</i> Korshikov	+				
<i>Cosmarium circulare</i> f. <i>minus</i> Hansgirg (Tab. IX, Sl. 77.)		+			
<i>Cosmarium</i> Corda ex Ralfs sp.	+	+			
<i>Cosmarium depressum</i> var. <i>planctonicum</i> Reverdin		+			
<i>Cosmarium didymochondrum</i> Nordstedt (Tab. IX, Sl. 79.)		+	+	+	
<i>Cosmarium furcatospermum</i> West & G.S. West	+	+			
<i>Cosmarium garrolense</i> Roy & Bisset		+			
<i>Cosmarium granatum</i> Brébisson in Ralfs		+	+	+	
<i>Cosmarium laeve</i> Rabenhorst		+	+	+	
<i>Cosmarium laeve</i> var. <i>octangulare</i> (Wille) West & G.S. West	+	+			
<i>Cosmarium laeve</i> var. <i>rotundatum</i> Messikommer	+	+		+	
<i>Cosmarium obtusatum</i> (Schmidle) Schmidle	+	+	+		
<i>Cosmarium phaseolus</i> Brébisson ex Ralfs (Tab. IX, Sl. 78.)		+			
<i>Cosmarium phaseolus</i> var. <i>elevatum</i> Nordstedt	+	+	+		
<i>Cosmarium pseudopyramidatum</i> Lundell	+				
<i>Cosmarium regnellii</i> Wille	+	+	+		
<i>Cosmarium regnellii</i> var. <i>minimum</i> Eichler & Gutwinski	+	+	+		
<i>Cosmarium regnellii</i> var. <i>pseudoregnellii</i> (Messikommer) Willi Krieger & Gerloff (Tab. VIII, Sl. 70.)			+	+	
<i>Crucigeniella crucifera</i> (Wolle) Komárek	+		+		
<i>Deuterocharacium polyplastidicum</i> Petrá-Hesse					+
<i>Dictyosphaerium botrytella</i> Komárek & Perman	+				
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Nägeli	+				
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood (Tab. IX, Sl. 82.)	+	+			
<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i> Printz (Tab. IX, Sl. 80.)	+				
<i>Euastrum erosum</i> var. <i>erosum</i> f. <i>minus</i> West & G.S. West				+	
<i>Euastrum insulare</i> var. <i>silesiacum</i> (Grönblad) Willi Krieger		+			
<i>Euastrum lacustre</i> (Messikommer) Coesel		+	+	+	
<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg (Tab. VIII, Sl. 68.)	+	+	+		
<i>Eutetramorus fottii</i> (Hindák) Komárek		+	+	+	
<i>Eutetramorus planctonicus</i> (Korshikov) Bourrelly	+	+			
<i>Gonium formosum</i> Pascher				+	
<i>Gonium pectorale</i> Müller	+	+			
<i>Hyaloraphidium contortum</i> Pascher & Korshikov	+	+	+		
<i>Kirchneriella diana</i> (Bohlin) Comas Gonzalez (Tab. VIII, Sl. 64.)	+	+			

<i>Kirchneriella diana</i> var. <i>major</i> (Korshikov) Comas Gonzales	+				
<i>Kirchneriella irregularis</i> var. <i>spiralis</i> Korshikov				+	
<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius	+	+			
<i>Micractinium quadrisetum</i> (Lemmermann) G.M.Smith	+				
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák	+	+	+	+	
<i>Monoraphidium circinale</i> (Nygaard) Nygaard	+	+			
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová	+	+			
<i>Monoraphidium fontinale</i> Hindák	+	+	+		
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komárková-Legnerová (Tab. VIII, Sl. 67.)	+	+	+	+	
<i>Monoraphidium irregulare</i> (G.M.Smith) Komárková- Legnerová	+	+	+		
<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nygaard	+	+	+	+	
<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová	+	+			
<i>Monoraphidium tortile</i> (West & G.S.West) Komárková- Legnerová	+	+			
<i>Mougeotia</i> C.Agardh sp. (Tab. VIII, Sl. 76.)	+	+	+	+	
<i>Oedogonium</i> Link sp.	+		+	+	
<i>Oocystis borgei</i> Snow			+	+	
<i>Oocystis elliptica</i> W.West			+		
<i>Oocystis marssonii</i> Lemmermann	+	+			
<i>Oocystis naegelii</i> Braun					+
<i>Oocystis rupestris</i> Kirchner			+		
<i>Pandorina morum</i> (Müller) Bory de Saint-Vincent (Tab. VIII, Sl. 66.)	+	+	+	+	
<i>Pandorina smithii</i> Chodat	+	+	+		
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turpin) Meneghini (Tab. VIII, Sl. 71.)	+	+	+		
<i>Pediastrum boryanum</i> var. <i>cornutum</i> (Raciborski) Sulek	+	+	+		
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	+	+			
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs (Tab. VIII, Sl. 65.)	+	+	+	+	
<i>Pleurotaenium trabecula</i> (Ehrenberg) ex Nägeli	+				
<i>Radiococcus bavaricus</i> (Skuja) Komárek	+	+			
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat			+		
<i>Scenedesmus acunae</i> Comas (Tab. IX, Sl. 85.)			+	+	
<i>Scenedesmus acutiformis</i> Schröder	+	+	+		
<i>Scenedesmus acutus</i> Meyen	+	+	+	+	

<i>Scenedesmus bicaudatus</i> Dedusenko	+	+	+		
<i>Scenedesmus caribeanus</i> Komárek (Tab. VIII, Sl. 73.)	+	+		+	
<i>Scenedesmus circumfusus</i> Hortobágyi		+			
<i>Scenedesmus costatus</i> Schmidle		+			
<i>Scenedesmus dimorphus</i> (Turpin) Kützing	+	+	+		
<i>Scenedesmus disciformis</i> (Chodat) Fott & Komárek (Tab. IX, Sl. 86.)	+	+	+	+	
<i>Scenedesmus ecornis</i> var. <i>concauus</i> Hortobágyi		+			
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat			+		
<i>Scenedesmus ginzbergeri</i> Kamm.	+	+	+		
<i>Scenedesmus incrassatulus</i> Bohlin	+	+		+	
<i>Scenedesmus linearis</i> Komárek	+	+	+	+	
<i>Scenedesmus obliquus</i> (Turpin) Kützing (Tab. IX, Sl. 87.)	+	+		+	
<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen	+	+	+		
<i>Scenedesmus obtusus</i> f. <i>alternans</i> (Reinsch) Compère		+			
<i>Scenedesmus opoliensis</i> Richter		+			
<i>Scenedesmus ovalternus</i> Chodat	+	+			
<i>Scenedesmus ovalternus</i> var. <i>graevenitzii</i> (Bernard) Chodat		+			
<i>Scenedesmus pseudoarmatus</i> Hortobágyi	+				
<i>Scenedesmus pseudohystrix</i> Massjuk			+		
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson (Tab. VIII, Sl. 74.)	+	+	+	+	
<i>Scenedesmus semicristatus</i> Uherkovich		+			
<i>Sorastrum spinulosum</i> Nägeli	+	+			
<i>Sphaerellopsis aulata</i> (Pascher) Gerloff			+		
<i>Spirogyra</i> Link sp.	+	+	+	+	
<i>Staurastrum crenulatum</i> (Nägeli) Delponte	+				
<i>Staurastrum</i> Meyen ex Ralfs sp.	+	+			
<i>Staurastrum striolatum</i> (Nägeli) Archer		+			
<i>Stauroidesmus dejectus</i> var. <i>apiculatus</i> (Brébisson) Teiling	+				
<i>Stauroidesmus</i> Teiling sp.		+			
<i>Temnogametum sinense</i> C.-C.Jao & H.-J.Hu	+	+		+	
<i>Tetraëdron minimum</i> (A.Braun) Hansgirg (Tab. VIII, Sl. 69.)	+	+	+	+	
<i>Tetraëdron triangulare</i> Korshikov	+	+	+	+	
<i>Tetraëdron trigonum</i> (Nägeli) Hansgirg	+	+		+	
<i>Tetrastrum glabrum</i> (Roll) Ahlstrom & Tiffany	+	+		+	
<i>Tetrastrum staurogeniiforme</i> (Schröder) Lemmermann	+	+			

<i>Tetrastrum triangulare</i> (Chodat) Komárek			+		
<i>Thorakochloris nygaardii</i> Komárek			+		
<i>Volvox aureus</i> Ehrenberg	+				
<i>Volvulina steinii</i> Playfair		+			
<i>Westella botryoides</i> (West) De Wildeman	+		+		
<i>Zygnema</i> Agardh sp.				+	
Chrysophyta					
<i>Chromulina</i> Cienkowski sp.	+	+			
Chrysophyta 1	+				
<i>Dinobryon bavaricum</i> Imhof		+			
<i>Dinobryon divergens</i> Imhof (Tab. X, Sl. 95.)	+	+			
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americana</i> (Brunnthaler) Bachmann	+	+	+		
<i>Kephyrion cordatum</i> (Hilliard) Starmach (Tab. X, Sl. 93.)	+				
<i>Kephyrion rubri-claustri</i> Conrad (Tab. X, Sl. 94.)	+	+			
<i>Mallomonas acaroides</i> Perty	+				
<i>Mallomonas akrokomos</i> Ruttner (Tab. XI, Sl. 97.)	+				
<i>Mallomonas bacterium</i> Conrad (Tab. XI, Sl. 102.)	+				
<i>Mallomonas denticulata</i> Matvienko (Tab. XI, Sl. 96.)	+	+	+		
<i>Mallomonas globosa</i> Schiller (Tab. XI, Sl. 99.)	+	+			
<i>Mallomonas helvetica</i> Pasher (Tab. X, Sl. 90.)	+	+			
<i>Mallomonas minima</i> Rehfous (Tab. XI, Sl. 98.)	+				
<i>Mallomonas monograptus</i> Harris & Bradley (Tab. XI, Sl. 101.)	+	+			
<i>Mallomonas paludosa</i> Fott	+	+			
<i>Mallomonas papillosa</i> var. <i>ellipsoidea</i> Harris		+			
<i>Mallomonas pascheri</i> Rehfous	+	+			
<i>Mallomonas pediculus</i> Teiling	+	+			
<i>Mallomonas pulchella</i> (Kisselev) Cronberg & Kristiansen (Tab. X, Sl. 91.)	+	+			
<i>Mallomonas</i> Perty sp.	+	+			
<i>Mallomonas schwemmlei</i> Glenk	+				
<i>Mallomonas splendens</i> (G.S.West) Playfair (Tab. XI, Sl. 100.)	+				
<i>Ochromonas margaritata</i> Skuja	+	+			
<i>Pseudokephyrion pseudospirale</i> Bourrelly (Tab. X, Sl. 92.)	+	+			
<i>Synura sphagnicola</i> (Korshikov) Korshikov	+	+			
<i>Synura uvella</i> Ehrenberg (Tab. XI, Sl. 103.)	+	+	+	+	
<i>Uroglena skujae</i> Matvienko (Tab. X, Sl. 89.)	+	+			

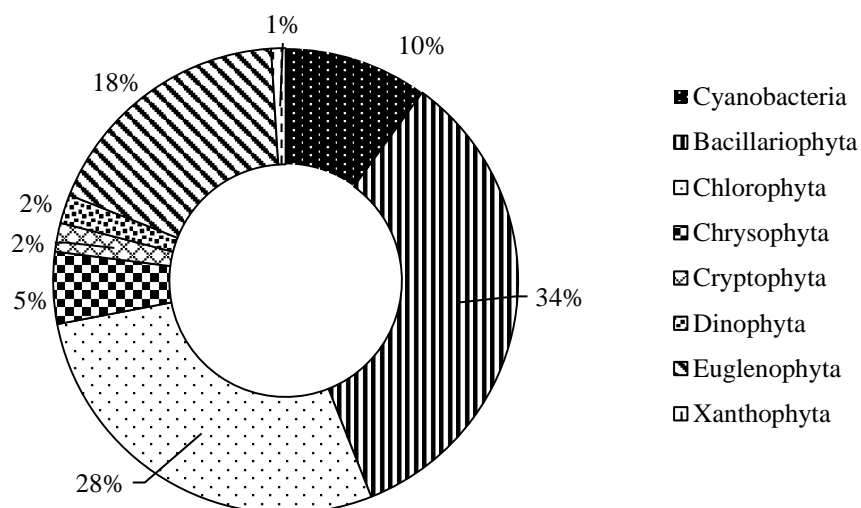
Cryptophyta					
<i>Cryptaulax vulgaris</i> Skuja			+		
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg (Tab. VII, Sl. 55.)	+	+	+	+	
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja (Tab. VII, Sl. 56.)	+	+			
<i>Cryptomonas obovata</i> Skuja	+				
<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg (Tab. VII, Sl. 57.)	+	+	+	+	
<i>Cryptomonas phaseolus</i> Skuja (Tab. VII, Sl. 62.)	+	+			
<i>Cryptomonas pyrenoidifera</i> Geitler			+		
<i>Rhodomonas lacustris</i> Pascher & Ruttner	+	+			
<i>Rhodomonas minuta</i> Skuja	+	+			
<i>Rhodomonas minuta</i> var. <i>nannoplanktonica</i> Skuja (Tab. VII, Sl. 60.)	+	+	+	+	
<i>Rhodomonas ovalis</i> Nygaard			+		
Dinophyta					
<i>Peridiniopsis cunningtonii</i> Lemmermann (Tab. VII, Sl. 63.)	+	+	+		
<i>Peridiniopsis edax</i> (Schilling) Bourrelly		+			
<i>Peridiniopsis kulczynskii</i> (Woloszynska) Bourrelly	+				
<i>Peridinium aciculiferum</i> Lemmermann	+				
<i>Peridinium bipes</i> Stein (Tab. VII, Sl. 61.)	+	+			
<i>Peridinium lomnickii</i> Woloszynska	+	+			
<i>Peridinium palatinum</i> Lauterborn	+	+			
<i>Sphaerodinium cinctum</i> (Ehrenberg) Woloszynska	+	+	+		
Euglenophyta					
<i>Euglena acus</i> Ehrenberg (Tab. XII, Sl. 110.)	+	+	+	+	
<i>Euglena acus</i> var. <i>hyalina</i> Klebs	+				
<i>Euglena agilis</i> Carter (Tab. XIV, Sl. 142.)	+				
<i>Euglena anabaena</i> Mainx (Tab. XII, Sl. 105.)			+		
<i>Euglena anabaena</i> var. <i>minima</i> Mainx		+			
<i>Euglena bellovacensis</i> Chadeffaud & Gojdics (Tab. XII, Sl. 104.)			+		
<i>Euglena caudata</i> Hübner	+	+	+		
<i>Euglena caudata</i> var. <i>minor</i> Deflandre				+	
<i>Euglena clara</i> Skuja (Tab. XII, Sl. 111.)	+				
<i>Euglena clavata</i> Skuja	+	+	+	+	
<i>Euglena deses</i> f. <i>klebsii</i> (Lemmerman) Popova	+				
<i>Euglena ehrenbergii</i> Klebs	+				
<i>Euglena excavata</i> Schiller (Tab. XIII, Sl. 121.)		+			
<i>Euglena gracilis</i> Klebs			+		

<i>Euglena gracilis</i> f. <i>hiemalis</i> (Matvienko) Popova		+			
<i>Euglena gymnodinioides</i> Zakryst	+	+			
<i>Euglena hemichromata</i> Skuja	+	+	+	+	
<i>Euglena limnophila</i> Lemmermann (Tab. XIII, Sl. 123.)			+		
<i>Euglena minima</i> Francé	+	+		+	
<i>Euglena oblonga</i> Schmitz	+				
<i>Euglena oxyuris</i> Schmarda (Tab. XII, Sl. 109.)	+	+	+		
<i>Euglena pascheri</i> Swirenko	+				
<i>Euglena srinagari</i> (Bhatia) Huber-Pestalozzi		+			
<i>Euglena texta</i> (Dujardin) Hübner (Tab. XII, Sl. 107.)	+	+	+	+	
<i>Euglena thinophila</i> Skuja			+		
<i>Euglena variabilis</i> Klebs		+			
<i>Euglena viridis</i> Ehrenberg	+	+	+	+	
<i>Lepocinclis acicularis</i> Francé (Tab. XII, Sl. 108.)		+			
<i>Lepocinclis elongata</i> (Swirenko) Conrad			+		
<i>Lepocinclis fusiformis</i> (Carter) Lemmermann (Tab. XIV, Sl. 129.)	+	+	+		
<i>Lepocinclis globosa</i> Francé (Tab. XIV, Sl. 133.)	+				
<i>Lepocinclis globula</i> Perty	+				
<i>Lepocinclis marssonii</i> Lemmermann	+	+			
<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenberg) Lemmermann (Tab. XIV, Sl. 127.)	+	+			
<i>Lepocinclis ovum</i> f. <i>dimidio-minor</i> Deflandre (Tab. XIV, Sl. 130.)	+		+		
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>maior</i> (Huber-Pestalozzi) Conrad	+				
<i>Lepocinclis pseudonayalii</i> Tell & Zalocar			+		
<i>Lepocinclis salina</i> Fritsch				+	
<i>Lepocinclis teres</i> (Schmitz) Francé	+				
<i>Phacus acuminatus</i> Stokes (Tab. XIII, Sl. 122.)	+	+	+	+	
<i>Phacus acuminatus</i> var. <i>discifera</i> (Pochmann) Huber-Pestalozzi	+				
<i>Phacus ankylonoton</i> Pochmann	+	+			
<i>Phacus brevicaudatus</i> (Klebs) Lemmermann (Tab. XIII, Sl. 115.)				+	
<i>Phacus caudatus</i> Hübner	+				
<i>Phacus caudatus</i> var. <i>minor</i> Drezepolski (Tab. XIV, Sl. 141.)	+				
<i>Phacus corculum</i> Pochmann (Tab. XIII, Sl. 116.)	+				

<i>Phacus inconspicuus</i> Deflandre	+				
<i>Phacus longicauda</i> var. <i>tortus</i> Lemmermann (Tab. XIII, Sl. 126.)	+	+			
<i>Phacus longicauda</i> var. <i>insecta</i> Koczwara (Tab. XIV, Sl. 137.)	+		+		
<i>Phacus megalopsis</i> Pochmann		+			
<i>Phacus monilatus</i> Stokes (Tab. XIII, Sl. 125.)			+		
<i>Phacus orbicularis</i> Hübner (Tab. XII, Sl. 113.)	+	+	+	+	
<i>Phacus orbicularis</i> f. <i>communis</i> Popova (Tab. XIII, Sl. 124.)		+	+		
<i>Phacus orbicularis</i> f. <i>gigas</i> (da Cuncha) Popova (Tab. XIV, Sl. 138.)	+	+	+		
<i>Phacus parvulus</i> Klebs	+		+		
<i>Phacus pleuronectes</i> (Müller) Nitzsch ex Dujardin	+				
<i>Phacus pleuronectes</i> var. <i>hamelii</i> (Allorge & Lefevre) Popova	+	+			
<i>Phacus pyrum</i> (Ehrenberg) Stein (Tab. XIII, Sl. 118.)	+	+	+	+	
<i>Phacus raciborskii</i> Drezepolski		+	+		
<i>Phacus tortuosus</i> Roll			+		
<i>Phacus triqueter</i> (Ehrenberg) Dujardin (Tab. XII, Sl. 112.)	+	+	+	+	
<i>Phacus undulatus</i> (Skvortzov) Pochmann (Tab. XII, Sl. 114.)	+				
<i>Phacus unguis</i> Pochmann				+	
<i>Strombomonas acuminata</i> (Schmarda) Deflandre	+				
<i>Trachelomonas armata</i> var. <i>sparsigranosa</i> Playfair			+		
<i>Trachelomonas bacillifera</i> Playfair (Tab. XIV, Sl. 128.)	+				
<i>Trachelomonas dybowski</i> Drezepolski (Tab. XIV, Sl. 139.)	+		+		
<i>Trachelomonas globularis</i> (Averintsev) Lemmermann	+	+	+		
<i>Trachelomonas granulosa</i> Playfair	+				
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) F.Stein (Tab. XIII, Sl. 120.)	+	+	+		
<i>Trachelomonas hispida</i> var. <i>crenulatocollis</i> (Maskell) Lemmermann (Tab. XIV, Sl. 134.)			+		
<i>Trachelomonas hispida</i> var. <i>granulata</i> Playfair (Tab. XIV, Sl. 140.)				+	
<i>Trachelomonas intermedia</i> Dangeard		+			
<i>Trachelomonas intermedia</i> f. <i>crenulatocollis</i> (M.Szabados) Popova		+			
<i>Trachelomonas irregularis</i> Swirenko		+			
<i>Trachelomonas lefevrei</i> Deflandre (Tab. XIII, Sl. 119.)			+		

<i>Trachelomonas nigra</i> Swirenko (Tab. XIV, Sl. 131.)	+		+	+	
<i>Trachelomonas oblonga</i> Lemmermann	+	+	+		
<i>Trachelomonas oblonga</i> var. <i>australica</i> Playfair			+		
<i>Trachelomonas obovata</i> f. <i>klebsiana</i> (Deflandre) Popova			+		
<i>Trachelomonas planctonica</i> Swirenko (Tab. XIII, Sl. 117.)	+	+	+	+	
<i>Trachelomonas planctonica</i> f. <i>oblonga</i> (Drezepolski) Popova			+		
<i>Trachelomonas raciborskii</i> var. <i>incerta</i> Drezepolski			+		
<i>Trachelomonas rotunda</i> Swirenko		+			
<i>Trachelomonas sydneyensis</i> Playfair (Tab. XIV, Sl. 135.)	+		+		
<i>Trachelomonas verrucosa</i> Stokes (Tab. XII, Sl. 106.)			+		
<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg (Tab. XIV, Sl. 136.)	+	+	+	+	
<i>Trachelomonas volvocina</i> var. <i>compressa</i> Drezepolski	+		+		
<i>Trachelomonas woycickii</i> f. <i>pusilla</i> (Drezepolski) Popova (Tab. XIV, Sl. 132.)			+		
Xanthophyta					
<i>Goniochloris pseudogigas</i> (Bourrelly) Bourrelly	+		+		
<i>Heterothrix pascheri</i> Ettl	+				
<i>Tetraedriella spinigera</i> Skuja	+				
<i>Tribonema vulgare</i> Pascher	+	+	+	+	
UKUPNO	503	314	314	161	89
					134

Ukupno u fitoplanktonskoj, metafitonskoj i epilitskoj zajednici silikatnih algi Zasavice (Grafik 4.5.), Bacillariophyta je razdeo sa najviše zabeleženih taksona (170 taksona). Po broju taksona ne zaostaje mnogo ni razdeo Chlorophyta (143), a prate ga razdeli Euglenophyta (89 taksona), Cyanobacteria (50 taksona), Chrysophyta (28 taksona), Cryptophyta (11 taksona), Dinophyta (8 taksona) i sa najmanje zabeleženih taksona razdeo Xanthophyta (4).



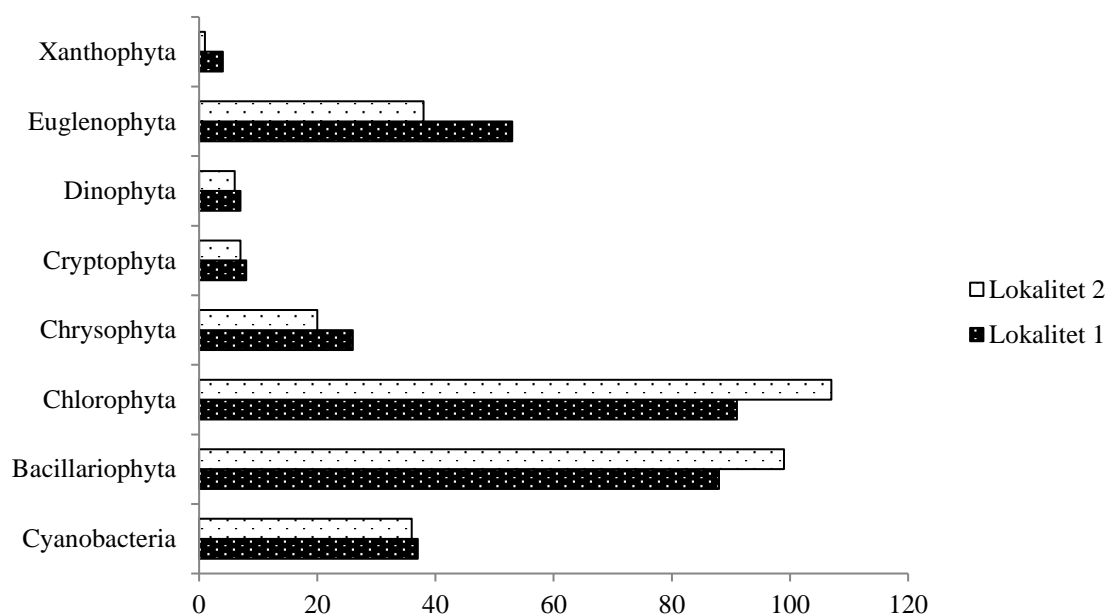
Grafik 4.5. Procentualna zastupljenost razdela cijanobakterija i algi po broju zabeleženih taksona zajedno u sve tri ispitivane zajednice (fitoplankton, metafiton i epilitska zajednica silikatnih algi) za ceo period istraživanja.

4.4. Fitoplankton Zasavice

4.4.1. Kvalitativni sastav fitoplanktona

U zajednici fitoplanktona zabeleženo je ukupno 392 taksona. Oba lokaliteta imala su isti broj identifikovanih taksona (po 314). Broj zajedničkih taksona na oba lokaliteta je 236, što je više od polovine ukupno zabeleženih taksona u fitoplanktonu, dok je na oba lokaliteta zabeleženo po 78 taksona koji su primećeni samo na jednom od lokaliteta (Tabela 4.3.).

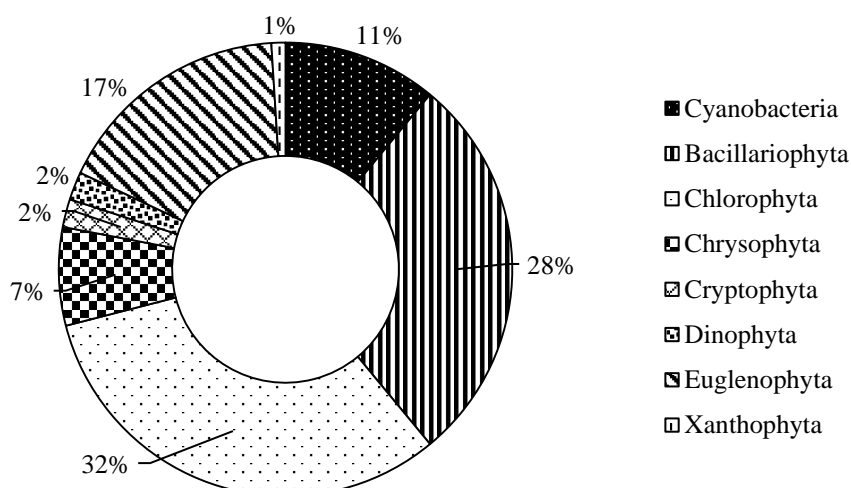
Razdeli Cyanobacteria, Chrysophyta, Cryptophyta, Euglenophyta, Dinophyta i Xanthophyta imaju veći broj zabeleženih taksona na Lokalitetu 1, dok razdeli Bacillariophyta i Chlorophyta imaju veći broj zabeleženih taksona na Lokalitetu 2 (Grafik 4.6.).



Grafik 4.6. Ukupan broj zabeleženih taksona svakog razdela na oba lokaliteta u zajednici fitoplanktona.

U fitoplanktonu je ukupno zabeleženo (Grafik 4.7.):

- 44 taksona Cyanobacteria (29 zajedničkih za oba lokaliteta),
- 109 taksona Bacillariophyta (78 zajedničkih za oba lokaliteta),
- 125 taksona Chlorophyta (73 zajedničkih za oba lokaliteta),
- 28 taksona Chrysophyta (18 zajedničkih za oba lokaliteta),
- 8 taksona Cryptophyta (7 zajedničkih za oba lokaliteta),
- 8 taksona Dinophyta (5 zajedničkih za oba lokaliteta),
- 66 taksona Euglenophyta (25 zajedničkih za oba lokaliteta),
- 4 taksona Xanthophyta (1 zajednički za oba lokaliteta).

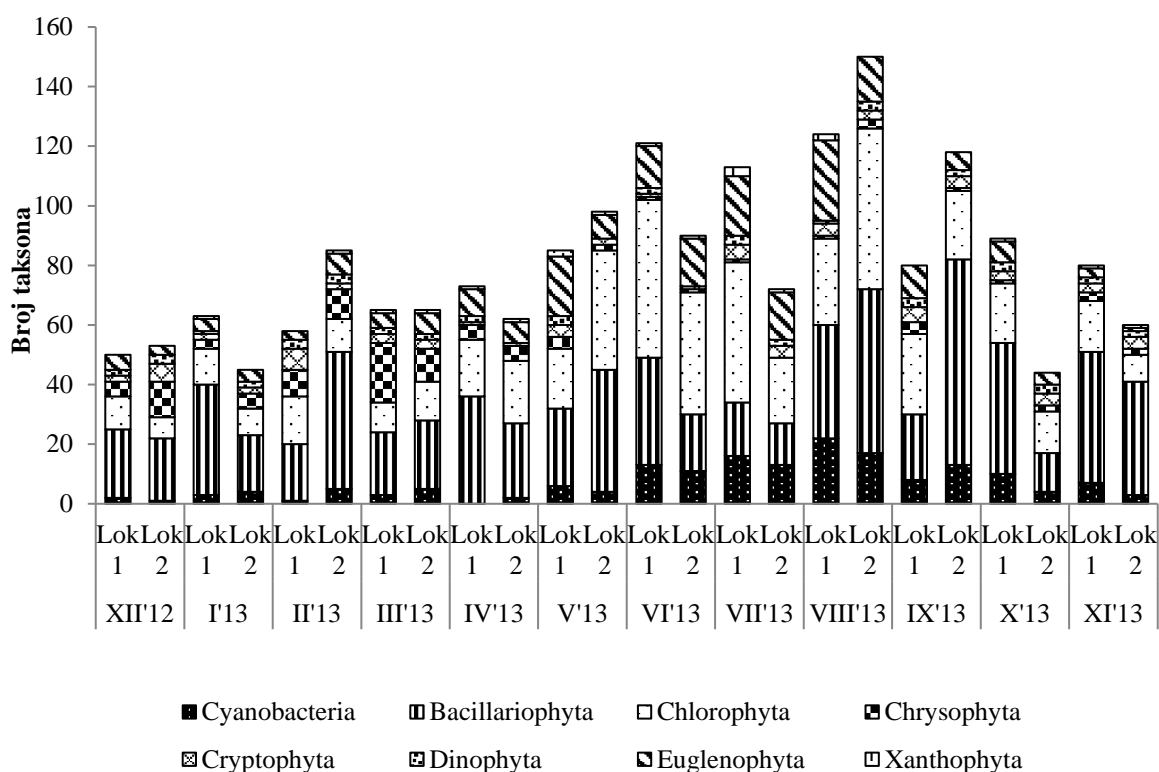


Grafik 4.7. Procentualna zastupljenost razdela u zajednici fitoplanktona u odnosu na broj zabeleženih taksona za ceo period istraživanja.

U fitoplanktonu najveći broj zabeleženih taksona ima razdeo Chlorophyta (32%), dok je na drugom mestu po ukupnom broju zabeleženih taksona razdeo Bacillariophyta (28%) (Grafik 4.7.). Značajan broj taksona imaju i euglenoidne alge (17%), cijanobakterije (11%) i zlatne alge (7%), dok se razdeli Cryptophyta, Dinophyta i Xanthophyta ne ističu brojem zabeleženih taksona u fitoplanktonu.

Što se tiče broja taksona svakog razdela u zajednici fitoplanktona posmatranog po mesecima na oba lokaliteta, razdeli Bacillariophyta i Chlorophyta se tokom celog perioda istraživanja ističu brojem taksona u svakom uzorku (Grafik 4.8.).

Najveći broj taksona zabeležen je u avgustu na Lokalitetu 2 (150 taksona), dok je najmanji broj taksona zabeležen u oktobru, takođe na Lokalitetu 2 (44 taksona). Generalno, broj taksona raste na oba lokaliteta od decembra do avgusta, da bi počeo da opada ka novembru (Grafik 4.8.). Razlike u broju taksona između lokaliteta su značajne u junu, julu i oktobru u korist Lokaliteta 1, kao i u februaru, avgustu i septembru kada je veći broj taksona zabeležen na Lokalitetu 2. Tokom ostalih meseci razlike u broju taksona između ova dva lokaliteta nisu velike. Najveće razlike u broju taksona između lokaliteta zabeležene su u julu i oktobru kada je na Lokalitetu 1 detektovano 41, odnosno 45 taksona više (Grafik 4.8.).



Grafik 4.8. Broj zabeleženih taksona svih razdela na oba lokaliteta u zajednici fitoplanktona po mesecima tokom perioda istraživanja.

Razdeo Cyanobacteria pokazuje povećanje broja zabeleženih taksona tokom letnjih meseci na oba lokaliteta (do 22 taksona u avgustu na Lokalitetu 1), dok je broj detektovanih taksona iz ovog razdela mali u zimskim mesecima, a nije zabeležen ni jedan takson u aprilu na Lokalitetu 1 (Grafik 4.8.). Po broju zabeleženih taksona u fitoplanktonu dominira rod *Phormidium* (6 taksona).

Broj taksona zabeleženih unutar razdela Bacillariophyta (Grafik 4.8.) najveći je u septembru na Lokalitetu 2 (69 taksona), dok je najmanji broj u oktobru na istom lokalitetu (13 taksona). Generalno, broj zabeleženih taksona unutar ovog razdela je na oba lokaliteta visok tokom celog perioda istraživanja sa neznatnim smanjenjem tokom letnjih meseci. Po broju detektovanih taksona ističu se rodovi: *Gomphonema* (15), *Cymbella* (10), *Navicula* (8), *Nitzschia* (7) i *Fragilaria* (7).

Broj taksona Chlorophyta (Grafik 4.8.) takođe se povećava u letnjim mesecima na oba lokaliteta, ali njihov broj nije zanemarljiv ni tokom hladnijih meseci. Najveći broj taksona zabeležen je u avgustu na Lokalitetu 2 (54), dok je najmanji broj taksona zabeležen u decembru na istom lokalitetu (7). *Scenedesmus* (24), *Cosmarium* (17) i

Closterium (14) su rodovi sa najvećim brojem zabeleženih taksona u fitoplanktonu unutar razdela Chlorophyta.

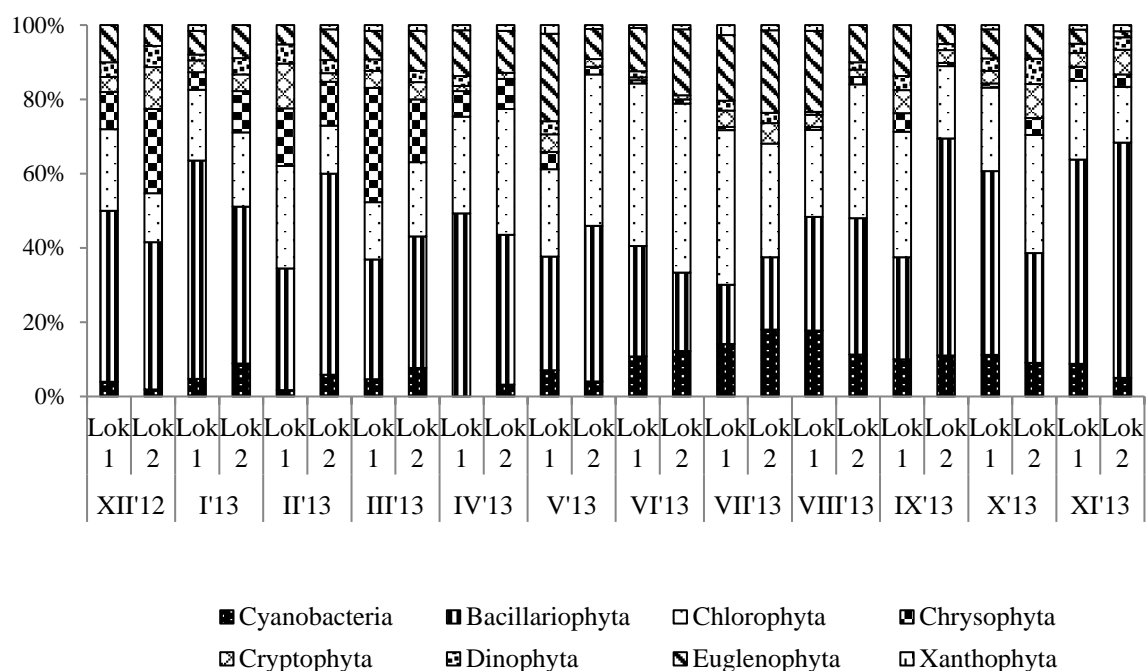
Najveći broj taksona razdela Chrysophyta (Grafik 4.8.) zabeležen je u martu na Lokalitetu 1 (20), dok ni jedan takson nije primećen u julu na Lokalitetu 2. Tokom juna i jula broj taksona ovog razdela je najmanji na oba lokaliteta, dok se zimski i prolećni meseci (decembar, januar, februar, mart i april) odlikuju povećanjem broja taksona ovog razdela. U okviru ovog razdela rod koji se ističe po broju taksona u fitoplanktonu je rod *Mallomonas* (16).

Broj taksona unutar razdela Cryptophyta (Grafik 4.8.) je najveći u februaru na Lokalitetu 1 (7), dok se samo po jedan takson beleži u aprilu i junu na oba lokaliteta. Rod *Cryptomonas* broji najviše zabeleženih taksona u fitoplanktonu (5).

Razdeo Euglenophyta pokazuje povećanje broja zabeleženih taksona tokom letnjih meseci na oba lokaliteta (do 27 taksona u avgustu na Lokalitetu 1), dok se broj smanjuje tokom zimskih meseci (Grafik 4.8.). Najmanji broj taksona ovog razdela zabeležen je u novembru na Lokalitetu 2 (1). Po broju zabeleženih taksona ovog razdela u fitoplanktonu ističu se rodovi *Euglena* (21), *Phacus* (20) i *Trachelomonas* (15).

Broj taksona u okviru razdela Dinophyta i Xanthophyta (Grafik 4.8.) bio je prilično ujednačen, mali kroz ceo period istraživanja i kretao se od 0 do 3 zabeležena taksona na oba lokaliteta. Po broju zabeleženih taksona u fitoplanktonu izdvajaju se rodovi *Peridinium* (4 taksona) i *Peridiniopsis* (3 taksona) iz razdela Dinophyta, dok su u razdelu Xanthophyta prisutna 4 roda sa po jednim taksonom (Tabela 4.3.).

Procentualni udeo svih razdela u zajednici fitoplanktona na osnovu broja prisutnih taksona po mesecima na oba lokaliteta prikazan je na Grafiku 4.9.



Grafik 4.9. Procentualni udeo svih razdela u zajednici fitoplanktona na osnovu broja prisutnih taksona po mesecima na oba lokaliteta.

Razdeo Bacillariophyta, po broju taksona, zastupljen je u velikom procentu u skoro svim uzorcima i na oba lokaliteta. Najmanji procenat zauzima tokom juna i jula. Kreće se u rasponu od 16% u julu na Lokalitetu 1 do 63% u novembru na Lokalitetu 2 (Grafik 4.9.).

Zastupljenost razdela Chlorophyta (Grafik 4.9.) na osnovu broja taksona kreće se od najmanje 13% u decembru i februaru na Lokalitetu 2 do 46% u junu na Lokalitetu 2. Generalno, procenat je veći tokom letnjih meseci (maj, jun, jul, avgust i septembar), ali nije zanemarljiv ni tokom ostalih meseci.

Što se tiče Cyanobacteria i njihovog udela u zajednici na osnovu broja prisutnih taksona (Grafik 4.9.), jasno se primećuje povećanje njihovog udela u letnjim mesecima (jun, jul, avgust, pa čak i septembar), kada je povećan i njihov diverzitet (Grafik 4.8.). Najveći udeo je u julu na Lokalitetu 2 i u avgustu na Lokalitetu 1 (18%), dok ih uopšte nema u aprilu na Lokalitetu 1.

Udeo razdela Chrysophyta (Grafik 4.9.) na osnovu broja prisutnih taksona u uzorcima fitoplanktona je značajan u hladnijim mesecima, kada dostiže najveću vrednost od 31% u martu na Lokalitetu 1, dok se udeo ovog razdela smanjuje tokom letnjih meseci do potpunog odsustva u julu na Lokalitetu 2.

Razdeo Euglenophyta (Grafik 4.9.) na osnovu broja taksona prisutnih u uzorku ima značajan udeo u prolećnim i letnjim uzorcima, kada dostiže i najveće vrednosti od 24% u maju na Lokalitetu 1. Najmanji udeo ovog razdela uočava se u novembru na Lokalitetu 2.

Udeo razdela Cryptophyta na osnovu broja taksona prisutnih u uzorku (Grafik 4.9.) najveći je u zimskim mesecima i najveću vrednost dostiže u februaru na Lokalitetu 1 (12%). Najmanju vrednost dostiže u junu na istom lokalitetu (1%).

Razdeo Dinophyta (Grafik 4.9.) zastupljen je sa vrlo malim udelom u fitoplanktonskoj zajednici na osnovu broja taksona prisutnih u uzorku na oba lokaliteta tokom celog perioda istraživanja (najviše 7% u oktobru na Lokalitetu 2, a bez i jednog predstavnika u aprilu, maju i junu na Lokalitetu 2). Primećuje se veći udeo u zimskim mesecima, dok je izuzetno mali udeo ovog razdela u letnjim mesecima na oba lokaliteta.

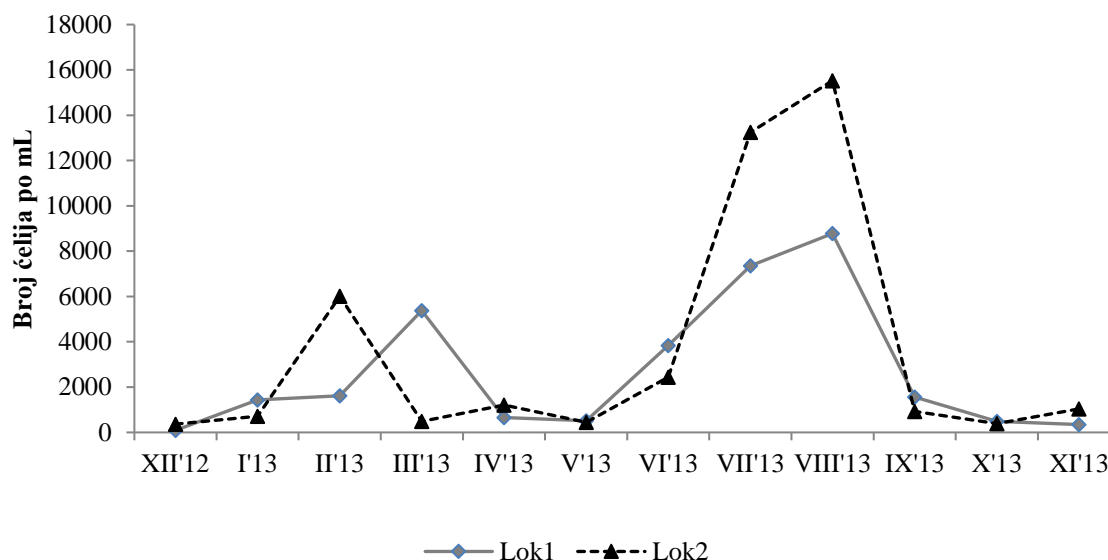
Razdeo Xanthophyta po broju taksona (Grafik 4.9.) zastupljen je sa vrlo malim procentom u udelu fitoplanktonske zajednice na oba lokaliteta i to u rasponu od 0 do 3%.

4.4.2. Abundanca fitoplanktona

Tokom celog perioda istraživanja brojnost zajednice fitoplanktona na oba lokaliteta nije bila velika, osim u letnjim mesecima. Najveća brojnost ćelija (15524 ćelija/mL) uočava se u avgustu na Lokalitetu 2, dok je najniža brojnost od 90 ćelija/mL zabeležena u decembru na Lokalitetu 1 (Grafik 4.10.). Brojnost ćelija fitoplanktona je veća na Lokalitetu 1 u januaru, martu, maju, junu, septembru i oktobru, a Lokalitet 2 se odlikuje većom brojnošću ćelija u decembru, februaru, aprilu, julu, avgustu i novembru. Najveća razlika u brojnosti ćelija (Grafik 4.10.) između ova dva lokaliteta zabeležena je upravo u avgustu kada je na Lokalitetu 2 zabeleženo 6748 ćelija/mL više, iako tada po broju individua razlika nije velika između ova dva lokaliteta (Grafik 4.13.). Razlog tome je veći udeo individua trihalnih i kolonijskih cijanobakterija na Lokalitetu 2 u odnosu na Lokalitet 1, što dovodi do povećanja ukupnog broja ćelija na Lokalitetu 2.

Generalno, zapažaju se dva povećanja brojnosti ćelija na oba lokaliteta. Jedno povećanje brojnosti uočava se u februaru na Lokalitetu 2, odnosno martu na

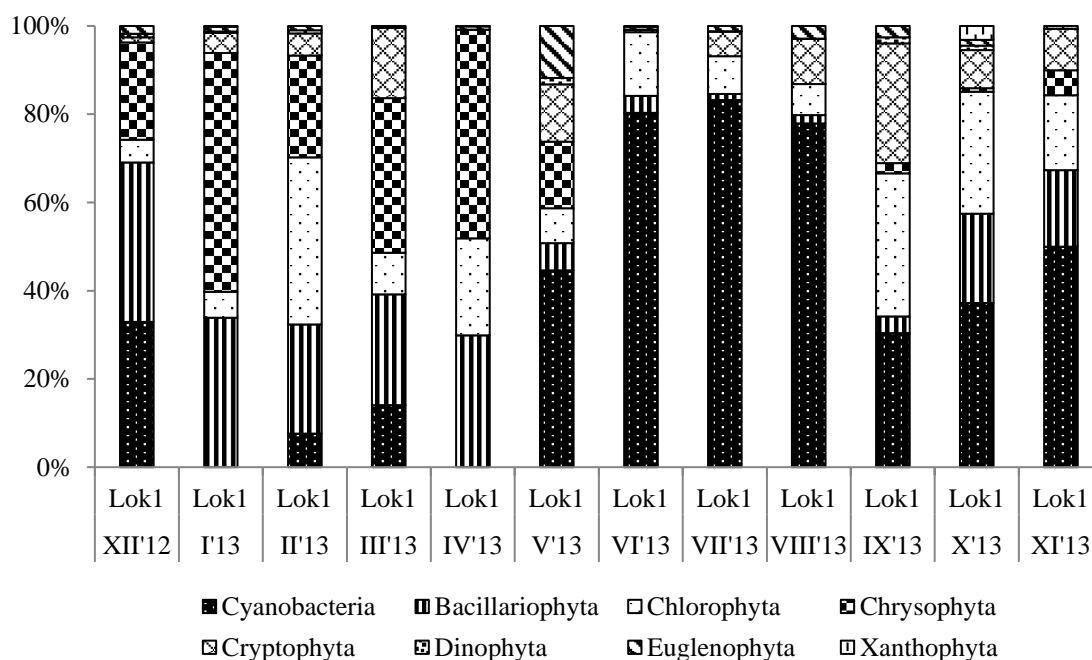
Lokalitetu 1, a drugo povećanje uočava se u julu i avgustu na oba lokaliteta, što govori o sličnoj dinamici abundance ćelija predstavnika fitoplanktona na oba lokaliteta (Grafik 4.10.).



Grafik 4.10. Sezonska i prostorna dinamika brojnosti ćelija tokom perioda istraživanja.

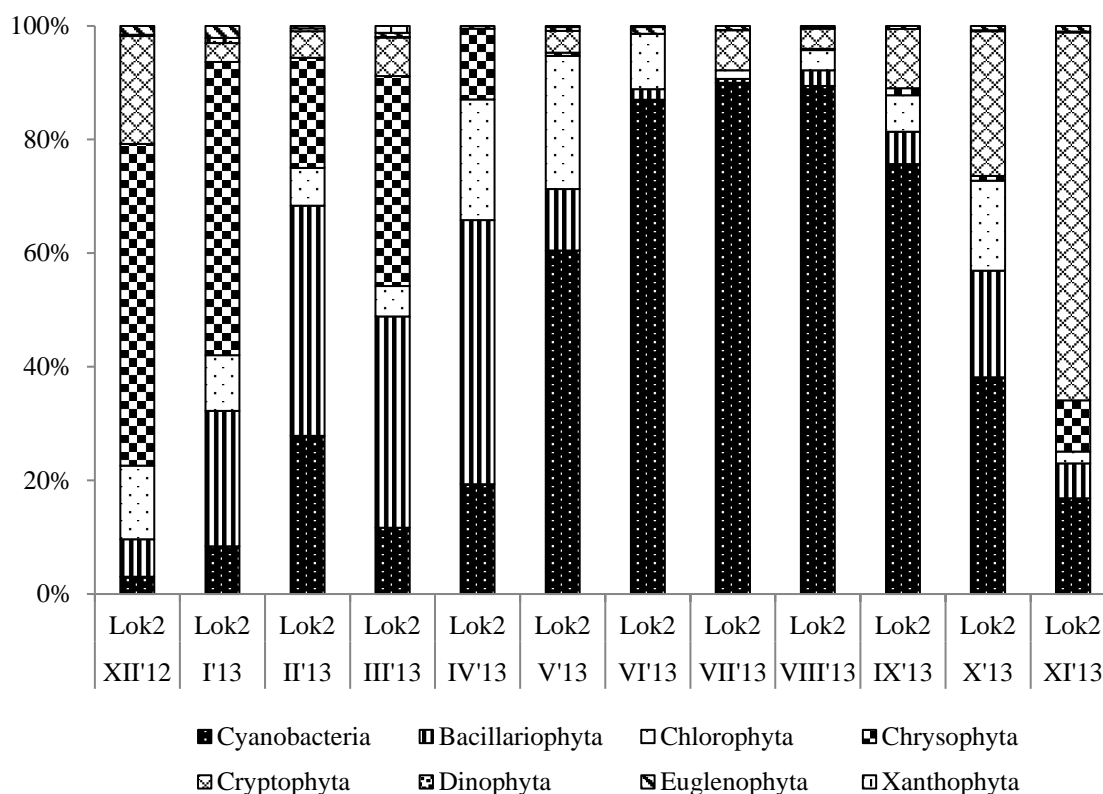
Procentualni udeo ćelija svakog razdela u odnosu na ukupni broj ćelija u zajednici fitoplanktona na oba lokaliteta predstavljen je na Graficima 4.11. i 4.12.

Na Lokalitetu 1 (Grafik 4.11.) u januaru najveći udeo po broju ćelija imaju silikatne alge (36%), cijanobakterije (33%) i predstavnici razdela Chrysophyta (22%). Januar (54%), mart (35%) i april (47%) odlikuju se dominacijom predstavnika Chrysophyta, a značajan udeo u zajednici tada imaju i silikatne alge (januar - 34%; mart - 25%; april - 30%). U februaru, pored značajnog udela Chrysophyta od 23%, dominiraju zelene (38%) i silikatne alge (25%) po broju ćelija. U maju (44%), junu (80%), julu (83%) i avgustu (78%) cijanobakterije zauzimaju primat u zajednici fitoplanktona. U septembru dominantne su zelene (32%) alge pored cijanobakterija (30%), a značajan udeo pripada i predstavnicima Cryptophyta (27%). Oktobar i novembar se, ponovo, odlikuju najvećim udelom ćelija cijanobakterija u zajednici fitoplanktona (oktobar - 37%; novembar - 50%), dok manji udeo zauzimaju predstavnici zelenih (oktobar - 28%; novembar - 17%) i silikatnih algi (oktobar - 20%; novembar - 17%).



Grafik 4.11. Procentualni udeo broja ćelija svakog razdela u zajednici fitoplanktona na Lokalitetu 1 tokom perioda istraživanja.

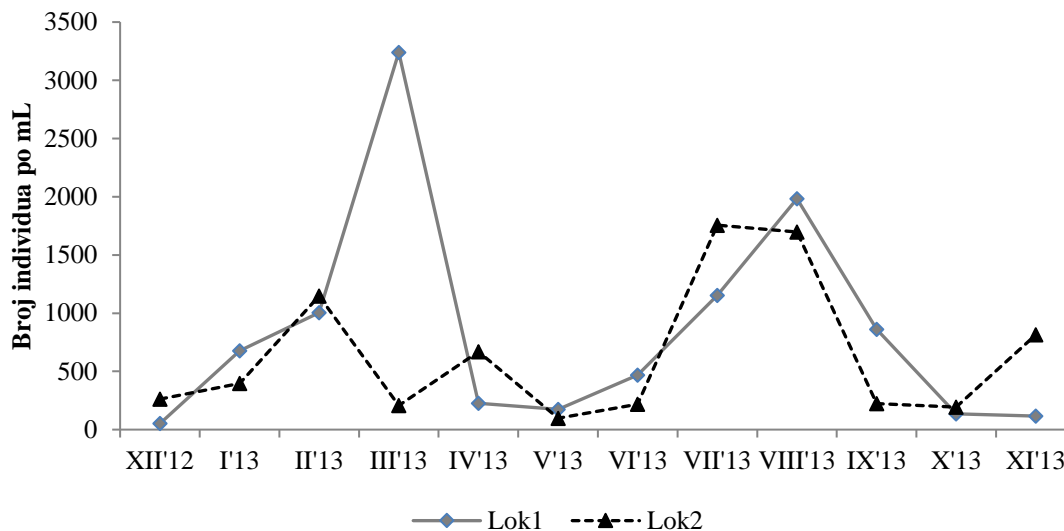
Na Lokalitetu 2 (Grafik 4.12.), po udelu broja ćelija u zajednici fitoplanktona, u decembru (56%) i januaru (52%) izdvajaju se predstavnici razdela Chrysophyta. Februar se odlikuje dominacijom silikatnih algi (40%), cijanobakterija (28%) i predstavnika iz razdela Chrysophyta (19%). U martu je podjednak udeo predstavnika Chrysophyta i silikatnih algi od 37%. U aprilu se izdvajaju silikatne (46%), zelene alge (21%) i cijanobakterije (19%). Od maja do oktobra traje dominacija cijanobakterija na osnovu udela u zajednici fitoplanktona po broju ćelija (maj - 60%; jun - 87%; jul - 90%; avgust - 89%; septembar - 75%; oktobar - 38%). U oktobru, pored velikog udela cijanobakterija (38%), značajan je i udeo predstavnika Cryptophyta (25%). Upravo, predstavnici razdela Cryptophyta u novembru pokazuju dominaciju u procentualnoj zastupljenosti u zajednici fitoplanktona zauzimajući 65% od ukupnog broja ćelija.



Grafik 4.12. Procentualni udeo broja ćelija svakog razdela u zajednici fitoplanktona na Lokalitetu 2 tokom perioda istraživanja.

Slična dinamika brojnosti u zajednici fitoplanktona se zapaža i kod broja individua (Grafik 4.13.). Međutim, najveća zabeležena brojnost individua (3240 individua/mL) uočava se u martu na Lokalitetu 1, a ne u avgustu, što predstavlja i najveću razliku u odnosu na sezonsku distribuciju broja ćelija. U avgustu na Lokalitetu 1 zabeležen je manji broj individua u odnosu na mart, ali je tada značajan udeo individua trihalnih i kolonijskih cijanobakterija za razliku od martovskog uzorka kada je najveći udeo individua silikatnih jednoćelijskih algi. Sve to uslovljava povećan broj ćelija u avgustovskom uzorku u odnosu na martovski. U martu je, ujedno, detektovana i najveća razlika u brojnosti individua između ova dva lokaliteta, jer je tada na Lokalitetu 2 zabeleženo samo 206 individua/mL. Najmanja brojnost individua (52 individue/mL) zabeležena je, kao i kod broja ćelija, u decembru na Lokalitetu 1. Brojnost individua u fitoplanktonu je veća na Lokalitetu 1 u januaru, martu, maju, junu, avgustu i septembru, dok se Lokalitet 2 odlikuje većom brojnošću individua u decembru, februaru, aprilu, julu, oktobru i novembru. Kao i kod broja ćelija zapaža se slična dinamika abundance

individua u fitoplanktonu na oba lokaliteta, sa dva povećanja brojnosti (prvo u februaru na Lokalitetu 2 i martu na Lokalitetu 1, a drugo u julu i avgustu za oba lokaliteta).

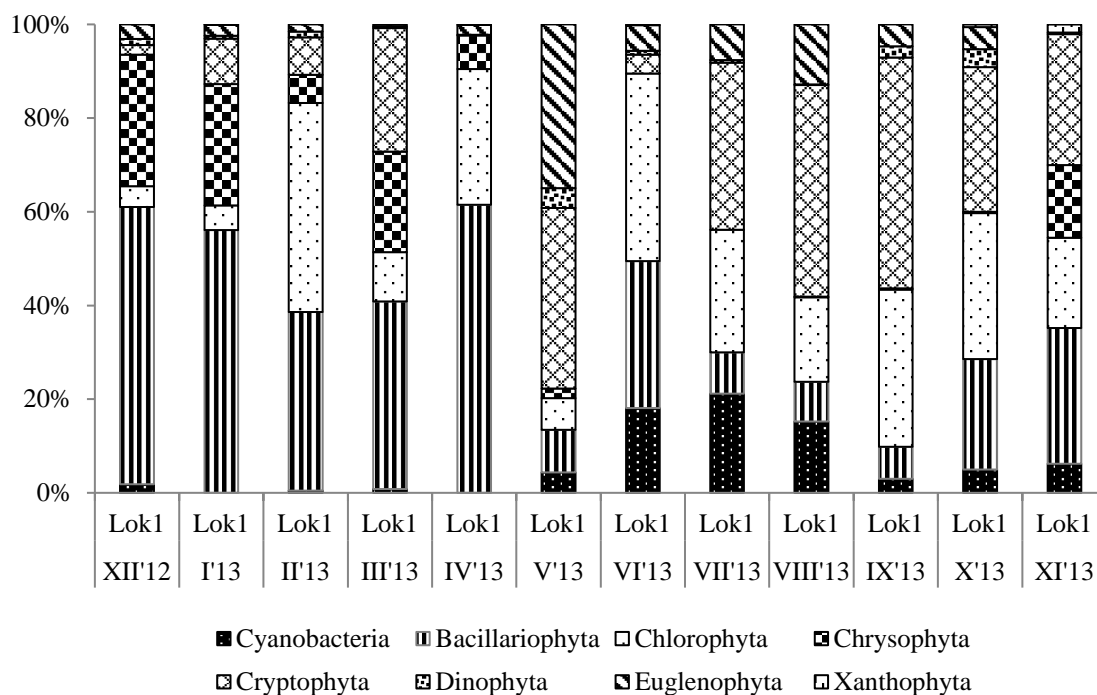


Grafik 4.13. Sezonska i prostorna dinamika brojnosti individua u fitoplanktonu tokom perioda istraživanja.

Procentualni udeo broja individua svakog razdela u odnosu na ukupni broj individua u zajednici fitoplanktona za oba lokaliteta predstavljen je na Graficima 4.14. i 4.15.

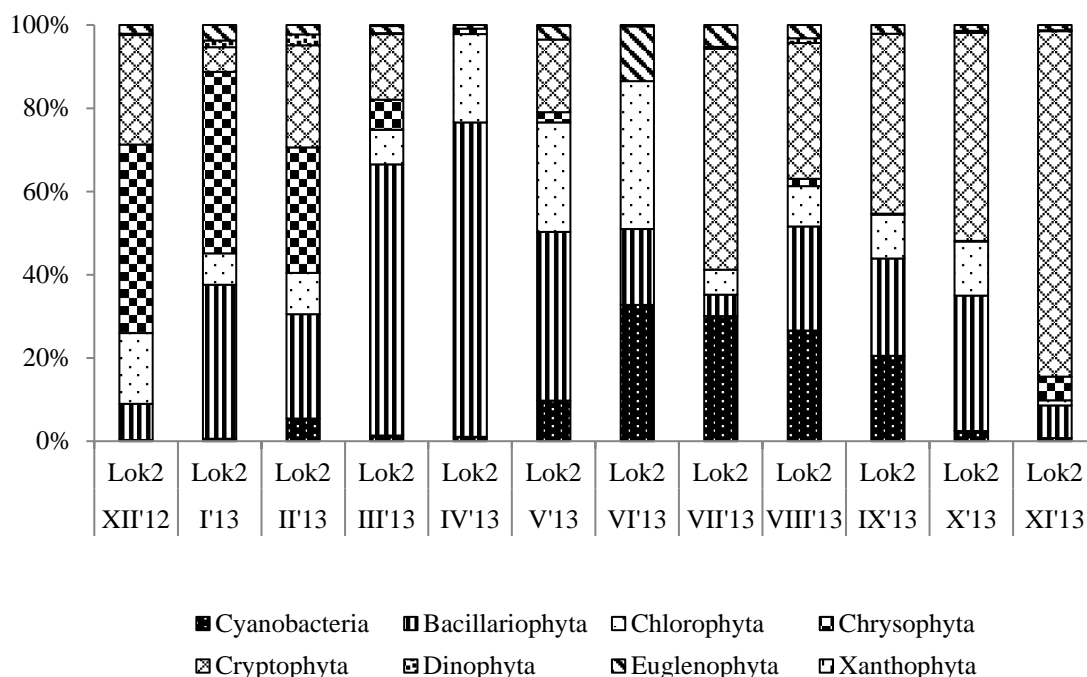
Na Lokalitetu 1 (Grafik 4.14.), u zajednici fitoplanktona po broju individua, u decembru i januaru izdvajaju se razdeli Bacillariophyta (59%, odnosno 56%) i Chrysophyta (28%, odnosno 26%). U februaru, dominiraju zelene alge po broju individua (44%), značajne su i silikatne alge (38%). U martu dominiraju silikatne alge (40%), a pored njih i predstavnici razdela Chrysophyta (21%) i Cryptophyta (26%). April se odlikuje dominacijom silikatnih (61%) i zelenih (29%) algi. U maju značajan udeo po broju individua imaju predstavnici razdela Cryptophyta (38%) i Euglenophyta (35%). Jun se odlikuje dominacijom zelenih (40%), silikatnih algi (31%) i cijanobakterija (18%). U julu i avgustu najbrojniji su predstavnici Cryptophyta (35%, odnosno 45%), zelenih algi (26%, odnosno 18%) i cijanobakterija (21%, odnosno 15%). U septembru (49%) i oktobru (30%) najbrojniji su predstavnici razdela Cryptophyta, a prate ih predstavnici zelenih algi (septembar - 33%; oktobar - 31%), dok su u novembru

najbrojniji predstavnici Cryptophyta i silikatnih algi sa udelom od po 28%, a prate ih predstavnici Chrysophyta (15%) i zelenih (19%) algi.



Grafik 4.14. Procentualni udeo broja individua svakog razdela u zajednici fitoplanktona na Lokalitetu 1 tokom perioda istraživanja.

Na Lokalitetu 2 (Grafik 4.15.), u zajednici fitoplanktona po broju individua, u decembru (45%), januaru (44%) i februaru (30%) dominiraju predstavnici razdela Chrysophyta. Mart i april odlikuje dominacija silikatnih algi po broju individua sa udelom 65%, odnosno 75%. Tokom maja zadržava se najveća brojnost individua silikatnih algi (40%), ali se povećava i udeo zelenih algi (26%) i predstavnika razdela Cryptophyta (17%) po broju individua. Jun se, na ovom lokalitetu, odlikuje dominacijom zelenih algi (35%) i porastom udela individua cijanobakterija u zajednici fitoplanktona (33%). U julu (53%), avgustu (32%) i septembru (43%) najbrojnije su jedinice iz razdela Cryptophyta, pored njih značajan udeo u zajednici imaju i jedinice cijanobakterija (jul - 30%; avgust - 27%; septembar - 20%), a avgust (25%) i septembar (23%) odlikuju se i povećanom brojnošću individua silikatnih algi. U oktobru i novembru najveći udeo od 50 do čak 83% (novembar) u zajednici imaju individue iz razdela Cryptophyta, a pored njih u oktobru je značajan i broj individua silikatnih algi (32%).

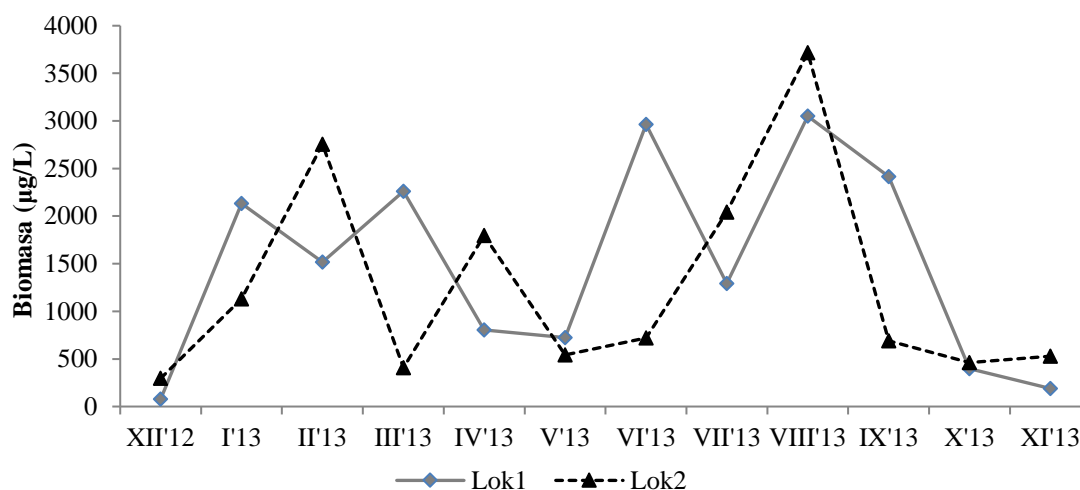


Grafik 4.15. Procentualni udeo broja individua svakog razdela u zajednici fitoplanktona na Lokalitetu 2 tokom perioda istraživanja.

4.4.3. Biomasa fitoplanktona

Biomasa fitoplanktona zavisi od brojnosti ćelija različitih taksona od kojih se zajednica fitoplanktona sastoji, kao i od samih dimenzija ćelija tih taksona. Iz tog razloga, uzorci sa istim brojem ćelija mogu imati različitu biomasu, kao što i uzorci sa različitom gustinom ćelija mogu imati istu biomasu, ako se zbog različitih dimenzija taksona prisutnih u tim uzorcima razlika u brojnosti ćelija anulira.

Sezonska distribucija biomase fitoplanktona na oba lokaliteta Zasavice prikazana je na Grafiku 4.16. Najveća vrednost biomase fitoplanktona od 3716,8 µg/L zabeležena je u avgustu na Lokalitetu 2. Za Lokalitet 1 najveća vrednost biomase fitoplanktona od 3049,6 µg/L je, takođe, zabeležena u avgustu. Najmanja biomasa fitoplanktona detektovana je u decembru na oba lokaliteta (78,1 µg/L na Lokalitetu 1, a 295,9 µg/L na Lokalitetu 2).



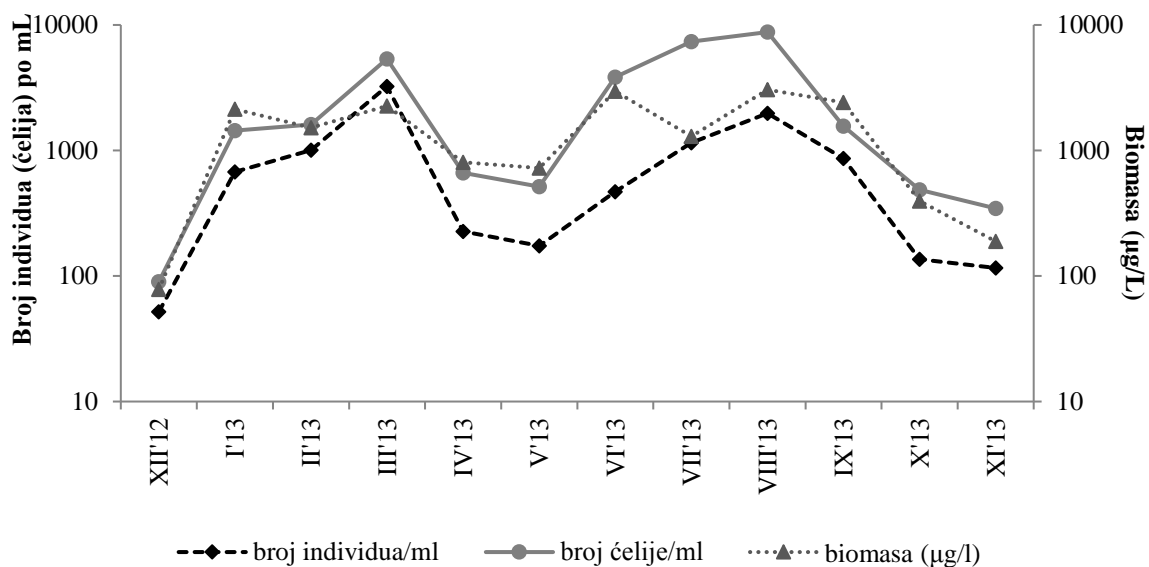
Grafik 4.16. Sezonska i prostorna dinamika biomase fitoplanktona tokom perioda istraživanja.

Biomasa fitoplanktona ima veće vrednosti na Lokalitetu 1 u januaru, martu, maju, junu i septembru nego na Lokalitetu 2, dok se Lokalitet 2 odlikuje većom biomasom u decembru, februaru, aprilu, julu, avgustu, oktobru i novembru u odnosu na Lokalitet 1 (Grafik 4.16.). Razlika u biomasi među lokalitetima je posledica različite brojnosti ćelija i/ili različitih dimenzija onih taksona koji najviše doprinose ukupnom broju ćelija u uzorcima.

Najveća razlika u biomasi među lokalitetima zabeležena je u junu, kada je na Lokalitetu 1 biomasa veća za 2242,3 µg/L, iako razlika u brojnosti ćelija među lokalitetima tada nije toliko značajna (Grafik 4.10.). Razlog velike razlike u biomasi janskog uzorka sa jednog i drugog lokaliteta leži u činjenici da je tada na Lokalitetu 1 zabeležen i veći broj ćelija, ali su one i izrazito krupnije od ćelija sa Lokaliteta 2. Naime, u junu na Lokalitetu 2, zabeležen je malo veći udeo sitnih cijanobakterija u ukupnom broju ćelija (Grafik 4.12.) u odnosu na Lokalitet 1 (Grafik 4.11.), iako su one po broju ćelija dominantna grupa na oba lokaliteta. Ovo uslovljava manju ukupnu biomasu fitoplanktona na Lokalitetu 2, uz dodatak da je na Lokalitetu 1 veći i udeo silikatnih algi koje su krupnije i značajnije doprinose biomasi fitoplanktona. Zbog svega ovoga, razlika u biomasi je mnogo veća od razlike u broju ćelija među lokalitetima u julskom uzorku.

Srednja godišnja biomasa fitoplanktona veća je na Lokalitetu 1 i iznosi 1484,9 µg/L, dok na Lokalitetu 2 ona iznosi 1257,6 µg/L.

Na Lokalitetu 1 se mogu uočiti dva porasta biomase fitoplanktona (Grafik 4.16.). Veće vrednosti biomase zabeležene su u januaru i martu, odnosno junu i avgustu, s tim da se u februaru, odnosno julu beleži smanjenje biomase (Grafik 4.16.). Na ovom lokalitetu, broj ćelija i broj individua pozitivno su korelisani tokom celog perioda istraživanja, ali njihov odnos sa biomasom je u negativnoj korelaciji u februaru i julu (Grafik 4.17.).

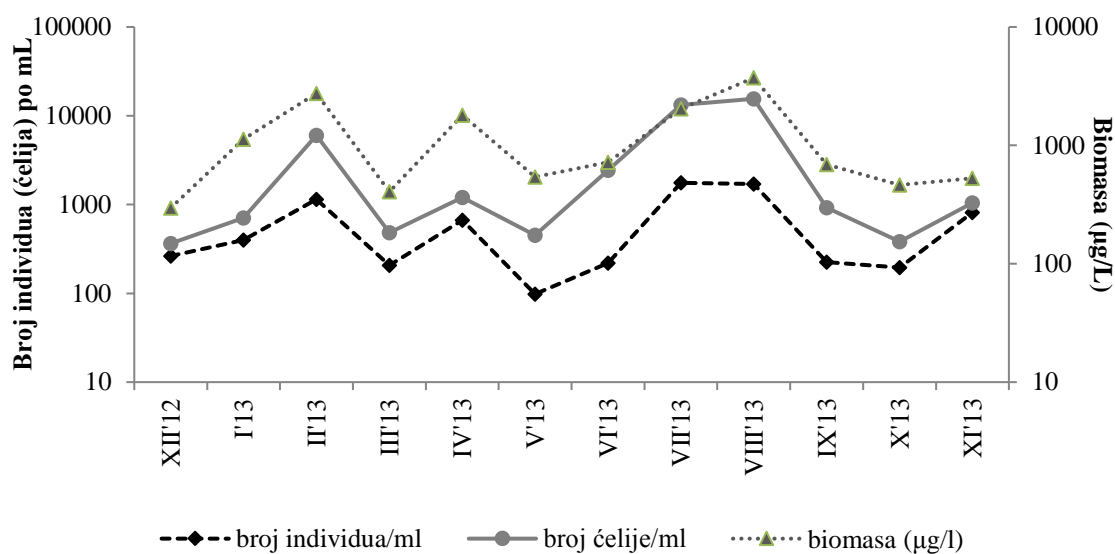


Grafik 4.17. Sezonska distribucija abundance individua (broj individua/mL), abundance ćelija (broj ćelija/mL) i biomase (µg/L) predstavljena na logaritmovanim osama za bazu 10 na Lokalitetu 1.

Na Lokalitetu 1, u julu, iako je ukupan broj ćelija veći nego u junu, javlja se smanjenje biomase u odnosu na jun. I u junu i u julu cijanobakterije dominiraju po broju ćelija, s tim da malo veći procenat zauzimaju u julu (Grafik 4.11.), a prate ih predstavnici zelenih algi. Razlika je u tome što u junu znatan doprinos broju ćelija daju i silikatne alge koje imaju mnogo veću biomasu za razliku od predstavnika Cryptophyta koji, kao treća grupa algi, daju znatan doprinos broju ćelija u julu. Sve to uslovljava veću biomasu u junu u odnosu na jul. Negativna korelacija između biomase i broja ćelija javlja se i u februaru na ovom lokalitetu, kada je zabeleženo smanjenje biomase fitoplanktona u odnosu na januar, iako je ukupan broj ćelija veći u februaru nego u januaru. Po broju ćelija u januarskom uzorku dominiraju predstavnici Chrysophyta i silikatnih algi, dok u februarskom uzorku dominiraju zelene, pa tek onda silikatne alge i

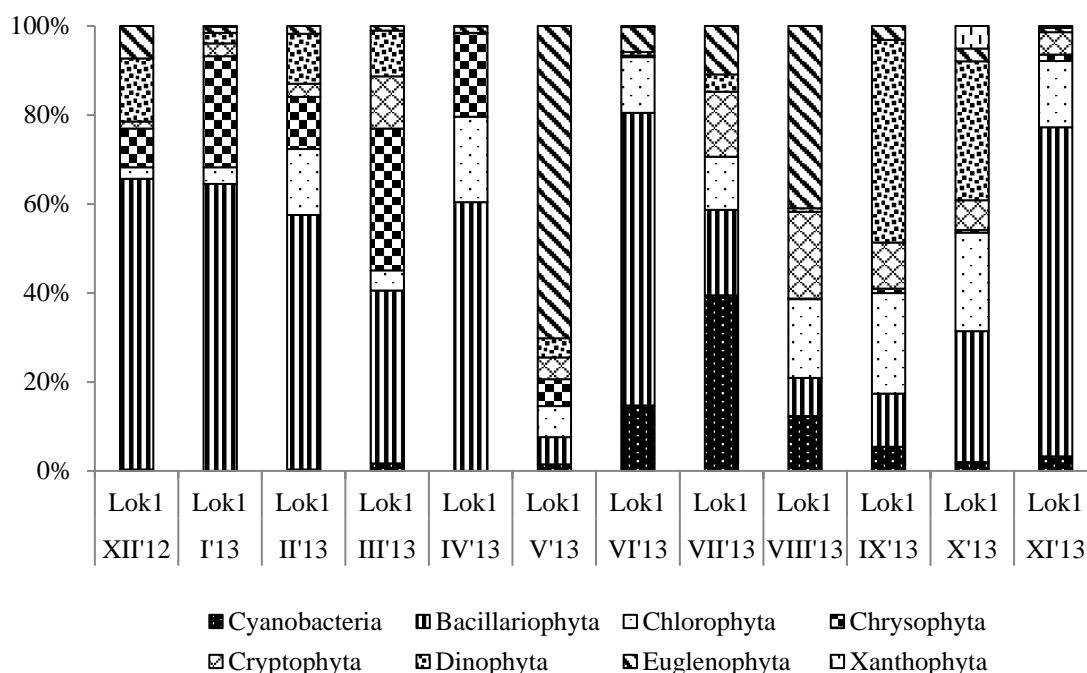
predstavnicu Chrysophyta (Grafik 4.11.). Tako da, iako je broj ćelija veći u februaru nego u januaru, biomasa je smanjena zbog većeg doprinosa krupnih silikatnih algi ukupnom broju ćelija u januarskom uzorku.

Na Lokalitetu 2 se, takođe, uočavaju dva porasta biomase fitoplanktona, jedan u februaru, a drugi u avgustu (Grafik 4.16.). Na ovom lokalitetu biomasa, brojnost ćelija i brojnost individua su pozitivno korelisani, a do odstupanja od ovakve korelacije dolazi samo u avgustu (Grafik 4.18.). U avgustu je broj individua negativno korelisano sa biomasom i brojem ćelija. Broj individua opada u odnosu na jul, dok biomasa i broj ćelija rastu. Razlog tome je što je, između ostalog, u avgustu zabeležen manji broj individua cijanobakterija, ali veći broj njihovih ćelija po individui. Porastu biomase u avgustu doprinosi i činjenica da je u avgustu zabeleženo više krupnijih ćelija silikatnih algi nego u julu.



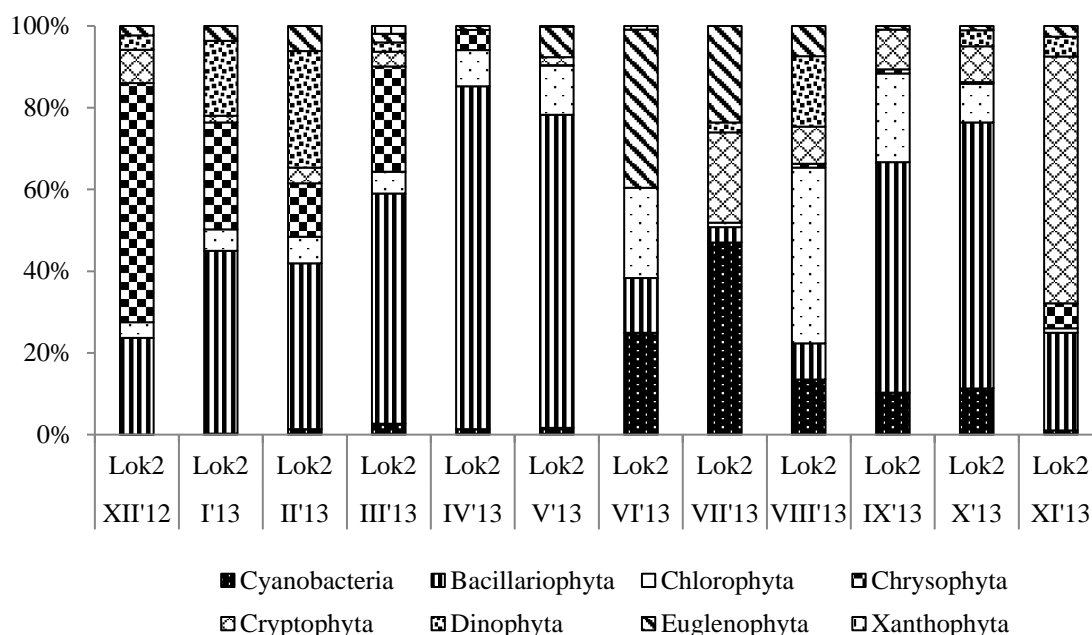
Grafik 4.18. Sezonska distribucija abundance individua (broj individua/mL), abundance ćelija (broj ćelija/mL) i biomase (µg/L) predstavljena na logaritmovanim osama za bazu 10 na Lokalitetu 2.

Procentualni udeo biomase svakog razdela u ukupnoj biomasu zajednice fitoplanktona na oba lokaliteta predstavljen je na Graficima 4.19. i 4.20.



Grafik 4.19. Procentualni udeo biomase svakog razdela u ukupnoj biomasi fitoplanktona na Lokalitetu 1 tokom perioda istraživanja.

Na Lokalitetu 1 (Grafik 4.19.), u decembru (65%), januaru (64%), februaru (57%), martu (39%) i aprilu (60%) silikatne alge dominiraju u ukupnoj biomasi fitoplanktona. Pored silikatnih, znatan doprinos ukupnoj biomasi fitoplanktona tokom prvih pet meseci istraživanja daju i predstavnici razdela Chrysophyta (decembar - 9%; januar - 25%; februar - 12%; mart - 32%; april - 19%), kao i predstavnici razdela Dinophyta u decembru (14%), februaru (11%) i martu (10%). Maj se odlikuje dominacijom euglenoidnih algi (70%) u ukupnoj biomasi fitoplanktona. U junu se, ponovo, javlja dominacija silikatnih algi po udelu u ukupnoj biomasi (66%), a pored njih značajan doprinos ukupnoj biomasi daju i cijanobakterije (15%) i zelene alge (12%). U julu cijanobakterije sa udelom od 39% predstavljaju dominantan razdeo u ukupnoj biomasi fitoplanktona. Avgust odlikuje dominacija euglenoidnih algi (41%), a značajan doprinos ukupnoj biomasi daju i predstavnici razdela Cryptophyta (19%) i zelenih algi (17%). U septembru (45%) i oktobru (31%) značajan udeo u ukupnoj biomasi imaju predstavnici razdela Dinophyta i zelenih algi (po 22%), a u oktobru i silikatnih algi (29%). U novembru, ponovo, najveći doprinos ukupnoj biomasi daju silikatne alge (73%).

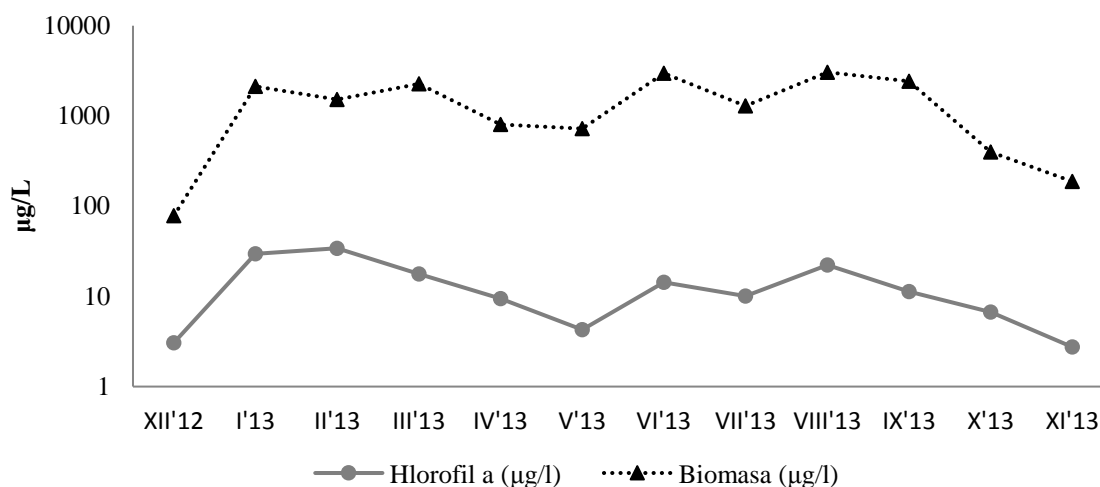


Grafik 4.20. Procentualni udeo biomase svakog razdela u ukupnoj biomasi fitoplanktona na Lokalitetu 2 tokom perioda istraživanja.

Na Lokalitetu 2, u decembru razdeo Chrysophyta dominira u ukupnoj biomasi fitoplanktona sa udelom od 38%. U januaru (45%), februaru (40%), martu (56%), aprilu (84%) i maju (76%) silikatne alge su te koje daju najveći doprinos ukupnoj biomasi fitoplanktona, a pored njih u januaru, februaru i martu značajan je i udeo razdela Chrysophyta (26%, 13%, odnosno 26%), a u januaru i februaru i razdeo Dinophyta (18%, odnosno 28%). Jun odlikuje dominacija euglenoidnih algi sa udelom od 39% u ukupnoj biomasi, dok su cijanobakterije i zelene alge podjednako zastupljene sa udelom od 25%, odnosno 22%. U julu dominiraju cijanobakterije sa udelom od 47% u ukupnoj biomasi fitoplanktona, dok značajan doprinos daju i euglenoidne alge (24%) i predstavnici razdela Cryptophyta (22%). U avgustu najveći udeo u ukupnoj biomasi fitoplanktona pripada zelenim algama (43%). U septembru i oktobru dominiraju silikatne alge sa udelom od 56%, odnosno 65%. Ukupnoj biomasi novembarskog uzorka najveći doprinos daje razdeo Cryptophyta (60%).

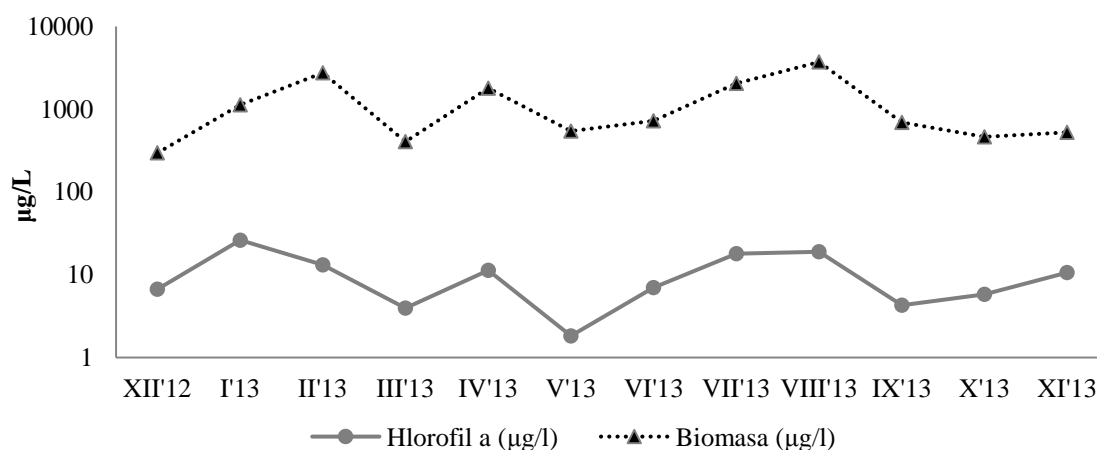
Na osnovu Pearson-ovog koeficijenta korelacije za oba lokaliteta biomasa fitoplanktona i koncentracija hlorofila *a* su pozitivno korelisani tokom perioda istraživanja. Na Lokalitetu 1 do odstupanja od ovog odnosa, kada on prelazi u negativnu korelaciju, dolazi u februaru i martu, s tim da u februaru u odnosu na januarski uzorak

koncentracija hlorofila *a* raste, a biomasa opada, dok se u martu u odnosu na februar koncentracija hlorofila *a* smanjuje, a biomasa raste (Grafik 4.21.).



Grafik 4.21. Sezonska distribucija biomase fitoplanktona i koncentracije hlorofila *a* prikazana na logaritmovanoj skali za bazu 10 na Lokalitetu 1.

Na Lokalitetu 2 negativna korelacija javlja se, takođe, u februaru kada koncentracija hlorofila *a* opada u odnosu na januarski uzorak, dok se biomasa povećava, kao i u oktobru, kada se u odnosu na septembar biomasa smanjuje, a koncentracija hlorofila *a* raste (Grafik 4.22.). Maksimalne vrednosti za biomasu fitoplanktona zabeležene su u avgustu na oba lokaliteta, međutim, maksimalne koncentracije hlorofila *a* izmerene su u februaru za Lokalitet 1, odnosno januaru za Lokalitet 2 (Grafici 4.21. i 4.22.).



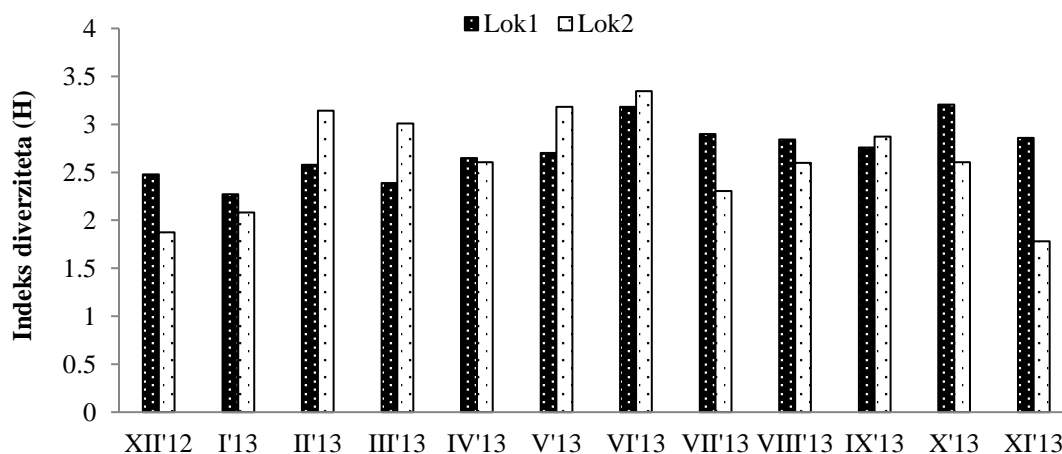
Grafik 4.22. Sezonska distribucija biomase fitoplanktona i koncentracije hlorofila *a* prikazana na logaritmovanoj skali za bazu 10 na Lokalitetu 2.

4.4.4. Shannon-ov indeks diverziteta fitoplanktonske zajednice

Na Lokalitetu 1 vrednost Shannon-ovog indeksa diverziteta fitoplanktona kretala se u rasponu od 2,27 u januaru do 3,20 u oktobru (Grafik 4.23.), dok je ujednačenost varirala od 0,63 u januaru do 0,86 u oktobru (Grafik 4.24.).

Nešto veći opseg variranja, kako indeksa diverziteta, tako i ujednačenosti, zabeležen je na Lokalitetu 2, gde je najmanja vrednost Shannon-ovog indeksa od 1,78 zabeležena u novembru, a najveća od 3,34 u junu (Grafik 4.23.). Najmanja (0,58) i najveća (0,83) vrednost indeksa ujednačenosti za ovaj lokalitet beleže se u novembru, odnosno junu, što se poklapa sa vrednostima dobijenih indeksa diverziteta (H) (Grafik 4.24.).

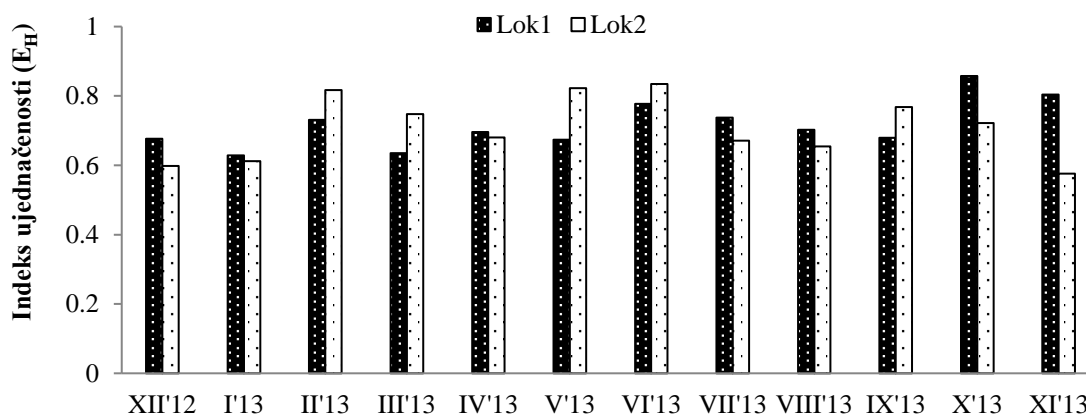
Međutim, na osnovu srednjih vrednosti Shannon-ovog indeksa i indeksa ujednačenosti, ova dva lokaliteta se gotovo i ne razlikuju. Srednja godišnja vrednost Shannon-ovog indeksa na Lokalitetu 1 je 2,73, a na Lokalitetu 2 iznosi 2,62. Srednja godišnja vrednost indeksa ujednačenosti na Lokalitetu 1 iznosi 0,72, a na Lokalitetu 2 ona je 0,71.



Grafik 4.23. Sezonska i prostorna distribucija Shannon-ovog indeksa diverziteta (H) zajednice fitoplanktona za period istraživanja.

Generalno, vrednosti indeksa diverziteta su visoke na oba lokaliteta tokom celog perioda istraživanja, a spuštaju se ispod 2,5 u decembru, januaru i martu na Lokalitetu 1, a na Lokalitetu 2 u decembru, januaru, julu i novembru. Sezonski posmatrano, na oba lokaliteta do neznatnog smanjenja indeksa diverziteta dolazi tokom zimskih meseci kad

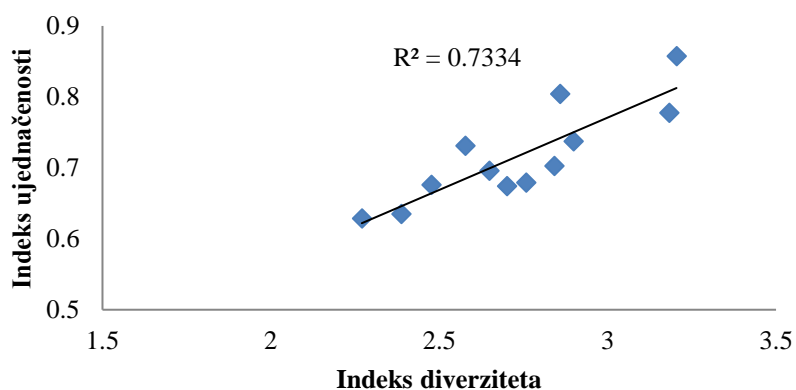
je i temperatura vode niska, u proleće i s početka leta vrednosti indeksa su visoke, tokom letnjih meseci vrednosti neznatno opadaju, kako bi opet usledio blagi jesenji porast i ponovni zimski pad diverziteta (Grafik 4.23.).



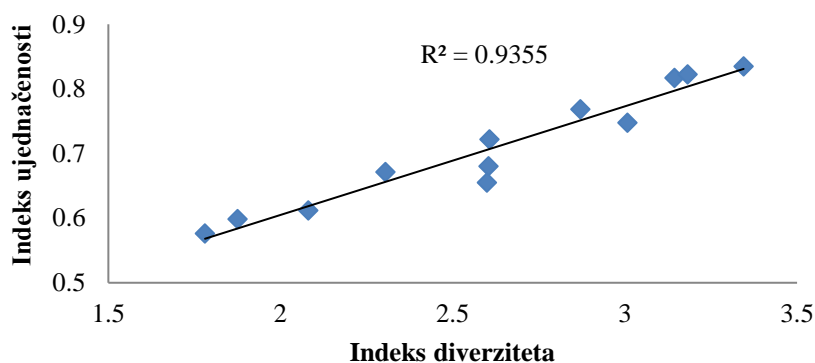
Grafik 4.24. Sezonska i prostorna distribucija indeksa ujednačenosti (E_H) na osnovu Shannon-ovog indeksa diverziteta zajednice fitoplanktona za period istraživanja.

Tokom celog perioda istraživanja vrednost indeksa ujednačenosti na osnovu Shannon-ovog indeksa na oba lokaliteta bila je prilično visoka, što govori o tome da su individue podjednako raspoređene po vrstama u svim uzorcima i da ne postoje prave dominantne vrste.

Na oba lokaliteta sezonska distribucija indeksa diverziteta je u pozitivnoj korelaciji sa sezonskom distribucijom indeksa ujednačenosti (Grafici 4.25. i 4.26.), s tim što koeficijent korelacije između indeksa diverziteta i indeksa ujednačenosti pokazuje veću vrednost na Lokalitetu 2, što govori da na ovom lokalitetu postoji jača pozitivna korelacija između ova dva indeksa. Takođe, koeficijent determinacije pokazuje da je veći deo varijabilnosti indeksa diverziteta objašnjen indeksom ujednačenosti (čak 93,5%) na Lokalitetu 2 za razliku od Lokaliteta 1 gde je 73,3% varijabilnosti indeksa diverziteta objašnjeno indeksom ujednačenosti (Grafici 4.25. i 4.26.).

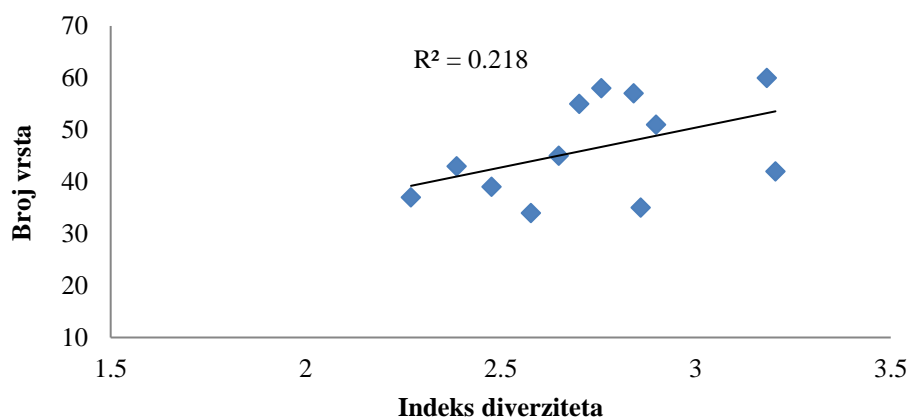


Grafik 4.25. Korelacija između indeksa diverziteta i indeksa ujednačenosti na Lokalitetu 1 sa istaknutim koeficijentom determinacije (R^2).

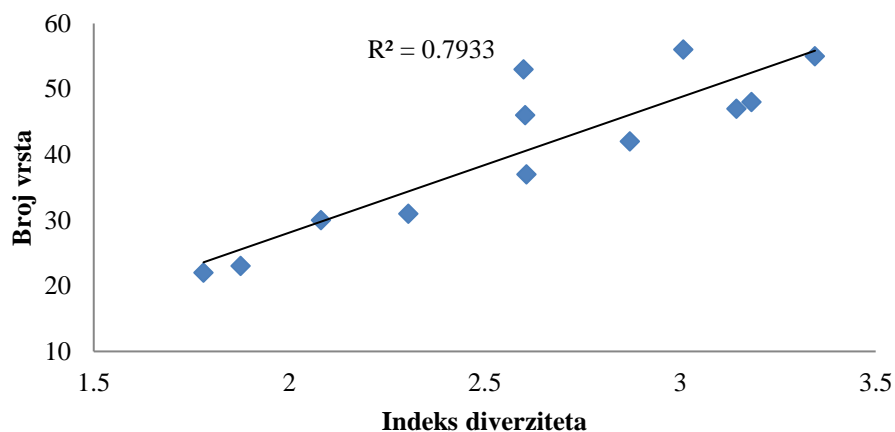


Grafik 4.26. Korelacija između indeksa diverziteta i indeksa ujednačenosti na Lokalitetu 2 sa istaknutim koeficijentom determinacije (R^2).

Za razliku od indeksa ujednačenosti, na osnovu koeficijenta korelacije od 0,47 zaključuje se da je broj vrsta u slaboj korelaciji sa indeksom diverziteta na Lokalitetu 1, što potvrđuje i niska vrednost koeficijenta determinacije za ovaj lokalitet koja govori da se samo 21,8% varijabilnosti indeksa diverziteta može objasniti brojem vrsta (Grafik 4.27.). Međutim, za razliku od Lokaliteta 1, na Lokalitetu 2 postoji značajna pozitivna korelacija između indeksa diverziteta i broja vrsta (Grafik 4.28.).



Grafik 4.27. Korelacija između indeksa diverziteta i broja vrsta na Lokalitetu 1 sa istaknutim koeficijentom determinacije (R^2).



Grafik 4.28. Korelacija između indeksa diverziteta i broja vrsta na Lokalitetu 2 sa istaknutim koeficijentom determinacije (R^2).

Na osnovu svega ovog može se reći da je na Lokalitetu 1 indeks diverziteta u pozitivnoj korelaciji sa indeksom ujednačenosti u uzorku, dok broj vrsta ima mnogo manji uticaj na ponašanje indeksa diverziteta. Na ovom lokalitetu bogatstvo vrsta i ujednačenost su čak i u vrlo slaboj negativnoj korelaciji, što znači da sa povećanjem broja vrsta u uzorku, raspodela individua po vrstama biva manje ujednačena. Na Lokalitetu 2 situacija je drugačija, jer se u pozitivnoj korelaciji u odnosu na indeks diverziteta nalaze i indeks ujednačenosti i broj vrsta u uzorku.

4.4.5. Sezonska dinamika dominantnih taksona u zajednici fitoplanktona

Smena dominantnih taksona iz meseca u mesec tokom celog perioda istraživanja na oba lokaliteta predstavljena je na Tabelama 4.4. i 4.5. Dominantnim taksonom smatra se onaj takson koji ima najveći broj individua (jednoćelijske alge, cenobije, kolonije i trihomi), ne obazirući se na broj ćelija u njima.

Na osnovu indeksa ujednačenosti na oba lokaliteta (Grafik 4.24.) tokom celog perioda istraživanja zapaža se da ne postoji dominacija nekog određenog taksona u pravom smislu te reči ni u jednom uzorku. Upravo su uzorci sa najmanjim vrednostima indeksa ujednačenosti i uzorci gde je zabeležen najveći procentualni udeo pojedinačnog taksona u odnosu na ukupan broj jedinki (januar na Lokalitetu 1 sa 34%; decembar i januar sa 42% i novembar sa 40% na Lokalitetu 2) (Tabele 4.4. i 4.5.). Ipak, iako u većini uzoraka procentualni udeli dominantnih taksona u ukupnom broju jedinki nisu veliki, moguće je ispratiti sezonsku dinamiku dominantnih taksona, tj. taksona koji najviše doprinose ukupnom broju individua u pojedinačnim uzorcima.

Oba lokaliteta imaju iste dominantne taksone, određene na osnovu broja individua, tokom šest meseci (april, maj, jul, avgust, septembar i oktobar) (Tabele 4.4. i 4.5.). U aprilu reč je o vrsti *Fragilaria acus*, a u ostalim mesecima radi se o vrsti *Cryptomonas erosa*. Razlike između ova dva lokaliteta (Tabele 4.4. i 4.5.) zapažaju se tokom ostalih šest meseci, kada se lokaliteti razlikuju po dominantnim taksonima u okviru istog razdela (decembar, mart i novembar) ili se radi o dominantnim taksonima iz različitih razdela (januar, februar i jun).

Tabela 4.4. Sezonska dinamika dominantnih taksona na Lokalitetu 1 tokom perioda istraživanja.

Zajednica fitoplanktona	Dominantni taksoni	Subdominantni taksoni
XII '12	<i>Ochromonas margaritata</i> (25%) <i>Nitzschia acicularis</i> (21%)	<i>Navicula antonii</i> (16%)
I '13	<i>Cyclotella meneghiniana</i> (34%)	<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americana</i> (23%)
II '13	<i>Monoraphidium komarkovae</i> (27%)	<i>Nitzschia acicularis</i> (18%)
III '13	<i>Lindavia praetermissa</i> (33%)	<i>Rhodomonas minuta</i> (23%)
IV '13	<i>Fragilaria acus</i> (29%)	<i>Monoraphidium arcuatum</i> (15%)
V '13	<i>Cryptomonas erosa</i> (30%)	<i>Euglena hemichromata</i> (20%)
VI '13	<i>Hyaloraphidium contortum</i> (15%)	<i>Fragilaria dilatata</i> (11%) <i>Phormidium tergestinum</i> (10%)
VII '13	<i>Cryptomonas erosa</i> (21%)	<i>Geitlerinema amphibium</i> (15%) <i>Rhodomonas minuta</i> var. <i>nannoplanktonica</i> (10%)
VIII '13	<i>Cryptomonas erosa</i> (26%)	<i>Cryptomonas ovata</i> (13%)
IX '13	<i>Cryptomonas erosa</i> (19%) <i>Tetraedron triangulare</i> (16%)	
X '13	<i>Cryptomonas erosa</i> (17%)	<i>Cryptomonas ovata</i> (8%) <i>Tetraedron triangulare</i> (7%)
XI '13	<i>Rhodomonas minuta</i> var. <i>nannoplanktonica</i> (15%) <i>Kephyrion rubri-claustri</i> (14%) <i>Cryptomonas erosa</i> (12%)	

Tabela 4.5. Sezonska dinamika dominantnih taksona na Lokalitetu 2 tokom perioda istraživanja.

Zajednica fitoplanktona	Dominantni taksoni	Subdominantni taksoni
XII '12	<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americana</i> (42%)	<i>Rhodomonas minuta</i> var. <i>nannoplanktonica</i> (19%) <i>Chlamydomonas globosa</i> (14%)
I '13	<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americana</i> (42%)	<i>Cyclotella meneghiniana</i> (24%)
II '13	<i>Rhodomonas minuta</i> var. <i>nannoplanktonica</i> (17%)	<i>Kephyrion rubri-claustri</i> (11%)
III '13	<i>Nitzschia acicularis</i> (19%) <i>Lindavia praetermissa</i> (15%)	<i>Rhodomonas minuta</i> var. <i>nannoplanktonica</i> (8%)
IV '13	<i>Fragilaria acus</i> (28%)	<i>Nitzschia acicularis</i> (16%) <i>Nitzschia palea</i> (12%)
V '13	<i>Cryptomonas erosa</i> (16%)	<i>Fragilaria dilatata</i> (10%)
VI '13	<i>Phormidium chlorinum</i> (15%) <i>Dolichospermum vigueri</i> (11%)	<i>Monoraphidium arcuatum</i> (9%)
VII '13	<i>Cryptomonas erosa</i> (26%) <i>Geitlerinema amphibium</i> (21%)	<i>Rhodomonas minuta</i> var. <i>nannoplanktonica</i> (17%)
VIII '13	<i>Cryptomonas erosa</i> (26%)	<i>Schizothrix vaginata</i> (17%) <i>Nitzschia amphibia</i> (17%)
IX '13	<i>Cryptomonas erosa</i> (20%)	<i>Cryptomonas ovata</i> (13%)
X '13	<i>Rhodomonas minuta</i> var. <i>nannoplanktonica</i> (22%) <i>Cryptomonas erosa</i> (22%)	<i>Nitzschia acicularis</i> (10%)
XI '13	<i>Cryptomonas erosa</i> (40%)	<i>Rhodomonas minuta</i> var. <i>nannoplanktonica</i> (27%)

Procentualni udeo dominantnih taksona po biomasi u ukupnoj biomasi zajednice fitoplanktona predstavljen je na Tabelama 4.6. i 4.7. za oba lokaliteta. Posmatrajući procentualni udeo dominantnih taksona u ukupnoj biomasi uočavaju se još veće razlike između ova dva lokaliteta. Isti dominantni taksoni za oba lokaliteta, određeni na osnovu udela u ukupnoj biomasi, zabeleženi su u januaru (*C. meneghiniana*) i aprilu (*F. acus*).

U julu su, kao dominantni taksoni u biomasi, na oba lokaliteta zabeleženi predstavnici cijanobakterija, s tim što je na Lokalitetu 1 dominantna vrsta *Geitlerinema amphibium*, dok je na Lokalitetu 2 dominantna vrsta *Dolichospermum viguieri*. Razlike u vidu dominantnih taksona iz različitih razdela između ova dva lokaliteta, u odnosu na njihov udeo u ukupnoj biomasi, javile su se čak tokom devet meseci (decembar, februar, mart, maj, jun, avgust, septembar, oktobar i novembar).

Tabela 4.6. Procentualni udeo biomase dominantnih taksona u ukupnoj biomasi zajednice fitoplanktona na Lokalitetu 1 tokom perioda istraživanja.

Zajednica fitoplanktona	Dominantni taksoni	Subdominantni taksoni
XII '12	<i>Fragilaria ulna</i> (23%) <i>Fragilariaacus</i> (17%)	<i>Sphaerodinium cinctum</i> (9%)
I '13	<i>Cyclotella meneghiniana</i> (28%)	<i>Fragilaria ulna</i> (19%) <i>Synura uvella</i> (16%)
II '13	<i>Fragilaria ulna</i> (35%)	<i>Closterium aciculare</i> (10%) <i>Synura uvella</i> (10%)
III '13	<i>Lindavia praetermissa</i> (18%) <i>Synura uvella</i> (17%)	
IV '13	<i>Fragilaria acus</i> (33%)	<i>Fragilaria ulna</i> (18%) <i>Synura uvella</i> (16%)
V '13	<i>Euglena hemichromata</i> (46%)	<i>Euglena texta</i> (7%)
VI '13	<i>Fragilaria dilatata</i> (58%)	<i>Phormidium tergestinum</i> (8%)
VII '13	<i>Geitlerinema amphibium</i> (18%)	<i>Chroococcus turgidus</i> (11%) <i>Cryptomonas erosa</i> (11%) <i>Fragilaria dilatata</i> (11%)
VIII '13	<i>Euglena texta</i> (14%)	<i>Tetraedron triangulare</i> (10%) <i>Cryptomonas erosa</i> (10%)
IX '13	<i>Peridinium bipes</i> (44%)	<i>Tetraedron triangulare</i> (12%)
X '13	<i>Peridinium bipes</i> (18%) <i>Sphaerodinium cinctum</i> (13%)	<i>Tetraedron triangulare</i> (9%)
XI '13	<i>Fragilaria dilatata</i> (15%) <i>Cyclotella meneghiniana</i> (13%)	

Tabela 4.7. Procentualni udeo biomase dominantnih taksona u ukupnoj biomasi zajednice fitoplanktona na Lokalitetu 2 tokom perioda istraživanja.

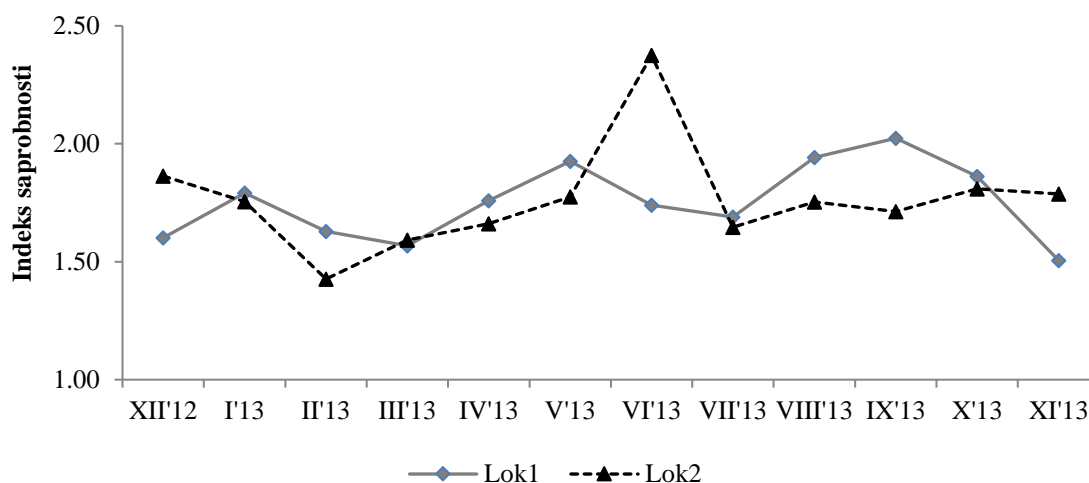
Zajednica fitoplanktona	Dominantni taksoni	Subdominantni taksoni
XII '12	<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americana</i> (42%)	<i>Synura uvella</i> (14%) <i>Cymbella dorsenotata</i> (14%)
I '13	<i>Cyclotella meneghiniana</i> (21%) <i>Peridinium palatinum</i> (18%)	<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americana</i> (16%) <i>Fragilaria biceps</i> (14%)
II '13	<i>Peridinium palatinum</i> (26%)	<i>Fragilaria vaucheriae</i> (18%) <i>Fragilaria ulna</i> (10%)
III '13	<i>Synura uvella</i> (24%)	<i>Fragilaria ulna</i> (17%) <i>Fragilaria acus</i> (10%)
IV '13	<i>Fragilaria acus</i> (40%)	<i>Fragilaria ulna</i> (14%) <i>Fragilaria dilatata</i> (13%)
V '13	<i>Fragilaria dilatata</i> (62%)	<i>Fragilaria ulna</i> (6%)
VI '13	<i>Dolichospermum viguieri</i> (17%) <i>Euglena texta</i> (14%)	<i>Mougeotia</i> sp. (11%) <i>Phacus orbicularis</i> (10%)
VII '13	<i>Dolichospermum viguieri</i> (25%) <i>Geitlerinema amphibium</i> (21%)	<i>Euglena hemichromata</i> (18%) <i>Cryptomonas erosa</i> (13%)
VIII '13	<i>Closterium ehrenbergii</i> (29%)	<i>Peridinium palatinum</i> (9%)
IX '13	<i>Fragilaria dilatata</i> (40%)	<i>Mougeotia</i> sp. (18%)
X '13	<i>Fragilaria dilatata</i> (39%)	<i>Fragilaria ulna</i> (14%) <i>Oscillatoria limosa</i> (10%)
XI '13	<i>Cryptomonas erosa</i> (40%)	<i>Cyclotella meneghiniana</i> (17%) <i>Cryptomonas ovata</i> (15%)

Generalno, primećuje se ne toliko velika razlika po dominantnim taksonima između ova dva lokaliteta kada se oni određuju po broju individua, dok je po udelu dominantnih taksona u ukupnoj biomasi razlika mnogo uočljivija.

4.4.6. Saprobni indeks fitoplanktona

Vrednosti saprobnog indeksa, dobijene na osnovu taksona fitoplanktona kao bioindikatora saprobnosti vode Zasavice, kretale su se u opsegu od 1,43 (februar) do 2,37 (jun) na Lokalitetu 2, dok su na Lokalitetu 1 vrednosti saprobnog indeksa varirale u rasponu od 1,51 (novembar) do 2,02 (septembar) (Grafik 4.29.). Posmatrano po mesecima, i uzimajući u razmatranje odnos vrednosti saprobnog indeksa i kvaliteta vode (Walley i sar., 2001), voda Zasavice samo u februaru na Lokalitetu 2 pripada I klasi kvaliteta (oligosaprobna zona), što ukazuje da tada nema organskog opterećenja ili ga ima vrlo malo. Tokom većeg dela perioda ispitivanja, voda je pripadala prelazu između I u II klasu kvaliteta vode (oligo- do β -mezosaprobna zona), kao i II klasi kvaliteta vode (β -mezosaprobna zona), što govori da postoji neznatan do umeren nivo organskog opterećenja u Zasavici. Samo u junu na Lokalitetu 2 voda pripada prelazu između II u III klasu kvaliteta vode (β - do α -mezosaprobna zona), što ukazuje da je samo u ovom mesecu nivo organskog opterećenja umeren do visok.

Srednje godišnje vrednosti saprobnog indeksa oba lokaliteta su gotovo identične (razlika u drugoj decimali) i iznose 1,75 na Lokalitetu 1 i 1,76 na Lokalitetu 2, pa se može zaključiti da je voda Zasavice neznatno do umereno organski opterećena (oligo- do β -mezosaprobna zona) i da pripada prelazu između I u II klasu kvaliteta vode.



Grafik 4.29. Sezonska i prostorna distribucija saprobnog indeksa fitoplanktona u Zasavici.

4.4.7. Funkcionalne grupe fitoplanktona

Od ukupno 202 taksona koja su identifikovana pri kvantitativnoj analizi fitoplanktona, njih 69 je bar u jednom uzorku imalo biomasu $\geq 2\%$ od ukupne biomase fitoplanktona. Za tih 69 taksona određene su:

- a) funkcionalne grupe (**FG**) po Reynolds-u i saradnicima (2002) i Padisák i saradnicima (2009),
- b) morfo-funkcionalne grupe (**MFG**) po Salmaso i Padisák (2007) i Tolotti i saradnicima (2012) i
- c) funkcionalne grupe zasnovane na morfologiji (**MBFG**) po Kruk i saradnicima (2010).

Sabirajući biomase taksona koji u datom uzorku prelaze 2% od ukupne biomase fitoplanktona i pripadaju istoj funkcionalnoj grupi, dobijena je biomasa svake funkcionalne grupe (FG, MFG i MBFG) za svaki pojedinačni uzorak. Funkcionalnim grupama sa značajnim udelom u određenom uzorku smatrane su funkcionalne grupe (FG-e, MFG-e i MBFG-e) sa $\geq 10\%$ udela u ukupnoj biomasu fitoplanktona.

a) Funkcionalne grupe (FG) po Reynolds-u i saradnicima (2002) i Padisák i saradnicima (2009)

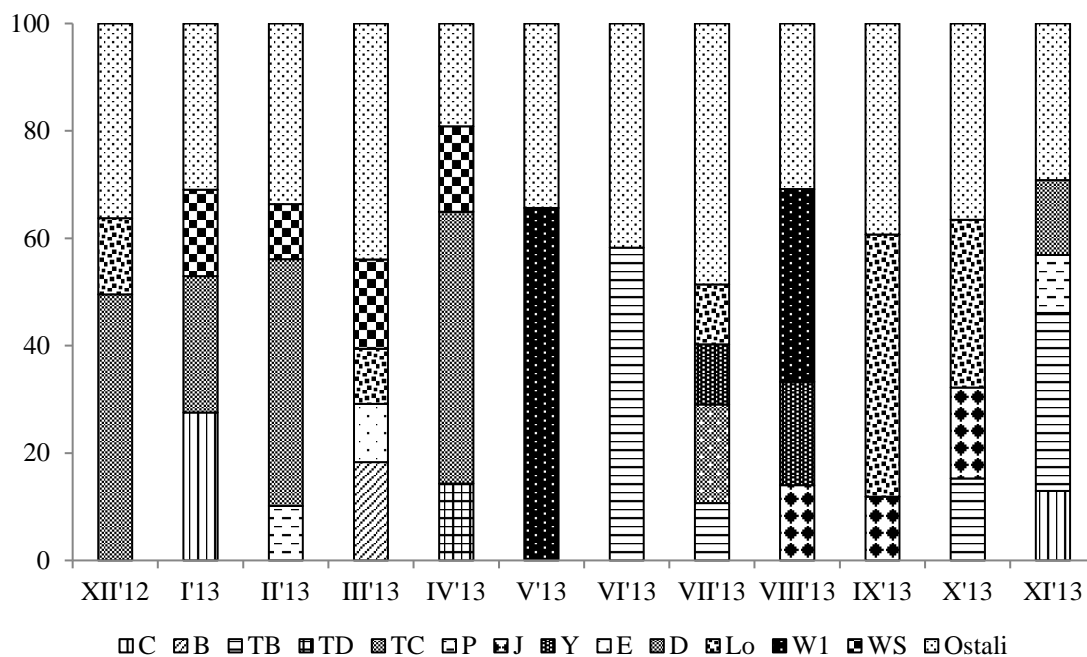
U fitoplanktonu Zasavice prisutno je ukupno 18 kodona (**B, C, T_B, T_D, T_C, P, J, Y, E, D, L_O, W_O, W₁, W₂, W_S, H₁, X₂, U**) od ukupno oko 40 kodona (ili funkcionalnih grupa), koji su sa pripadajućim taksonima prikazani u Tabeli 4.8. Svi kodoni prisutni su na Lokalitetu 2, dok se na Lokalitetu 1 ne beleži prisustvo kodona **W_O** i **U**, što govori o velikoj sličnosti fitoplanktona u funkcionalnom smislu na oba istraživana lokaliteta.

Tabela 4.8. Funkcionalne grupe (FG) – kodoni po Reynolds-u i saradnicima (2002) i Padisák i saradnicima (2009) sa pripadajućim taksonima fitoplanktona Zasavice.

Kodoni	Predstavnici
B	<i>Lindavia praetermissa</i>
C	<i>Asterionella formosa</i> , <i>Cyclotella meneghiniana</i>
D	<i>Cymatopleura solea</i> , <i>Fragilaria acus</i> , <i>F. ulna</i> , <i>Nitzschia acicularis</i>
P	<i>Fragilaria capucina</i> , <i>F. vaucheriae</i> , <i>Melosira varians</i> , <i>Closterium aciculare</i> , <i>C. ehrenbergii</i> , <i>C. moniliferum</i>
T _B	<i>Cocconeis placentula</i> , <i>C. placentula</i> var. <i>lineata</i> , <i>Cymbella aspera</i> , <i>C. cymbiformis</i> , <i>C. dorsenotata</i> , <i>C. lanceolata</i> , <i>C. neocistula</i> , <i>Fragilaria biceps</i> , <i>F. dilatata</i> , <i>Gomphonema acuminatum</i> , <i>Navicula antonii</i> , <i>N. radiosa</i>
T _C	<i>Geitlerinema amphibium</i> , <i>Oscillatoria limosa</i> , <i>Phormidium tergestinum</i> , <i>Shizothrix vaginata</i>
T _D	<i>Mougeotia</i> sp., <i>Spirogyra</i> sp., <i>Temnogametum sinense</i> , <i>Tribonema vulgare</i>
X ₂	<i>Chlamydomonas globosa</i> , <i>Ochromonas margaritata</i> , <i>Rhodomonas minuta</i> var. <i>nannoplanktonica</i> , <i>Rh. minuta</i>
E	<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americana</i> , <i>D. divergens</i> , <i>Mallomonas pascheri</i> , <i>M. pulchella</i>
Y	<i>Cryptomonas erosa</i> , <i>C. marssonii</i> , <i>C. ovata</i>
J	<i>Coelastrum astroideum</i> , <i>Tetraedron triangulare</i> , <i>T. trigonum</i> , <i>Scenedesmus quadricauda</i>
H ₁	<i>Dolichospermum viguieri</i>
U	<i>Uroglena skujae</i>
L ₀	<i>Chroococcus turgidus</i> , <i>Peridiniopsis cunningtonii</i> , <i>Peridinium bipes</i> , <i>P. palatinum</i> , <i>Sphaerodinium cinctum</i>
W ₁	<i>Euglena acus</i> , <i>E. caudata</i> , <i>E. clavata</i> , <i>E. gymnodinioides</i> , <i>E. hemichromata</i> , <i>E. oxyuris</i> , <i>E. texta</i> , <i>Lepocinclis fusiformis</i> , <i>L. ovum</i> f. <i>dimidio-minor</i> , <i>Phacus orbicularis</i>
W ₂	<i>Trachelomonas globularis</i> , <i>T. volvocina</i>
W _S	<i>Synura uvella</i>
W ₀	<i>Phormidium chlorinum</i>

Od ukupno 16 kodona čije se prisustvo beleži na Lokalitetu 1, 13 kodona bar u jednom uzorku ima biomasu $\geq 10\%$ u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona (Grafik 4.30.). Samo biomasu kodona **W₂** (decembar i jul), **X₂** (decembar i mart) i **H₁** (jun i jul) ni u jednom uzorku u kom se pojavljuju ovi kodoni na ovom lokalitetu ne prelazi 10% od ukupne biomase fitoplanktona. U Zasavici, kodon **W₂** obuhvata euglenoidne alge iz roda *Trachelomonas*, kodon **H₁** trihalnu cijanobakteriju sa

heterocistama *Dolichospermum viguieri*, dok kodon **X₂** obuhvata sitne, flagelatne predstavnike razdela Cryptophyta i zelenih algi, kao i predstavnike roda *Ochromonas* iz razdela zlatnih algi. Kodoni **W₂** i **X₂** karakteristični su za mezo-eutrofne vode, dok se kodon **H₁** javlja u eutrofnim vodama sa niskim sadržajem azota.



Grafik 4.30. Vremenska distribucija kodona sa biomasom $\geq 10\%$ u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona na Lokalitetu 1 (pod oznakom *Ostali* uključeni su kodoni sa biomasom $< 10\%$, kao i taksoni za koje nisu određene FG-e).

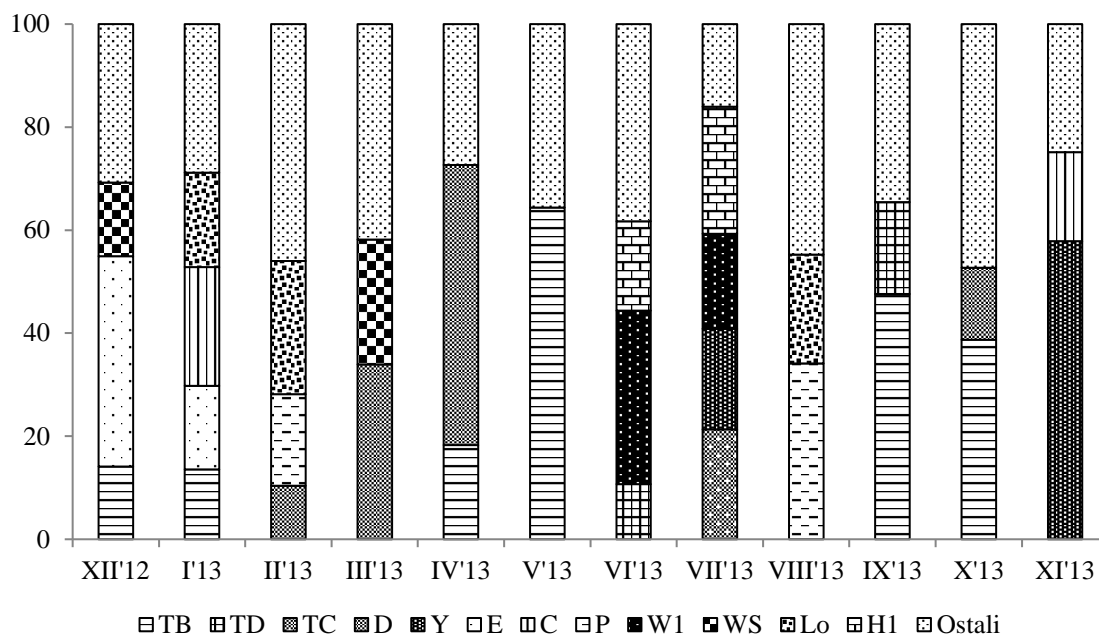
Na ovom lokalitetu, u većini uzoraka silikatne alge dominiraju u ukupnoj biomasu fitoplanktona (Grafik 4.30.). Od decembra do aprila dominantne su planktonske silikatne alge, članovi kodona **B**, **C** i **D**; u junu dominiraju bentosne silikatne alge članovi kodona **T_B** kao predstavnici tihoplanktona; novembar odlikuje dominacija i planktonskih i bentosnih silikatnih algi (kodoni **T_B**, **C**, **D** i **P**); jul i oktobar odlikuju se manjim, ali značajnim udelom bentosnih silikatnih algi (kodon **T_B**), dok u maju, avgustu i septembru udeo kodona koji uključuju silikatne alge nije značajan u ukupnoj biomasu fitoplanktona. Značajno je napomenuti da kodon **P** uz silikatne alge sadrži i krupne predstavnike dezmidnih algi (iz roda *Closterium*) koje dominiraju biomasom ovog kodona u februaru, dok ovim kodonom silikatne alge dominiraju u novembru. Kodon **T_D** obuhvata velike, trihalne Conjugatophyceae i trihalne predstavnike Xanthophyta, a

značajno doprinosi biomasi fitoplanktona jedino u aprilu. Od januara do aprila značajan je udeo kodona **Ws** (predstavnik *S.uvella*), a u martu i kodona **E** (predstavnicu roda *Dinobryon* i *Mallomonas*) u ukupnoj biomasi fitoplanktona. Kodon **W₁**, čiji su članovi euglenoidne alge iz rodova *Euglena*, *Phacus* i *Lepocinclis*, ima potpunu dominaciju u maju, a značajan udeo u ukupnoj biomasi ima i u avgustu. Planktonske (kodon **Lo**) i bentosne (kodon **Tc**) cijanobakterije značajno doprinose biomasi fitoplanktona jedino u julu. Pored jula, kodon **Lo** značajno doprinosi biomasi fitoplanktona u decembru i martu, a posebno u septembru i oktobru, ali tada biomasi ovog kodona doprinose krupne dinoflagelate za razliku od jula kada biomasi **Lo** kodona najviše doprinosi cijanobakterija *C.turgidus*. Zelene alge koje su članovi kodona **J**, značajno doprinose biomasi fitoplanktona u avgustu, septembru i oktobru, a kodon **Y**, koji obuhvata krupnije predstavnike Cryptophyta, značajno doprinosi ukupnoj biomasi fitoplanktona u julu i avgustu.

Na osnovu dominantnih kodona u uzorcima može se uspostaviti određeni obrazac sezonske smene funkcionalnih grupa fitoplanktona. Tako, zimu odlikuje dominacija **C** i **D** kodona, proleće karakterišu kodoni **B**, **D** i **W₁**, leti se zapaža dominacija kodona **T_B**, **T_C** i **W₁**, a jesen odlikuje dominacija **Lo** i **T_B** kodona. Svodeći sezonsku dinamiku kodona na što jednostavniji nivo, uzimajući u razmatranje samo kodone srednjeg meseca svake sezone, dobija se **C** → **D** → **T_C** → **Lo** obrazac sezonske smene kodona koji se javlja na ovom lokalitetu.

Svih 18 kodona prisutnih u fitoplanktonu Zasavice prisutno je na Lokalitetu 2 (Tabela 4.8.), a od tog broja 12 kodona bar u jednom uzorku ima biomasu $\geq 10\%$ u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona (Grafik 4.31.). Značajan udeo biomase pojedinačnih kodona u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona ovog lokaliteta, kao i njihova sezonska distribucija prikazani su na Grafiku 4.31. Biomasa šest kodona (**W₂** - novembar, **X₂** - decembar i novembar, **J** - maj, jun i avgust, **B** - mart, **W₀** - jun i **U** - februar) ne prelazi 10% od ukupne biomase fitoplanktona ni u jednom uzorku u kom se pojavljuju na ovom lokalitetu. Kodoni **W₀** i **U** zabeleženi su samo na ovom lokalitetu i imaju po jednog člana, a to su cijanobakterija *Phormidium chlorinum*, odnosno zlatna alga *Uroglena skujae*. Cijanobakterija *Ph. chlorinum*, kao član **W₀** kodona, je bioindikator polisaprobnih uslova u sredini i doprinosi ukupnoj biomasi

fitoplanktona samo u junu sa 4,5%, a tada je zabeležena i najveća vrednost saprobnog indeksa u Zasavici.



Grafik 4.31. Vremenska distribucija kodona sa biomason $\geq 10\%$ u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona na Lokalitetu 2 (pod oznakom *Ostali* uključeni su kodoni sa biomason $< 10\%$, kao i taksoni za koje nisu određene FG-e).

Na Lokalitetu 2 je, takođe, značajan udeo silikatnih algi u ukupnoj biomasi fitoplanktona u većini uzoraka, ali sa drugačijim rasporedom u odnosu na Lokalitet 1 (Grafik 4.31.). Kodon **T_B**, koji uključuje tihoplanktonske silikatne alge, javlja se sa značajnim udelom u ukupnoj biomasi fitoplanktona u decembru, januaru, aprilu, sa još značajnijim udelom u oktobru, i sa najvećim udelom u biomasi u maju i septembru. Planktonske silikatne alge, sa više od 10% udela u ukupnoj biomasi fitoplanktona, javljaju se u januaru i novembru (kodon **C**), februaru (kodoni **D** i **P**) i martu, aprilu i oktobru (kodon **D**). Kodon **P** značajno doprinosi ukupnoj biomasi fitoplanktona i u avgustu, s tim što tada ovim kodonom dominiraju zelene alge (predstavnicu roda *Closterium*). Kodon **T_D** sa velikim, trihalnim predstavnicima klase Conjugatophyceae i trihalnim predstavnicima razreda Xanthophyta, značajno doprinosi biomasi fitoplanktona u junu i septembru. Kodon **W_S** značajno doprinosi biomasi fitoplanktona u martu, kodon **E** u januaru, dok se oba kodona zajedno pojavljuju u decembru sa

značajnim udelom u ukupnoj biomasi fitoplanktona. Oba kodona uključuju predstavnike zlatnih algi. Kodon **W₁** (euglenoidne alge) ističe se po udelu u ukupnoj biomasi fitoplanktona u junu i julu, kada je značajan i udeo kodona **H₁** koji uključuje planktonske, trihalne cijanobakterije sa heterocistama. Sa druge strane, bentosne cijanobakterije (kodon **T_C**) značajno doprinose biomasi fitoplanktona samo u julu. Kodon **Y** ističe se udelom u biomasi fitoplanktona u julu, a posebno u novembru, dok je kodon **L_O** po biomasi značajan u januaru, februaru i avgustu, s tim što je, pored dinoflagelata, član ove grupe samo u avgustu i cijanobakterija *C. turgidus*.

Na osnovu dominantnih kodona u uzorcima, i na ovom lokalitetu se može uspostaviti određeni obrazac sezonske smene funkcionalnih grupa fitoplanktona. Zimu odlikuje dominacija **E**, **C** i **L_O** kodona, kodoni **D** i **T_B** karakteristični su za proleće, leti se zapaža dominacija kodona **W₁**, **H₁** i **P**, a dominacija kodona **T_B** i **Y** odlikuje jesenju sezonu. Obrazac **C** → **D** → **H₁** → **T_B** na pojednostavljen način prikazuje sezonsku smenu funkcionalnih grupa karakterističnu za ovaj lokalitet, ako se razmatraju samo srednji meseci svake sezone.

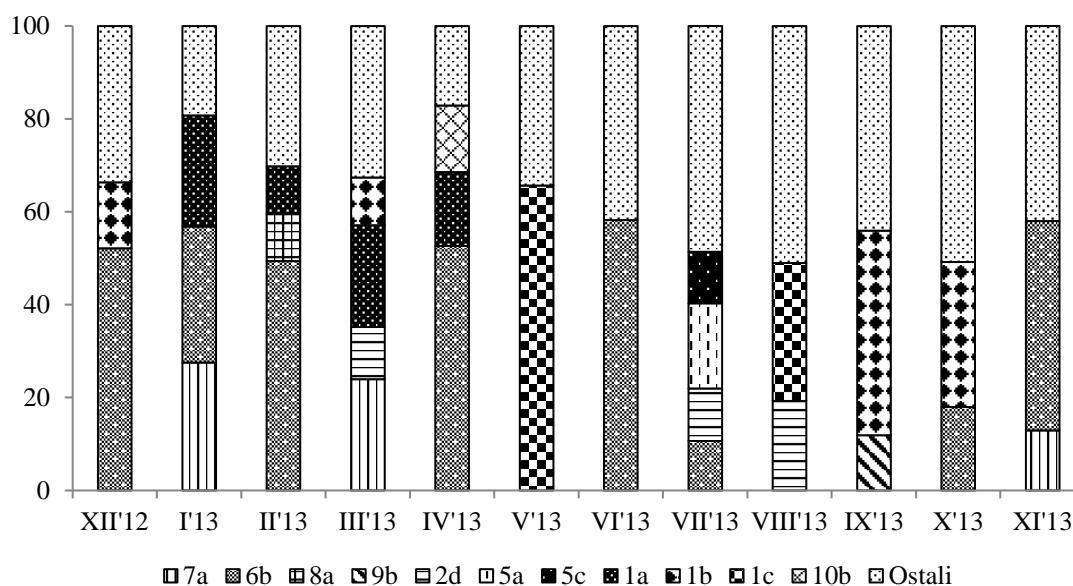
b) Morfo-funkcionalne grupe (MFG) po Salmaso i Padisák (2007) i Tolotti i saradnicima (2012)

Na oba lokaliteta u fitoplanktonu Zasavice zabeleženo je prisustvo ukupno 20 morfo-funkcionalnih grupa (MFG) (Tabela 4.9.). U slučaju MFG, veći broj ovih grupa pojavljuje se na Lokalitetu 1, pa je tako na Lokalitetu 1 ustanovljeno 19, a na Lokalitetu 2 15 MFG. Od ukupnog broja, 14 MFG je zajedničko za oba lokaliteta, što svakako ukazuje na veliku sličnost među lokalitetima.

Tabela 4.9. Morfo-funkcionalne grupe (MFG) po Salmaso i Padisák (2007) i Tolotti i saradnicima (2012) sa pripadajućim taksonima fitoplanktona Zasavice.

MFG	Predstavnici
1a	<i>Dinobryon divergens</i> , <i>D. sociale</i> var. <i>americana</i> , <i>Synura uvella</i> , <i>Uroglena skujae</i>
1b	<i>Peridiniopsis cunningtonii</i> , <i>Peridinium bipes</i> , <i>P. palatinum</i> , <i>Sphaerodinium cinctum</i>
1c	<i>Euglena acus</i> , <i>E. caudata</i> , <i>E. clavata</i> , <i>E. gymnodinioides</i> , <i>E. hemichromata</i> , <i>E. oxyuris</i> , <i>E. texta</i> , <i>Lepocinclis fusiformis</i> , <i>Phacus orbicularis</i>
2a	<i>Mallomonas pascheri</i> , <i>M. pulchella</i> , <i>Ochromonas margaritata</i>
2c	<i>Lepocinclis ovum</i> f. <i>dimidio-minor</i> , <i>Trachelomonas globularis</i> , <i>T. volvocina</i>
2d	<i>Cryptomonas erosa</i> , <i>C. marssonii</i> , <i>C. ovata</i> , <i>Rhodomonas minuta</i> , <i>Rh. minuta</i> var. <i>nannoplanktonica</i>
3a	<i>Chlamydomonas globosa</i>
5a	<i>Geitlerinema amphibium</i> , <i>Oscillatoria limosa</i> , <i>Phormidium chlorinum</i> , <i>Ph. tergestinum</i> , <i>Schizothrix vaginata</i>
5c	<i>Chroococcus turgidus</i>
5e	<i>Dolichospermum viguieri</i>
6a	<i>Melosira varians</i>
6b	<i>Cocconeis placentula</i> , <i>Cymatopleura solea</i> , <i>Cymbella aspera</i> , <i>C. cymbiformis</i> , <i>C. dorsenotata</i> , <i>C. lanceolata</i> , <i>C. neocistula</i> , <i>Fragilaria acus</i> , <i>F. biceps</i> , <i>F. dilatata</i> , <i>F. ulna</i> , <i>Gomphonema acuminatum</i> , <i>Navicula radiosa</i> , <i>Nitzschia acicularis</i>
6c	<i>Asterionella formosa</i> , <i>Fragilaria capucina</i> , <i>F. vaucheriae</i>
7a	<i>Cyclotella meneghiniana</i> , <i>Lindavia praetermissa</i>
7b	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> , <i>Navicula antonii</i>
8a	<i>Closterium aciculare</i> , <i>C. ehrenbergii</i> , <i>C. moniliferum</i> , <i>Tetraedron trigonum</i>
9b	<i>Tetraëdron triangulare</i>
10b	<i>Mougeotia</i> sp., <i>Spirogyra</i> sp., <i>Temnogametum sinense</i>
10c	<i>Tribonema vulgare</i>
11a	<i>Coelastrum astroideum</i> , <i>Scenedesmus quadricauda</i>

Na Lokalitetu 1 od ukupnog broja MFG koje su ustanovljene, 11 MFG bar u jednom uzorku ima udeo biomase $\geq 10\%$ u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona (Grafik 4.32.).



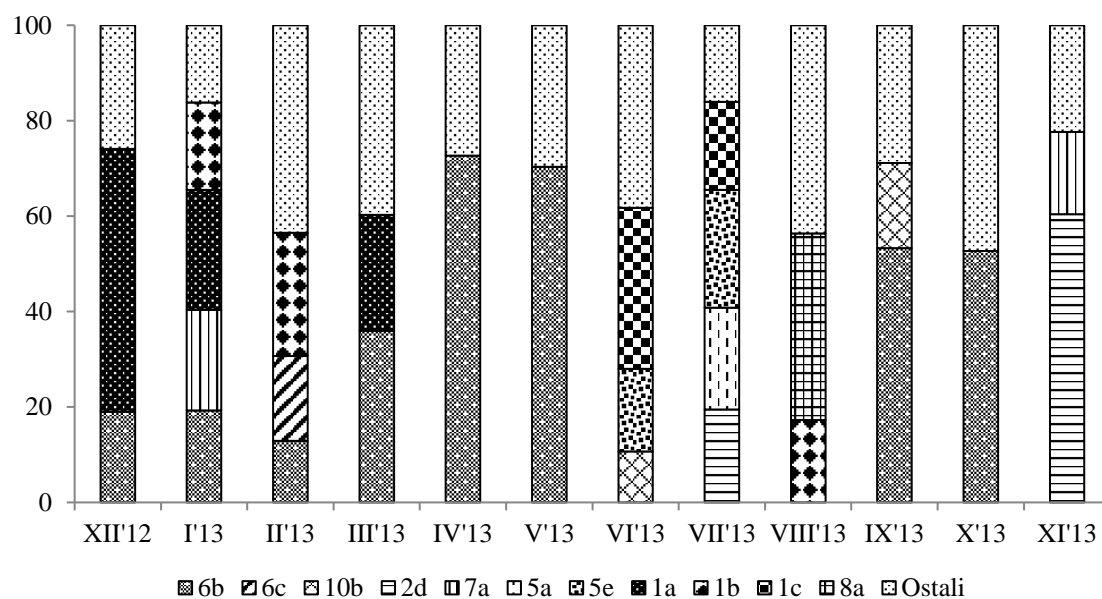
Grafik 4.32. Vremenska distribucija Morfo-funkcionalnih grupa (MFG) sa biomasaom $\geq 10\%$ u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona na Lokalitetu 1 (pod oznakom *Ostali* uključene su MFG-e sa biomasaom $< 10\%$, kao i taksoni za koje nisu određene MFG-e).

U najvećem broju uzoraka grupe **6b** (od decembra do februara, april, jun, jul, oktobar i novembar) i **7a** (januar, mart i novembar) daju značajan doprinos biomasi fitoplanktona (Grafik 4.32.). Grupa **6b** uključuje velike penatne, a grupa **7a** podrazumeva male centrične silikatne alge. Grupa **1a**, koja obuhvata krupne kolonijske predstavnike razdela Chrysophyta, značajno doprinosi biomasi od januara do aprila. Krupni predstavnici dinoflagelata iz grupe **1b** značajan udeo u biomasi fitoplanktona imaju u septembru i oktobru i nešto manji u decembru i martu. Grupa **1c**, sa predstavnicima krupnih euglenoidnih algi, ima potpunu dominaciju u maju, a pored toga, po biomasi dominantna je i u avgustu. Krupne, jednoćelijske zelene alge iz grupe **8a** značajno doprinose biomasi fitoplanktona u februaru, dok su male, jednoćelijske hlorokokalne alge iz grupe **9b** značajne u septembru. Grupa **10b** sa trihalnim predstavnicima klase Conjugatophyceae javlja se sa značajnim udelom u biomasi jedino u aprilu. Cijanobakterije iz grupa **5a** i **5c** pojavljuju se samo u julu sa značajnim udelom u biomasi. Predstavnici razdela Cryptophyta iz grupe **2d** značajno doprinose biomasi fitoplanktona u martu, julu i avgustu. Pripadnici još 8 MFG pojavljuju se na ovom lokalitetu sa udelom $< 10\%$ u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona (**2a** - sitniji predstavnici Chrysophyta, **2c** - male euglenoidne, **5e** - predstavnici reda Nostocales,

6a - velike centrične silikatne alge, **6c** - kolonijske penatne silikatne alge, **7b** - male penatne silikatne alge, **10c** - trihalni predstavnici Xanthophyta, i **11a** - hlorokokalne kolonije bez omotača). Grupe **2a**, **6a**, **7b**, **9b** i **10c** pojavljuju se samo na ovom lokalitetu.

Sezonski posmatrano, na osnovu dominantne MFG u uzorku, zimu na Lokalitetu 1 karakteriše grupa **6b**, proleće se odlikuje dominacijom **7a**, **6b** i **1c** grupa, leti dominiraju **6b**, **5a** i **1c** grupe, dok su grupe **1b** i **6b** karakteristične za jesen. Jasno se vidi da svaku sezonu bar u jednom mesecu odlikuje dominacija **6b** grupe, dok je zimi ova grupa dominantna u sva tri meseca.

Na Lokalitetu 2 od ukupno 15 MFG koje se pojavljuju, 11 MFG bar u jednom uzorku ima udeo biomase $\geq 10\%$ u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona (Grafik 4.33.).



Grafik 4.33. Vremenska distribucija Morfo-funkcionalnih grupa (MFG) sa biomasom $\geq 10\%$ u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona na Lokalitetu 2 (pod oznakom *Ostali* uključene su MFG-e sa biomasom $< 10\%$, kao i taksoni za koje nisu određene MFG-e).

Grupe koje uključuju silikatne alge (**6b**, **6c** i **7a**) i na Lokalitetu 2 pojavljuju se u najvećem broju uzoraka, a veoma značajan doprinos ukupnoj biomasu fitoplanktona daju i grupe koje sadrže flagelatne, potencijalno miksotrofne predstavnike (**1a**, **1b**, **1c**, **2d**) (Grafik 4.33.). Grupa **6b** značajno doprinosi biomasu fitoplanktona od decembra do

maja, u septembru i oktobru, grupa **7a** u januaru i novembru, dok se na ovom lokalitetu sa značajnim udelom u ukupnoj biomasi u februaru javlja i grupa **6c** koja uključuje kolonijske penatne silikatne alge koje grade lance. Grupa **1a** pojavljuje se sa značajnim udelom u biomasi u decembru, januaru i martu, s tim da joj je udeo najveći u decembru. Grupa **1b** značajno doprinosi biomasi fitoplanktona u januaru, februaru i avgustu, a grupa **1c** u junu i julu. Krupne, jednoćelijske zelene alge iz grupe **8a** javljaju se sa značajnim udelom u biomasi fitoplanktona u avgustu, a grupa **10b** sa trihalnim predstavnicima klase Conjugatophyceae u junu i septembru. Grupa **2d** značajno doprinosi ukupnoj biomasi fitoplanktona u julu, a posebno u novembru. Grupe **5a** i **5e** koje uključuju cijanobakterije, imaju značajan udeo u ukupnoj biomasi u julu, a pored toga grupa **5e** pojavljuje se još i u junu. Pored navedenih MFG, još 4 grupe se pojavljuju u uzorcima sa ovog lokaliteta sa udelom biomase <10% i to su **2c**, **5c**, **3a** i **11a** MFG-e. Od ovih grupa samo se grupa **3a** ne pojavljuje na Lokalitetu 1, a uključuje jednoćelijske predstavnike zelenih algi (Phytomonadina).

Na osnovu dominantne MFG u uzorku, zimu na ovom lokalitetu odlikuje dominacija **1a** i **1b** grupa, za proleće je karakteristična dominacija **6b** grupe, grupe **1c**, **5e** i **8a** dominantne su leti, a jesen se odlikuje dominacijom **6b** i **2d** grupa. Na ovom lokalitetu grupa **6b** se ne pojavljuje kao dominantna u svim sezonama kao što je slučaj na Lokalitetu 1. Naime, u zimskoj i letnjoj sezoni ni u jednom mesecu ova grupa nije dominantna, a kao dominantna javlja se u svim prolećnim i u dva jesenja meseca.

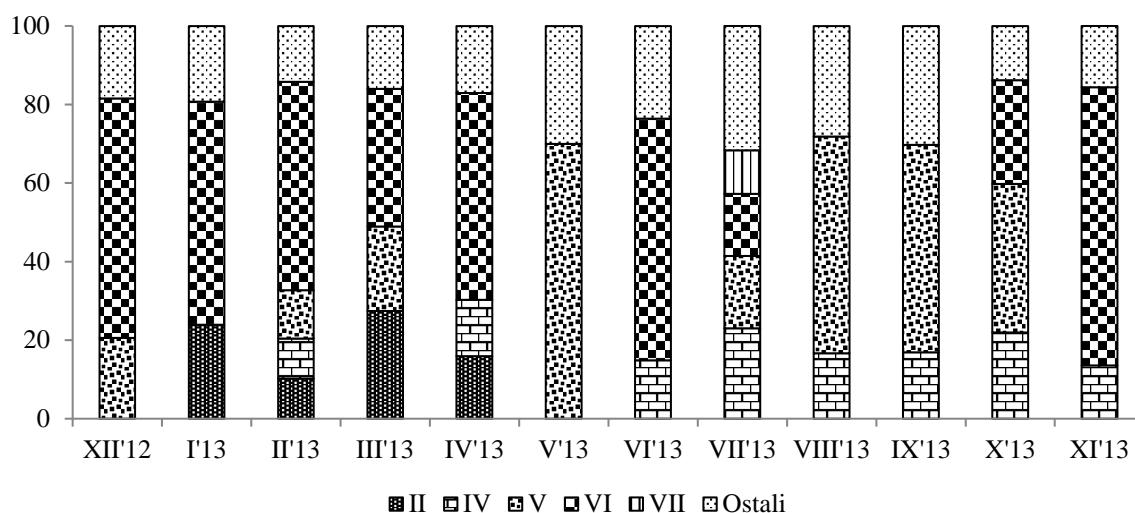
c) Funkcionalne grupe zasnovane na morfologiji (MBFG) po Kruk i saradnicima (2010)

U fitoplanktonu Zasavice, po funkcionalnoj klasifikaciji zasnovanoj samo na morfologiji, prisutno je 6 MBFG od ukupno sedam koliko ih postoji u pomenutom sistemu funkcionalne klasifikacije (Tabela 4.10.). Ni na jednom lokalitetu sa udelom biomase $\geq 2\%$ u ukupnoj biomasi fitoplanktona ne pojavljuju se predstavnici **I** grupe, koja obuhvata sitne organizme sa izuzetno velikim odnosom površine i zapremine, dok su sve ostale grupe prisutne na oba lokaliteta sa manjim ili većim udelom u biomasi.

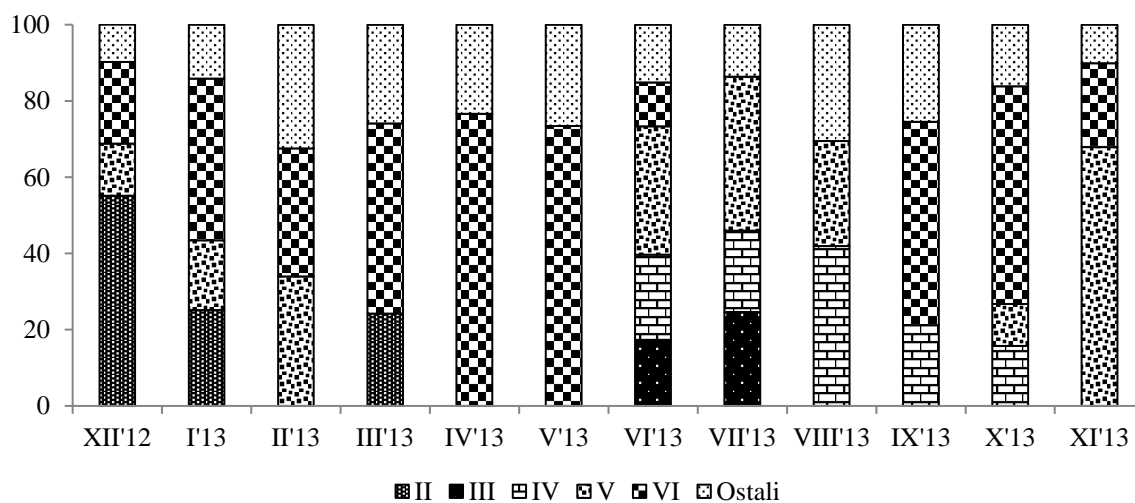
Tabela 4.10. Funkcionalne grupe zasnovane na morfologiji (MBFG) po Kruk i saradnicima (2010) sa pripadajućim taksonima fitoplanktona Zasavice.

MBFG	Predstavnici
II	<i>Dinobryon divergens</i> , <i>D. sociale</i> var. <i>americana</i> , <i>Mallomonas pascheri</i> , <i>M. pulchella</i> , <i>Ochromonas margaritata</i> , <i>Synura uvella</i> , <i>Uroglena skujae</i>
III	<i>Dolichospermum viguieri</i>
IV	<i>Geitlerinema amphibium</i> , <i>Oscillatoria limosa</i> , <i>Phormidium chlorinum</i> , <i>Ph. tergestinum</i> , <i>Closterium aciculare</i> , <i>C. ehrenbergii</i> , <i>C. moniliferum</i> , <i>Coelastrum astroideum</i> , <i>Mougeotia</i> sp., <i>Scenedesmus quadricauda</i> , <i>Spirogyra</i> sp., <i>Temnogametum sinense</i> , <i>Tetraedron triangulare</i> , <i>Tetraedron trigonum</i> , <i>Tribonema vulgare</i>
V	<i>Chlamydomonas globosa</i> , <i>Cryptomonas erosa</i> , <i>C. marssonii</i> , <i>C. ovata</i> , <i>Rhodomonas minuta</i> , <i>Rh. minuta</i> var. <i>nannoplanktonica</i> , <i>Peridiniopsis cunningtonii</i> , <i>Peridinium bipes</i> , <i>P. palatinum</i> , <i>Sphaerodinium cinctum</i> , <i>Euglena acus</i> , <i>E. caudata</i> , <i>E. clavata</i> , <i>E. gymnodinioides</i> , <i>E. hemichromata</i> , <i>E. oxyuris</i> , <i>E. texta</i> , <i>Lepocinclis fusiformis</i> , <i>L. ovum</i> f. <i>dimidio-minor</i> , <i>Phacus orbicularis</i> , <i>Trachelomonas globularis</i> , <i>T. volvocina</i>
VI	<i>Asterionella formosa</i> , <i>Cocconeis placentula</i> , <i>C. placentula</i> var. <i>lineata</i> , <i>Cyclotella meneghiniana</i> , <i>Lindavia praetermissa</i> , <i>Cymatopleura solea</i> , <i>Cymbella aspera</i> , <i>C. cymbiformis</i> , <i>C. dorsenotata</i> , <i>C. lanceolata</i> , <i>C. neocistula</i> , <i>Fragilaria acus</i> , <i>F. biceps</i> , <i>F. capucina</i> , <i>F. dilatata</i> , <i>F. ulna</i> , <i>F. vaucheriae</i> , <i>Gomphonema acuminatum</i> , <i>Melosira varians</i> , <i>Navicula antonii</i> , <i>N. radiosa</i> , <i>Nitzschia acicularis</i>
VII	<i>Chroococcus turgidus</i> , <i>Schizothrix vaginata</i>

Udeo biomase značajnih MBFG u ukupnoj biomasi fitoplanktona, kao i njihova sezonska distribucija na oba istraživana lokaliteta predstavljeni su na Grafcima 4.34. i 4.35. Na oba lokaliteta samo po jedna MBFG se ne pojavljuje sa značajnim udelom u ukupnoj biomasi fitoplanktona ni u jednom uzorku. U slučaju Lokaliteta 1 to je grupa **III**, dok je u slučaju Lokaliteta 2 u pitanju grupa **VII**.



Grafik 4.34. Vremenska distribucija Funkcionalnih grupa zasnovanih na morfologiji (MBFG) sa biomasom $\geq 10\%$ u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona na Lokalitetu 1 (pod oznakom *Ostali* uključene su MBFG-e sa biomasom $< 10\%$, kao i taksoni za koje nisu određene MBFG-e).



Grafik 4.35. Vremenska distribucija Funkcionalnih grupa zasnovanih na morfologiji (MBFG) sa biomasom $\geq 10\%$ u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona na Lokalitetu 2 (pod oznakom *Ostali* uključene su MBFG-e sa biomasom $< 10\%$, kao i taksoni za koje nisu određene MBFG-e).

Grupa **II** koja obuhvata male flagelatne alge sa silikatnim strukturama (predstavnicu razreda Chrysophyta) pojavljuje se na Lokalitetu 1 od decembra do maja,

a značajan udeo u ukupnoj biomasi fitoplanktona ima od januara do aprila (Grafik 4.34.), dok se na Lokality 2 pojavljuje od decembra do aprila i u novembru, s tim da značajno doprinosi ukupnoj biomasi fitoplanktona u decembru, januaru i martu (Grafik 4.35.). Grupa **III** (krupne trihalne cijanobakterije sa gasnim vakuolama) značajno doprinosi ukupnoj biomasi fitoplanktona u junu i julu na Lokality 2 (Grafik 4.35.), a na ovom lokalitetu pojavljuje se i u avgustu sa udelom biomase manjim od 10%, dok se na Lokality 1 u junu i julu ova grupa javlja samo sa udelom biomase manjim od 10% u ukupnoj biomasi fitoplanktona. Grupa **IV** (alge srednje veličine bez specijalizovanih osobina) značajno doprinosi biomasi fitoplanktona na Lokality 1 u skoro svim mesecima, izuzev decembra i marta kada se ne pojavljuje i januara i maja kada se javlja sa udelom <10% u odnosu na ukupnu biomasu (Grafik 4.34.). Na Lokality 2 grupa **IV** značajno doprinosi biomasi fitoplanktona od juna do oktobra (Grafik 4.35.), sa manje od 10% od januara do maja, a ne pojavljuje se u decembru i novembru. Grupa **V** (srednje i velike, jednoćelijske, flagelatne alge) na Lokality 1 pojavljuje se u većini uzoraka sa značajnim udelom u biomasi fitoplanktona (Grafik 4.34.), sem u aprilu i junu kada se uopšte ne pojavljuje, i januara i novembra kada je udeo biomase ove grupe <10%. Na Lokality 2 grupa **V** se ne pojavljuje jedino u aprilu, sa udelom manjim od 10% javlja se u martu, maju i septembru, dok u svim ostalim mesecima ima značajan udeo u biomasi fitoplanktona (Grafik 4.35.). Grupa **VI** koja obuhvata sve silikatne alge je grupa koja je dominantna u većini uzoraka na oba lokaliteta. Na Lokality 1 prisutna je u svim uzorcima, s tim da je udeo biomase ove grupe manji od 10% u maju, avgustu i septembru (Grafik 4.34.). Na Lokality 2 je, takođe, doprinos grupe **VI** ukupnoj biomasi fitoplanktona značajan gotovo u svim uzorcima, izuzev jula kada se ne pojavljuje i avgusta kada se javlja sa udelom manjim od 10% u ukupnoj biomasi fitoplanktona (Grafik 4.35.). Grupa **VII** (kolonije i trihomi sa dobro razvijenim galertnim omotačem) na Lokality 1 značajan udeo u biomasi fitoplanktona ima jedino u julu (Grafik 4.34.), a sa udelom manjim od 10% javlja se još i u avgustu i septembru. Na Lokality 2 ova grupa se javlja samo u avgustu i septembru sa udelom manjim od 10%, te tako ne daje značajan doprinos biomasi fitoplanktona ni u jednom uzorku na ovom lokalitetu (Grafik 4.35.).

Na osnovu dominantne MBFG u uzorku, zima se na Lokality 1 odlikuje dominacijom grupe **VI**, proleće odlikuje dominacija grupa **VI** i **V**, za leto su

karakteristične grupe **VI**, **IV** i **V** kao dominantne, a jesen odlikuje dominacija grupa **V** i **VI**. Na Lokalitetu 2 za zimu su karakteristične grupe **II**, **VI** i **V** kao dominantne, proleće odlikuje dominacija grupe **VI**, leto karakteriše dominacija grupa **V** i **IV**, a grupe **VI** i **V** su dominantne u jesenjim uzorcima sa ovog lokaliteta. Po ovom sistemu funkcionalne klasifikacije fitoplanktona, sve silikatne alge smeštene su u jednu grupu (grupa **VI**) i na Lokalitetu 1 ova grupa javlja se kao dominantna bar u jednom uzorku u svim sezonama, dok se na Lokalitetu 2 ova grupa ne pojavljuje kao dominantna jedino leti. Pored toga, grupa **II** javlja se kao dominantna u decembru na Lokalitetu 2, dok se na Lokalitetu 1 kao dominantna ne pojavljuje ni u jednom uzorku.

4.4.8. Procena ekološkog statusa Zasavice na osnovu fitoplanktona

Koristeći rezultate analize fitoplanktona, ekološki status Zasavice procenjen je na osnovu: a) Indeksa fitoplanktonskih grupa (Q indeksa), b) Nemačkog multiparametarskog indeksa fitoplanktona (PSI indeks) i c) na osnovu odabranih parametara koje zahteva naš Pravilnik.

a) Indeks fitoplanktonskih grupa (Q indeks)

Indeks fitoplanktonskih grupa računat je posebno za svaki uzorak sa oba lokaliteta. Na osnovu prosečne vrednosti Q indeksa svih uzoraka sa jednog lokaliteta određen je ekološki status tog lokaliteta, a na osnovu prosečne vrednosti sa oba lokaliteta određen je ekološki status Zasavice. Računanje Q indeksa uključilo je taksone sa udelom $\geq 2\%$ u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona i rezultati su prikazani u Tabeli 4.11. Dodatno, Q indeks je računat i korišćenjem taksona kojima je biomasa $\geq 5\%$ u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona i ti rezultati prikazani su u Tabeli 4.12. U obe tabele, rezultati su označeni odgovarajućom bojom u odnosu na klasu ekološkog statusa na koju upućuju (Slike 1.1. i 1.3.).

Tabela 4.11. Vrednosti Q indeksa za taksone sa biomasom $\geq 2\%$ u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona, označene odgovarajućom bojom u odnosu na klasu ekološkog statusa na koju upućuju.

	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	Prosek
Lok 1	3,2	3,7	3,2	3,7	3,0	1,9	3,9	3,2	2,8	4,1	4,2	4,1	3,4
Lok 2	4,1	4,3	3,6	3,1	3,3	4,0	2,4	2,5	3,9	4,2	3,8	3,8	3,6

Tabela 4.12. Vrednosti Q indeksa za taksone sa biomasom $\geq 5\%$ u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona, označene odgovarajućom bojom u odnosu na klasu ekološkog statusa na koju upućuju.

	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	Prosek
Lok 1	1,7	3,2	2,4	2,6	2,7	1,4	3,4	2,9	1,9	3,3	3,2	3,7	2,7
Lok 2	3,6	4,0	2,7	2,1	2,6	3,3	1,6	2,4	2,7	3,6	3,3	3,1	2,9

Na osnovu rezultata Q indeksa, u slučaju kad je on računat uključivanjem taksone sa biomasom $\geq 2\%$ u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona, prosečna vrednost Q indeksa od 3,5 upućuje na dobar ekološki status Zasavice. U ovoj situaciji dobar deo uzoraka upućuje i na odličan, njih nekoliko upućuje na umeren, dok samo jedan uzorak upućuje na loš ekološki status (Tabela 4.11.). Ipak, prosečne vrednosti sa oba lokaliteta, kao i prosek za Zasavicu ukazuju na generalno dobar ekološki status ovog vodenog ekosistema.

Međutim, kada se Q indeks računa uključivanjem taksone čija je biomasa $\geq 5\%$ u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona, dobijaju se drugačiji rezultati. Vrednosti Q indeksa većeg broja uzoraka upućuju na umeren i loš ekološki status, dok je broj uzoraka koji se klasifikuju kao uzorci sa dobrim ekološkim statusom smanjen, a onih uzoraka čiji Q indeks upućuje na odličan ekološki status ni nema (Tabela 4.12.). U ovom slučaju, na osnovu prosečne vrednosti Q indeksa za svaki lokalitet (Tabela 4.12.), kao i prosečne vrednosti Q indeksa ova dva lokaliteta koja iznosi 2,8, Zasavica bi se mogla klasifikovati kao ekosistem sa umerenim ekološkim statusom.

b) Nemački multiparametarski indeks fitoplanktona (PSI indeks)

Vrednosti PSI indeksa za oba ispitivana lokaliteta Zasavice su identične i iznose 1,6, što klasifikuje Zasavicu kao ekosistem sa dobrim ekološkim statusom na osnovu ovog indeksa. Kao što je naznačeno, PSI indeks izračunava se na osnovu rezultujućih vrednosti tri obavezna parametra (A, B i C), a svaki od ovih parametara dobija se na osnovu analize nekoliko elemenata. Svaki pojedinačan element u okviru jednog parametra može, takođe, ukazati na klasu ekološkog statusa ispitivanog vodenog ekosistema na osnovu njegovih graničnih vrednosti koje daju autori PSI indeksa (Mischke i sar., 2008). Tako, na Lokalitetu 1 svi elementi u okviru parametra A (Y1, Y2 i Y3) ukazuju da je voda na ovom lokalitetu odličnog ekološkog statusa. U okviru parametra B, element Z1 upućuje na odličan, element Z2 na loš, a element Z3 na veoma loš ekološki status vode Lokaliteta 1. Parametar C, kao mera trofičnosti ekosistema, ukazuje na loš ekološki status Lokaliteta 1 i eutrofne uslove. Međutim, konačna vrednost PSI indeksa za ovaj lokalitet govori da je voda dobrog ekološkog statusa. Slična je situacija i sa Lokalitetom 2. Razlika je samo u tome što elementi Z2 i Z3 u okviru B parametra ukazuju na umeren, odnosno loš ekološki status vode ovog lokaliteta. Konačni PSI indeks upućuje na, kao i na Lokalitetu 1, dobar ekološki status Lokaliteta 2.

Na osnovu rezultata pojedinačnih parametara i konačnog PSI indeksa, može se reći da Zasavica ima dobar ekološki status, ali da je nivo nutrijenata zabrinjavajući i da ga ne bi trebalo zanemariti.

c) Odabrani parametri fitoplanktona po Pravilniku Republike Srbije

Kako je već naznačeno, po našem Pravilniku potrebni parametri za procenu ekološkog statusa barsko-močvarnih ekosistema kojima Zasavica pripada su: procenat biomase Cyanobacteria u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona, brojnost (abundanca) fitoplanktona i koncentracija hlorofila *a*. Iako su rezultati ovih parametara već prikazani grafički (Grafici 4.19. i 4.20., 4.10. i 4.4.), postoji potreba da se na ovom mestu oni predstavljaju objedinjeno i obeleže odgovarajućom bojom u odnosu na klasu ekološkog statusa na koju ukazuju po Pravilniku (Tabela 4.13.). U ovoj tabeli prikazani su rezultati navedenih parametara svakog uzorka na oba ispitivana lokaliteta, a

predstavljene su i prosečne vrednosti na osnovu kojih se određuje ekološki status vode svakog lokaliteta.

Tabela 4.13. Vrednosti odabranih parametara fitoplanktona na oba ispitivana lokaliteta koje se koriste pri proceni ekološkog statusa Zasavice po Pravilniku, obeležene odgovarajućom bojom u odnosu na klasu ekološkog statusa na koju ukazuju.

	Biomasa Cyanobacteria (%)		Abundanca (ćelija/mL)		Hlorofil <i>a</i> (µg/L)	
	Lok1	Lok2	Lok1	Lok2	Lok1	Lok2
XII	0,3	0,0	90,0	364,4	3,0	6,7
I	0,0	0,2	1436,0	706,4	29,6	26,2
II	0,3	1,4	1613,6	6016,0	34,1	13,1
III	1,7	2,7	5370,0	481,8	17,7	4,0
IV	0,0	1,3	662,0	1205,6	9,5	11,3
V	1,5	1,7	515,0	449,8	4,3	1,8
VI	14,7	24,9	3833,2	2430,8	14,3	7,0
VII	39,4	47,0	7354,0	13242,0	10,1	18,0
VIII	12,3	13,5	8776,0	15524,0	22,3	18,9
IX	5,4	10,2	1562,0	925,6	11,3	4,3
X	2,0	11,3	486,8	381,6	6,7	5,8
XI	3,3	1,1	346,4	1044,0	2,7	10,7
Prosek	6,7	9,6	2670,4	3564,3	13,8	10,6

Prosečne vrednosti parametra „biomasa Cyanobacteria” na oba lokaliteta (Tabela 4.13.), kao i prosečna vrednost za Zasavicu u celini od 8,2%, ukazuju na umeren ekološki status. Pored toga, prosečne vrednosti parametra „abundanca fitoplanktona” na oba lokaliteta (Tabela 4.13.), kao i prosečna vrednost za Zasavicu u celini od 3117,4 ćelija/mL, ukazuju na dobar ekološki status, dok prosečne vrednosti parametra „hlorofil *a*” na oba lokaliteta (Tabela 4.13.), ali i prosečna vrednost ovog parametra za Zasavicu u celini od 12,2 µg/L, ukazuju na njen odličan ekološki status. S obzirom na način klasifikacije ekološkog statusa kod fitoplanktona kao biološkog elementa u okviru grupe bioloških elemenata, na osnovu odabranih parametara fitoplanktona koje zahteva naš Pravilnik, ekološki status Zasavice se može okarakterisati kao dobar, jer se kao konačna klasa ovog biološkog elementa uzima prosečna klasa na koju upućuju pojedinačni parametri.

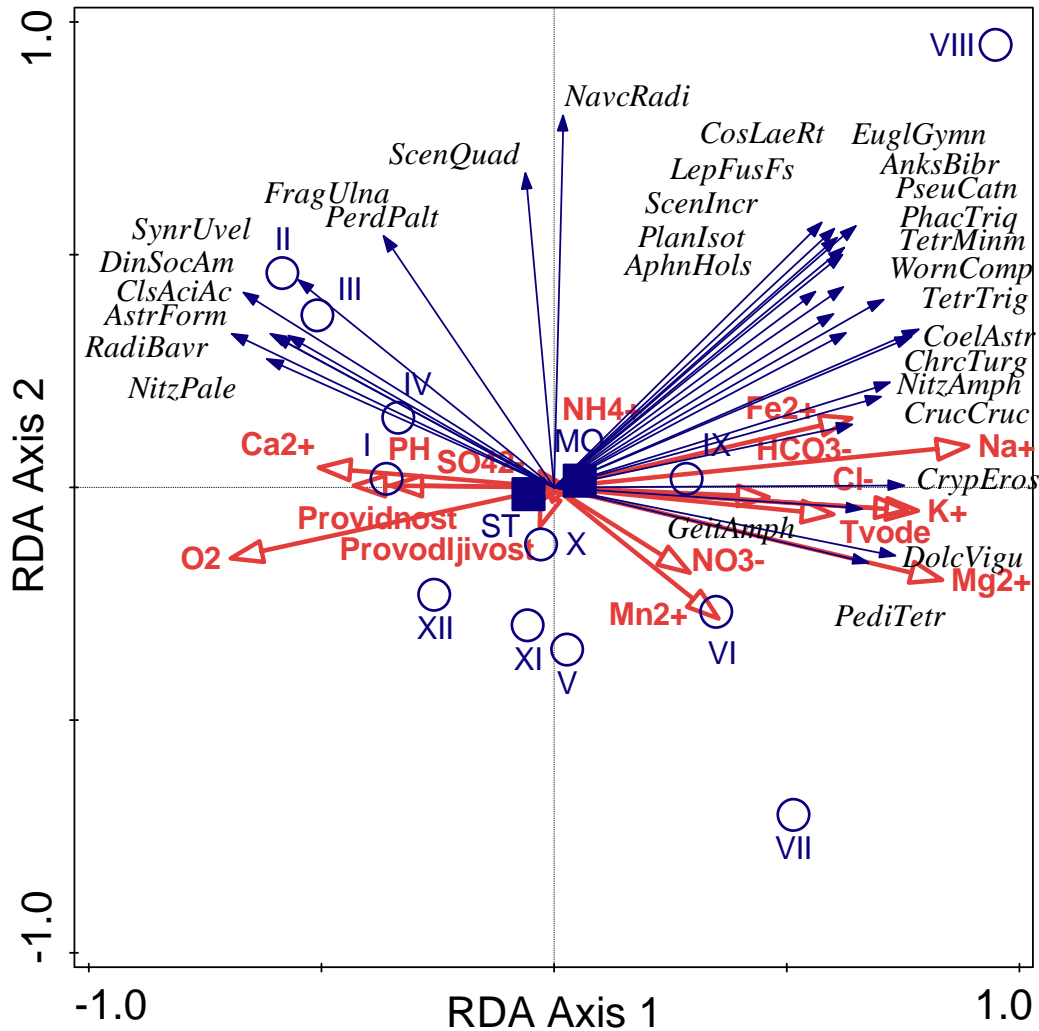
4.4.9. Multivarijantne analize fitoplanktona

Detrendovana korespondentna analiza (DCA) biomase taksona fitoplanktona i sredinskih faktora pokazala je da dužina gradijenta iznosi 2,7 standardne devijacije (SD), što znači da se za analizu ovog odnosa predlaže linearna metoda. Zato je izabrana analiza redundantnosti (RDA) kako bi se sagledala vremenska i prostorna distribucija biomase taksona fitoplanktona u zavisnosti od sredinskih faktora. Podaci o biomasi taksona su transformisani logaritmovanjem, a dodatno je u analizi korišćeno i centriranje i standardizovanje podataka. Upotrebom “*interactive forward selection*“ opcije, koncentracija Na^+ jona izdvojena je kao najznačajnija za opisivanje rasporeda i dinamike biomase taksona fitoplanktona, međutim, na graficima su prikazani i mnogi drugi sredinski parametri iz analize kako bi se mogao sagledati i njihov odnos sa taksonima fitoplanktona. Pored toga, u ovoj analizi, lokaliteti i meseci korišćeni su kao pomoćne ili dodatne varijable. Pomenuta analiza prikazana je na Grafiku 4.36. na kojem je, od ukupno 202 taksona detektovana prilikom kvantitativne analize fitoplanktona, predstavljeno samo 30 taksona koji najbolje odgovaraju postavljenom rasporedu sredinskih varijabli, jer bi prikaz svih taksona isuviše „opteretio“ grafik.

Potom je ova analiza, sa istim sredinskim parametrima, ponovljena još četiri puta, ali je u svakoj narednoj analizi biomasa taksona bila organizovana na drugačiji način. U prvom slučaju biomasa pojedinačnih taksona organizovana je u biomasu razdela (Grafik 4.37.), u drugom slučaju biomasa pojedinačnih taksona organizovana je u biomasu funkcionalnih grupa - kodona (Grafik 4.38.), u trećem slučaju organizovana je u biomasu morfo-funkcionalnih grupa (Grafik 4.39.) i u poslednjem slučaju biomasa pojedinačnih taksona organizovana je u biomasu funkcionalnih grupa zasnovanih na morfologiji (Grafik 4.40.).

Grafik 4.36., kao što je rečeno, prikazuje odnos biomase pojedinačnih taksona i sredinskih faktora. U ovoj analizi, prve dve ose objašnjavaju 21,83% ukupne varijabilnosti podataka (prva osa: 14,13%; druga osa: 7,7%). Monte Carlo permutacioni test ukazuje da su sredinske varijable značajno korelisane sa prvom osom ($P = 0,014$), ali ni značajnost korelacije sa svim osama nije mala ($P = 0,028$). Prva osa pozitivno je korelisana sa koncentracijom Na^+ ($r = 0,87$), Mg^{2+} ($r = 0,82$), K^+ ($r = 0,77$), dok je negativno korelisana sa koncentracijom O_2 ($r = -0,68$). Druga osa nema veliki značaj, pa

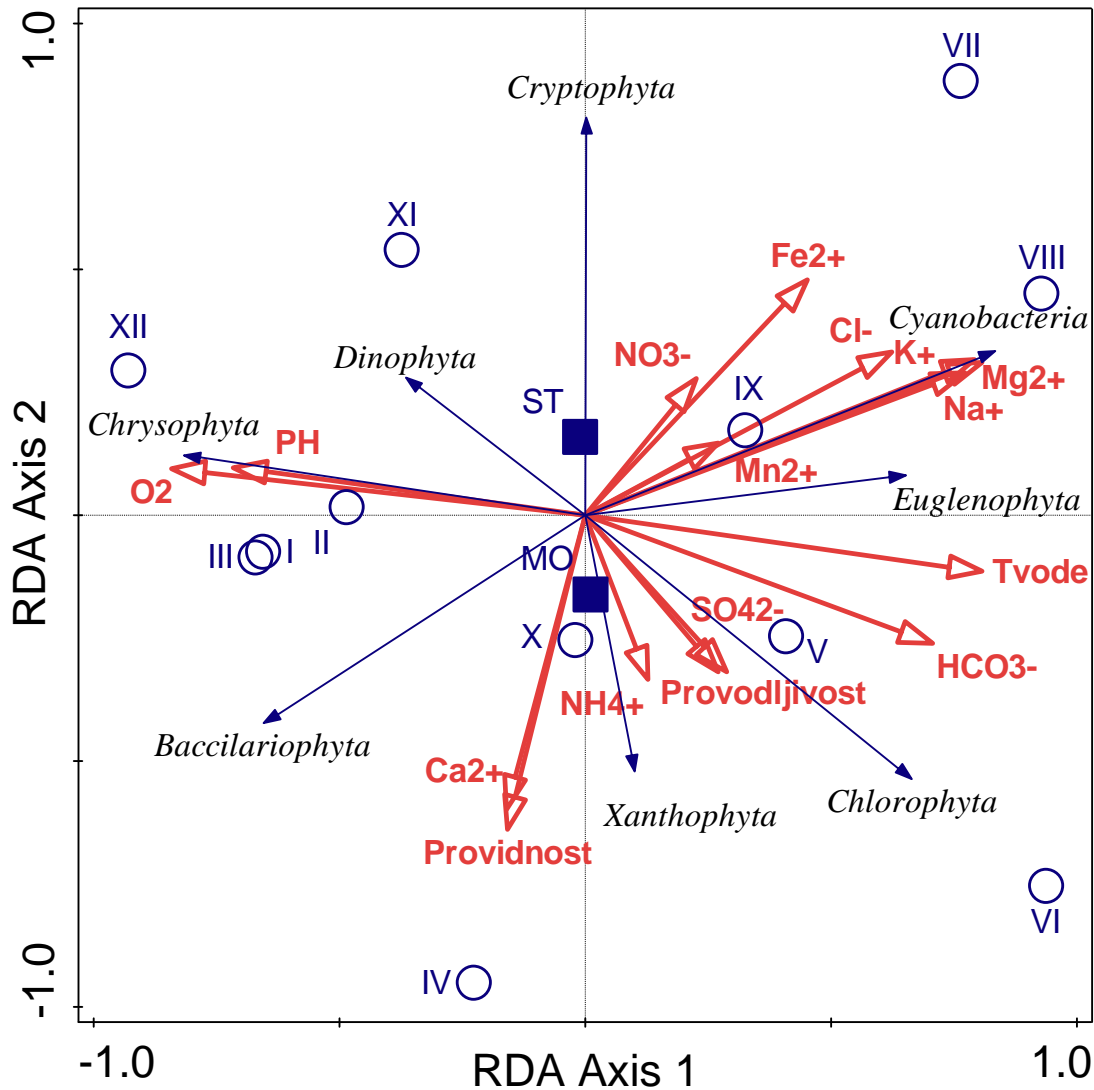
tako samo koncentracija Mn^{2+} jona pokazuje značajniju, iako malu, negativnu korelaciju sa drugom osom grafika ($r = -0,29$).



Grafik 4.36. Analiza redundantnosti (RDA) biomase pojedinačnih taksona fitoplanktona i sredinskih faktora.

Druga analiza redundantnosti (Grafik 4.37.) prikazuje odnos biomase razdela i sredinskih faktora. Ova analiza objašnjava 55,03% ukupne varijabilnosti podataka uz pomoć prve dve ose (prva osa: 34,99%; druga osa: 20,04%). Sredinske varijable značajno korelišu sa prvom osom ($P = 0,004$), ali je i značajnost korelacije sa svim osama značajna ($P = 0,008$). Prva osa i u ovoj analizi ima veći uticaj na raspored biomase razdela u odnosu na drugu osu prikazanu na grafiku, pa pozitivnu korelaciju pokazuje sa temperaturom vode ($r = 0,80$), koncentracijom Mg^{2+} ($r = 0,80$),

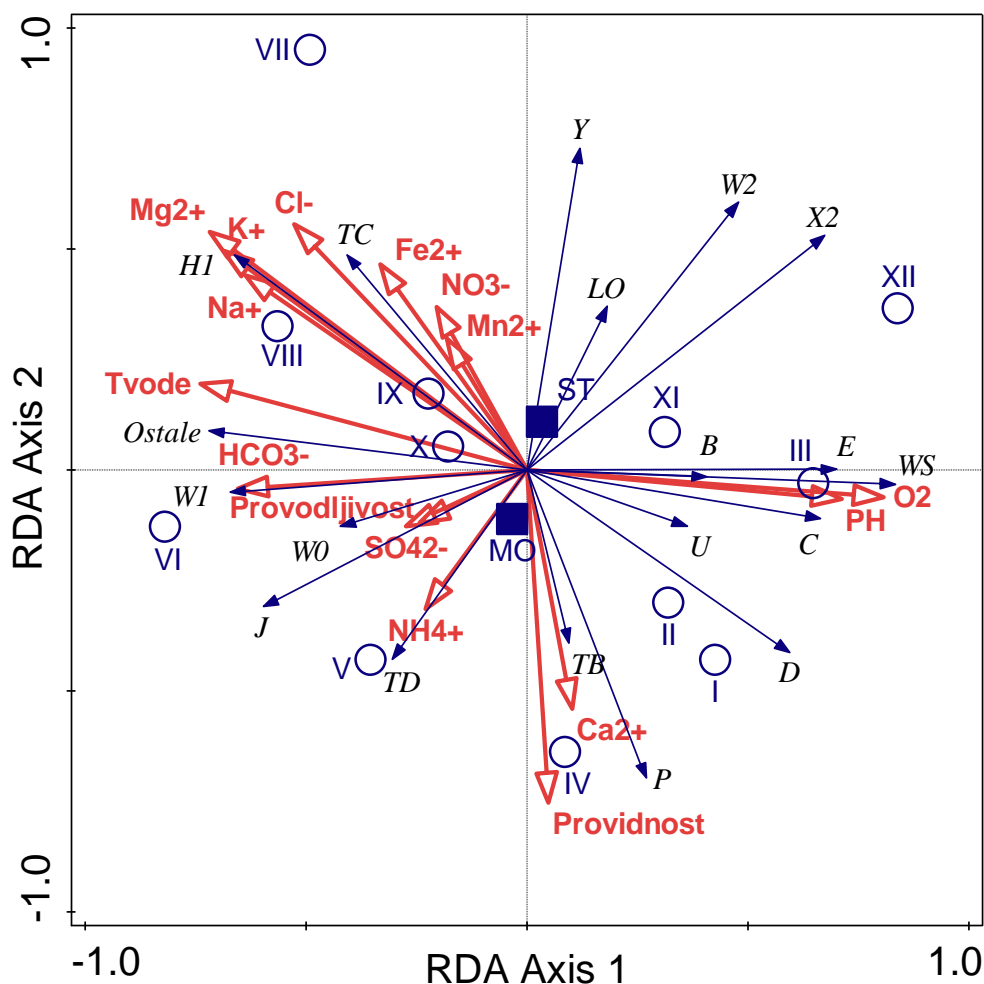
K^+ ($r = 0,78$) i Na^+ ($r = 0,76$) jona, dok je negativno korelisana sa koncentracijom O_2 ($r = -0,83$). Druga osa pokazuje negativnu korelaciju sa providnošću vode ($r = -0,60$) i sa koncentracijom Ca^{2+} jona ($r = -0,56$).



Grafik 4.37. Analiza redundantnosti (RDA) biomase razdela fitoplanktona i sredinskih faktora.

Odnos biomase funkcionalnih grupa (FG) i sredinskih faktora prikazan je na Grafiku 4.38. Ovom analizom prve dve ose objašnjavaju 43,25% ukupne varijabilnosti podataka (prva osa: 27,82%; druga osa: 15,43%). Sredinske varijable su značajno korelisane sa prvom osom ($P = 0,004$), dok je značajnost korelacije sredinskih varijabli sa svim osama još značajnija ($P = 0,002$). Koncentracija kiseonika (O_2) pozitivno je

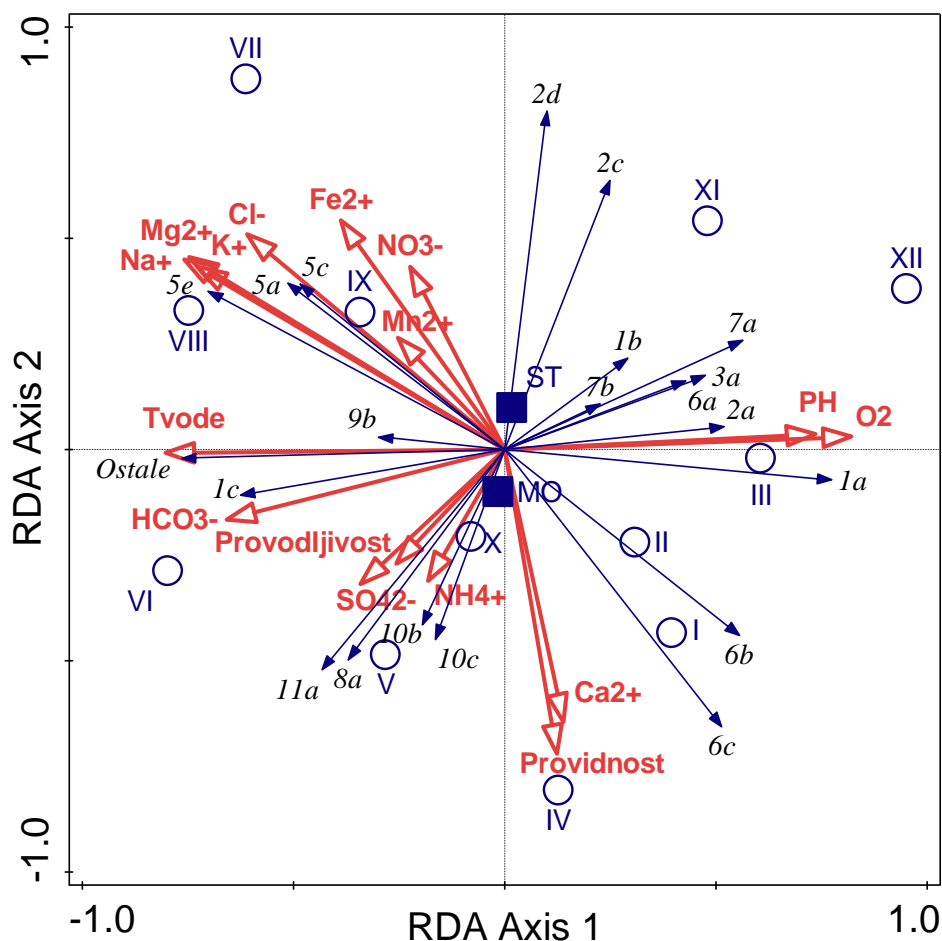
korelisana sa prvom osom ($r = 0,80$), dok temperatura vode ($r = -0,73$) i koncentracija Mg^{2+} jona ($r = -0,71$) negativno korelišu sa prvom osom. U ovoj analizi, druga osa značajno negativno koreliše sa providnošću vode ($r = -0,73$).



Grafik 4.38. Analiza redundantnosti (RDA) biomase funkcionalnih grupa (FG) fitoplanktona i sredinskih faktora.

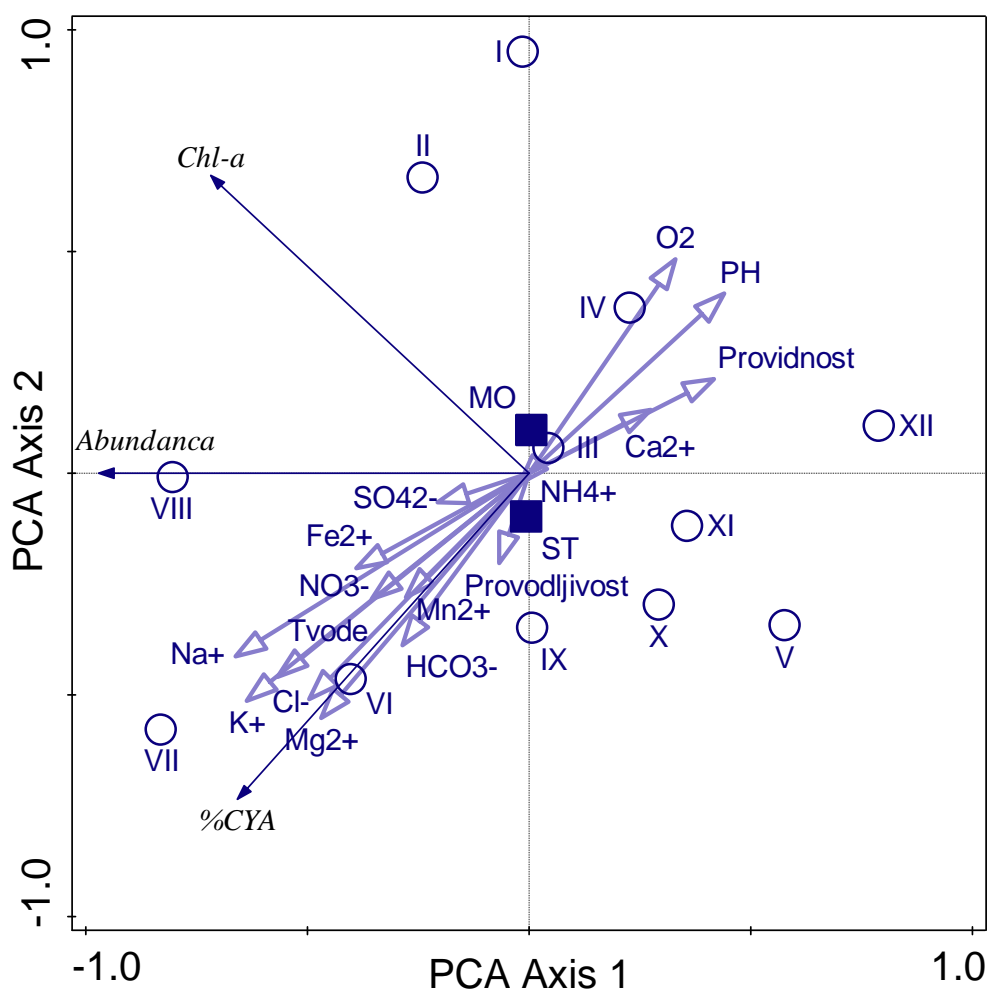
Uticaj sredinskih faktora na biomasu morfo-funkcionalnih grupa fitoplanktona (MFG) prikazana je na Grafiku 4.39. Prve dve ose u ovoj analizi mogu objasniti 38,27% ukupne varijabilnosti podataka (prva osa: 22,96%; druga osa: 15,31%). Monte Carlo permutacioni test ukazuje da je prva osa značajno korelisana sa sredinskim faktorima ($P = 0,002$), a značajnost korelacije je ista i sa svim osama ($P = 0,002$). Prva osa pozitivno je korelisana sa koncentracijom O_2 ($r = 0,81$) i pH vrednošću ($r = 0,73$), dok negativno koreliše sa temperaturom vode ($r = -0,80$), koncentracijom Mg^{2+} ($r = -0,75$),

K^+ ($r = -0,74$) i Na^+ ($r = -0,72$) jona. Druga osa pokazuje značajnu negativnu korelaciju sa providnošću vode ($r = -0,70$) i koncentracijom Ca^{2+} ($r = -0,63$) jona.



Grafik 4.39. Analiza redundantnosti (RDA) biomase morfo-funkcionalnih grupa (MFG) fitoplanktona i sredinskih faktora.

Na Grafiku 4.40. prikazan je odnos biomase funkcionalnih grupa zasnovanih na morfologiji (MBFG) i sredinskih varijabli. Prve dve ose u ovoj analizi objašnjavaju najveći procenat ukupne varijabilnosti podataka (62,69%) u poređenju sa svim prethodnim analizama (prva osa: 44,48%; druga osa: 18,21%). Sredinske varijable su značajno korelisane sa prvom osom ($P = 0,008$), dok je značajnost korelacije sredinskih varijabli sa svim osama još značajnija ($P = 0,004$). Koncentracija kiseonika (O_2) izdvaja se kao parametar koji pozitivno koreliše sa prvom osom ($r = 0,75$), dok je ova osa u negativnoj korelaciji sa koncentracijom Mg^{2+} ($r = -0,83$), K^+ ($r = -0,83$), Na^+ ($r = -0,81$) jona i temperaturom vode ($r = -0,76$). Druga osa u ovoj analizi negativno je korelisana



Grafik 4.41. Analiza glavnih komponenti (PCA) tri parametra fitoplanktona koje zahteva Pravilnik Republike Srbije i sredinskih faktora.

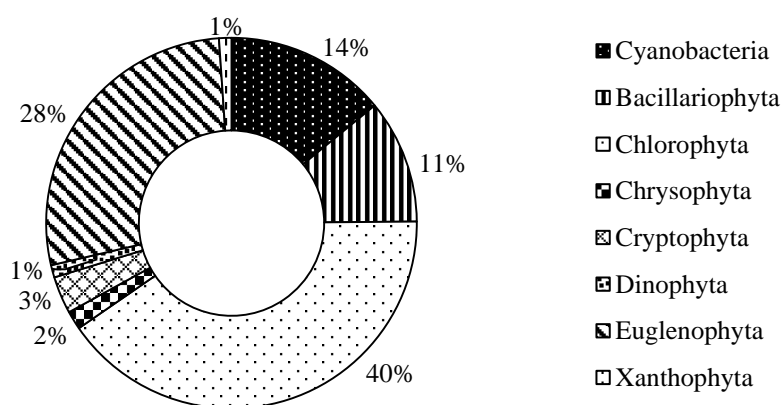
Prva osa ove analize pokazuje blagu pozitivnu korelaciju sa pH vrednošću ($r = 0,44$) i providnošću vode ($r = 0,42$), dok je negativno korelisana sa koncentracijom Na^+ ($r = -0,66$) i K^+ ($r = -0,64$) jona i temperaturom vode ($r = -0,57$). Za drugu osu je najznačajnija negativna korelacija sa koncentracijom Mg^{2+} jona ($r = -0,55$). Parametar „abundanca fitoplanktona” pozitivno je korelisan i sa parametrom „hlorofil *a*” i sa parametrom „procenat biomase Cyanobacteria”. Međutim, „hlorofil *a*” i „procenat biomase Cyanobacteria” ne pokazuju značajnu međusobnu korelaciju. Pored toga, avgust je mesec koji se odlikuje visokim vrednostima sva tri pomenuta parametra.

4.5. Metafiton Zasavice

Metafitonska zajednica je na oba lokaliteta bila razvijena od aprila do jula. U ovoj zajednici ukupno je zabeleženo 185 taksona od čega je 65 taksona zajedničko za oba lokaliteta (Tabela 4.3.), što je oko trećina ukupno zabeleženih taksona u metafitonu. Lokalitet 1 odlikuje se većim diverzitetom, jer ima 96 taksona koji se ne pojavljuju na Lokalitetu 2, dok je za Lokalitet 2 karakteristično 24 taksona koji se ne pojavljuju na Lokalitetu 1 (Tabela 4.3.).

U metafitonu Zasavice ukupno je zabeleženo (Grafik 4.42.):

- 26 taksona Cyanobacteria (11 zajedničkih za oba lokaliteta),
- 20 taksona Bacillariophyta (13 zajedničkih za oba lokaliteta),
- 75 taksona Chlorophyta (24 zajedničkih za oba lokaliteta),
- 3 taksona Chrysophyta (1 zajednički za oba lokaliteta),
- 6 taksona Cryptophyta (3 zajedničkih za oba lokaliteta),
- 2 taksona Dinophyta (0 zajedničkih za oba lokaliteta),
- 51 takson Euglenophyta (12 zajedničkih za oba lokaliteta),
- 2 taksona Xanthophyta (1 zajednički za oba lokaliteta).

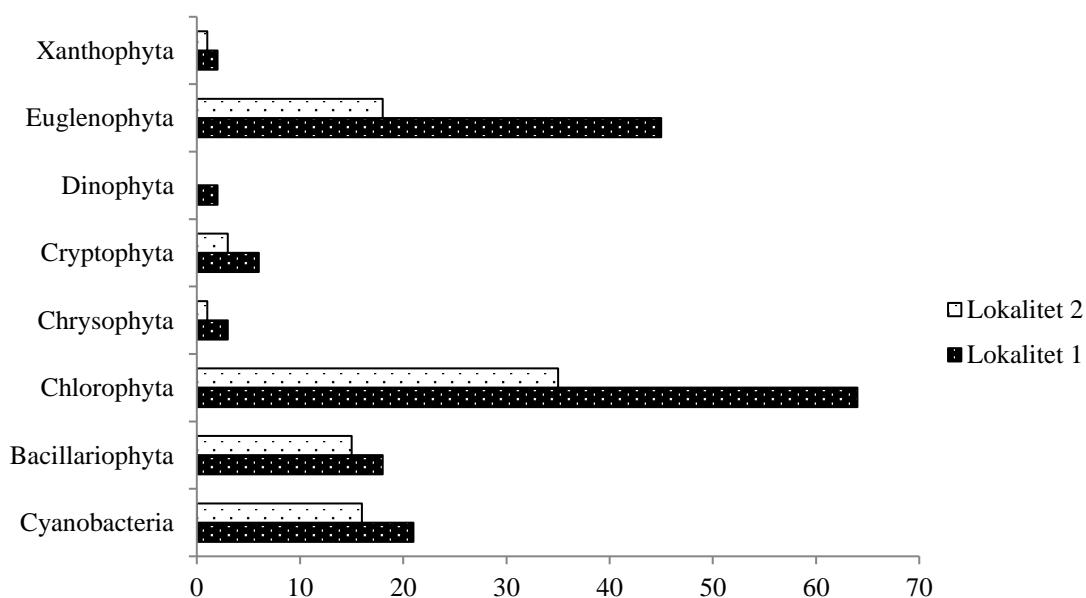


Grafik 4.42. Procentualna zastupljenost razdela u zajednici metafitona Zasavice po broju zabeleženih taksona za ceo period istraživanja.

Ukupno u metafitonskoj zajednici po broju taksona na oba lokaliteta ističe se, kao i u fitoplanktonu, razdeo Chlorophyta (40%). Razlika u odnosu na fitoplankton je što su drugi i treći razdeo po broju zabeleženih taksona razdeli Euglenophyta (28%) i

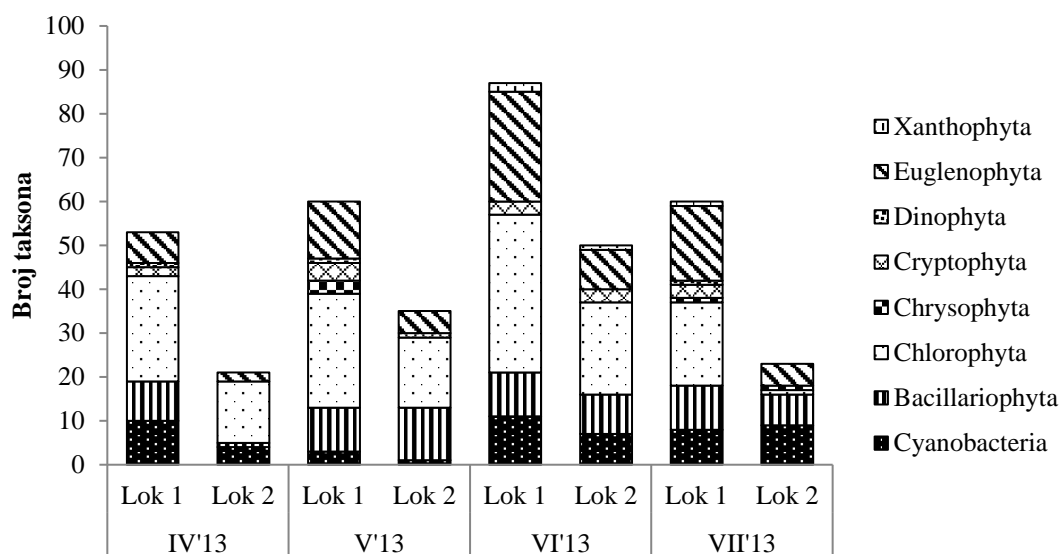
Cyanobacteria (14%), pa tek onda Bacillariophyta (11%). Ostali razdeli su zastupljeni sa malim brojem taksona (Grafik 4.42.). Mogući razlog smanjenog diverziteta silikatnih algi u metafitonu je što uzorci metafitona nisu podvrgnuti laboratorijskoj metodi „spaljivanja uzoraka“, pa samim tim i detaljnijoj analizi silikatnih algi.

Svi razdeli imaju veći diverzitet taksona na Lokalitetu 1, a razlike su najveće kod razdela Chlorophyta (29 taksona) i Euglenophyta (27 taksona) (Grafik 4.43.).



Grafik 4.43. Ukupan broj zabeleženih taksona po razdelima na oba lokaliteta u zajednici metafitona za period istraživanja.

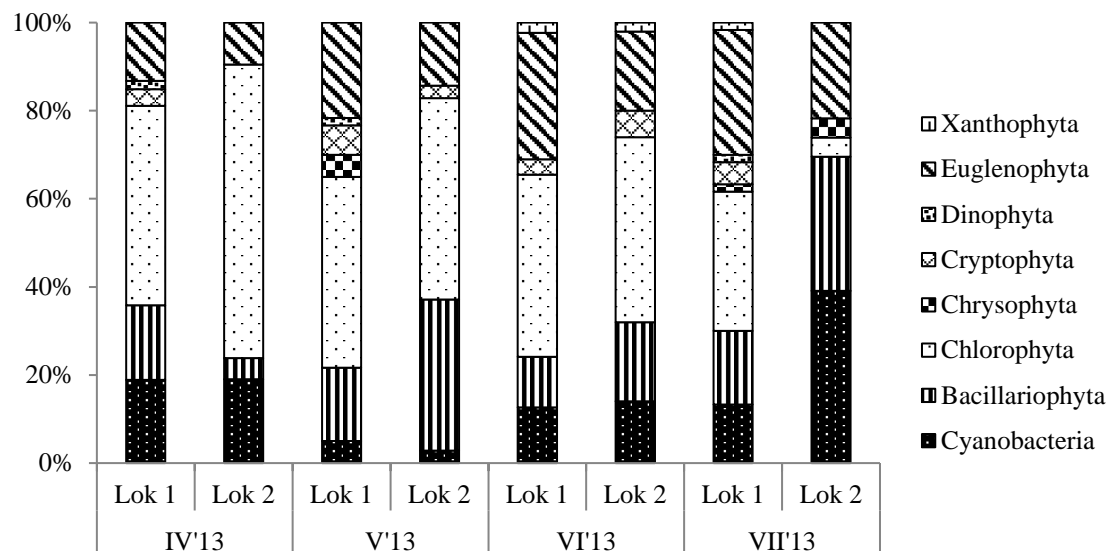
Broj zabeleženih taksona svih razdela u zajednici metafitona po mesecima na oba lokaliteta predstavljen je na Grafiku 4.44. Najveći broj taksona zabeležen je u junu na Lokalitetu 1 (87 taksona), dok je najmanji broj taksona zabeležen u aprilu na Lokalitetu 2 (21 takson). Generalno, u svim mesecima kad se metafiton razvija, na Lokalitetu 1 se zapaža veći diverzitet, a razlike u broju prisutnih taksona među lokalitetima se kreću od 25 u maju, preko 32 u aprilu do 37 u junu i julu. Broj taksona raste na oba lokaliteta od aprila do juna, da bi opao u julu (Grafik 4.44.).



Grafik 4.44. Broj zabeleženih taksona svih razdela na oba lokaliteta u zajednici metafitona Zasavice po mesecima tokom perioda istraživanja.

Razdeo Cyanobacteria (Grafik 4.44.) ima najveći diverzitet taksona u junu na Lokalitetu 1 (11), dok je najmanji diverzitet zabeležen u maju na lokalitetu 2 (1 takson). Rod *Phormidium* je i u metafitonu, kao i u fitoplanktonu, rod sa najvećim brojem taksona (4). Bitno je spomenuti da su na Lokalitetu 1 primećene i invazivne, a u isto vreme i potencijalno toksične vrste cijanobakterija među kojima su najznačajnije *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Sphaerospermopsis aphanizomenoides* i *Raphidiopsis mediterranea*. Broj taksona u okviru razdela Bacillariophyta (Grafik 4.44.) je prilično ujednačen u svim uzorcima sa izuzetkom aprila na Lokalitetu 2, gde je zabeležen najmanji broj taksona (1). Najveći broj taksona ovog razdela zabeležen je u maju na Lokalitetu 2. Rod sa najvećim brojem zabeleženih taksona je *Fragilaria* (5). Razdeo Chlorophyta je dominantan po broju prisutnih taksona u svim uzorcima metafitona, sem u julu na Lokalitetu 2 (Grafik 4.44.). Najveći broj taksona u okviru ovog razdela zabeležen je u junu na Lokalitetu 1 (36), a najmanji u julu na Lokalitetu 2 (1). Sa najvećim brojem taksona izdvajaju se rodovi *Scenedesmus* (15) i *Cosmarium* (9). Broj taksona unutar razdela Euglenophyta (Grafik 4.44.) je najveći u junu na Lokalitetu 1 (25), a najmanji u aprilu na Lokalitetu 2 (2). Najveći broj zabeleženih taksona broji rod *Trachelomonas* (19), a ne zaostaju ni rodovi *Euglena* i *Phacus* (po 13 taksona). Razdeli Chrysophyta, Cryptophyta, Dinophyta i Xanthophyta zastupljeni su sa malim brojem taksona (Grafik 4.44.) u svim uzorcima na oba lokaliteta (u rasponu od 0 do 4 taksona).

Procentualni udeo svih razdela u zajednici metafitona na osnovu broja prisutnih taksona po mesecima na oba lokaliteta prikazan je na Grafiku 4.45.



Grafik 4.45. Procentualni udeo svih razdela u zajednici metafitona Zasavice na osnovu broja prisutnih taksona po mesecima na oba lokaliteta.

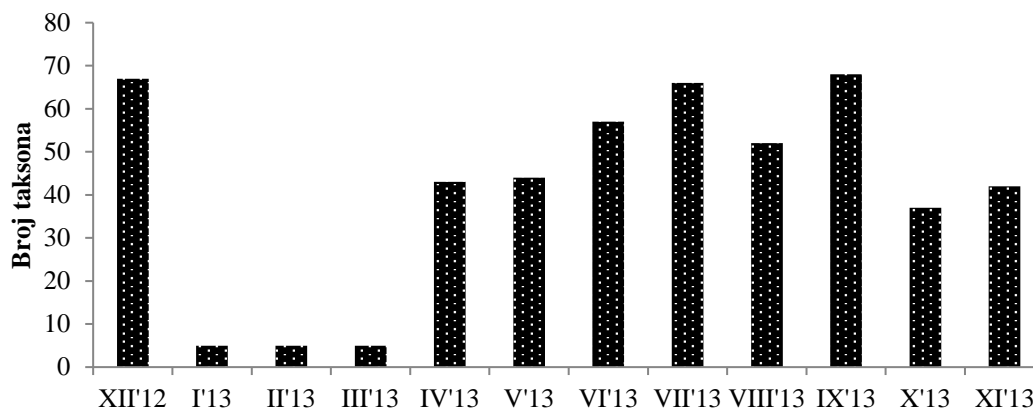
Procentualno je u svim uzorcima metafitona na oba lokaliteta najviše zastupljen razdeo Chlorophyta (do čak 67% na Lokalitetu 2 u aprilu) sa izuzetkom jula na Lokalitetu 2 gde zauzima samo 4% (Grafik 4.45.). Najveći udeo ovog razdela u uzorku se ne poklapa sa najvećim diverzitetom ovog razdela koji je zabeležen u junu na Lokalitetu 1, jer je u aprilu zabeležen i manji diverzitet ostalih razdela. Udeo razdela Cyanobacteria po broju taksona (Grafik 4.45.) kreće se u rasponu od 3% u maju na Lokalitetu 2 do 39% u julu na istom lokalitetu. Ni kod ovog razdela se ne poklapa najveći udeo u zajednici sa najvećim diverzitetom, jer je u mesecu julu sa najvećim udelom ovog razdela smanjen diverzitet ostalih taksona. Udeo razdela Bacillariophyta po broju taksona (Grafik 4.45.) u zajednici metafitona najveći je u maju na Lokalitetu 2 (34%), a najmanji u aprilu (5%) na istom lokalitetu. Procentualna zastupljenost razdela Euglenophyta po broju vrsta je takođe značajna u svim uzorcima (Grafik 4.45.). Najveći udeo u zajednici zabeležen je u junu i julu (28%) na Lokalitetu 1, dok se najmanji udeo beleži u aprilu na Lokalitetu 2 (9%). Ostali razdeli (Chrysophyta, Cryptophyta, Dinophyta i Xanthophyta) ne zauzimaju značajan procenat u zajednici metafitona na oba lokaliteta ni u jednom uzorku (Grafik 4.45.).

Bitno je naglasiti da su prilikom kvalitativne analize i uzoraka metafitona i uzoraka fitoplanktona u svim sezonama primećeni i mnogobrojni predstavnici zooplanktonske zajednice, posebno u uzorcima od aprila do oktobra.

4.6. Silikatne alge epilitske zajednice Zasavice

4.6.1. Kvalitativna analiza silikatnih algi epilitske zajednice

U okviru epilitske zajednice Zasavice na Lokalitetu 1 zabeleženo je prisustvo ukupno 134 taksona silikatnih algi (Tabela 4.3.) razvrstanih u 48 rodova. Broj prisutnih taksona u pojedinačnim uzorcima kretao se u rasponu od 37 (oktobar) do 68 (septembar), ako izuzmemo izuzetno mali broj taksona zabeležen u januaru, februaru i martu (po 5 taksona), što odstupa od očekivane situacije (Grafik 4.46.). Moguć razlog veoma malog broja zabeleženih taksona u ovim uzorcima, koji su bili i isključeni iz kvantitativne analize zbog nedovoljne gustine silikatnih algi, je greška prilikom prikupljanja uzoraka, njihove pripreme i/ili pravljenja trajnih preparata. Na prvom mestu, ono što je moglo usloviti nedovoljan broj silikatnih algi u januarskom uzorku je neadekvatan odabir kamenova za analizu. Naime, u januaru je došlo do porasta nivoa vode na Lokalitetu 1 za 0,4 m u odnosu na nivo u decembru, što je dovelo do potapanja priobalnog kamenja koje do tada nije bilo pod vodom. Nedovoljno vremena za naseljavanje kamenite podloge silikatnim algama je moguć razlog izuzetno malog broja individua u datom uzorku, pogotovo ako se uzme u obzir da je u pitanju zimski mesec kada je i sam proces kolonizacije usporen. U februaru nivo vode ne odstupa od januarskog nivoa, a u martu nivo vode čak i opada u odnosu na februarski, ali je i u slučaju ovih uzoraka moguće da je izabrano kamenje nedovoljno naseljeno silikatnim algama. Drugi moguć razlog nedovoljne gustine silikatnih algi u ova tri uzorka je što se tokom ispiranja uzoraka destilovanom vodom moglo desiti da su skoro sve silikatne alge izvučene iz uzorka, pa ih nije ostalo dovoljno za pravljenje trajnih preparata.



Grafik 4.46. Mesečna dinamika broja zabeleženih taksona epilitskih silikatnih algi na Lokalitetu 1 tokom perioda istraživanja.

Po broju detektovanih taksona izdvajaju se sledeći rodovi: *Gomphonema* (18), *Navicula* (18), *Nitzschia* (10), *Cymbella* (9) i *Fragilaria* (7) (Tabela 4.3.). Neki od taksona koji se pojavljuju u svim analiziranim uzorcima su: *Achnantheidium minutissimum*, *Amphora pediculus*, *Navicula veneta*, *Halamphora montana*, *H. veneta*, *Nitzschia amphibia*, *Planothidium frequentissimum*. Veliki broj taksona je čest, ali izostaje iz jednog ili dva uzorka. Neki od njih su: *Achnantheidium exiguum*, *Amphora copulata*, *Cocconeis placentula* var. *lineata*, *Cymbella hustedtii*, *Fragilaria biceps*, *Gomphonema acuminatum*, *Navicula antonii*, *Nitzschia frustulum*. Pored čestih taksona, tu su i oni koji se pojavljuju samo u jednom uzorku: *Platessa lutheri*, *Cocconeis pediculus*, *Diploneis marginestriata*, *Craticula subminuscula*, *Stauroneis separanda*, *Staurosira venter* i mnogi drugi.

Kvalitativnom analizom epilitskih silikatnih algi u Zasavici zabeleženo je i prisustvo jedne potencijalno invazivne vrste, *Diadesmis confervacea*, i to gotovo u svim uzorcima (izuzev janskog, avgustovskog i oktobarskog uzorka).

4.6.2. Kvantitativna analiza silikatnih algi epilitske zajednice

Posmatrajući procentualnu zastupljenost taksona u pojedinačnim uzorcima epilitske zajednice silikatnih algi, zapaža se da se u najvećem broju uzoraka po brojnosti izdvajaju taksoni *Amphora pediculus* i *Planothidium frequentissimum*, bilo da su dominantni ili subdominantni ili su u uzorku značajni i zastupljeni sa >5%. Značajan

procentualni udeo u pojedinim uzorcima, pored ove dve vrste, imaju i *Gomphonema pumilum* var. *rigidum*, *Amphora copulata*, *Achnanthidium exiguum*, *A. minutissimum*, *Nitzschia frustulum* i *Navicula veneta*. Za svaki pojedinačni uzorak dominantni i subdominantni taksoni, kao i značajni taksoni čija je zastupljenost >5%, prikazani su u Tabeli 4.14.

Tabela 4.14. Dominantni, subdominantni i značajni taksoni čija je zastupljenost >5% u svim uzorcima epilitske zajednice silikatnih algi.

Uzorak	Dominantan takson (%)	Subdominantan takson (%)	Taksoni koji su zastupljeni sa >5% (%)
XII	<i>Nitzschia frustulum</i> (14,5)	<i>Planothidium frequentissimum</i> (12,25)	<i>Halamphora montana</i> (10,5), <i>Nitzschia abbreviata</i> (8), <i>Amphora pediculus</i> (7,75), <i>Navicula veneta</i> (7), <i>Nitzschia bulnheimiana</i> (6,75)
IV	<i>Gomphonema pumilum</i> var. <i>rigidum</i> (25,25)	<i>Amphora pediculus</i> (7,75), <i>Fragilaria biceps</i> (7,75)	<i>Fragilaria dilatata</i> (7), <i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (6,75), <i>Aulacoseira granulata</i> (5,25)
V	<i>Amphora copulata</i> (21,25)	<i>Navicula veneta</i> (10,75)	<i>Navicula radiosa</i> (9), <i>Fragilaria vaucheriae</i> (7,5), <i>Amphora affinis</i> (6,5), <i>Amphora pediculus</i> (6)
VI	<i>Planothidium frequentissimum</i> (27,5)	<i>Amphora copulata</i> (11)	<i>Amphora pediculus</i> (7,75), <i>Navicula veneta</i> (6,5), <i>Achnanthidium minutissimum</i> (5,25)
VII	<i>Amphora pediculus</i> (52,75)	<i>Planothidium frequentissimum</i> (19)	
VIII	<i>Amphora pediculus</i> (24,25)	<i>Achnanthidium minutissimum</i> (14,5)	<i>Planothidium frequentissimum</i> (12,5), <i>Nitzschia frustulum</i> (8,75), <i>Nitzschia amphibia</i> (8), <i>Navicula veneta</i> (5,75), <i>Nitzschia inconspicua</i> (5,5)
IX	<i>Amphora pediculus</i> (23)	<i>Planothidium frequentissimum</i> (16,75)	<i>Navicula veneta</i> (14,25), <i>Achnanthidium exiguum</i> (8), <i>Nitzschia frustulum</i> (6)
X	<i>Amphora pediculus</i> (37)	<i>Planothidium frequentissimum</i> (18)	<i>Achnanthidium minutissimum</i> (10,25)
XI	<i>Achnanthidium exiguum</i> (18,75)	<i>Planothidium frequentissimum</i> (14,5)	<i>Amphora pediculus</i> (10,5), <i>Nitzschia amphibia</i> (8,5), <i>Nitzschia frustulum</i> (6,25)

4.6.3. Dijatomni indeksi

Rezultati kvantitativne analize silikatnih algi uneti su u program OMNIDIA, uz pomoć koga su za svaki uzorak dobijene vrednosti 17 dijabotomnih indeksa prikazanih u Tabeli 4.15. (u tabeli su dodatno prikazane i vrednosti parametra %PT koje računa program OMNIDIA). Kao što je već naznačeno, na osnovu vrednosti dijabotomnih indeksa može se proceniti i kvalitet vode određenog uzorka, što je prikazano odgovarajućom bojom u istoj tabeli na osnovu prethodno opisanih skala (Tabele 3.7. i 3.8.).

Na osnovu rezultujućih vrednosti najvećeg broja dijabotomnih indeksa (Tabela 4.15.) može se videti da je voda Zasavice uglavnom srednjeg kvaliteta na osnovu silikatnih algi kao indikatora stanja vodene sredine. Prosečne vrednosti DESCY i IDSE/5 indeksa ukazuju na dobar kvalitet vode, dok se na osnovu prosečnih vrednosti TDI, DI-CH, LOBO i TID indeksa voda Zasavice klasifikuje kao loša. Prosečna vrednost TDI indeksa govori da je u vodi Zasavice prisutna povišena koncentracija nutrijenata (prvenstveno nitrata i fosfata), a u pojedinim mesecima rezultati ukazuju i na veoma visoku koncentraciju istih. Procenat pokretnih taksona tolerantnih na zagađenje (%PT), kao mera pouzdanosti za TDI indeks, ukazuje da organsko opterećenje nema velikog uticaja na eutrofikaciju ovog vodenog ekosistema (sa izuzetkom decembarskog uzorka), već da je za eutrofikaciju presudna koncentracija nutrijenata. Generalno, na osnovu dijabotomnih indeksa, prvenstveno TDI i TID indeksa, može se zaključiti da u Zasavici postoji povećana koncentracija nutrijenata, što potvrđuju i rezultati hemijske analize njene vode (Tabela 4.1.). Sa druge strane, organsko opterećenje je neznatno do umereno što potvrđuju na prvom mestu vrednosti indeksa WAT, SID i SLA, ali i IPS i IBD, a ovakva procena se poklapa i sa rezultatima saprobiološke analize fitoplanktona (Grafik 4.29.).

Tabela 4.15. Vrednosti dijatomnih indeksa pojedinačnih uzoraka tokom celog perioda istraživanja i izdvojene prosečne vrednosti svakog indeksa, obeležene odgovarajućom bojom koja ukazuje na određeni kvalitet vode.

Dijatomi indeksi	XII	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	Prosek
IPS	8,1	11,7	11,4	11,1	13,2	11	9,1	12,8	10,8	11,0
SLA	10,1	12,2	9,2	9,5	11,9	11,7	9,2	12,1	11,6	10,8
DESCY	13,5	15,3	15,4	14,6	18	14,8	15,7	16,7	12,7	15,2
IDAP	7,1	11,2	9,4	8,7	12,4	9,9	7,3	11,7	7,9	9,5
GENRE	7,5	12,9	10,6	11,9	10,3	9,1	10,7	10,1	11	10,5
CEE	8,8	16,6	12,6	12,6	14,7	12	10,5	13,5	12	12,6
SHE	10,8	14,7	13	9,9	11,3	12	10,4	11,5	11,9	11,7
WAT	9,9	14,4	12,3	12,3	15,6	13,7	12,1	15,1	9,8	12,8
TDI	86,4	60,7	68,4	72,6	91	78,7	77,6	81,4	66,5	75,9
%PT	22,3	2	2,5	3,3	2	15,3	7,8	7,5	11,3	8,2
IBD	7,3	12,2	12,6	11,9	13,8	12	10,5	13,4	10,6	11,6
DI-CH	8,2	10,4	9,5	7,5	7,8	8,2	7,1	8,6	8,9	8,5
EPI-D	12	13,3	11,3	12,6	14,2	13	11,2	14	13,1	12,7
IDP	10,5	10,7	10,3	10,1	11,9	12,1	11,2	12	11,9	11,2
LOBO	9,6	7,6	3,5	3,4	4,9	11,2	8,3	6,6	9,9	7,2
SID	11,6	14,4	13,3	11,7	12,2	11,9	10,2	12,3	12,9	12,3
TID	5	7,5	5,5	5,7	6,6	5,6	5	6,5	5,2	5,8
IDSE/5	3,2	3,45	2,92	3,09	3,58	3,56	3,06	3,61	3,48	3,3

4.6.4. Procena ekološkog statusa Zasavice na osnovu dijatomnih indeksa

Na osnovu Pravilnika jedini parametar koji se koristi pri proceni ekološkog statusa svih barsko-močvarnih ekosistema na osnovu bentosnih silikatnih algi, kao što je već napomenuto, je IPS dijatomni indeks.

Na osnovu prosečne vrednosti ovog indeksa (Tabela 4.16.) i njegovih vrednosti za pojedine klase ekološkog statusa barsko-močvarnih ekosistema po Pravilniku (Tabela 3.9.), voda Zasavice ima dobar ekološki status. Samo tokom dva meseca (decembar i septembar) vrednosti IPS indeksa ukazuju na umeren ekološki status, dok tokom svih ostalih meseci IPS dijatomni indeks ukazuje na dobar ekološki status Zasavice (Tabela 4.16.).

Tabela 4.16. Izdvojene vrednosti IPS dijatomnog indeksa označene bojom klase ekološkog statusa na koju upućuju po graničnim vrednostima iz Pravilnika.

	XII	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	Prosek
IPS	8,1	11,7	11,4	11,1	13,2	11	9,1	12,8	10,8	11,0

Iako prosečna vrednost IPS indeksa, kao i prosečne vrednosti većine drugih indeksa, ukazuju na srednji kvalitet vode, u slučaju Zasavice ove vrednosti odgovaraju dobrom ekološkom statusu iz razloga što se referentni uslovi za ovakav ekosistem razlikuju od referentnih uslova koji su karakteristični za potoke i brzotekuće reke. Sama priroda ovog vodenog ekosistema (relativno plitak, okarakterisan istovremeno i kao stajaći i sporotekući sistem, nalazi se u umereno kontinentalnoj klimatskoj zoni, sistem sa stabilnom dinamičkom ravnotežom između vodene makrofitske vegetacije i fitoplanktona) je takva da u njemu postoji neznatno organsko opterećenje, ali i neznatno povećana koncentracija nutrijenata kada je sistem stabilan, pa se samim tim u njemu i očekuje zajednica silikatnih algi koja je prilagođena ovakvim uslovima sredine i koja se razlikuje od zajednice karakteristične za referentne uslove u potocima i brzotekućim rekama. Zajednica silikatnih algi prilagođena na život u uslovima referentnog stanja barsko-močvarnog ekosistema karakteristična i za odličan ekološki status tih ekosistema, ustvari odgovara zajednici koja je karakteristična za klasu dobrog ekološkog statusa u slučaju potoka i brzotekućih reka. Samo male promene sastava

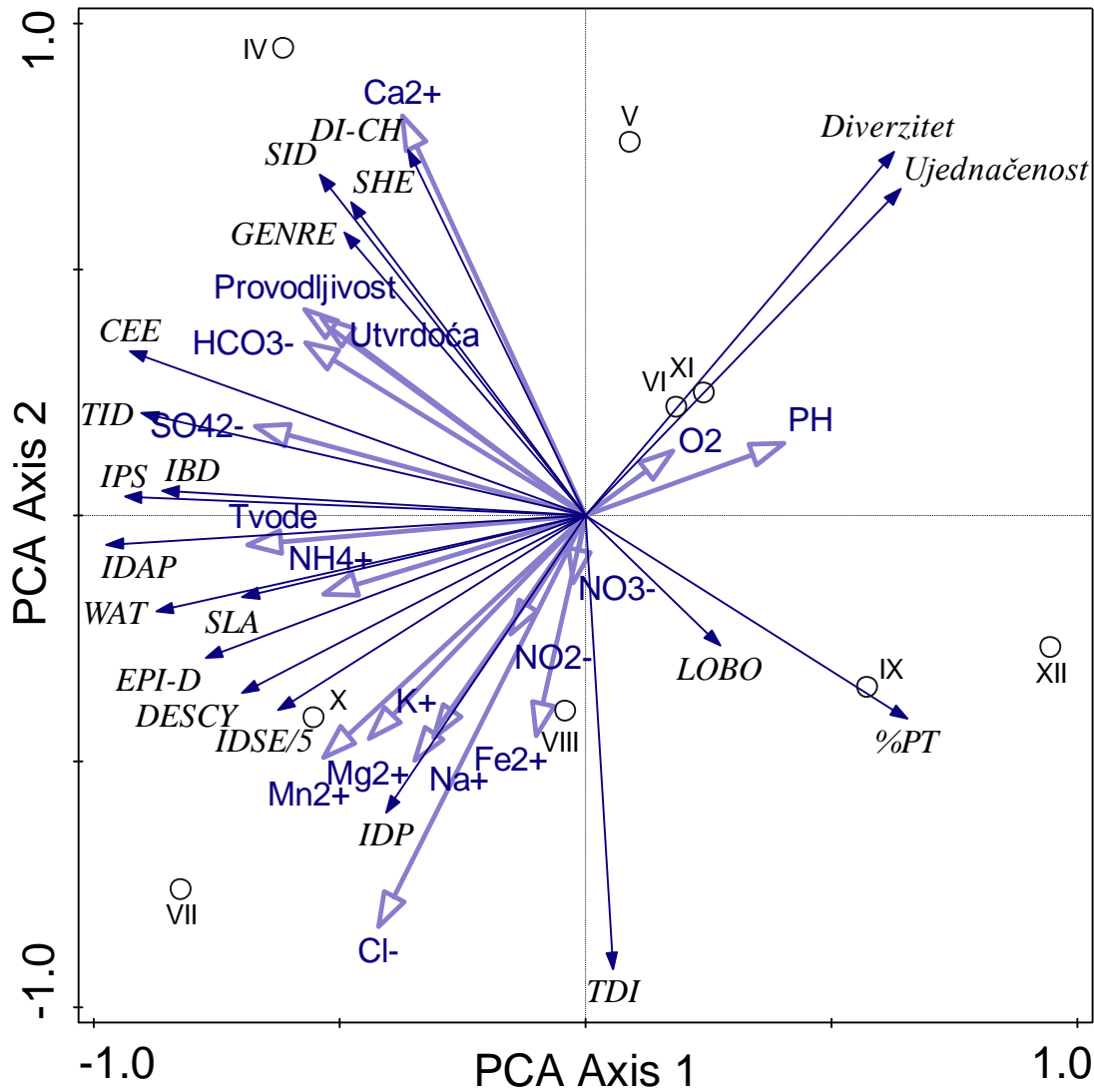
vrsta, promene njihovog procentualnog udela u zajednici, pa samim tim i vrednosti dijatomnih indeksa ukazuju na neznatno pogoršanje uslova, što odgovara klasi dobrog ekološkog statusa u ovakvim barsko-močvarnim sistemima, iako bi u potocima takva zajednica odgovarala klasi umerenog ekološkog statusa. Zbog svega toga, vrednosti relevantnih parametara koji bi u slučaju potoka i reka ukazivali na umeren ekološki status kod barsko-močvarnih ekosistema upućuju na dobar ekološki status.

4.6.5. Multivarijantna analiza dijatomnih indeksa

Za dijatomne indekse Zasavice urađena je i multivarijantna analiza podataka – PCA (eng. *Principal Component Analysis*) kako bi se sagledala korelacija između dobijenih indeksa, kao i njihov odnos sa relevantnim hemijskim parametrima (Grafik 4.47.). Međutim, urađena je i PCA analiza u kojoj je analiziran odnos vrednosti dijatomnih indeksa određenog meseca i vrednosti hemijskih parametara iz prethodnog meseca (Grafik 4.48.), zbog pretpostavke da je zajednici silikatnih algi, ipak, potrebno određeno vreme da odgovori na promene ekoloških faktora. Do sada je već dokumentovano da zajednica silikatnih algi mnogo bolje koreliše sa hemijskim parametrima merenim nekoliko nedelja pre samog sakupljanja ove zajednice (Taylor i sar., 2007). U slučaju dijatomnih indeksa dobijenih analizom epilitske zajednice silikatnih algi Zasavice prve dve ose na graficima u obe navedene analize objašnjavaju identičan procenat ukupne varijabilnosti podataka (70,64%), ali u analizi koja koristi hemijske parametre iz prethodnog meseca, oni pokazuju smisleniji raspored i veći stepen korelacije sa određenim indeksima.

U prvoj PCA analizi (Grafik 4.47.) prva osa negativno je korelisana sa temperaturom vode ($r = -0,69$), dok je druga osa pozitivno korelisana sa koncentracijom Ca^{2+} jona ($r = 0,81$), a negativno sa koncentracijom Cl^- jona ($r = -0,84$) (Grafik 4.47.). Sa grafika se može očitati i da IPS najveću vrednost ima u julu, a najmanju u decembru i septembru. Pored toga, svi indeksi, izuzev TDI i LOBO, su pozitivno korelisani sa IPS indeksom, a najveći stepen korelacije pokazuje IBD indeks ($r = 0,94$). Najmanji stepen korelacije sa IPS indeksom pokazuje TDI indeks i to negativan ($r = -0,02$), što se može i očekivati s obzirom da se skala rezultujućih vrednosti TDI indeksa razlikuje od skale svih ostalih indeksa i da njegove povećane vrednosti ukazuju na pogoršanje ekološkog

stanja, za razliku od ostalih indeksa kod kojih povećane rezultujuće vrednosti ukazuju na bolje ekološko stanje vodenog ekosistema. Koeficijenti korelacije IPS indeksa sa svim ostalim indeksima prikazani su u Tabeli 4.17.



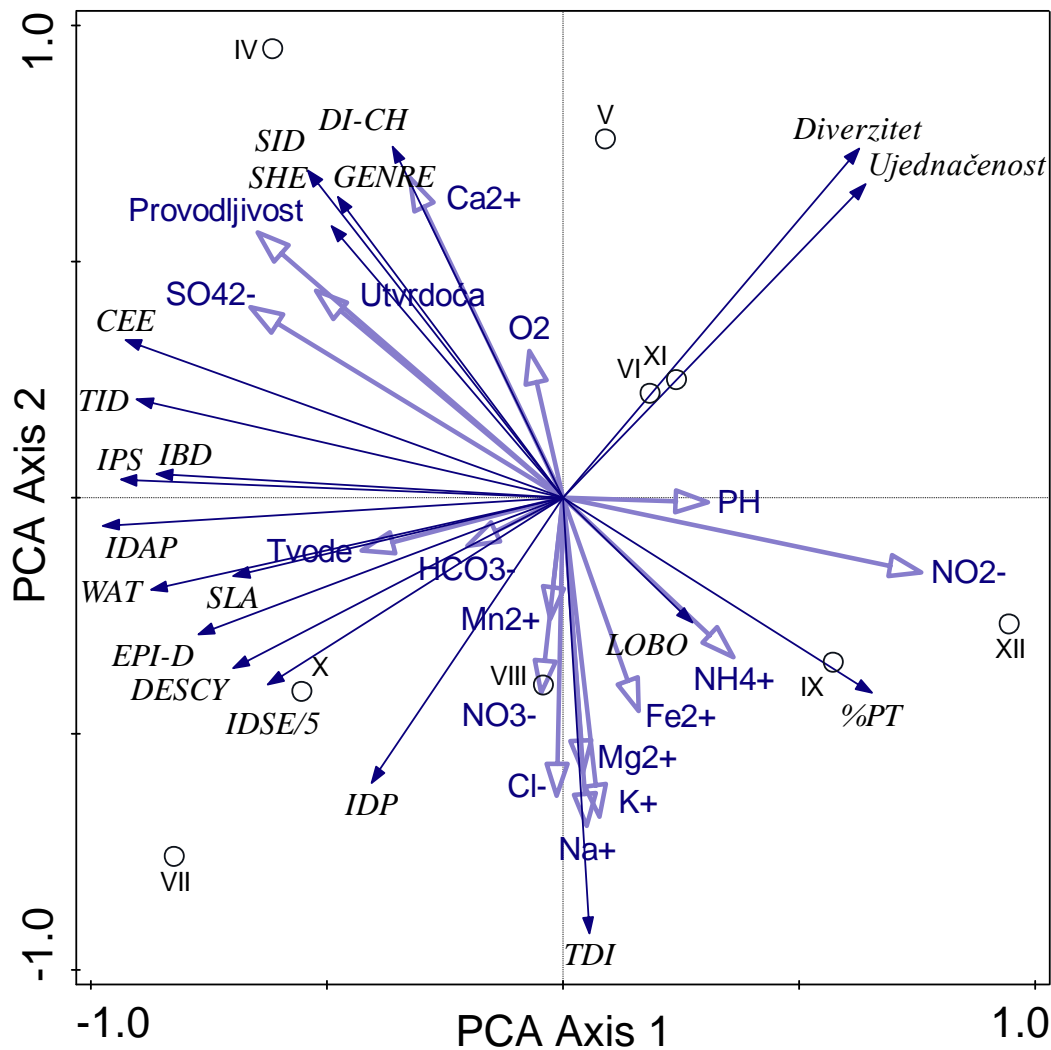
Grafik 4.47. Analiza glavnih komponenti (PCA) dijatomnih indeksa i indeksa diverziteta i ujednačenosti sa hemijskim parametrima merenim na dan uzimanja uzoraka silikatnih algi.

Tabela 4.17. Pearson-ov koeficijent korelacije IPS indeksa sa ostalim dijatomnim indeksima koji su računati u programu OMNIDIA za Zasavicu.

	SLA	DESCY	IDAP	GENRE	CEE	SHE	WAT	TDI
IPS	0,59	0,66	0,91	0,45	0,83	0,33	0,80	-0,02
	IBD	DI-CH	EPI-D	IDP	LOBO	SID	TID	IDSE/5
IPS	0,94	0,28	0,74	0,39	-0,47	0,49	0,73	0,54

U pomenutoj analizi (Grafik 4.47.) na povećanje vrednosti IPS i većine drugih indeksa najveći uticaj ima porast temperature, ali je značajno spomenuti i da porast amonijum jona ima isti uticaj. Ovakva situacija i nema mnogo smisla, ako amonijum jon posmatramo kao hemijski parametar koji ukazuje na organsko opterećenje, jer bi u slučaju povećanja njegove koncentracije trebalo da se vrednosti IPS, IBD, WAT, SLA i SID indeksa smanjuju. Sa druge strane, TDI indeks u ovoj analizi pokazuje veoma nizak stepen pozitivne korelacije sa nitratima, što opet nema mnogo smisla, ako se prisetimo da TDI indeks ukazuje na nivo koncentracije nutrijenata u vodi. Upravo su ove nelogičnosti prevaziđene drugom PCA analizom koja koristi hemijske parametre iz prethodnog meseca u odnosu na ispitivane dijatomne indekse.

U drugoj PCA analizi prva osa je pozitivno korelisana sa nitratnim jonom ($r = 0,76$), dok je druga osa negativno korelisana sa Na^+ jonom ($r = -0,69$) (Grafik 4.48.). Raspored indeksa je identičan kao i u prvoj analizi, pa su korelacije među indeksima iste u oba slučaja. Takođe, uzorci (meseci) su raspoređeni na isti način, pa se i u ovoj analizi najveće i najmanje vrednosti IPS indeksa poklapaju sa onim iz prethodne analize. Ono što se razlikuje kod druge analize u odnosu na prvu je što su vrednosti IPS, IBD, WAT, SLA i SID indeksa negativno korelisane sa amonijum jonom, dok TDI indeks pokazuje veći stepen pozitivne korelacije sa nitratima. Ovakav odnos hemijskih parametara i dijatomnih indeksa ima više smisla, a ukazuje na činjenicu da su dijatomni indeksi dobri parametri za procenu ekološkog integriteta nekog vodenog ekosistema i da zajednica silikatnih algi reaguje na promenu ekoloških faktora, ali joj je potrebno određeno vreme da adekvatno odgovori na promenu svojim sastavom.

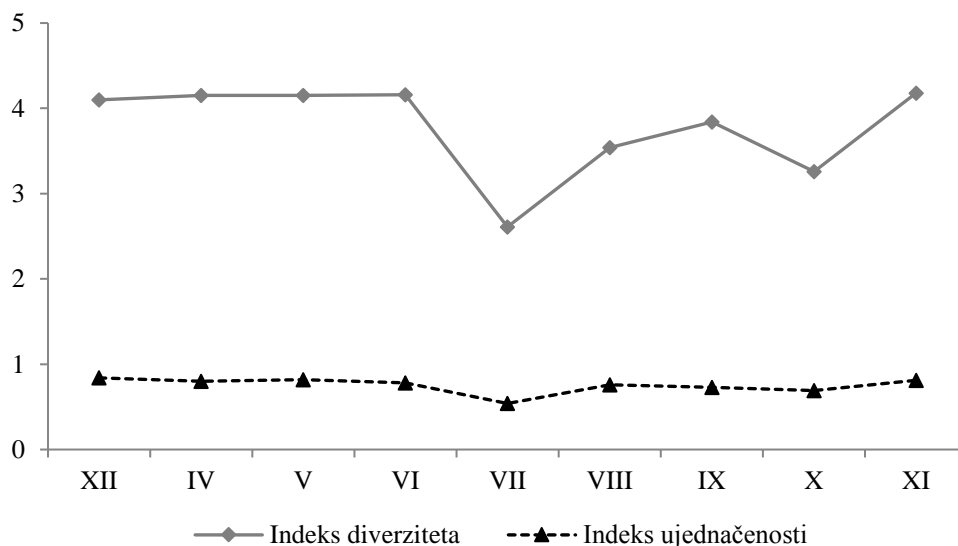


Grafik 4.48. Analiza glavnih komponenti (PCA) dijatomnih indeksa i indeksa diverziteta i ujednačenosti sa hemijskim parametrima merenim mesec dana pre uzimanja uzoraka silikatnih algi.

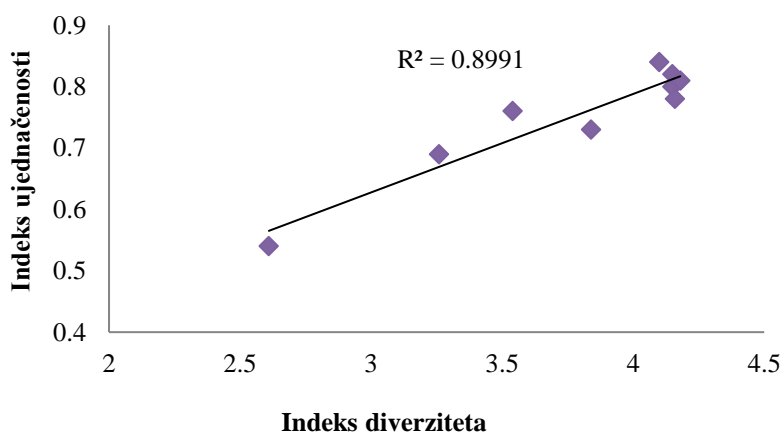
4.6.6. Indeksi diverziteta i ujednačenosti za epilitsku zajednicu silikatnih algi

Kao što je već napomenuto, program OMNIDIA, računa i indekse diverziteta i ujednačenosti, a rezultati ova dva parametra prikazani su na Grafiku 4.49. Oba indeksa pokazuju visoke vrednosti tokom perioda ispitivanja epilitske zajednice silikatnih algi sa izuzetkom julskog uzorka kada se beleži značajniji pad i oktobarskog kada se beleži blaži pad vrednosti oba indeksa. Ova dva parametra su međusobno pozitivno korelisana (Grafici 4.47. i 4.48.) i Pearson-ov koeficijent korelacije je izuzetno visok među njima

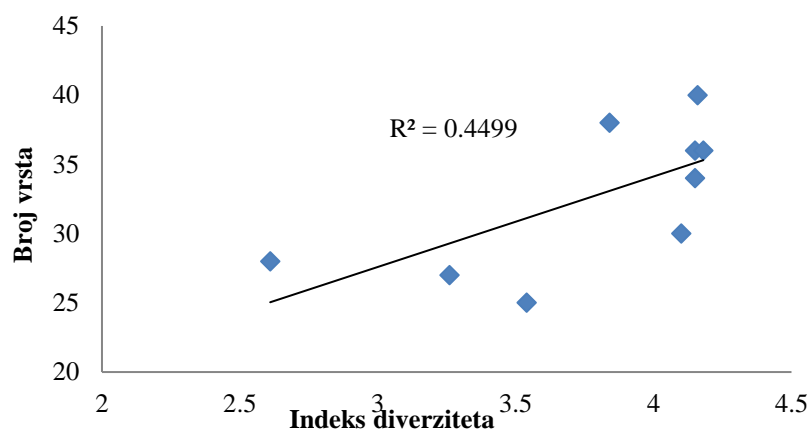
($r = 0,95$). Mnogo manji koeficijent korelacije zapaža se između indeksa diverziteta i broja vrsta ($r = 0,67$). Na osnovu Grafika 4.50. i dobijenog koeficijenta determinacije može se reći da 89,9% varijabilnosti indeksa diverziteta zavisi od indeksa ujednačenosti, dok samo 44,9% varijabilnosti indeksa diverziteta zavisi od broja vrsta (Grafik 4.51.).



Grafik 4.49. Indeks diverziteta i indeks ujednačenosti izračunati u softverskom paketu OMNIDIA 5 tokom perioda istraživanja.



Grafik 4.50. Korelacija indeksa diverziteta i indeksa ujednačenosti epilitskih silikatnih algi.



Grafik 4.51. Korelacija indeksa diverziteta i broja vrsta epilitskih silikatnih algi.

5. DISKUSIJA

5.1. Fizički i hemijski parametri kvaliteta vode Zasavice

Fizički i hemijski parametri vodene sredine su bitni ekološki faktori koji utiču na njen kvalitet, pa samim tim utiču i na živi svet datog vodenog ekosistema. Naravno, i živi svet utiče na fizičke i hemijske faktore, pa tako i na kvalitet iste, s obzirom da je odnos obostran. Imajući u vidu da je Zasavica barsko-močvarni ekosistem, uporediv sa plitkim jezerima pre nego sa sporotekućim rekama, relevantni parametri koji određuju kvalitet njene vode, pa i ekološki status, po Pravilniku Republike Srbije su: pH vrednost, koncentracija rastvorenog kiseonika, ukupnog organskog ugljenika (TOC), amonijum jona, nitrata, ortofosfata, ukupnog rastvorenog fosfora, hlorida i biološka potrošnja kiseonika za 5 dana (BPK₅). Od devet nabrojanih faktora, za Zasavicu je tokom istraživanja mereno njih pet (pH vrednost, koncentracija rastvorenog kiseonika, amonijum jona, nitrata i hlorida), pa je, u vezi sa tim, nivo pouzdanosti procene ekološkog statusa Zasavice na osnovu hemijskog elementa mali. Ipak, na osnovu izmerenih vrednosti navedenih parametara i poređenjem sa vrednostima iz Pravilnika određen je ekološki status svakog uzorka sa oba lokaliteta, a na osnovu prosečnih vrednosti i po principu da najlošiji parametar unutar hemijskog elementa određuje ekološki status celog ekosistema, utvrđeno je da je ekološki status Zasavice **loš** na osnovu hemijskog elementa. Najodgovorniji parametar lošeg ekološkog statusa Zasavice je koncentracija nitrata, koja u većini uzoraka ukazuje na loš, a tokom letnjih i jesenjih meseci i na veoma loš ekološki status, posebno na Lokalitetu 2, gde se beleži i nešto viša prosečna vrednost (Grafik 4.3.). Pored nitrata, i koncentracija kiseonika je zabrinjavajuća u pojedinim uzorcima (od maja do septembra) kada ukazuje na veoma loš ekološki status Zasavice, iako prosečna vrednost koncentracije rastvorenog kiseonika ukazuje na dobar ekološki status (Grafik 4.1.). Bitno je napomenuti i da su granične vrednosti klasa ekološkog statusa za pH vrednost iste za sve klase, sem za veoma lošu klasu ekološkog statusa po Pravilniku, pa je shodno tome i činjenici da su izmerene vrednosti pH očekivane u ovom tipu ekosistema, status po ovom parametru procenjen kao dobar, iako bi mogao da bude i odličan i umeren.

Kao što se primećuje, bitni parametri kvaliteta vode (TOC, BPK₅, ortofosfati i ukupni rastvoreni fosfor) nisu mereni tokom ovih istraživanja, što umanjuje moć diskutovanja na temu uticaja nutijenata i organskog opterećenja na cijanobakterije i alge, s obzirom da se nitrati i fosfati često izdvajaju kao najbitniji faktori koji utiču na biomasu i taksonomsku strukturu fitoplanktona, ali i fitobentosa (Wetzel, 1975; Marić i Rakočević, 2009). Za razliku od fosfata, najvažnije neorganske forme azota (amonijum, nitritni i nitratni joni) jesu merene tokom istraživanja, a vrednosti nitrata su bile izuzetno visoke sa prosekom od 11 mg/L na Lokalitetu 1 i 13 mg/L na Lokalitetu 2. Najviše vrednosti beleže se leti, pa i tokom jeseni, dok su najniže vrednosti nitrata na oba lokaliteta od 2 mg/L zabeležene u maju, što je isto izuzetno visoka vrednost ovog nutrijenta (Grafik 4.3.). Vrednosti koncentracije nitrata, pored toga što ukazuju na loš ekološki status po Pravilniku, ukazuju i na hipertrofne uslove vode Zasavice tokom celog perioda istraživanja (Wetzel, 1975). Pored toga, ogromna količina nitratnih jona u Zasavici, navodi na pretpostavku da nitrati nisu limitirajući faktor rasta fitoplanktona. Ipak, nitrati mogu biti limitirajući faktor u slučaju kada se odnos azota i fosfora smanji ispod 7 (Marić i Rakočević, 2009). Imajući u vidu da su odnos nitrata i fosfata, kao i sama količina fosfata, nepoznati, tako se ni sa sigurnošću ne može tvrditi da nutrijenti ne limitiraju razvoj fitoplanktona. Pored toga, i makrofitska vegetacija, koja je u Zasavici veoma dobro razvijena od aprila do oktobra, eksploatiše nutrijente i može uticati da se njihova dostupnost fitoplanktonu smanji (Scheffer i sar., 1993; Søndergaard i Moss, 1998; Scheffer i van Nes, 2007; Sayer i sar., 2010), iako sa druge strane, može uticati i na obogaćivanje vode nutrijentima različitim mehanizmima (Søndergaard i Moss, 1998; Häggqvist i Lindholm, 2012). Dodatno, i bakterije mogu uticati na smanjenu dostupnost nutijenata fitoplanktonu (Fonseca i Bicudo, 2010), tako da je količina nutijenata u Zasavici pod uticajem veoma velikog broja fizičkih, hemijskih i biotičkih faktora. Ipak, u mnogim plitkim ekosistemima u kojima su makrofite dobro razvijene, nutrijenti retko kad predstavljaju limitirajući faktor razvoja fitoplanktona (Borics i sar., 2012; Häggqvist i Lindholm, 2012), što je verovatno slučaj i u Zasavici.

O količini organskih materija određene informacije možemo dobiti posmatrajući sezonsku distribuciju amonijum jona, a dodatno i na osnovu saprobnog indeksa fitoplanktona, s obzirom da ukupni organski ugljenik (TOC) i BPK₅ nisu mereni tokom ovog istraživanja. Imajući u vidu da je amonijak primarni produkt razgradnje organske

supstance, a da se u vodi javlja u nejonizovanoj i jonizovanoj formi (NH_4^+), amonijum jon se može koristiti kao indirektna mera organskog opterećenja (Karadžić, 2011). U Zasavici, koncentracije amonijum jona nisu visoke, i po Pravilniku upućuju na odličan ekološki status Zasavice (Tabele 4.1. i 4.2.). Neznatno više vrednosti, koje ukazuju na umereno organsko opterećenje, beleže se krajem zime, tokom letnje sezone i krajem jeseni na Lokalitetu 1, dok su na Lokalitetu 2 neznatno više vrednosti krajem zime, tokom proleća i tokom jeseni uz snižene vrednosti tokom leta. Ovakva dinamika amonijum jona pozitivno je korelisana sa dinamikom brojnosti (Grafici 4.10. i 4.13.) i biomase fitoplanktona (Grafik 4.16.) i sa razvojem makrofita, pa se više organskih materija u vodi nalazi u periodu kad su makrofite razvijene, a dodatno i tokom prolećnog maksimuma fitoplanktona. Ovakav odnos fotosintetičke komponente Zasavice i amonijum jona, uočljiviji je na Lokalitetu 1, dok je na Lokalitetu 2 obrazac sličan, ali se pojavljuje znatniji pad koncentracije amonijum jona tokom leta. Naravno, količina amonijum jona nije samo pod uticajem autohtone biotičke komponente, već zavisi i od alohtonog dotoka organskih materija i od mnogih drugih fizičkih i hemijskih faktora.

Vrednosti saprobnog indeksa su poprilično ujednačene tokom celog perioda istraživanja i kretale su se u opsegu od 1,51 u novembru do 2,02 u septembru na Lokalitetu 1 i od 1,43 u februaru do 2,37 u junu na Lokalitetu 2 (Grafik 4.29.). Na osnovu dinamike saprobnog indeksa fitoplanktona, takođe se može sagledati pozitivan odnos sa prisustvom makrofitske vegetacije i sa prolećnim maksimumom fitoplanktona, jer su vrednosti saprobnog indeksa na oba lokaliteta neznatno povišene od aprila do oktobra, kada su razvijene makrofite u Zasavici, i tokom par zimskih meseci kada dolazi do prolećnog maksimuma biomase fitoplanktona. Ovakav odnos bi značio i da su saprobni indeks i koncentracija amonijum jona pozitivno korelisani u Zasavici. Dodatno, prosečna vrednost saprobnog indeksa fitoplanktona od 1,7 ukazuje da je voda Zasavice neznatno do umereno organski opterećena, da je u oligo- do β -mezosaprobnj zoni i da pripada I na prelazu u II klasu kvaliteta vode (Walley i sar., 2001), što bi opet odgovaralo odličnom/dobrom ekološkom statusu Zasavice.

Opseg pH vrednosti karakterističan za površinske vodene ekosisteme je, obično, u intervalu od 6 do 8,5 (Tucker i D'Abramo, 2008). U Zasavici, pH vrednost varira u relativno uskim granicama i srednja godišnja pH vrednost na oba lokaliteta iznosi 8

(Tabele 4.1. i 4.2.), pa se voda u Zasavici na oba istraživana lokaliteta može okarakterisati kao slabo alkalna. Imajući u vidu da fotosinteza i respiracija predstavljaju dva osnovna procesa koji dovode do promena u količini CO₂, koji sa druge strane utiče na pH, za očekivati je da do porasta pH vrednosti dolazi kada se intenzivira fotosinteza fitoplanktona i makrofita, dok bi porast respiracije dovodio do snižavanja pH vrednosti vode. Ovakve promene pH vrednosti očekivane su kako na dnevno noćnom nivou, tako i na godišnjem nivou. U Zasavici, vrednosti pH su neznatno više tokom zime i početkom proleća, opadaju s kraja proleća i tokom leta, kada su najniže, da bi tokom jeseni usledio blagi porast. Povišene vrednosti pH početkom prolećne sezone nastaju kao rezultat intenzivnije fotosinteze fitoplanktona i vrednosti pH su najviše tokom hladnih meseci kada je količina CO₂ najniža, iako mu je tada povećana rastvorljivost u vodi. Za očekivati bi bilo da su vrednosti pH najviše tokom letnje sezone kada je intenzivna fotosinteza fitoplanktona, a u još većoj meri fotosinteza makrofita, međutim, leti se beleže najniže pH vrednosti u Zasavici. Pretpostavka je da tada procesi respiracije i razlaganja organske materije nadjačavaju proces fotosinteze. Kiseonik se tada više troši nego što se stvara, dok se CO₂ stvara u većoj količini. Ipak, ovom prilikom dolazi samo do blagog pada pH vrednosti, jer je leti smanjena rastvorljivost CO₂ u vodi (Marić i Rakočević, 2009). Sve ovo govori da i temperatura indirektno utiče na pH i da su ove dve veličine obrnuto proporcionalne u Zasavici, ali da je uticaj biotičke komponente na pH izraženiji od uticaja temperature.

Još jedan važan ekološki faktor u vodenoj sredini na koji, takođe, temperatura ima uticaja, je kiseonik. Za razliku od CO₂, kiseonik se stvara procesom fotosinteze, a troši se disanjem i drugim oksidacionim procesima u vodi. Odnos temperature i rastvorljivosti O₂ je obrnuto proporcionalan, pa je njegova rastvorljivost povećana tokom hladnih meseci, dok mu se tokom letnje sezone rastvorljivost smanjuje (Marić i Rakočević, 2009). I u Zasavici se najviše vrednosti koncentracije kiseonika beleže zimi, početkom proleća i tokom pozne jeseni, dok se najniže koncentracije kiseonika beleže leti, s tim da su u pojedinim uzorcima uslovi slični anoksiji (samo 0,24 mg/L na Lokalitetu 1 u avgustu) (Grafik 4.1.). Saturacija kiseonika pokazuje sličan trend (Grafik 4.2.), sa blagim presićenjem tokom zimskih i početkom prolećnih meseci i veoma niskim vrednostima tokom leta. Ovakva sezonska raspodela koncentracije kiseonika i njegove saturacije ukazuje na izražene procese razlaganja tokom letnje sezone, što

iscrpljuje rezerve kiseonika koji se intenzivno stvara fotosintezom fitoplanktona i makrofita u tom periodu. Pri tom je, u pojedinim mesecima smanjene saturacije kiseonikom, smanjena i kontaktna površina vode i vazduha usled smanjenog vodostaja, što umanjuje mogućnost difuzije kiseonika iz vazduha u vodu (Tabele 4.1. i 4.2.). Pozitivna veza koncentracije kiseonika i brojnosti fitoplanktona se često navodi u literaturi (Karadžić, 2011). Međutim, u Zasavici se može primeniti samo na prolećni maksimum fitoplanktona, s obzirom da je sa letnjim porastom brojnosti i biomase fitoplanktona koncentracija kiseonika negativno korelisana. U Zasavici, koncentracija kiseonika je u pozitivnoj korelaciji sa pH vrednošću (Grafici od 4.36. do 4.41.), a negativno je korelisana sa temperaturom, dok sezonska distribucija koncentracije kiseonika ukazuje da pored temperature, na njegovu količinu utiče i biotička komponenta Zasavice. Dodatno, same karakteristike ovog vodenog ekosistema (mala dubina, relativno mala kontaktna površina vodenog ogledala, izuzetno slab protok vode ili čak bez protoka, bujan razvoj vodenih makrofita čime se intenzivira proces razgradnje nakon njihovog odumiranja) vrlo lako mogu dovesti do anoksije u letnjim mesecima u Zasavici.

Pored faktora koji se po Pravilniku koriste za određivanje ekološkog statusa Zasavice, bitno je opisati i temperaturu i providnost vode, koji na direktan ili indirektan način mogu uticati i na sam kvalitet vode, a bitni su faktori koji utiču na cijanobakterije i alge svakog akvatičnog ekosistema.

Temperatura je veoma bitan ekološki faktor koji utiče na sve metaboličke funkcije, ali i na strukturu zajednica svakog vodenog ekosistema (Cellamare i sar., 2016). Bitna je u oblikovanju taksonomske strukture i sezonske sukcesije fitoplanktona (Borics i sar., 2012), posebno u plitkim vodenim ekosistemima, gde su spoljašnji uticaji izraženiji (O'Farrell i sar., 2007), i to preko samog uticaja na određene vrste ili grupe algi, ali i preko uticaja na mnoge druge fizičke, hemijske i biotičke (zooplankton i makrofite) faktore u ekosistemu (Litchman i sar., 2010), što smo u tekstu iznad već uvideli. Na osnovu temperaturnih optimuma i raspona temperature koji tolerišu, moglo bi se očekivati da će brojnost silikatnih algi biti veća zimi, dok će brojnost cijanobakterija, euglenoidnih i zelenih algi biti veća leti (Reynolds, 2006; Litchman i sar., 2010). Temperatura se u Zasavici na Lokalitetu 1 kretala u opsegu od 0,4°C u novembru do 28,3°C u julu (Tabela 4.1.), dok joj je raspon na Lokalitetu 2 bio od 2,1°C

u decembru do 25°C u julu (Tabela 4.2.), a led se na oba lokaliteta formirao u decembru. Imajući u vidu da je Zasavica plitak vodeni ekosistem, može se pretpostaviti da temperatura igra veoma važnu ulogu u održavanju ovog ekosistema i da utiče na biomasu i strukturu fitoplanktona, a tu pretpostavku potvrđuju i statističke analize, o čemu će biti reči u narednim poglavljima. Naime, odnos temperature, ali i većine drugih fizičkih i hemijskih parametara, sa jedne strane i fitoplanktona sa druge strane, biće detaljnije obrazložen pri opisu statističkih analiza.

Providnost vode je još jedan ekološki faktor od koga zavisi razvoj fotosintetičkih organizama u vodenoj sredini. Tokom celog perioda istraživanja providnost vodenog stuba Zasavice je bila velika i uglavnom je voda bila providna do dna (Tabele 4.1. i 4.2.). Na Lokalitetu 1 providnost se ne poklapa sa dubinom vode samo u februaru, junu i julu, a na Lokalitetu 2 samo u decembru i julu. Fluktuiranja nivoa vode u Zasavici su tokom godine osetna, pa se dubina vode na Lokalitetu 1 kretala od 0,95 do 1,7 m (Tabela 4.1.), a na Lokalitetu 2 od 0,4 do 1,7 m (Tabela 4.2.), sa najmanjim dubinama zabeleženim od avgusta do oktobra. Relativno dobre svetlosne uslove Zasavica duguje postojanju i dobrom razvoju makrofitske vegetacije, koja nizom mehanizama, pa i preko smanjenja biomase fitoplanktona, utiče na povećanu providnost vode ekosistema gde se razvija (Scheffer i sar., 1993; Søndergaard i Moss, 1998; Scheffer i van Nes, 2007; Sayer i sar., 2010). Tako je i neznatno smanjena providnost vode tokom navedenih meseci, rezultat ili bujnog razvoja makrofitske vegetacije ili povećane koncentracije suspendovanog materijala sa dna kada se makrofite ne razvijaju, a ne velike biomase fitoplanktona, što potvrđuje činjenica da se najveće zabeležene vrednosti biomase fitoplanktona ne podudaraju sa smanjenom providnošću vode.

Na osnovu svega do sada navedenog, može se reći da je temperatura osnovni pogonski faktor koji utiče na sve ostale fizičke, hemijske i biotičke faktore i oblikuje sezonsku dinamiku istih, ali i da su svi ovi faktori međuzavisni i da se značaj ni jednog od njih ne može zanemariti.

5.2. Biohemijski parametar kvaliteta vode Zasavice

Već je naglašeno da koncentracija hlorofila *a* predstavlja indirektnu meru primarne produkcije fitoplanktona i dobar indikator na osnovu kog se može odrediti

trofički status vodenih ekosistema. Vrednosti koncentracije hlorofila *a* u Zasavici kretale su se u opsegu od 2,7 µg/L u novembru do 34,1 µg/L u februaru na Lokalitetu 1 i u opsegu od 1,8 µg/L u maju do 26,2 µg/L u januaru na Lokalitetu 2 (Grafik 4.4.). Ove vrednosti ukazuju da produkcija fitoplanktona nije previsoka, posebno ako se uporede sa vrednostima ekološki sličnog ekosistema, rekam Ponjavicom, gde koncentracija hlorofila *a* u avgustu 2008. godine dostiže i ekstremne vrednosti od blizu 900 µg/L (Karadžić, 2011). Pored toga, vrednost koncentracije hlorofila *a* u vlažnim staništima je obično oko 50 µg/L ili viša (Goldsborough i Robinson, 1996), pa se i poređenjem sa ovim uobičajenim vrednostima za vlažna staništa, Zasavica može okarakterisati kao ekosistem koji nema previsoku produkciju fitoplanktona.

Što se tiče trofičkog statusa, postoje različite klasifikacione šeme po kojima je moguće, na osnovu predloženih i unapred određenih skala, odrediti trofički status ispitivanog vodenog ekosistema razmatrajući određene parametre. Iako samo određivanje trofičkog statusa vode nekog ekosistema ne bi trebalo poistovetiti sa kvalitetom date vode, jasno je da predstavlja važan aspekt istog, jer se trofički status može definisati kao biološki odgovor (u vidu biomase živog materijala) u određenom vremenu i prostoru na razne spoljašnje faktore (Carlson i Simpson, 1996). Tako se, po OECD (1982) za procenu trofičkog statusa jezera koriste sledeći parametri: koncentracija ukupnog fosfora, koncentracija hlorofila *a* i providnost vode merena Secchi diskom. Svaki od navedenih parametara ima unapred određenu skalu sa opsegom vrednosti za svaki stupanj trofičkog statusa (oligotrofni, mezotrofni i eutrofni), sa kojima se upoređuju dobijene vrednosti parametara i procenjuje trofički status jezera. Isti princip i iste parametre koriste Dobson i Frid (1998) pri podeli jezera na osnovu trofičkog statusa i u njihovoj klasifikacionoj šemi postoji 5 stupnjeva trofičkog statusa (ultra-oligotrofni, oligotrofni, mezotrofni, eutrofni i hipertrofni). Uzimajući u obzir iste parametre, Carlson (1977) predlaže indekse trofičkog stanja (eng. *Trophic Status Indices- TSIs*) za merenje trofičkog statusa jezera, gde se svaki trofički indeks izračunava na osnovu vrednosti jednog od pomenutih parametara. Tako se, uz pomoć određenih jednačina, dobijaju tri trofička indeksa čije se vrednosti porede sa tabelarnim, već određenim vrednostima i na osnovu njih jezero se klasifikuje kao oligotrofno, mezotrofno, eutrofno ili hipertrofno (Carlson, 1977; Carlson i Simpson, 1996). Iako se sva tri parametra mogu koristiti za klasifikaciju trofičkog statusa vodenog ekosistema,

imajući u vidu da je sama trofičnost jezera biološko stanje vode, hlorofila *a* je najznačajniji i najpouzdaniji parametar i osnova za određivanje trofičkog statusa, s obzirom da je indirektni pokazatelj algalne biomase, pa time i produkcije jezera (Carlson i Simpson, 1996).

Na osnovu vrednosti koncentracije hlorofila *a* merene tokom celog perioda na oba lokaliteta izračunate su vrednosti trofičkog indeksa (Carlson, 1977; Carlson i Simpson, 1996) i po prosečnoj vrednosti ovog indeksa Zasavica je eutrofan ekosistem. Isti zaključak dobija se i poređenjem prosečnih i maksimalnih vrednosti koncentracija hlorofila *a* na oba lokaliteta sa tabelarnim vrednostima po OECD kriterijumu (1982) i po Dobson-u i Frid-u (1998). Na osnovu vrednosti koncentracije hlorofila *a* i tri pomenute klasifikacione šeme trofičkog statusa, Zasavica je eutrofan ekosistem, iako vrednosti koncentracije hlorofila *a* ukazuju da u Zasavici primarna produkcija fitoplanktona nije previše visoka.

Pored toga, u literaturi se često navodi da su povišene koncentracije hlorofila *a* u vezi sa povećanim vrednostima pH, jer povećanje primarne produkcije smanjuje koncentraciju CO₂ uz istovremeno povećanje koncentracije O₂ (Jeong i sar., 2001). U Zasavici vrednosti hlorofila *a* povećane su tokom kasne zime i ranog proleća i tokom leta (Grafik 4.4.). Međutim, pomenuti odnos hlorofila *a* i pH vrednosti javlja se samo tokom prolećnog maksimuma fitoplanktona, dok je tokom letnjeg porasta primarne produkcije fitoplanktona i makrofita ovaj odnos suprotan očekivanom, samo iz razloga što razgradnja organskih materija nadmašuje fotosintezu tokom leta u Zasavici.

Dodatno, koncentracija hlorofila *a* koristi se i kao parametar za procenu ekološkog statusa barsko-močvarnih ekosistema po našem Pravilniku, ali će o tome biti reči kasnije kada se bude diskutovalo o ekološkom statusu Zasavice na osnovu fitoplanktona.

5.3. Taksonomska struktura fitoplanktona i metafitona Zasavice

Imajući u vidu da se fitoplanktonski organizmi (cijanobakterije i alge), kao primarni proizvođači, nalaze u osnovi lanaca ishrane svakog akvatičnog ekosistema, oni svojim diverzitetom i taksonomskim sastavom mogu ukazati na stabilnost datog ekosistema i njegovu sposobnost održavanja uravnoteženog funkcionisanja. Po

mišljenju Moss-a (1973) oligotrofna jezera obično imaju veći diverzitet fitoplanktona od eutrofnih, međutim, studije su pokazale da i plitki, eutrofni vodeni ekosistemi sa velikim diverzitetom mikrostaništa mogu imati izuzetan diverzitet (Borics i sar., 2003). Odum i Barrett (2005) smatraju da će povećanje unosa nutrijenata voditi porastu diverziteta fitoplanktona, ali samo do određene granice, kada diverzitet počinje da opada sa daljim povećanjem koncentracije nutrijenata. Maksimalan diverzitet mogao bi se, na osnovu toga, očekivati pri umerenom zagađenju i umerenim koncentracijama nutrijenata (De la Rey i sar., 2008; Stevenson i sar., 2010), što bi se podudaralo i sa hipotezom umerenog poremećaja (Carvajal-Chitty, 1993). Međutim, ne utiče samo trofički status jezera na diverzitet fitoplanktona, već znatan uticaj imaju i raznovrsnost staništa u ekosistemu, način snabdevanja vodom (Borics i sar., 2003), dubina i veličina jezera, pokrivenost i taksonomski sastav makrofitske vegetacije, kao i mnogi drugi faktori (Borics i sar., 2012). U svakom slučaju, visoke vrednosti diverziteta cijanobakterija i algi trebalo bi da ukažu na stabilan ekosistem koji ima dovoljan potencijal da se uspešno odupre naglim i/ili trenutnim promenama ekoloških faktora (Odum, 1959).

S druge strane, povećan diverzitet fitoplanktonskih organizama omogućava potpunije iskorišćavanje resursa, posebno u plitkim akvatičnim ekosistemima u kojima je izražena i kompeticija fitoplanktona sa makrofitskom vegetacijom, kakav je slučaj i sa Zasavicom. Pri tom, iskorišćavanje resursa biće najbolje ako je visok funkcionalni diverzitet fitoplanktona, kada će i primarna produkcija biti maksimalna moguća (Weithoff, 2003), a takav ekosistem će, po pravilu, biti ekološki stabilan (Lavoie i sar., 2008), jer se smatra da se ekosistemski procesi, pa i njegova stabilnost, mnogo bolje mogu opisati funkcionalnim diverzitetom nego diverzitetom vrsta (Borics i sar., 2012).

U plitkim jezerima, ali i u različitim tipovima vlažnih staništa, gde je litoralna zona znatno izraženija od pelagijala (Odum, 1959), često se ne vidi jasna granica između euplanktonskih i bentosnih taksona iz litorala, jer se članovi ove dve zajednice mešaju u slobodnoj vodi usled česte cirkulacije vode koja podiže i resuspenduje bentosne alge (Marić i Rakočević, 2009). Iz tog razloga fitoplankton ovakvih tipova vodenih ekosistema u koje se ubraja i Zasavica, izgrađuju i euplanktonske, meroplanktonske, ali i tihoplanktonske tj. bentosne alge (Goldsborough i Robinson,

1996), s tim što se brojnost euplanktonskih elemenata smanjuje kada se javi i gust razvoj makrofitske vegetacije u ovim plitkim ekosistemima (Krasznai i sar., 2010).

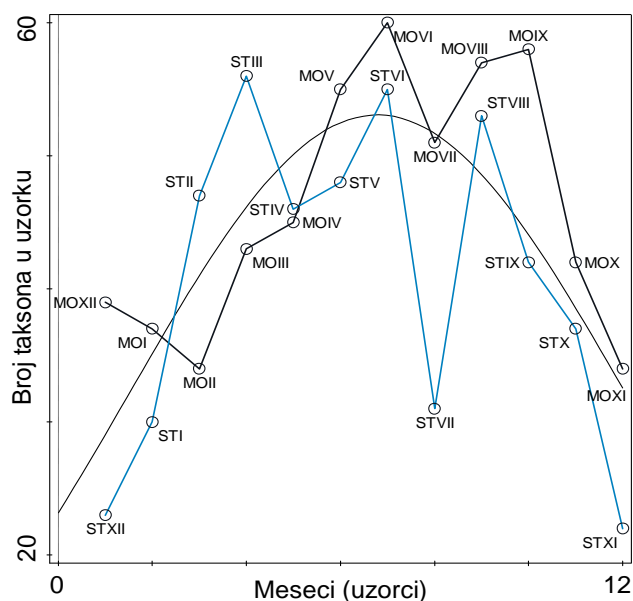
Ukupno je u Zasavici, u zajednicama fitoplanktona i metafitona, zabeleženo prisustvo 442 taksona iz 8 razdela: Cyanobacteria, Bacillariophyta, Chlorophyta, Chrysophyta, Cryptophyta, Dinophyta, Euglenophyta i Xanthophyta. Od tog broja 257 taksona je detektovano samo u fitoplanktonu, a 50 taksona samo u metafitonu, dok je zajedničkih taksona među ovim dvema zajednicama 135 (Tabela 4.3.). Reč je o velikom broju taksona, a slično bogatstvo koje broji 444 taksona fitoplanktona beleži se i u reci Ponjavici (Karadžić, 2011), koja po svojim ekološkim karakteristikama može da se poredi sa Zasavicom. Pored toga, Krasznai i saradnici (2010) ističu izuzetno bogatstvo zabeleženih taksona prilikom ispitivanja 12 plitkih mrtvaja, koji se kretao u rasponu od 200 do 300 taksona, iako se po Reynolds-u (2006) ovakva raznovrsnost taksona smatra uobičajenom za mala jezera. I poređenjem sa ovim rezultatima, Zasavica bi se mogla okarakterisati kao stanište izuzetno bogato cijanobakterijama i algama. Zatim, u poređenju sa istraživanjima fitoplanktona Zasavice od pre skoro dve decenije, kad je zabeleženo prisustvo ukupno 234 taksona (Branković i sar., 1996), ovim istraživanjem detektovano je oko 150 taksona više, ako se posmatra samo fitoplankton, ili oko 200 taksona više ako se uključe i predstavnici zabeleženi u metafitonu, pored toga što je ovom prilikom istraživanje obuhvatilo samo dva lokaliteta za razliku od devet lokaliteta prilikom istraživanja 1996. godine.

Od ukupno 392 taksona zabeležena u fitoplanktonu Zasavice, više od polovine je zajedničko za oba istraživana lokaliteta (236 taksona), što ukazuje na veliku sličnost u taksonomskom sastavu među ispitivanim lokalitetima (Tabela 4.3.). Što se tiče metafitona situacija je malo drugačija, jer je od ukupno 185 taksona zabeleženih u ovoj zajednici, otprilike trećina (65 taksona) taksona zajednička za oba lokaliteta, a bogatstvo taksona je veće na Lokalitetu 1. Na Lokalitetu 1 je zabeleženo čak 96 taksona koji se ne pojavljuju u metafitonu Lokaliteta 2, dok je na Lokalitetu 2 zabeleženo prisustvo samo 24 taksona koji se ne javljaju na Lokalitetu 1 (Tabela 4.3.).

Po broju zabeleženih taksona u fitoplanktonu izdvaja se razdeo zelenih algi sa 125, prate ga silikatne alge sa 109, potom euglenoidne alge sa 66 i cijanobakterije sa 44 taksona, mada nije zanemarljiv ni razdeo Chrysophyta koji broji 28 taksona. Ostala tri razdela (Cryptophyta, Dinophyta i Xanthophyta) nemaju veliki broj zabeleženih taksona

u fitoplanktonu. Najveći broj taksona u fitoplanktonu zabeležen je među zelenim algama unutar roda *Scenedesmus* (24) i među euglenoidnim algama unutar rodova *Euglena* (21) i *Phacus* (20). Veliki broj taksona zelenih i silikatnih algi beleži se gotovo u svim uzorcima, pa se ove dve grupe mogu smatrati dominantnim po broju taksona u fitoplanktonu Zasavice. Euglenoidne alge i cijanobakterije imaju povećan broj detektovanih taksona u letnjoj sezoni na oba lokaliteta, jer se povećane koncentracije nutrijenata, organske materije i povišene temperature u tom periodu poklapaju sa ekologijom predstavnika ova dva razdela (Starmach, 1983; Komárek i Anagnostidis, 1998, 2005; Komárek, 2013). Za razliku od euglenoidnih algi i cijanobakterija, veći broj taksona razdela Chrysophyta beleži se tokom zimske i početkom prolećne sezone, s obzirom da su predstavnici ovog razdela prilagođeni nižim temperaturama i tada imaju kompetitivnu prednost u odnosu na ostale alge (Starmach, 1985). Na oba istraživana lokaliteta najveći ukupan broj taksona fitoplanktona (po kvalitativnoj analizi) je zabeležen u letnjoj sezoni, što je i za očekivati, jer su tada povećane koncentracije nutrijenata, povećano je osvetljenje, povišene su temperature vode i vladaju uslovi pogodni za razvoj fitoplanktona. Da je broj taksona najveći leti može se videti na Grafiku 5.1. na kom je prikazan trend broja zabeleženih taksona po uzorku na oba lokaliteta na osnovu kvantitativne analize.

Međutim, vrednosti indeksa diverziteta (Grafik 4.23.) nisu maksimalne u onim uzorcima u kojima se beleži maksimalan broj taksona (ali, generalno leti vrednosti jesu visoke), jer ovaj indeks, pored toga što zavisi od broja vrsta, zavisi i od ujednačenosti njihove raspodele u uzorku, a sa druge strane za njegovo računanje koriste se rezultati kvantitativne, a ne kvalitativne analize fitoplanktona. Na Lokalitetu 1, indeks diverziteta pokazuje veću zavisnost od ujednačenosti, nego od broja vrsta, dok na Lokalitetu 2 indeks diverziteta jednako zavisi i od indeksa ujednačenosti i od broja vrsta. Tako je najveći broj vrsta na Lokalitetu 1, zabeležen kvantitativnom analizom, u junu (Grafik 5.1.), dok je indeks diverziteta maksimalan u oktobru (Grafik 4.23.). Na Lokalitetu 2 broj vrsta po kvantitativnoj analizi je najveći u martu (Grafik 5.1.), dok je indeks diverziteta najveći u junu (Grafik 4.23.). Vrednosti indeksa diverziteta i ujednačenosti su visoke i prilično su ujednačene na oba lokaliteta, a i tokom godine (prosečno 2,67, odnosno 0,71), što navodi na zaključak da se resursi veoma dobro iskorišćavaju.



Grafik 5.1. Trend broja zabeleženih taksona u svakom uzorku na oba lokaliteta (Lokalitet 1 - MO; Lokalitet 2 - ST).

Visoke vrednosti indeksa diverziteta potvrđuju i pojavu *paradoksa planktona* koju je, po prvi put, definisao Hutchinson (1961). Paradoks planktona govori o pojavi da se pored dominantnih i subdominantnih vrsta u zajednici fitoplanktona, nalazi i veliki broj vrsta sa malom brojnošću, pa je diverzitet obično veći nego što se očekuje na osnovu pravila kompetitivnog isključenja (Gause, 1934). Po pravilu kompetitivnog isključenja u uslovima u kojima je bar jedan faktor sredine limitirajući, rašće brojnost jednog taksona koji je najbolje prilagođen datim uslovima sredine i koji kompetitivno nadjačava sve ostale vrste koje koriste iste resurse. Međutim, u fitoplanktonu, ovakva situacija se gotovo nikada ne dešava zbog toga što je životni ciklus većine algi veoma kratak, što ekološki faktori u vodenoj sredini nisu konstantni dovoljno dugo i relativno se brzo menjaju, a postoji i veliki broj mikrostaništa koja podržavaju veći diverzitet i istovremeno prisustvo velikog broja različitih taksona (Marić i Rakočević, 2009). Ovakva situacija oslikava i znatan stepen stabilnosti ekosistema, jer ekosistem koji se nalazi u ravnoteži i koji je stabilan može podržati veliki broj taksona koji će maksimalno koristiti sve dostupne resurse (Odum, 1959). Pored toga što mogu ukazati na stabilan ekosistem, relativno visoke vrednosti indeksa diverziteta mogu se povezati i sa kvalitetom vode. Tako se na osnovu srednje vrednosti indeksa diverziteta fitoplanktona (Grafik 4.23.) i njenog odnosa sa nivoom zagađenja

(Wilhm i Dorris, 1968) voda Zasavice može okarakterisati kao umereno zagađena (vrednosti su bliže zoni sa čistom vodom), a u pojedinim uzorcima ona je čak i čista.

Pored visokog specijskog diverziteta i funkcionalni diverzitet fitoplanktona Zasavice je visok. Može se ustanoviti ukoliko se fitoplanktonski organizmi grupišu na osnovu funkcionalnih klasifikacija, od kojih su za fitoplankton Zasavice upotrebljene tri najčešće korišćene funkcionalne klasifikacije u ekološkim studijama. Tako se, od ukupno oko 40 funkcionalnih grupa fitoplanktona, u Zasavici beleži prisustvo njih 18; od ukupno 32 morfo-funkcionalne grupe u Zasavici je prisutno 20; a od ukupnog broja od 7 funkcionalnih grupa zasnovanih na morfologiji u Zasavici je zabeleženo 6 takvih grupa. Kao što je već naglašeno, funkcionalni diverzitet fitoplanktona daje više informacija o stvarnoj raznolikosti fitoplanktonskih organizama i potencijalnoj moći iskorišćavanja resursa od strane fitoplanktona (Reynolds i sar., 2002). Oba ispitivana lokaliteta pokazuju sličan funkcionalni diverzitet fitoplanktona na osnovu funkcionalnih grupa (na Lokalitetu 1 - 16 grupa, na Lokalitetu 2 - svih 18 grupa) i funkcionalnih grupa zasnovanih na morfologiji (oba lokaliteta po 6 grupa), a razlika je najveća, ali ne i značajna, u slučaju morfo-funkcionalnog pristupa kada je na Lokalitetu 1 zabeleženo 19, a na Lokalitetu 2 15 morfo-funkcionalnih grupa. Iako je funkcionalnoj klasifikaciji, od ukupno zabeleženih 392 taksona fitoplanktona, podvrgnuto samo 69 taksona, čija je biomasa bar u jednom uzorku bila $\geq 2\%$ od ukupne biomase fitoplanktona, može se zaključiti da je, uopšteno, funkcionalni diverzitet Zasavice veoma visok.

Kao i u fitoplanktonu, u zajednici metafitona po broju taksona, dominiraju zelene alge sa 75 taksona. Međutim, drugu grupu sa značajnim brojem taksona u metafitonu čine euglednoidne alge sa 51 taksonom, dok je silikatnih algi zabeleženo samo 20. Razlog ovako malog bogatstva taksona silikatnih algi može biti različit tretman uzoraka metafitona u odnosu na fitoplankton. Naime, uzorci metafitona nisu podvrgnuti laboratorijskoj pripremi uzoraka („spaljivanju” uzoraka), pa samim tim, nije ni urađena detaljna identifikacija silikatnih algi ove zajednice, što se svakako moralo odraziti i na smanjeno bogatstvo zabeleženih taksona ove grupe algi. Pored navedenih razdela u metafitonu, može se istaći i brojnost predstavnika cijanobakterija od 26 zabeleženih taksona, dok unutar ostalih razdela (Chrysophyta, Cryptophyta, Dinophyta i Xanthophyta) nije detektovan značajan broj taksona. Whitton (1970) navodi da se metafiton, obično, dobro razvija kada je visok nutritivni status vode, kada je voda

stabilna, što mogu obezbediti dobro razvijene makrofite, kada je voda blago alkalna sa povišenim koncentracijama kalcijumovih jona i kada je povećana elektroprovodljivost vode. S obzirom da su obezbeđeni svi neophodni uslovi za razvoj metafitona, ova specifična zajednica se u Zasavici dobro razvija od aprila do jula. U većini uzoraka metafitona sa oba lokaliteta, po broju taksona izdvajaju se zelene alge, prate ih euglenoidne, a sa poprilično ujednačenim brojem taksona značajne su i cijanobakterije i silikatne alge, dok ostali razdeli ne doprinose značajno brojem taksona ni u jednom uzorku metafitona. Najveći broj taksona u zajednici metafitona zabeležen je među euglenoidnim algama unutar roda *Trachelomonas* (19 taksona) i među zelenim algama unutar roda *Scenedesmus* (15 taksona).

S obzirom da se u metafitonu uslovi sredine mogu značajno razlikovati od onih koji vladaju u slobodnoj vodi, može se pretpostaviti da metafiton čini jednu vrstu refugijuma i potencijalnog izvora fitoplanktonskih organizama (Goldsborough i Robinson, 1996). Plitki, litoralni delovi akvatičnih ekosistema u kojima se metafiton razvija obično imaju povišenu temperaturu vode i povećanu količinu nutrijenata u odnosu na ostatak ekosistema. Pored alohtonog unosa, nutrijenti u litoralnom delu dospevaju u značajnoj količini i sa dna usled pojačanog mešanja vode u ovim delovima ekosistema gde je mala dubina vodenog stuba. Zato, znatan broj algi koje su prisutne i adaptirane na takve uslove u metafitonu, mogu vrlo lako da se pojave i u fitoplanktonu ukoliko se formiraju pogodni uslovi za njihov razvoj i u slobodnoj vodi.

U ovom istraživanju detaljnije su obrađena tri razdela: Cyanobacteria, Euglenophyta i Chrysophyta. Predstavnici razdela Cyanobacteria ukazuju na izražene procese eutrofikacije (Karadžić, 2011) i procenat biomase ovog razdela u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona koristi se kao parametar prilikom procene ekološkog statusa barsko-močvarnih ekosistema u Srbiji. Pored toga, posebna pažnja usmerena je ka invazivnim i potencijalno toksičnim cijanobakterijama. Najveći broj predstavnika razdela Euglenophyta spada u grupu flagelatnih miksotrofa, pa je ovaj razdeo dobar indikator organskog opterećenja vode (Subakov-Simić, 2006), a pored toga, u Zasavici je primećen veliki diverzitet ove grupe algi. Procenat biomase razdela Euglenophyta u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona se kao parametar ne koristi prilikom procene ekološkog statusa plitkih jezera i barsko-močvarnih ekosistema, ali jeste parametar procene ekološkog statusa velikih reka u Srbiji. Razdeo Chrysophyta detaljnije je

analiziran samo zbog primećenog velikog diverziteta u Zasavici, posebno iz razloga što su podaci o pripadnicima zlatnih algi u Srbiji veoma oskudni i sporadični (Predojević i sar., 2014).

5.3.1. Raznovrsnost cijanobakterija Zasavice

Što se tiče cijanobakterija, zabeleženo je prisustvo ukupno 50 taksona u zajednicama fitoplanktona i metafitona Zasavice (Tabela 4.3.), svrstanih u 27 rodova u okviru redova Chroococcales (20 taksona), Oscillatoriales (22 taksona) i Nostocales (8 taksona) (Predojević i sar., 2015a). Rod sa najvećim brojem taksona i u fitoplanktonu i u metafitonu je rod *Phormidium* (6, odnosno 4 taksona). U metafitonu je zabeleženo 6 taksona koji nisu detektovani u fitoplanktonu.

Pregledom literature i velikog broja objavljenih florističkih, taksonomskih i ekoloških studija koje sadrže podatke o cijanobakterijama, utvrđena je brojnost ovog razdela koja broji ukupno 327 taksona do sada detektovanih u Srbiji, među kojima su i slatkovodni i aerofitski taksoni (Predojević i sar., 2015a). S obzirom da je u Zasavici detektovana otprilike šestina do sada poznatih taksona za Srbiju, ona se može okarakterisati kao stanište sa velikim bogatstvom cijanobakterija. Na osnovu poređenja zabeleženih taksona u Zasavici sa do sada objavljenim nalazima cijanobakterija, ukupno 12 taksona dobija status novih taksona slatkovodnih cijanobakterija Srbije (Predojević i sar., 2015a). To su: *Aphanocapsa conferta*, *Aphanocapsa nubilum*, *Chroococcus subnudus*, *Cyanobium plancticum*, *Merismopedia hyalina*, *Pannus planus*, *Synechococcus sigmaideus*, *Synechocystis aquatilis*, *Geitlerinema acutissimum*, *Phormidium chlorinum* var. *perchlorina*, *Pseudanabaena articulata*, *Shizothrix vaginata*.

Prethodnim istraživanjima Zasavice zabeleženo je prisustvo 31 taksona cijanobakterija (Branković i sar., 1996). Međutim, u ovom istraživanju nije potvrđeno prisustvo 7 prethodno detektovanih taksona, a to su: *Nostoc Adanson* sp., *Planktothrix rubescens* (De Candolle ex Gomont) Anagnostidis and Komárek (zabeležen kao *Oscillatoria rubescens* (D.C.) Gomont), *Anabaena solitaria* Klebahn, *Chroococcus limneticus* Lemmerman, *Phormidium inundatum* Kützing, *Phormidium formosum* (Bory

de Saint-Vincent ex Gomont) Anagnostidis and Komárek (zabeležen kao *Oscillatoria formosa* Bory) and *Phormidium autumnale* (Agardh) Gomont (Predojević i sar., 2015a).

Cijanobakterije fitoplanktona Zasavice čija je biomasa bar u jednom uzorku bila veća od 2% u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona, na osnovu funkcionalnih klasifikacija, svrstane su u 4 funkcionalne grupe (T_C, H₁, L_O i W₀), 3 morfo-funkcionalne grupe (5a, 5c, 5e) i 3 funkcionalne grupe zasnovane na morfologiji (III, IV i VII). Sva tri sistema funkcionalne klasifikacije odvajaju predstavnika sa heterocistama (*Dolichospermum viguieri*) u posebnu grupu (H₁, 5c i III). Razlika između tihoplanktonskih i euplanktonskih elemenata nije načinjena jedino u sistemu funkcionalnih grupa zasnovanih na morfologiji, dok su tihoplanktonski taksoni cijanobakterija u funkcionalnoj klasifikaciji uvršteni u kodone T_C i W₀, a u morfo-funkcionalnoj klasifikaciji pripadaju 5a grupi.

5.3.1.1. Potencijalno toksične i invazivne cijanobakterije Zasavice

Cijanobakterije su veoma važna grupa organizama koja je značajno uticala na formiranje zemljine atmosfere, a značajno doprinosi i fiksaciji atmosferskog azota (Merel i sar., 2013). Pored toga, imaju veoma važnu ulogu u biogeohemijskim ciklusima elemenata, kao i u održavanju strukture, diverziteta i uravnoteženog funkcionisanja ekosistema u kom se razvijaju (Codd i sar., 2005). Zbog svega ovog, nesumnjivo je da cijanobakterije imaju ogroman značaj u akvatičnim ekosistemima. Međutim, određeni taksoni mogu i negativno delovati na stabilnost ekosistema i mogu dovesti do ozbiljnih socioekonomskih problema širom sveta, posebno ako dođe do cvetanja cijanobakterija koje generišu cijanotoksine (Svirčev i sar., 2007, 2009, 2013). Veliki broj taksona cijanobakterija je potencijalno toksičan i može proizvoditi različite cijanotoksine koji neposredno negativno deluju na živi svet tog ekosistema, a posredno mogu dovesti i do različitih oboljenja, pa čak i smrti kod ljudi (Chorus i sar., 2000; Codd, 2000; Duy i sar., 2000; Hitzfeld i sar., 2000; Downing i sar., 2001; De Figueiredo i sar., 2004; Svirčev i sar., 2009; Karadžić, 2011; Drobac i sar., 2016).

Od ukupnog broja detektovanih taksona cijanobakterija u metafitonu i fitoplanktonu Zasavice, njih 13 je potencijalno toksično po Carmichael (1992), Domingos i sar., (1999), Sivonen i Jones (1999), De Hoyos i sar. (2004) i Bláha i sar.

(2009). To su: *Aphanizomenon klebahnii*, *Aphanocapsa holsatica*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Geitlerinema acutissimum*, *Microcystis aeruginosa*, *Oscillatoria limosa*, *Plantothrix isothrix*, *Pseudanabaena catenata*, *Raphidiopsis mediterranea*, *Snowella lacustris*, *Sphaerospermopsis aphanizomenoides*, *Synechocystis aquatilis*, *Woronichinia naegeliana*. Pomenuti autori ističu da su kod većeg broja taksona izolovani cijanotoksini, dok su drugi imali samo pozitivan odgovor u laboratorijskim testovima na ćelijskim linijama. Tako je utvrđeno da *G. acutissimum* produkuje dermatotoksin, mikrocistine produkuje *M. aeruginosa*, *O. limosa*, *S. aphanizomenoides* i *S. aquatilis*, *P. isothrix* generiše mikrocistin i anatoksin, *P. catenata* sintetiše anatoksin, *S. lacustris* stvara hepatotoksine, *W. naegeliana* produkuje neuro i hepatotoksine (Karadžić, 2011), *R. mediterranea* sintetiše homoanatoksin-a i anatoksin-a (Namikoshi i sar., 2003; Watanabe i sar., 2003; Mohamed, 2007; Karadžić, 2011), *C. raciborskii* generiše saksitoksin, anatoksin-a i cilindrospermopsin (Chorus i Bartram, 1999; Karadžić, 2011). Naravno, ovaj broj potencijalno toksičnih taksona se ne može smatrati potpuno preciznim, jer mnogi taksoni samo nisu ispitani po pitanju proizvodnje cijanotoksina, što ne znači da ih ne stvaraju, tako da broj potencijalno toksičnih cijanobakterija u Zasavici može biti samo veći od 13. Pored toga, i unutar iste vrste mogu postojati toksični i netoksični sojevi, a pojava jednog ili drugog soja zavisiće od uslova sredine (Merel i sar., 2013). Međutim, ne postoje jasna pravila i predvidivi obrasci po kojima će se pojavljivati jedan od ovih različitih sojeva (Spooft i sar., 2003). Pored autohtonih potencijalno toksičnih taksona, veliki problem predstavljaju i invazivne potencijalno toksične cijanobakterije, koje zavređuju još veću pažnju, jer često uzrokuju cvetanja akvatičnih ekosistema i ostavljaju značajne negativne posledice po autohtone zajednice organizama, čime se narušava struktura čitavog ekosistema.

Invazivne vrste su one vrste koje su naturalizovane u novim prirodnim ili poluprirodnim ekosistemima, predstavljaju agens promene i imaju dokazan štetan uticaj na nativni biodiverzitet (IUCN, 2000). Naime, većinu invazivnih predstavljaju introdukovane vrste, vrste transportovane, namerno ili slučajno, preko velikih geografskih i/ili bioloških barijera u područja van granica prirodnog areala, gde ih ranije nije bilo. U novoj sredini one prvo prolaze period naturalizacije, što podrazumeva prevazilaženje biotičkih i abiotičkih prepreka u preživljavanju i obezbeđivanje stalne reprodukcije. Takva populacija se širi, tj. ostavlja plodno potomstvo na mestima

udaljenim od inicijalne introdukcije, što predstavlja stupanj invazije. Pored visoke stope reprodukcije, lakog i brzog prilagođavanja novim uslovima sredine, obično u novoj sredini nemaju prirodnih neprijatelja, što sve doprinosi njihovoj kompetitivnoj prednosti, pa se veoma brzo šire na račun autohtonih populacija. Naravno, sve introdukovane vrste ne prolaze fazu naturalizacije i samo mali broj vrsta postaje invazivan. One koje postanu invazivne, u recipijentskim područjima, potiskivanjem nativnih vrsta, osvajaju nova staništa. Ekologiju alohtonih taksona prvi je analizirao Elton (1958). U kasnijim radovima utvrđeni su populacioni i cenotički mehanizmi kojim introdukovane vrste potiskuju nativne (Pianka, 1983). Upravo se, kao zaključak, nameće da je osnovna karakteristika invazivnih vrsta da, kao snažniji kompetitori, ugrožavaju opstanak autohtonih vrsta (u nekim slučajevima biogeografski važnih, endemičnih) i zato se na njih treba obratiti posebna pažnja. Problem invazivnih alohtonih vrsta postaje sve izraženiji u današnje vreme, pa su one označene kao jedan od osnovnih uzroka ugrožavanja biološke raznovrsnosti kako na lokalnom tako i na globalnom nivou (Vitousek i sar., 1997; Cakić i sar., 2007a). Pored toga, smatra se da je širenje invazivnih vrsta jedna od najvećih pretnji kako ekološke, tako i ekonomske dobrobiti planete, jer su negativni efekti merljivi, ne samo kroz promene prirodnih ekosistema, već i kao ekonomski gubici u mnogim granama privrede. Zbog ekonomsko merljivih efekata, problem zaštite od invazivnih vrsta prevazilazi oblast zaštite prirode. On predstavlja globalan problem koji se mora hitno rešavati. Kako bi negativni efekti invazivnih vrsta bili svedeni na najmanju moguću meru i kako bi se zaštitio nativni biodiverzitet nekog ekosistema, potrebno je sprovesti prevenciju unosa invazivnih vrsta, eradikaciju ukoliko se one ipak pojave na nekom području ili bar kontrolu ukoliko prethodna dva koraka ne daju željene rezultate (Hulme, 2006). Iako se mnogo više pažnje posvećuje krupnim organizmima koji poseduju invazivni karakter, i mikroskopski sitni organizmi mogu pokazati ovakve osobine, pa možda čak i u većem stepenu u odnosu na krupne organizme. Tako i cijanobakterije, kao veoma stara grupa organizama, mogu pokazati invazivni karakter. Na alohtone, invazivne cijanobakterije i alge, u poslednjih par decenija, počinje da se obraća posebna pažnja, a za mnoge do sada registrovane, beleži se širenje areala. Međutim, postavlja se pitanje da li se neka cijanobakterija ili alga može smatrati alohtonom, pa i invazivnim taksonom nekog područja gde po prvi put beležimo njeno prisustvo ili je taj nalaz samo posledica boljih,

osavremenjenih metoda i učestalijih i intenzivnijih istraživanja fitoplanktona i algi generalno (Kling, 2009). U slučaju da se prihvati ideja o alohtonim, invazivnim cijanobakterijama, pretpostavka je da je širenje njihovog areala odgovor na globalne klimatske promene (Parmesan, 2006). Karakteristike koje cijanobakterijama omogućavaju kompetitivnu prednost, pa i invazivni karakter, su brz životni ciklus, fiksacija azota kod predstavnika koji poseduju heterociste, skladištenje fosfora i azota, sposobnost rasta pri smanjenom svetlosnom intenzitetu, regulacija tonjenja gasnim vakuolama koje omogućava bolje iskorišćavanje nutrijenata, svetlosti i drugih resursa, činjenica da ih zooplankton izbegava kao hranu, ali i proizvodnja sekundarnih metabolita koji imaju toksično dejstvo na živi svet oko njih (Jovanović i sar., 2016).

Tako, Kaštovský i saradnici (2010) daju spisak invazivnih cijanobakterija i algi za Češku Republiku, a u Zasavici se od svih pomenutih invazivnih cijanobakterija beleži prisustvo tri vrste koje su nativno vrste sa tropskim i subtropskim poreklom, pa se smatraju alohtonim, invazivnim cijanobakterijama na prostoru Evrope. To su *C. raciborskii*, *R. mediterranea* i *S. aphanizomenoides*, koje su u isto vreme i toksične. Sve tri vrste detektovane su u područjima širom sveta, a van njihovog nativnog areala rasprostranjenja, pa se tako beleže i u mnogim zemljama Evrope (Kaštovský i sar., 2010; Karadžić, 2011; Predojević i sar., 2015a; Jovanović i sar., 2016). Detaljniji opis ovih vrsta dat je pri opisu invazivnih vrsta reke Ponjavice (Karadžić, 2011), jer su sve tri vrste detektovane i u ovoj ravničarskoj, plitkoj reci sa usporenim tokom. U Srbiji je *C. raciborskii* prvi put zabeležen u ribnjaku Kapetanski rit (Ćirić i sar., 2010) i u Slatini kod Opova (Cvijan i Fužinato, 2011), dok je njegovo cvetanje detektovano po prvi put u reci Ponjavici 2008. godine (Karadžić, 2011; Karadžić i sar., 2013), nakon čega se cvet ove vrste pojavljuje i u akumulaciji Aleksandrovac (Simić i sar., 2011; Simić i sar., 2014; Đorđević i Simić, 2014). *S. aphanizomenoides* je po prvi put zabeležen u Ponjavici 2008. godine (Karadžić, 2011; Karadžić i sar., 2013; Jovanović i sar., 2016) kada je ovaj takson bio subdominantan u letnjim uzorcima i pojavljivao se u velikoj brojnosti. *R. mediterranea* je u Srbiji prvi put zabeležen 1949. godine u Obedskoj bari (Milovanović, 1949), a potom i 1996. godine u istom ekosistemu (Martinović-Vitanović, 1996), nakon čega se prisustvo ove vrste beleži i u Ponjavici 2008. godine zajedno sa *C. raciborskii* i *S. aphanizomenoides*.

Sve tri navedene invazivne i potencijalno toksične vrste cijanobakterija detektovane su u Zasavici samo u aprilskom uzorku metafitonske zajednice na Lokalitetu 1, sa veoma malom brojnošću od svega nekoliko jedinki. Analiza cijanotoksina nije rađena za vodu Zasavice, pa se ne može ni reći da li su ove vrste (ili neke druge) produkovale cijanotoksine. Pored toga, one ne ispoljavaju svoj invazivni karakter u Zasavici, s obzirom da je njihova brojnost bila izuzetno mala u metafitonu, a nisu ni detektovane u fitoplanktonu. Međutim, samo njihovo prisustvo u Zasavici predstavlja alarm i prvi signal upozorenja da su one i ovaj prostor naselile i da vrlo lako mogu ispoljiti svoj invazivni karakter ukoliko se formiraju povoljni uslovi u celom vodenom ekosistemu Zasavice. Za sada, dominacija makrofitske vegetacije obezbeđuje kontrolu ove tri invazivne cijanobakterije i nizom mehanizama održava stabilno stanje sa čistom vodom (Predojević i sar., 2015a). Međutim, povećanje unosa nutrijenata sa slivnog područja moglo bi dovesti i do promene alternativnog stabilnog stanja, pa bi Zasavica lako mogla postati ekosistem sa dominacijom fitoplanktona uz redukovano prisustvo, ili čak odsustvo, makrofitske vegetacije (Scheffer i sar., 1993; Scheffer i van Nes, 2007). Tada bi došlo do promena mnogih ekoloških faktora i stvaranja uslova pogodnih za razvoj i širenje cijanobakterija, posebno ovih invazivnih i potencijalno toksičnih, što bi sa druge strane uzrokovalo čitav niz posledica po vodeni ekosistem Zasavice i njen ekološki status bi mogao drastično da se pogorša. Zato ovaj signal treba shvatiti ozbiljno, kako bi se sačuvao autohtoni biodiverzitet koji svojim prisustvom svedoči o istoriji i evoluciji ovog ekosistema, a ne bi se smelo zaboraviti da i gubitak svake vrste predstavlja gubitak hiljada godine evolucije.

5.3.2. Raznovrsnost euglenoidnih algi Zasavice

Razdeo Euglenophyta broji ukupno 89 taksona zabeleženih u fitoplanktonu i metafitonu Zasavice (Tabela 4.3.), razvrstanih u 5 rodova, od kojih je najraznovrsniji rod *Euglena* (28 taksona), praćen rodom *Trachelomonas* (25 taksona) (Predojević i sar., 2015b). Taksonima najbogatiji rod u fitoplanktonu je rod *Euglena* (21), dok je u metafitonu najraznovrsniji rod *Trachelomonas* sa 19 taksona. Od ukupno 51 taksona euglenoidnih algi zabeleženih u metafitonu, čak 23 taksona detektovana su samo u ovoj zajednici.

Analizom doktorske disertacije o euglenoidnim algama Srbije (Subakov-Simić, 2006) i objavljenih naučnih radova koji se bave ili isključivo euglenoidnim algama ili ih spominju među ostalim algama, ustanovljen je spisak od 391 taksona euglenoidnih algi, do sada zabeleženih na teritoriji Srbije (Predojević i sar., 2015b). Imajući u vidu da je u Zasavici zabeležena skoro četvrtina do sada poznatih taksona Srbije, Zasavica se sa punim pravom može smatrati ekosistemom sa veoma visokim diverzitetom euglenoidnih algi. Pored toga, devet taksona detektovanih u Zasavici predstavljaju nove taksone za floru euglenoidnih algi Srbije (Predojević i sar., 2015b). To su: *Euglena bellovacensis*, *E. excavata*, *Lepocinclis acicularis*, *L. globosa*, *L. ovum* var. *maior*, *Phacus caudatus* var. *minor*, *Ph. corculum*, *Ph. monilatus*, *Trachelomonas woycickii* f. *pusilla*.

Prethodnim istraživanjima fitoplanktona Zasavice ustanovljeno je prisustvo ukupno 20 taksona iz grupe euglenoidnih algi (Branković i sar., 1996). Od tog broja, prisustvo 6 taksona ovim istraživanjem nije potvrđeno (*Euglena intermedia* (Klebs) F.Schmitz, *E. proxima* Dangeard, *Lepocinclis fusiformis* var. *podolica* kao *L. sphagnophila* var. *podolica* Drezepolski, *Phacus helicoides* Pochmann, *Trachelomonas ensifera* Daday i *T. granulata* Svirenko), dok je spisku euglenoidnih algi od pre oko 20 godina dodato 75 taksona novih za Zasavicu (Predojević i sar., 2015b).

Što se tiče funkcionalnog diverziteta euglenoidnih algi, on je manji od funkcionalnog diverziteta cijanobakterija. Tako su, po funkcionalnim klasifikacijama, fitoplanktonski predstavnici razdela Euglenophyta Zasavice, čija je biomasa bar u jednom uzorku bila veća od 2% u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona, svrstani u 2 funkcionalne grupe (W_1 i W_2), u 2 morfo-funkcionalne grupe (1c i 2c) i u samo jednu funkcionalnu grupu zasnovanu na morfologiji (grupa V). Ovakva situacija i ne čudi, s obzirom da je većina pripadnika ovog razdela funkcionalno slična. Funkcionalna klasifikacija pravi razliku između taksona koji se razvijaju u organski opterećenim ekosistemima i onih koji su više vezani za zone vodenog stuba bliže dnu i javljaju se u mezo-eutrofnim, plitkim vodenim ekosistemima (Padisák i sar., 2009). Morfo-funkcionalna klasifikacija razdvaja euglenoidne alge samo na osnovu veličine, dok se kod funkcionalne klasifikacije zasnovane na morfologiji ne pravi funkcionalno razdvajanje predstavnika ove grupe algi i oni su svrstani u jednu grupu, zajedno sa

ostalim flagelatnim predstavnicima bez silifikovanih struktura (Salmaso i Padisák, 2007; Kruk i sar., 2010).

5.3.3. Raznovrsnost zlatnih algi Zasavice

Zlatne alge predstavljaju neistraženu grupu algi na prostoru Srbije (Predojević i sar., 2014). U fitoplanktonu i metafitonu Zasavice zabeleženo je prisustvo ukupno 28 taksona ovog razdela, razvrstanih u 8 rodova, a diverzitet je mnogo veći u fitoplanktonu, s obzirom da su u metafitonu zabeležena samo tri predstavnika koja se javljaju i u fitoplanktonu (Tabela 4.3.). Mali broj detektovanih taksona zlatnih algi u metafitonu u vezi je sa dobom godine kada se ova zajednica razvija u Zasavici, što ne pogoduje predstavnicima razdela Chrysophyta koji maksimum razvoja i raznovrsnosti postižu u zimskim mesecima i početkom proleća (Starmach, 1985). Najveći broj taksona zabeležen je unutar roda *Mallomonas* (16). Značajan broj taksona zlatnih algi beleži se u zimskoj sezoni i početkom proleća, shodno njihovoj ekologiji, pa je tako najveći diverzitet razdela Chrysophyta zabeležen u martu na Lokalitetu 1 (ukupno 20 taksona) i u decembru na Lokalitetu 2 (ukupno 13 taksona) (Grafik 4.8.).

Pregledom objavljenih naučnih radova u kojima se zlatne alge sporadično spominju, ustanovljen je diverzitet ovog razdela koji broji 49 taksona ukupno zabeleženih u vodenim ekosistemima Srbije do sada (Predojević i sar., 2014). S obzirom da je u Zasavici zabeleženo više od polovine do sada poznatih taksona zlatnih algi Srbije, ona predstavlja stanište sa izuzetnim bogatstvom ove grupe algi. Od ukupnog broja detektovanih taksona razdela Chrysophyta, čak 16 taksona zabeleženo je po prvi put u vodenim ekosistemima Srbije, pa se oni mogu smatrati novim taksonima zlatnih algi za Srbiju (Predojević i sar., 2014). To su: *Kephyrion cordatum*, *Mallomonas akrokomos*, *M. bacterium*, *M. helvetica*, *M. minima*, *M. monograptus*, *M. paludosa*, *M. papillosa* var. *ellipsoidea*, *M. pascheri*, *M. pediculus*, *M. pulchella*, *M. schwemmlei*, *M. splendens*, *Ochromonas margaritata*, *Pseudokephyrion pseudospirale*, *Uroglena skujae*.

Prethodnim istraživanjima fitoplanktona Zasavice ustanovljeno je prisustvo ukupno 6 taksona zlatnih algi (Branković i sar., 1996; Ratajac i sar., 1998), od kojih prisustvo 3 taksona (*Dinobryon sertularia* Ehrenberg, *Mallomonas caudata* Conrad i *Synura petersenii* Korshikov) nije potvrđeno ovim istraživanjem (Predojević i sar.,

2014), ali je ustanovljeno 25 taksona novih za floru zlatnih algi Zasavice. Tako, na osnovu ovih i prethodnih istraživanja fitoplanktona, floru zlatnih algi Zasavice čini ukupno 31 takson.

Funkcionalni diverzitet zlatnih algi je sličan funkcionalnom diverzitetu euglenoidnih algi, ali samo na osnovu morfo-funkcionalne klasifikacije i funkcionalne klasifikacije zasnovane na morfologiji, jer su predstavnici obe grupe algi razvrstani u isti broj grupa na osnovu ove dve klasifikacije, dok funkcionalna klasifikacija predstavnike zlatnih algi grupiše u veći broj funkcionalnih grupa nego što je slučaj sa euglenoidnim algama. Taksoni razdela Chrysophyta čija je biomasa bar u jednom uzorku bila $\geq 2\%$ u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona, razvrstani su u 4 funkcionalne grupe (X_2 , E, U, W_s), potom u 2 morfo-funkcionalne grupe (1a i 2a) i jednu funkcionalnu grupu zasnovanu na morfologiji (grupa II). Sistem funkcionalne klasifikacije pravi razliku između sitnih, jednoćelijskih predstavnika ovog razdela sa smanjenim udelom silifikovanih struktura (X_2) i onih koji imaju dobro razvijene silifikovane strukture (E), a pri tom se obe grupe javljaju u plitkim, mezo-eutrofnim vodama, zatim odvajaju predstavnike koji grade krupne kolonije i podnose smanjenu koncentraciju nutrijenata (U) i one koje se razvijaju u organski bogatim vodama (W_s) (Padisák i sar., 2009). Sistem morfo-funkcionalne klasifikacije razdvaja predstavnike po veličini i po tome da li su jednoćelijski ili kolonijski po morfološkoj organizaciji, dok sistem funkcionalne klasifikacije sve predstavnike razdela Chrysophyta uvrštava u grupu flagelatnih algi koje poseduju silifikovane strukture (Salmaso i Padisák, 2007; Kruk i sar., 2010).

5.4. Sezonska dinamika gustine i biomase fitoplanktona Zasavice

Zasavicu odlikuje ne toliko brojna zajednica fitoplanktona, pogotovo ako se uporedi sa ekološki sličnim akvatičnim ekosistemom kakav je reka Ponjavica, gde je zabeležena maksimalna brojnost fitoplanktona od $11,9 \times 10^6$ ćelija/mL (Karadžić, 2011). Tokom ovog istraživanja, brojnost fitoplanktona u Zasavici na Lokalitetu 1 kretala se u rasponu od 90 do 8776 ćelija/mL, a na Lokalitetu 2 od 364 do 15524 ćelija/mL (Grafik 4.10.). Posmatrajući gustinu individua fitoplanktona, vrednosti su se kretale u opsegu od 52 do 3240 individua/mL na Lokalitetu 1 i u opsegu od 98 do

1756 individua/mL na Lokalitetu 2 (Grafik 4.13.), što govori da gustina fitoplanktona Zasavice nije značajno izmenjena u poređenju sa pređašnjim istraživanjima od pre oko dvadeset godina. Naime, preliminarna istraživanja sprovedena od jula 1995. do juna 1996. godine pružila su samo podatke o gustini individua fitoplanktona koja se kretala u opsegu od 90 do 2740 individua/mL (Branković i sar., 1996), dok podaci o gustini ćelija i biomasi izostaju.

Slično gustini fitoplanktona i u vezi sa njom, ni biomasa fitoplanktona Zasavice ne pokazuje visoke vrednosti tokom istraživanja, posebno ako se one uporede sa vrednostima biomase fitoplanktona u reci Ponjavici gde je zabeležena maksimalna biomasa od čak 865 mg/L (Karadžić, 2011). U Zasavici, najveće vrednosti biomase fitoplanktona beleže se u avgustu na oba lokaliteta. Na Lokalitetu 1 ukupna biomasa kretala se u opsegu od 78 do 3049 $\mu\text{m/L}$, a na Lokalitetu 2 od 295 do 3716 $\mu\text{m/L}$ (Grafik 4.16.). Takođe, koncentracija hlorofila *a* u Zasavici, kao indirektan pokazatelj primarne produkcije fitoplanktona, ukazuje da fitoplankton nije dominantna fotosintetička komponenta ovog ekosistema i da je produkcija fitoplanktona niska. U prilog tome, stoji i podatak da je koncentracija hlorofila *a* fitoplanktona u vlažnim staništima obično veća od 50 $\mu\text{g/L}$ (Goldsborough i Robinson, 1996), što u Zasavici nije slučaj. Na biomasu fitoplanktona, kao i koncentraciju hlorofila *a*, pored mnogih drugih faktora, snažan uticaj ima i makrofitska vegetacija koja je u Zasavici veoma dobro razvijena od aprila do oktobra. Makrofitska vegetacija koja se razvija u nekom vodenom ekosistemu određuje taksonomsku strukturu fitoplanktona i u ekosistemu gde makrofite dominiraju, po teoriji o alternativnim stanjima, biomasa fitoplanktona je izuzetno mala, što je regulisano brojnim mehanizmima (Scheffer i sar., 1993; Scheffer i van Nes, 2007). Međutim, takva situacija nije jedina moguća u plitkom vodenom ekosistemu u kom su makrofite dobro razvijene, jer se pored makrofita, istovremeno može razviti i velika biomasa fitoplanktona (Krasznai i sar., 2010; Häggqvist i Lindholm, 2012), što je slučaj sa, npr. rekombom Ponjavicom u kojoj su i makrofite dobro razvijene, ali je i biomasa fitoplanktona izuzetno velika (Karadžić, 2011). U Zasavici ipak, za razliku od Ponjavice, makrofitska vegetacija uspeva da održi stabilno stanje sa čistom vodom u kom je biomasa fitoplanktona mala, ali je veliki diverzitet vrsta, kao i funkcionalni diverzitet u kom dominiraju određene funkcionalne grupe algi, što se poklapa sa nalazima Borics-a i saradnika (2012) koji smatraju da biomasa manja od 20 mg/L

podržava veći specijski i funkcionalni diverzitet fitoplanktona. Uopšteno, velika biomasa fitoplanktona (a posebno velika biomasa cijanobakterija) može biti indikator hipereutrofnih uslova vodenog ekosistema (Vasconcelos, 2006), pa samim tim i lošeg stanja istog. Imajući sve to u vidu, a na osnovu vrednosti gustine i biomase fitoplanktona, kao i koncentracije hlorofila *a*, moglo bi se reći da je Zasavica u dobrom stanju i da još uvek odoleva uticaju sve većeg priliva nutrijenata i organskih materija. Pored toga, praćenje promene gustine, biomase i strukture zajednice fitoplanktona tokom nekog dužeg vremenskog perioda, pruža pouzdanije informacije o stanju nekog akvatičnog ekosistema u odnosu na praćenje promena koncentracije pojedinih nutrijenata (Karadžić, 2011), pa se i na osnovu toga može reći da je Zasavica stabilan ekosistem, jer do značajnih promena brojnosti fitoplanktonskih organizama ne dolazi, što je jasno ako uporedimo rezultate ovih istraživanja sa rezultatima od pre oko dvadeset godina (Branković i sar., 1996).

Polazeći od pretpostavke da sezonske promene biomase fitoplanktona nisu haotične i slučajne, već da se nalaze pod uticajem kako fizičkih i hemijskih faktora, tako i biotičkih interakcija, Sommer i saradnici (1986) razvili su model koji objašnjava postupne sezonske promene biomase fitoplanktona. Ovaj model poznat je pod nazivom PEG model (*Plankton Ecology Group*), a postulati ovog modela postavljeni su na primeru idealizovanog, dimiktičnog, dubokog i velikog jezera smeštenog u umerenoj klimatskoj zoni. Po PEG modelu, s proleća, kada nastupi porast temperature vode i intenziteta svetlosti i kada dođe do obnavljanja nutrijenata usled cirkulacije vode, dolazi do porasta biomase fitoplanktona i tada se beleži prolećni maksimum biomase. Potom, gusta zajednica fitoplanktona dovodi do iscrpljivanja resursa, istovremeno je izražen i snažan pritisak zooplanktona, pa nastupa pad biomase fitoplanktona, koji opet blago počinje da raste, samo neznatno, krajem proleća i početkom leta, jer se obnavljaju nutrijenti i uslovi su povoljni, sve do faze letnje stratifikacije kada su nutrijenti ponovo u deficitu. Po uspostavljanju jesenje cirkulacije, voda se ponovo obogaćuje nutrijentima, pritisak zooplanktona je smanjenog intenziteta, pa se javlja jesenji maksimum biomase fitoplanktona koji je uvek manji od prolećnog, zbog smanjenog intenziteta svetlosti i smanjene temperature vode. Po iscrpljivanju nutrijenata, ali i pod snažnijim pritiskom zooplanktona koji se pojačava za vreme jesenjeg maksimuma biomase fitoplanktona, dolazi do pada biomase sve do zimskog minimuma kada vladaju uslovi najmanje

pogodni za razvoj fitoplanktona zbog smanjene količine nutrijenata, smanjenog intenziteta svetlosti i niskih temperatura. Veoma povoljni uslovi za razvoj fitoplanktona javljaju se leti, kada se najčešće beleži najveći diverzitet, ali je biomasa po ovom modelu, ipak, najveća krajem zime i početkom proleća, s obzirom da se tada ne javlja deficit nutrijenata, što je leti čest slučaj.

Naravno, ovakva sezonska dinamika predstavlja idealizovan model, a odstupanja su česta, između ostalog, u plitkim, polimiktičnim jezerima kojima je Zasavica sličnija. Tako su, na primer, odstupanja od uobičajenog PEG obrasca primećena u Skadarskom jezeru koje je plitko, široko i polimiktično. U njemu su česte i nepravilne cirkulacije vode, pa su nutrijenti u najvećoj količini prisutni u toplom periodu godine, dok su tokom hladnijeg perioda koncentracije nutrijenata niske zbog razblaženja. Shodno tome, maksimalna biomasa fitoplanktona beleži se u toku leta (Rakočević i Hollert, 2005).

Slična situacija zabeležena je i u Zasavici. Naime, biomasa fitoplanktona u Zasavici ima dva maksimuma, jedan tokom zimskih meseci i početkom proleća, a drugi tokom leta, s tim da su vrednosti biomase veće leti nego u proleće (Grafik 4.16.). Upravo ovaj letnji maksimum biomase fitoplanktona predstavlja odstupanje od PEG obrasca, a pored toga, ne postoji jesenji maksimum. Razlog ovakve sezonske dinamike biomase fitoplanktona verovatno leži u činjenici što su leti najpovoljniji uslovi za razvoj fitoplanktona u smislu svetlosnih i temperaturnih uslova, a s obzirom da nema stratifikacije, nutrijenti su tada prisutni u visokim koncentracijama. Tako se može pretpostaviti da, generalno, nutrijenti ne predstavljaju limitirajući faktor biomase fitoplanktona Zasavice. Naime, plitka jezera često imaju dovoljnu količinu nutrijenata tokom cele godine zbog čestih mešanja vode, pa oni ne predstavljaju limitirajući faktor koji zajedno sa zooplanktonom utiče na sezonsku dinamiku biomase fitoplanktona po PEG modelu (Sommer i sar, 1986). Na osnovu ovoga se može smatrati da na sezonsku dinamiku fitoplanktona Zasavice najvećeg uticaja imaju fizički faktori, ali i biotičke interakcije, prvenstveno odnosi sa makrofitama i zooplanktonom, dok je uticaj nutrijenata manje važan. Tako, do smanjenja biomase fitoplanktona nakon prvog maksimuma u zimskim i početkom prolećnih meseci, dolazi verovatno zbog snažnog uticaja zooplanktona koji smanjuje biomasu fitoplanktona i zato što je to period početka razvoja makrofitske vegetacije koja nizom mehanizama, takođe, dovodi do smanjenja biomase fitoplanktona (Scheffer i sar., 1993; Scheffer i van Nes, 2007). Nakon toga

dolazi do porasta biomase sve do letnjeg maksimuma, posle kojeg nastupa drugi pad biomase fitoplanktona. Ovaj pad biomase, verovatno je u vezi sa smanjenim svetlosnim uslovima i nižom temperaturom, pri čemu ni pritisak zooplanktona ne bi trebalo zanemariti.

Pored toga, važno je napomenuti da biomasa fitoplanktona i koncentracija hlorofila *a*, kao direktna i indirektna mera primarne produkcije, iako su pozitivno korelisane u Zasavici, ne pokazuju najviše vrednosti u istim sezonama (Grafici 4.21. i 4.22.). Posmatrajući ceo period istraživanja, oba parametra imaju povišene vrednosti krajem zime i u avgustu, s tim što je biomasa maksimalna u avgustu na oba lokaliteta, dok je koncentracija hlorofila *a* maksimalna u februaru na Lokalitetu 1, odnosno u januaru na Lokalitetu 2. Tako bi se moglo reći da je, na osnovu sezonske dinamike koncentracije hlorofila *a*, ispunjen postulat PEG modela koji govori da je produkcija fitoplanktona veća krajem zime i početkom proleća u odnosu na leto i jesen, za razliku od biomase, po kojoj postoji već opisano odstupanje od PEG obrasca sezonske dinamike fitoplanktona (Sommer i sar., 1986). Pretpostavka je da se ova razlika u pojavi maksimalnih vrednosti biomase i koncentracije hlorofila *a* može objasniti činjenicom da u plitkim vodenim ekosistemima u kojima dominiraju makrofite kao fotosintetička komponenta, bitnu komponentu fitoplanktona čine flagelatne miksotrofne alge (Fonseca i Bicudo, 2011; Borics i sar., 2012; Häggqvist i Lindholm, 2012). Za početak, postavlja se pitanje šta to karakteriše miksotrofne alge?

Po Flynn-u i saradnicima (2012), miksotrofni organizmi bili bi oni koji poseduju kombinaciju fotoautotrofnih i heterotrofnih aktivnosti. U početku se, pri tom, pod heterotrofijom podrazumevalo usvajanje organskih supstanci osmozom. Naime, istraživanjima je otkriveno da mnogi predstavnici fitoplanktona, mogu osmozom usvajati različite organske supstance (Mulholland i sar., 2003; Glibert i Legrand, 2006; Lindehoff i sar., 2011), pored toga što imaju mogućnost fotoautotrofije. Na osnovu navedene definicije miksotrofa, većina (ako ne i svi) predstavnika fitoplanktona pripadala bi ovoj funkcionalnoj kategoriji, s obzirom da ih veliki broj osmozom usvaja bar neke organske supstance. U tom slučaju, i auksotrofi, koji osmozom usvajaju vitamine, ubrajali bi se u miksotrofe (Flynn i sar., 2012). Iz tog razloga, osmoza se činila slabom i nedovoljnom osobinom za karakterizaciju miksotrofa, pa se smatralo da je fagotrofija korisniji i pogodniji diskriminator koji bi razdvajao miksotrofne taksone, s

obzirom da predstavlja potpuno drugačiji vid nutritivne strategije i da je otkrivena kod velikog broja predstavnika fitoplanktona (Jones, 2000). Na osnovu toga, miksotrofne alge bile bi one koje se istovremeno mogu hraniti fotoautotrofno i fagotrofno i po ovoj definiciji miksotrofije, cijanobakterije ne bi bile miksotrofi imajući u vidu da su one auksotrofi i da kod njih nije zabeležen slučaj fagotrofije (Flynn i sar., 2012). Međutim, na kraju se miksotrofnim algama ipak, po većini autora, smatraju one alge koje kombinuju fototrofiju sa osmotrofijom (izuzev auksotrofije) i fagotrofijom (Granéli i sar., 2012), tj. to su one alge koje pored toga što same sintetišu organske supstance, mogu ih i usvajati (na bilo koji način), ukoliko su u okolini prisutne u izobilju, što će svakako uvek prvo izabrati, imajući u vidu da je fotosinteza energetski zahtevniji proces od fagotrofije (Jones, 2000).

Sada, kada smo upoznati s osnovnom karakteristikom miksotrofnih algi, a to je istovremena mogućnost autotrofnog i heterotrofnog načina ishrane, potencijalno se može objasniti situacija u Zasavici u kojoj se maksimalne vrednosti biomase fitoplanktona i koncentracije hlorofila *a* vremenski ne poklapaju, što bi inače bilo za očekivati. Naime, procenat miksotrofnih flagelatnih algi je mnogo veći u avgustovskim uzorcima u odnosu na januarski i februarSKI, tako da, iako je biomasa fitoplanktona u avgustu najveća, koncentracija hlorofila *a* je ipak najveća krajem zime kada je fiziološka aktivnost hlorofila *a* veća i kada je manje miksotrofa u zajednici fitoplanktona. U avgustu se javljaju povišene temperature vode koje ubrzavaju metaboličke procese, ali i razlaganje organskih materija, pa su tada organske supstance dostupnije miksotrofima, koji će uvek prvo izabrati da koriste već gotovu „hranu”, nego što će je sami sintetisati. Na osnovu ovoga, maksimalna biomasa fitoplanktona u avgustu, mogla bi se shvatiti i kao zbir primarne i sekundarne produkcije (Flynn i sar., 2012) i verovatno zato koncentracija hlorofila *a* nije maksimalna kada je maksimalna i biomasa fitoplanktona, već onda kada je fiziološka aktivnost hlorofila *a* veća, što bi u slučaju Zasavice bilo u zimskim mesecima.

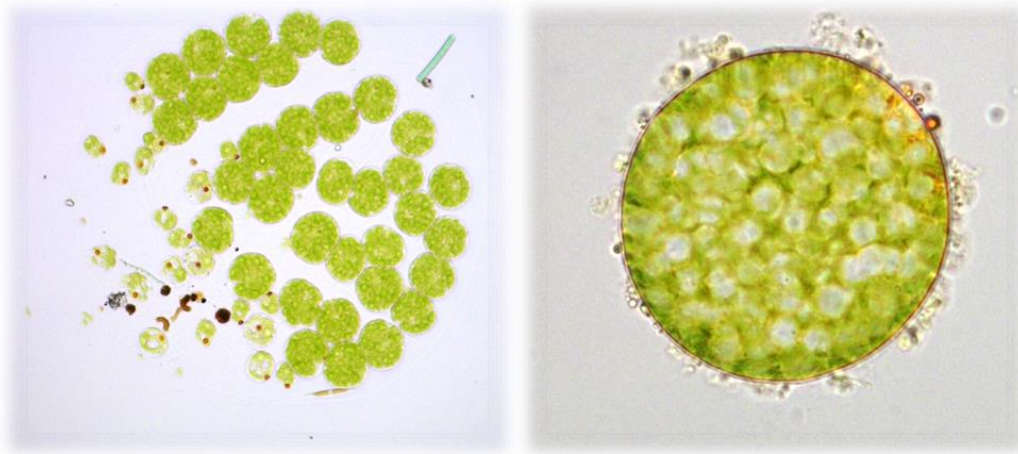
5.5. Sezonska sukcesija pripadnika fitoplanktona

Fitoplankton u Zasavici ne predstavlja primarnu fotosintetičku komponentu, jer su u ovom, kao i u većini drugih plitkih vodenih ekosistema jači kompetitori za nutrijente makrofite, ali i zajednica metafitona i fitobentosa (Goldsborough i Robinson, 1996). Iako zajednica fitoplanktona nije previše brojna, osnovni obrasci sezone sukcesije dominantnih taksona ove zajednice mogu se ustanoviti i oni prate određena, već ustanovljena, pravila. Branković i saradnici (1996) ističu da su po gustini individua dominantne silikatne i zelene alge u fitoplanktonu Zasavice, dok su predstavnici ostalih razdela ukupnoj brojnosti doprinisili manjim procentom. Do sličnih rezultata dolazi se i u ovom istraživanju, s tim što su pored silikatnih i zelenih algi, po doprinosu ukupnoj brojnosti individua, značajni i predstavnici razdela Cryptophyta, zlatne alge u zimskoj i s početka prolećne sezone, a samo u letnjim uzorcima i cijanobakterije, kao i euglenoidne alge samo u maju na Lokalitetu 1 (Grafici 4.14. i 4.15.). Međutim, na osnovu broja ćelija najbrojniji su predstavnici cijanobakterija koji dominiraju tokom letnjih meseci na oba lokaliteta (sa preko 80% udela). Pored cijanobakterija, po broju ćelija, značajne su i silikatne i zlatne alge sa značajnim udelom u ukupnom broju ćelija tokom zimskih i prolećnih meseci na oba istraživana lokaliteta, dok se u pojedinim mesecima na oba lokaliteta po broju ćelija ističu i zelene alge i predstavnici razdela Cryptophyta (Grafici 4.11. i 4.12.). Sa druge strane, posmatrajući biomasu fitoplanktona kao najrelevantniji parametar primarne produkcije, silikatne alge nesumnjivo preuzimaju primat u ukupnoj biomasi za većinu uzoraka sa oba lokaliteta (Grafici 4.19. i 4.20.). Biomasa cijanobakterija značajna je jedino tokom letnjih meseci, ali do njihovog cvetanja u Zasavici ne dolazi, što nameće zaključak da je ekološki integritet ovog vodenog ekosistema u dobrom stanju, imajući u vidu da je cvetanje cijanobakterija vezano najčešće za eutrofne vodene ekosisteme (Vasconcelos i Cerqueira, 2001) i za pogoršanje uslova u staništu. Neznatno veći udeo cijanobakterija na Lokalitetu 2 tokom leta može biti posledica višeg trofičkog statusa (tokom leta koncentracija nitrata je veća) i prosečno manje dubine vodene kolone na ovom lokalitetu, što pogoduje njihovom razvoju. U pojedinim uzorcima, značajan udeo u ukupnoj biomasi imaju i zelene alge i predstavnici razdela Dinophyta i Cryptophyta, zlatne alge značajan udeo imaju zimi i s

početka proleća, dok euglenoidne alge značajnije doprinose ukupnoj biomasi fitoplanktona krajem proleća i leti (Grafici 4.19. i 4.20.).

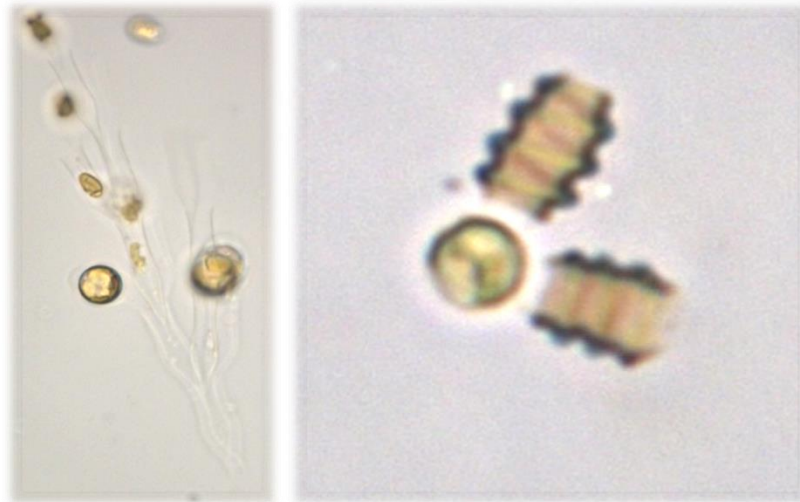
Kao što se iz do sada navedenog vidi, cijanobakterije imaju najveći diverzitet taksona, abundancu i biomasu tokom letnjih meseci (posebno u julu i avgustu), što je u skladu sa njihovom ekologijom, s obzirom na njihov viši temperaturni optimum (Komárek i Anagnostidis, 1998, 2005; Reynolds, 2006; Komárek, 2013). Cijanobakterije se tokom letnjih meseci jedino i javljaju kao dominantni ili subdominantni taksoni u zajednici fitoplanktona po broju individua ili po biomasi, a najčešće su to *Geitlerinema amphibium*, *Phormidium tergestinum* i *Dolichospermum viguieri* (Tabele 4.4., 4.5., 4.6., 4.7.). *G. amphibium* i *Ph. tergestinum* su trihalne, bentosne cijanobakterije koje su prilagođene slabijem intenzitetu svetlosti (Komárek i Anagnostidis, 2005), ali su veoma često nalazene i u fitoplanktonu (Karadžić, 2011), dok je *D. viguieri* trihalna cijanobakterija sa sposobnošću fiksacije azota (Komárek, 2013).

Tokom leta, tačnije od maja do avgusta, značajne su i euglenoidne alge u Zasavici, s obzirom da su one široko rasprostranjene i naseljavaju stajaće ili sporotekuće vode bogate organskim supstancama, upravo tokom letnjih meseci (Starmach, 1983; Subakov-Simić, 2006). U tom periodu beleži se i najveći diverzitet, najveća brojnost njihovih individua/ćelija, kao i najveća biomasa, pa se tada pojedini taksoni euglenoidnih algi javljaju kao dominantni ili subdominantni po broju individua, odnosno po biomasi (najčešće *Euglena hemichromata*, *E. texta* i *Phacus orbicularis*) (Tabele 4.4., 4.5., 4.6., 4.7.). U avgustu na oba lokaliteta beleži se i znatan broj reproduktivnih i zaštitnih cisti ove grupe algi (Slika 5.1.). Reproduktivne ciste u palmeloidnom stadijumu (Slika 5.1. levo) mogu sadržati veliki broj ćelija koje su uvek bez bičeva (Buetow, 1968), a samo prisustvo ovih cisti ukazuje da su u avgustu pogodni uslovi za razvoj euglenoidnih algi. Međutim, znatan broj zaštitnih cisti (Slika 5.1. desno), sa debelim omotačem i nagomilanim rezervnim supstancama, u istom mesecu, ukazuje da se ove alge tada pripremaju i za nastupajuće nepovoljne uslove sredine (Predojević i sar., 2015b).



Slika 5.1. Reproduktivne ciste - palmeloidni stadijum (levo) i zaštitna cista (desno) predstavnika euglenoidnih algi.

Za razliku od cijanobakterija i euglenoidnih algi, zlatne alge dominiraju zimi i tokom proleća. Od decembra do aprila ova grupa algi ima najveći diverzitet, abundancu i biomasu, pa jedino tada i značajnije doprinosi ukupnoj biomasi fitoplanktona. U ovom periodu, pojedini taksoni zlatnih algi su dominantni ili subdominantni u fitoplanktonu po broju individua ili po biomasi (Tabele 4.4., 4.5., 4.6., 4.7.), a najčešće su to *Synura uvella* i *Dinobryon sociale* var. *americana*. Tokom zimskih i prolećnih meseci, a posebno u januaru i februaru, na oba ispitivana lokaliteta, beleži se veliki broj zigota rodova *Dinobryon* (Slika 5.2. levo), *Kephyrion* i *Pseudokephyrion* (Slika 5.2. desno), što ukazuje na njihovu intenzivnu reprodukciju i na to da je upravo ovaj period pogodan za njihov razvoj (Predojević i sar, 2014), s obzirom da su prilagođene niskim temperaturama (Starmach, 1985), pa uz silikatne alge tada imaju kompetitivnu prednost nad drugim algama, sve dok ima dostupnog silicijuma u vodi, potrebnog ovim grupama algi. Ograničenost ovog razdela na zimski i prolećni period može, dodatno, biti i posledica njihove osetljivosti na smanjenje koncentracije CO₂ (Reynolds i sar., 2002), do kojeg, verovatno, kratkotrajno dolazi intenziviranjem fotosinteze makrofita u aprilu.



Slika 5.2. Zigoti rodova *Dinobryon* (levo) i *Pseudokephyrion* (desno).

Može se reći da je sezonska sukcesija fitoplanktona veoma slična na oba lokaliteta, iako postoje određene razlike među ispitivanim lokalitetima u smislu dominantnih taksona, pri čemu su razlike uočljivije ako se posmatraju dominantni taksoni po biomasi (Tabele 4.6. i 4.7.), nego ako se posmatraju dominantni taksoni po broju individua (Tabele 4.4. i 4.5.). Na sličnost istraživanih lokaliteta ukazuju i rezultati statističkih analiza, bilo da je analizirana biomasa vrsta, razdela ili funkcionalnih grupa fitoplanktona, po kojima se oba lokaliteta nalaze veoma blizu jedan drugog na svim graficima (Grafici 4.36. - 4.41.). Najveća razlika među lokalitetima javlja se pri analizi biomase razdela fitoplanktona sa oba lokaliteta (Grafik 4.37.). Pored sličnosti ispitivanih lokaliteta po pitanju smene dominantnih taksona, sezonska sukcesija fitoplanktona Zasavice prilično odgovara i predloženoj sezonskoj smeni razdela po PEG modelu (Sommer i sar., 1986). Naime, po ovom modelu, prolećni maksimum karakterišu centrične silikatne alge (mada se tada mogu naći i krupne, penatne) i predstavnici razdela Cryptophyta, leti se zadržava dominacija predstavnika razdela Cryptophyta, ali biomasi značajno doprinose i zelene alge, predstavnici razdela Dinophyta i cijanobakterije, zavisno od trofičnog statusa jezera, da bi jesenji maksimum karakterisale silikatne alge u ukupnoj biomasi fitoplanktona. Načelno, sukcesija dominantnih razdela prati PEG model u Zasavici, jer, uz male izuzetke, tačnije dodatke, obrasci smene dominantnih taksona i razdela u Zasavici poklapaju se sa onim predloženim PEG modelom.

I po broju individua, ali još više po biomasi, silikatne alge su najznačajniji razdeo u fitoplanktonu Zasavice na oba lokaliteta. Upravo njih, mnogi autori smatraju glavnom komponentom potamoplanktona (Stanković i sar., 2012; Abonyi i sar., 2014; Mihaljević i sar., 2014), dok se zelene alge najčešće ističu kao druga značajna komponenta potamoplanktona (Karadžić, 2011; Abonyi i sar., 2014). Međutim, za plitke vodene ekosisteme sa dobro razvijenom makrofitskom vegetacijom dominacija krupnih silikatnih algi nije uobičajena pojava, s obzirom da se one teško održavaju u površinskim zonama relativno stabilnog vodenog stuba koji obezbeđuju makrofite i brzo tonu u takvim uslovima (Krasznai i sar., 2010). Ipak, dominacija silikatnih i zelenih algi u Zasavici ne čudi, s obzirom da se Zasavica napaja podzemnim putem rečnom vodom, a pored toga reč je o plitkom ekosistemu, pa je i veliki udeo tihoplanktonskih silikatnih algi u fitoplanktonu (Goldsborough i Robinson, 1996). U ovom istraživanju, pored zelenih algi koje imaju značajnog udela u ukupnoj biomasi u pojedinim uzorcima (uglavnom tokom letnje sezone), jednako su bitni i predstavnici svih ostalih razdela (izuzev Xanthophyta) koji u pojedinim mesecima zauzimaju značajan udeo u ukupnoj biomasi. Generalno, moglo bi se reći da drugu značajnu komponentu fitoplanktona Zasavice, pored silikatnih algi, čine flagelatne alge sa velikim udelom miksotrofnih algi među njima (pripadnici razdela Cryptophyta, Euglenophyta, Dinophyta, Chrysophyta, Chlorophyta). Imajući u vidu da dominacija makrofita značajno utiče na biomasu fitoplanktona, ali i na njegovu taksonomsku strukturu (Scheffer i sar., 1993; Søndergaard i Moss, 1998; Scheffer i van Nes, 2007; Sayer i sar., 2010), flagelatne i miksotrofne alge često se navode kao najznačajnija komponenta plitkih jezera (ali i drugih plitkih ekosistema, npr. mrtvaja, bara, močvara, tresava) sa gusto razvijenom makrofitskom vegetacijom (Borics i sar., 2003; Fonseca i Bicudo, 2010, 2011; Krasznai i sar., 2010; Borics i sar., 2012; Häggqvist i Lindholm, 2012). Tako, Häggqvist i Lindholm (2012) ističu da se u ovakvom tipu vodenih ekosistema, krajem proleća javljaju zlatne alge (*Dinobryon* i *Mallomonas*), a da letnji fitoplankton karakterišu sitni predstavnici razdela Cryptophyta, sitne zelene alge, ali i cijanobakterije umesto kolonijskih zelenih algi, dok mnogi autori ističu da u ovakvim tipovima vodenih ekosistema dominiraju flagelatni rodovi *Chlamydomonas* i *Cryptomonas*, euglenoidne alge i pripadnici razdela Dinophyta (Borics i sar., 2003; Krasznai i sar., 2010; Borics i sar., 2012). Svi ovi predstavnici imaju značajnog udela i u biomasi fitoplanktona

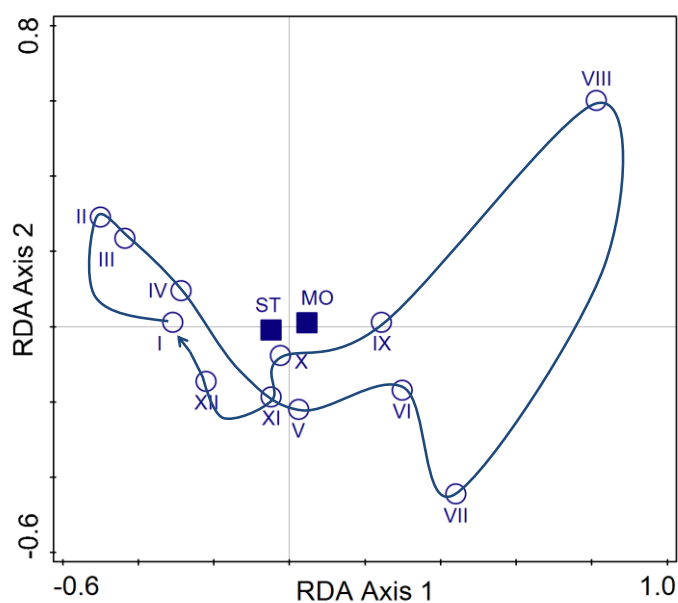
Zasavice, što bi se, na osnovu iznetog, moglo pripisati prisustvu makrofitske vegetacije. Makrofitska vegetacija je izuzetno bujno razvijena u ovom ekosistemu, pa su mikсотrofne, flagelatne alge, kao najbolje prilagođeni taksoni ovakvim uslovima i očekivane. U plitkim vodenim ekosistemima sa gustim razvojem makrofita koji obezbeđuje relativno stabilnu vodenu kolonu, pokretljivost pruža kompetitivnu prednost, jer se alge bičevima mogu kretati kroz gustu zajednicu makrofita (Søndergaard i Moss, 1998; Borics i sar., 2003; Krasznai i sar., 2010), pa samim tim bolje iskoristiti svetlosne i nutritivne resurse, a mogućnost heterotrofne ishrane je svakako prednost u sredini gde su organske supstance dostupne u dovoljnoj količini (Borics i sar., 2003), što je u Zasavici slučaj. Uz to, predstavnici ove funkcionalne grupe su najvećim delom sitne alge, čime im je povećan fiziološki potencijal efikasnog usvajanja nutrijenata, organskih supstanci i svetlosti (O'Farrell i sar., 2007). Pokrovnost dna Zasavice makrofitskom vegetacijom, od aprila do oktobra, je oko 90%, pri čemu svetlosni uslovi nisu drastično narušeni, s obzirom da je prozirnost vode skoro uvek bila do dna. Iz tog razloga javljaju se i taksoni koji su osetljivi na zasenu, jer postoje delovi ekosistema gde će se oni moći razvijati. Međutim, svetlosni uslovi ipak jesu izmenjeni u odnosu na vodu u kojoj se makrofite ne razvijaju, posebno u delovima sa gušćom makrofitskom vegetacijom, što samim tim favorizuje prisustvo flagelatnih taksona. Flagelatni taksoni jesu favorizovani kada su makrofite dobro razvijene, ali ne samo zato što mogu pokretima dosegnuti zone vode sa povoljnijim svetlosnim uslovima, već je tada među njima veliki broj mikсотrofa, koji svoju brojnost i biomasu povećavaju na račun tada prisutne dovoljne količine organskih supstanci u okruženju (Borics i sar., 2003). U vezi sa svim navedenim, Krasznai i saradnici (2010) dolaze do rezultata da će se određeni taksoni ili funkcionalne grupe algi koje uključuju flagelatne predstavnike, pojavljivati pri različitim nivoima pokrovnosti makrofitske vegetacije, što povezuju sa dostupnošću svetla. Tako će npr., po ovim autorima, *S. uvella* značajno doprinosti biomasi fitoplanktona kada je mala pokrovnost makrofita, tj. kada su povoljni svetlosni uslovi. U Zasavici ovaj takson najviše i doprinosi biomasi fitoplanktona kada makrofite nisu razvijene, što se može povezati i sa činjenicom da ovaj flagelatni takson ne pripada mikсотrofima (Bhatti i Colman, 2008), iako se često navodi da je prisutan u organski opterećenim vodama zbog svoje mikсотrofije (Teneva i sar., 2014), a pri tom mu je i temperaturni optimum na nižoj temperaturi (Starmach, 1985). Dodatno, sa pojavom

makrofita i njihovim snažnim razvojem, verovatno dolazi do kratkotrajnog pada koncentracije CO₂ i povećanja pH vrednosti usled njihove intenzivne fotosinteze, što ovoj zlatnoj algi nikako ne odgovara (Reynolds i sar., 2002; Krasznai i sar., 2010), pa je od aprila kompetitivno nadjačavaju druge alge, one prilagođene višim temperaturama i povećanoj količini rastvorenih organskih supstanci u vodi. Nakon ovog kratkotrajnog pada koncentracije CO₂ u vodi, do kojeg dolazi sa razvojem makrofita, intenziviraju se i procesi razgradnje organskih supstanci, čime se smanjuje koncentracija O₂, a povećava koncentracija CO₂ u vodi. Istovremeno se snižava pH vrednost vode, pa se u Zasavici sa pojavom makrofita, uz pad koncentracije O₂, beleži i pad pH vrednosti (Tabele 4.1. i 4.2.). Vrednosti pH su najniže dok su makrofite prisutne u Zasavici (iako su tada vrednosti samo neznatno snižene). Euglenoidne alge i predstavnici razdela Dinophyta i Cryptophyta su manje zavisni od pokrovnosti makrofita u ekosistemu, ali ipak, s obzirom da je veliki broj ovih predstavnika miksotrofan (Flynn i sar., 2012), bolje će se razvijati kada je prisutna dovoljna količina organskih supstanci, što se obično dešava kada je pokrovnost makrofita velika. Iz tog razloga, ovi predstavnici najpre će se razvijati pri povećanoj gustini makrofita kada dostižu veće biomase, iako će biti prisutni i kada su makrofite retke ili ih nema (Krasznai i sar., 2010). Tako i u Zasavici, euglenoidne alge najviše doprinose biomasi u vreme prisustva makrofita, dok predstavnici druga dva razdela imaju podjednak značaj i kada su makrofite prisutne i kada ih nema. Da je više rastvorenih organskih supstanci u vreme razvoja makrofitske vegetacije potvrđuju i vrednosti saprobnog indeksa koje imaju neznatno povećane vrednosti u tom periodu i ukazuju na umereno organsko opterećenje (Grafik 4.29.). Na osnovu svega navedenog, taksonomska struktura fitoplanktona podudara se velikim delom sa onom očekivanom i karakterističnom za plitka jezera. Međutim, nameće se pitanje koji su to faktori najzaslužniji za takvu taksonomsku strukturu, kao i dinamiku biomase fitoplanktona Zasavice?

5.6. Faktori koji utiču na biomasu i taksonomsku strukturu fitoplanktona Zasavice

Hemijski parametri vode, posebno koncentracija nutrijenata (azota i fosfora na prvom mestu), smatraju se primarnim faktorima koji utiču na strukturu i sezonske, kao i godišnje promene fitoplanktona u dubokim jezerima (Borics i sar., 2003). Međutim, za

plitke vodene ekosisteme (jezera, tresave, bare) najčešće se fizički faktori navode kao najbitniji ekološki faktori odgovorni za promene strukture i dinamike fitoplanktona, a među njima, na prvom mestu temperatura i svetlost (Borics i sar., 2003, 2012; Izaguirre i sar., 2012). Plitki vodeni ekosistemi se nalaze pod snažnijim uticajem spoljašnjih faktora u odnosu na duboke ekosisteme (O'Farell i sar., 2007). U Zasavici se, na osnovu statističkih analiza može potvrditi značaj fizičkih faktora, i to prvenstveno temperature, koja direktno ili indirektno deluje i na mnoge druge faktore, bilo fizičke, hemijske ili biotičke. Da je temperatura faktor koji kontroliše biomasu, ali i taksonomsku strukturu fitoplanktona može se videti na graficima statističkih analiza, između ostalog, i po rasporedu mesečnih uzoraka od januara do decembra koji kada se povežu formiraju zatvorenu krivu liniju (Grafici 4.36. – 4.41.). Ovakva veza mesečnih uzoraka može se videti u svih pet analiza redundantnosti sa malim razlikama, a grafički prikaz povezanosti mesečnih uzoraka, na ovom mestu je predstavljen samo za analizu redundantnosti u kojoj je analizirana biomasa pojedinačnih taksona (Grafik 5.2.).



Grafik 5.2. Povezanost mesečnih uzoraka u analizi redundantnosti u kojoj je korišćena biomasa pojedinačnih taksona.

U svih pet analiza redundantnosti (Grafici 4.36. – 4.41.), temperatura predstavlja bitan faktor koji značajno koreliše sa prvom osom grafika, bilo pozitivno ili negativno, a sa njom su visoko pozitivno korelisane koncentracije jona Na^+ , Mg^{2+} i K^+ . Temperatura ne pokazuje u svim analizama najveći koeficijent korelacije sa prvom osom, ali je

korelacija visoka i u slučaju kada najjaču korelaciju sa prvom osom pokazuje neki od navedenih jona visoko korelisan sa temperaturom. Najbitniji negativno korelisani parametri sa navedenim parametrima su, između ostalih, koncentracija O₂ i pH vrednost u svih pet analiza. Raspored sredinskih varijabli je različit u svakoj analizi, ali neznatno, pa se ovi generalni obrasci mogu uočiti na svakom grafiku. Najveća razlika, kada uporedimo analize redundantnosti koje analiziraju biomasu pojedinačnih taksona i biomasu razdela, je u procentu varijabilnosti podataka koji objašnjavaju. Tako se, odgovarajućim, navedenim faktorima ponašanje biomase pripadnika fitoplanktona svrstanih u razdele mnogo bolje može opisati nego ponašanje biomase pojedinačnih taksona fitoplanktona, jer u prvom slučaju prve dve ose na grafiku objašnjavaju 55,03% varijabilnosti podatka, dok je u drugom slučaju taj procenat samo 21,83%.

Na grafiku biomase pojedinačnih taksona (Grafik 4.36.), jasno se uočavaju dve grupe taksona. Prva grupa je pozitivno korelisana sa temperaturom, kao i koncentracijom Na⁺, K⁺, Mg²⁺ jona, dok je negativno korelisana sa koncentracijom O₂ i pH vrednošću. Za razliku od nje, druga grupa taksona pokazuje pozitivnu korelaciju sa koncentracijom O₂ i pH vrednošću, a negativnu sa temperaturom i koncentracijom pomenutih jona. Prvoj grupi taksona pripadaju najvećim delom zelene alge (*C. astroideum*, *P. tetras*, *T. minimum*), cijanobakterije (*G. amphibium*, *D. viguieri*, *W. compacta*, *P. catenata*) i euglenoidne alge (*Ph. triqueter*, *E. gymnodinioides*, *L. fusiformis*), dok drugoj grupi najvećim delom pripadaju silikatne (*A. formosa*, *N. palea*, *F. ulna*) i zlatne alge (*S. uvella*, *D. sociale* var. *americana*), a tu su i predstavnici razdela Dinophyta (*P. palatinum*). Ovakva raspodela taksona po grupama uopšte ne odstupa od očekivane (Reynolds, 2006), izuzev par nejasnoća koje je potrebno dodatno objasniti. Prva nelogičnost vezana je za takson *D. viguieri* iz prve grupe taksona sa Grafika 4.36. koja pozitivno koreliše sa temperaturom. Pozitivna korelacija sa temperaturom jeste u skladu sa ekologijom ovog taksona (Komárek, 2013), međutim, cijanobakterija azotofiksator *D. viguieri* karakteristična je za eutrofne ekosisteme sa smanjenom koncentracijom azota (Reynolds i sar., 2002), a na grafiku pokazuje pozitivnu korelaciju sa koncentracijom nitrata. Tako se *D. viguieri* u Zasavici na Lokalitetu 2 javlja kao dominantan ili subdominantan takson u junu i julu, kada su koncentracije nitrata izuzetno visoke. Razlog ovoj pojavi može biti poremećen, tj. smanjen odnos azota i fosfora, kada azot praktično postaje limitirajući faktor u ekosistemu (Downing i sar.,

2001), jer kako ističu De Tezanos Pinto i Litchman (2010), rastvoreni neorganski azot sam po sebi nije adekvatan faktor za predviđanje distribucije i abundance azotofiksatora, a s obzirom da fosfati nisu mereni u Zasavici, ovo objašnjenje ostaje na nivou pretpostavke. Druga nelogičnost javlja se u drugoj grupi taksona sa Grafika 4.36., a u tekstu iznad, već je pomenuta. Naime, na Grafiku 4.36. je *S. uvella* negativno korelisana sa temperaturom, što je u skladu sa njenim niskim temperaturnim optimumom (Starmach, 1985), ali je pozitivno korelisana sa pH vrednošću, što odstupa od zahteva ove alge, jer (kako je već naglašeno) ona ne toleriše nedostatak CO₂, tj. porast pH vrednosti (Reynolds i sar., 2002; Krasznai i sar., 2010). Međutim, vrednost pH ne prelazi 8,9 u vreme kada se ovaj takson razvija, tako da to nisu previše visoke vrednosti pH koje bi ograničile rast ove zlatne alge. Sa druge strane, vrednost pH je nakon aprila u blagom padu sve do jeseni zbog intenzivnih procesa razgradnje, pa je zbog svega ovoga na grafiku prikazana pozitivna korelacija biomase taksona *S. uvella* i pH vrednosti, s obzirom da ovaj takson ima značajnu biomasu od decembra do aprila. Pad biomase *S. uvella*, zapravo je posledica visokih temperatura tokom leta kada je ova zlatna alga kompetitivno nadjačana drugim algama, a ne neodgovarajućih pH vrednosti, dok je okidač za početak smanjenja biomase ovog taksona intenzivan i kratkotrajan porast pH vrednosti koji nastaje kao posledica intenzivne fotosinteze tek razvijene makrofitske vegetacije. Ovaj skok pH vrednosti nije registrovan hemijskim analizama, ali je vrlo verovatno da se desio u Zasavici u istraživanom periodu.

Grafik analize biomase razdela predstavnika fitoplanktona (Grafik 4.37.), pored toga što objašnjava veći procenat varijabilnosti podataka od analize biomase pojedinačnih taksona, ne otkriva ništa novo što već nije objašnjeno. Sa temperaturom pozitivno korelišu razdeli zelenih, euglenoidnih algi i cijanobakterije, negativno korelišu silikatne i zlatne alge i razdeo Dinophyta, dok na razdele Cryptophyta i Xanthophyta temperatura nema velikog uticaja, što su obrasci često pomenuti u litetraturi (Reynolds, 2006). Kao što je već napomenuto, koncentracija O₂ i pH vrednost negativno korelišu sa temperaturom, pa je korelacija biomase razdela sa ovim faktorima recipročna u odnosu na korelaciju sa temperaturom, dok na biomasu razdela Cryptophyta i Xanthophyta ni ovi parametri nemaju velikog uticaja.

Za eutrofne sisteme, posebno plitke, biotičke interakcije, mogu biti veoma važne, iako biomasu fitoplanktona pretežno kontrolišu fizički faktori (Stanković i sar.,

2012). Na osnovu dinamike i vrednosti biomase, kao i taksonomske strukture fitoplanktona Zasavice, jasno je da je, pored fizičkih faktora, ali i u vezi sa njima, izuzetno značajan i uticaj makrofitske vegetacije na fitoplankton, iako se sa grafika statističkih analiza to ne može uočiti. Makrofitska vegetacija (posebno submerzna) ima veliki uticaj na sam metabolizam plitkih jezera preko uticaja na strukturu i dinamiku drugih komponenti ekosistema, pa tako, između ostalog, snažno deluje i na biomasu i taksonomsku strukturu fitoplanktona (Scheffer i sar., 1993; Søndergaard i Moss, 1998; Borics i sar., 2003, 2012; Scheffer i van Nes, 2007; Fonseca i Bicudo, 2010, 2011; Sayer i sar., 2010; Krasznai i sar., 2010; Häggqvist i Lindholm, 2012) preko brojnih mehanizama, ukratko objašnjenih u poglavlju 1.3.1.2. U Zasavici se nije mogao precizirati uticaj makrofita na dostupnost i količinu nutrijenata u vodi koje će potencijalno koristiti fitoplankton, imajući u vidu da fosfati nisu mereni tokom ovih istraživanja. Na osnovu koncentracije nitrata tokom celog perioda istraživanja moglo bi se reći da makrofite ne doprinose smanjenju koncentracije nutrijenata i da ne limitiraju biomasu fitoplanktona eksploatacijom nutrijenata. Međutim, iako nitrati nisu limitirajući faktor fitoplanktona, što zaključujemo po izuzetno visokim koncentracijama nitrata u vodi tokom celog perioda istraživanja, ne zna se da li su to možda fosfati, a sa druge strane i snižen odnos nitrata i fosfata može biti odgovoran da nitrati postanu limitirajući faktor. Imajući u vidu da je sudbina fosfata u ovom istraživanju nepoznata, ne možemo sa sigurnošću tvrditi da nutrijenti nisu limitirajući faktor biomase fitoplanktona. Pored svega toga, gusto razvijene makrofite, pogotovo ako su uznapredovali i procesi razlaganja organske materije, pored toga što koriste fosfate, mogu prouzrokovati drastično sniženje koncentracije O₂, pa na taj način povećati oslobađanje fosfata sa dna ili uticati na procese denitrifikacije (Søndergaard i Moss, 1998; Häggqvist i Lindholm, 2012), što sve opet menja balans nutrijenata u datom vodenom ekosistemu. Povećanu količinu fosfata u vodi koristila bi i brojna populacija bakterija prilikom razlaganja organske materije (Fonseca i Bicudo, 2010), što bi opet moglo uticati na smanjenu dostupnost fosfata fitoplanktonu. Kao što se iz navedenog vidi, aspekt ponašanja nutrijenata u Zasavici je veoma složen, a s obzirom da ne raspolažemo informacijama o koncentraciji fosfata, uticaj makrofita na dostupnost nutrijenata fitoplanktonu neće se uzimati u obzir. Ono što je verovatnije jeste da makrofite utiču na biomasu i strukturu fitoplanktona preko velikog broja drugih mehanizama, pa tako smanjuju mutnoću vode,

menjaju svetlosne uslove i povećavaju intenzitet ispaše zooplanktona kojem obezbeđuju sklonište od planktivornih riba. Pod snažnim uticajem zooplanktona, flagelatni taksoni imaju prednost, s obzirom da su pokretni, ali generalno, biomasa fitoplanktona biće izuzetno snižena kad je izražen snažan pritisak herbivora.

Ko ima veći uticaj na fitoplankton, da li temperatura ili makrofite? Odgovor na ovo pitanje teško je dati, jer su i ova dva faktora zavisna jedan od drugog i u pozitivnoj su korelaciji. Tako se u Zasavici, sa porastom temperature, u aprilu, pojavljuju makrofite koje usled intenzivne fotosinteze verovatno dovode do naglog i kratkotrajnog porasta pH vrednosti usled iscrpljivanja CO₂. Zatim se intenziviraju procesi razgradnje, jer makrofite počinju da oslobađaju značajnu količinu organskih materija, a zbog viših temperatura sam proces razgradnje organske materije je ubrzan. Zato se u tom periodu troši kiseonik (snižene su vrednosti koncentracije O₂) mnogo više nego što se stvara (Grafik 4.1.), iako je intenzivan i proces fotosinteze makrofita. Tada neznatno opada pH vrednost, jer se povećava koncentracija CO₂ i ovi procesi izraženi su sve dok su temperature visoke i dok su makrofite prisutne u Zasavici (do oktobra). Nakon toga, uginućem makrofita i snižavanjem temperature, koncentracija O₂, kojeg sada prvenstveno proizvode alge, polako se povećava. Koncentracija CO₂ opada zbog smanjenja intenziteta razgradnje organske materije i zbog njegovog korišćenja u fotosintezi algi, pa samim tim neznatno raste pH vrednost vode. Prisustvo organskih supstanci u vreme razvoja makrofita podstiče razvoj bakterija, a Bergström i saradnici (2003) ističu da miksotrofne flagelate dominiraju u fitoplanktonu u ekosistemima gde dominantnu komponentu planktona čine bakterije kojima se one fagocitozom mogu hraniti i gde kompetitivno nadjačavaju obligatne fototrofe kojima smanjen intenzitet svetlosti i kompeticija sa bakterijama za fosfor u takvim uslovima ne odgovaraju (Jones, 2000). S obzirom da je u Zasavici umeren dotok organskih materija što alohtonih, to i autohtonih, može se pretpostaviti da bakterije jesu brojna komponenta planktona ovog vodenog ekosistema i zato ne čudi što su pored silikatnih algi, najznačajnija komponenta fitoplanktona Zasavice miksotrofne flagelatne alge. Uz to, Cellamare i saradnici (2013) ističu da miksotrofne flagelate dominiraju u određenom akvatičnom ekosistemu u periodima kada se voda slabo meša, dok Izaguirre i saradnici (2012) ističu da će one povećavati svoju brojnost pri povećanoj prozirnosti vode. Oba ova uslova za pojavu i dominaciju miksotrofnih flagelata obezbeđena su dobro razvijenom

makrofitskom vegetacijom u Zasavici, čime se potvrđuje njen značaj u određivanju taksonomske strukture fitoplanktona. Zajedno sa navedenim uticajem makrofita na biomasu fitoplanktona, jasno je da ona ima snažan uticaj na sveopšte karakteristike fitoplanktona Zasavice.

U vreme kada se većina vodenih ekosistema suočava sa porastom biomase fitoplanktona zbog sve većeg dotoka nutrijenata, Zasavica još uvek uspeva da se suprotstavi takvom trendu. Relativno niska brojnost i biomasa fitoplanktona u ovom ekosistemu, koji se može okarakterisati kao hipertrofan na osnovu nutrijenata, održavaju se delovanjem jedinstvenog mehanizma koji se nalazi u osnovi teorije o alternativnim stabilnim stanjima u plitkim jezerima (Scheffer i sar., 1993). Po ovoj teoriji Zasavica predstavlja tipičan ekosistem koji se nalazi u stanju sa čistom vodom i gustom makrofitskom vegetacijom kojeg karakteriše relativno niska abundanca, mala biomasa i veliki diverzitet fitoplanktona uz dominaciju miksotrofnih flagelatnih algi (Scheffer i sar., 1993; Søndergaard i Moss, 1998; Borics i sar., 2003; Scheffer i van Nes, 2007; Krasznai i sar., 2010; Sayer i sar., 2010; Izaguirre i sar., 2012), što sve i jesu karakteristike fitoplanktona Zasavice. Celokupni rezultati analize fitoplanktona ukazuju da je Zasavica u stabilnom stanju i da je spremna da se odupre naglim promenama. Međutim, ovo stanje se održava pomoću gusto razvijene makrofitske vegetacije, pa bi njen gubitak mogao brzo da dovede do promene stabilnog stanja u kome se Zasavica sad nalazi. Pri tom, visoke koncentracije nutrijenata (prvenstveno nitrata) zabeležene tokom ovog istraživanja, govore da je Zasavica, verovatno, veoma blizu kritične koncentracije nutrijenata, što bi moglo uticati da se, uz gubitak makrofita, ravnotežno stanje trajno pomeri ka onom gde dominira fitoplankton, kada bi i povratak na stanje sa čistom vodom bio veoma dugotrajan, ako ne i nemoguć (Scheffer i van Nes, 2007). Ovakav scenario, sa druge strane, veoma lako bi omogućio invazivnim, potencijalno toksičnim cijanobakterijama iz metafitona da ispolje svoj invazivni karakter. Ovakva slika Zasavice nije ono što upravljači ovog prirodnog dobra žele da vide. Sa druge strane, izuzetno gusta makrofitska vegetacija ubrzava proces prirodne sukcesije ovog ekosistema, što takođe upravljači ne žele. Potvrda ubrzane prirodne sukcesije ovog ekosistema, praćene prirodnom eutrofikacijom, može se sagledati na osnovu poređenja prosečne dubine vode pre oko dvadeset i više godina kada je iznosila oko 2,5 m (Stanković, 2006) i prosečne dubine tokom ovog istraživanja od oko 1,1 m (Predojević i

sar., 2015a), kao i debelog sloja mulja na dnu ovog ekosistema (Stanković, usmeno saopštenje). Zbog svega ovoga, potrebno je napraviti kompromis oko nivoa vode, koji se čini presudan za održavanje makrofita u velikoj (ali ne i prevelikoj) brojnosti, jer ni suviše mala ni suviše velika dubina vode neće odgovarati makrofitama. U slučaju duboke vode, one bi se povukle u usku litoralnu zonu, dok bi izuzetno plitak vodeni stub, preko isušivanja i zamrzavanja, uništio vegetaciju. Pored toga, ni velike fluktuacije nivoa vode nisu pogodne za razvoj makrofita. Na osnovu svega ovoga, zadatak upravljača ovog prirodnog dobra je težak, jer pored uvođenja mera za smanjenje unosa nutrijenata, trebalo bi da brine i oko održavanja povoljnog nivoa vode Zasavice tokom cele godine.

5.7. Funkcionalne klasifikacije fitoplanktona Zasavice

Pristup funkcionalne klasifikacije fitoplanktona postao je iznenađujuće popularan u ekološkim studijama fitoplanktona, pa je njegova primena intenzivirana kako u teorijskim studijama, tako i pri proceni kvaliteta različitih tipova vodenih ekosistema (Borics i sar., 2012). Takva popularnost nastaje, verovatno, kao rezultat ubeđenja da životne zajednice pružaju mnogo više podataka o stanju životne sredine, nego što je samo prisustvo ili odsustvo vrsta (Izaguirre i sar., 2012). Centralna ideja bila je da funkcionalne osobine, kao skup morfoloških, fizioloških i fenoloških karakteristika, merene na individualnom nivou, utiču na ekološku efikasnost i održivost individua u datoj sredini, a uz to, te funkcionalne osobine objašnjavaju životne strategije različitih predstavnika fitoplanktona (Violle i sar., 2011; Caroni i sar., 2012; Žutinić i sar., 2014). Tako, iako se u početku smatralo gotovo nemogućim stvoriti sistem funkcionalne klasifikacije fitoplanktona koji je nezavisan od lokalnih ekoloških karakteristika, ipak je, vodeći se činjenicom da funkcionalne karakteristike (morfološke, fiziološke i fenološke) fitoplanktonskih organizama određuju njihove ekološke osobine i uloge u datom vodenom sistemu, razvijen veliki broj različitih sistema funkcionalne klasifikacije fitoplanktona (Salmaso i sar., 2015), među kojima su najčešće korišćena tri: sistem funkcionalnih grupa - FG (Reynolds i sar., 2002; Padisák i sar., 2009), sistem morfo-funkcionalnih grupa - MFG (Salmaso i Padisák, 2007) i sistem funkcionalnih grupa zasnovanih na morfologiji - MBFG (Kruk i sar., 2010), a njihova zasnovanost i

primenljivost isprobana je na primeru fitoplanktona Zasavice. Funkcionalnim klasifikacijama fitoplanktona smanjeni su dugi taksonomski spiskovi, olakšana je interpretacija rezultata ekoloških istraživanja akvatičnih ekosistema, a njihovom upotrebom dobijaju se podaci uporedivi na globalnom nivou (Žutinić i sar., 2014; Salmaso i sar., 2015), iako svaki od pomenutih sistema funkcionalne klasifikacije ima svoje prednosti i mane, a FG i MFG pristupi i dalje zahtevaju visoko poznavanje taksonomije algi (Izaguirre i sar., 2012; Žutinić i sar., 2014).

Negativan antropogeni uticaj na akvatične ekosisteme od davnina pobuđuje pažnju kako javnosti, tako i naučnih krugova. Efekti antropogene eutrofikacije praćeni na osnovu fitoplanktona u vodenim sredinama, intenzivnije su izučavani u jezerima. Shodno tome, i gore navedeni sistemi funkcionalne klasifikacije fitoplanktona prvenstveno se razvijaju za potrebe ekoloških izučavanja stajućih akvatičnih ekosistema, pa je i primenljivost takvog pristupa do sada isprobana u mnogim jezerima (Salmaso i Padisak, 2007; Kruk i sar., 2010; Borics i sar. 2012; Izaguirre i sar., 2012; Cellamare i sar., 2013; Žutinić i sar., 2014), akumulacijama (Foncesa i Bicudo, 2010; Hu i sar., 2013; Predojević i sar., 2015), mrtvajama (Krasznai i sar., 2010) i vlažnim staništima (Mihaljević i sar., 2009, 2010, 2013, 2015; Mihaljević i Stević, 2011; Beshkova i sar., 2012; Stević i sar., 2013). Naravno, ni rečni ekosistemi nisu izuzeti od štetnog antropogenog uticaja, jer regulacije toka i eutrofikacija ostavljaju negativne posledice vidljive preko povećanja biomase potamoplanktona i nepoželjnih promena u sastavu vrsta u sve većem broju vodotokova (Stanković i sar., 2012), a posebno u sporotekućim delovima istih. Zato je primena različitih sistema funkcionalne klasifikacije fitoplanktona isprobana i u mnogim rekama, naravno, tamo gde se fitoplankton razvija (Devercelli, 2006; Borics i sar., 2007; Devercelli, 2010; Abonyi i sar., 2012, 2014; Stanković i sar., 2012; Mihaljević i sar., 2014). U svim analiziranim vodenim ekosistemima pokazalo se da pristup funkcionalne klasifikacije može poslužiti kao koristan alat u izučavanju fitoplanktona i sagledavanju antropogenog uticaja, s tim da se upotreba sistema MBFG preporučuje u slučaju dugoročnog praćenja smene fitoplanktonskih zajednica (ovaj sistem klasifikacije npr. ne pravi razliku između euplanktonskih i tihoplanktonskih cijanobakterija i silikatnih algi), dok druga dva sistema klasifikacije omogućavaju preciznija razdvajanja taksona i pružaju više podataka, pa su samim tim pogodnija kako za prostorna, tako i za sezonska ekološka

istraživanja fitoplanktona (Abonyi i sar., 2012; Izaguirre i sar., 2012; Stanković i sar., 2012; Žutinić i sar., 2014).

Do veoma sličnog zaključka dolazi se i pri primeni sva tri pomenuta sistema funkcionalne klasifikacije na fitoplanktonu Zasavice, jer se sezonska dinamika fitoplanktona može objasniti podjednako dobro preko sva tri sistema. Uz to, i rezultati statističkih analiza potvrđuju da se biomasa funkcionalnih grupa (FG, MFG, MBFG) može predvideti dovoljno dobro na osnovu faktora sredine (Grafici 4.38., 4.39. i 4.40.). Međutim, sistemi FG i MFG jesu za nijansu pogodniji, jer pružaju više informacija i daju jasniju sliku o fitoplanktonu u odnosu na sistem MBFG. Sa druge strane, sistem MBFG je najobjektivniji, zahteva najmanji nivo poznavanja taksonomije algi i ima najmanji broj funkcionalnih grupa, pa je najveći procenat varijabilnosti podataka u statističkim analizama objašnjen upravo MBFG sistemom, dok su manji procenti ukupne varijabilnosti podataka objašnjeni FG i MFG sistemima, tj. procenat objašnjene varijabilnosti podataka je obrnuto proporcionalan broju funkcionalnih grupa fitoplanktona. Do ovakvih rezultata statističkih analiza došli su i mnogi autori koji porede pomenuta tri sistema funkcionalne klasifikacije u svojim radovima (Izaguirre i sar., 2012; Hu i sar., 2013; Žutinić i sar., 2014). Razlog tome je što ukupna varijabilnost čitavog seta podataka opada sa smanjenjem broja grupa fitoplanktona (Izaguirre i sar., 2012). Iz istog razloga je i procenat objašnjene varijabilnosti podataka pri analizi biomase razdela (Grafik 4.37.) visok i mnogo veći nego procenat koji objašnjava biomasa pojedinačnih taksona (Grafik 4.36.), jer je i u tom slučaju broj grupa fitoplanktona smanjen u odnosu na broj grupa pojedinačnih taksona. U svakom slučaju, u Zasavici, funkcionalne grupe objašnjavaju veći stepen varijabilnosti podataka u odnosu na taksonomske grupe, ako se poređenje izvrši između funkcionalnog i taksonomskog sistema sa sličnim brojem grupa, što se poklapa sa nalazima drugih autora (Mihaljević i sar., 2014). Prema tome, sva tri sistema funkcionalne klasifikacije u Zasavici, uopšteno, predstavljaju korisne alate za praćenje sezonske dinamike i osnovnih obrazaca ponašanja fitoplanktona.

Svaki akvatični ekosistem predstavlja jedinstvenu i specifičnu celinu, ali se do nekih osnovnih osobina ili obrazaca funkcionisanja određenih grupa ekosistema može doći na osnovu dugogodišnjih istraživanja i zapažanja. Tako, smatra se da u eutrofnim, plitkim jezerima, obično dominira jedna ili nekoliko vrsta fitoplanktona iz iste

funkcionalne grupe (Borics i sar., 2012). Međutim, taksonomski, ali i funkcionalni sastav fitoplanktona plitkih jezera ne nalazi se samo pod uticajem trofičkog statusa vode, već je i pod znatnim uticajem hidroloških osobina vodenog ekosistema, prisustva, pokrivenosti i tipa makrofitske vegetacije, dubine vode, elektroprovodljivosti vode, načina snabdevanja vodom, diverziteta staništa i mnogih drugih faktora (Borics i sar., 2003, 2012). Iz tog razloga, za određene tipove eutrofnih, plitkih jezera, istovremeno prisustvo nekoliko funkcionalnih grupa biće pravilo i ono što se očekuje u takvom ekosistemu (Reynolds i sar., 2002). Za početak da rezimiramo kakav je to ekosistem Zasavica.

Zasavica predstavlja specifičnu vodenu sredinu koja u svojoj osnovi podrazumeva rečni ekosistem, ali se od izgradnje ustave njene hidrološke karakteristike menjaju, brzina proticanja vode se smanjuje, količina mulja na dnu se povećava, te ona danas predstavlja stajajući vodeni ekosistem uporediv sa plitkim jezerima, barskim i močvarnim ekosistemima i vlažnim staništima. Zato i ne čudi sličnost diverziteta, ali i funkcionalnog sastava fitoplanktona sa plitkim jezerima, mrtvajama, ali i plitkim delovima reka sa veoma usporenim tokom gde se voda dugo zadržava (Krasznai i sar., 2010; Borics i sar., 2012; Izaguirre i sar., 2012; Stanković i sar., 2012; Abonyi i sar., 2014; Mihaljević i sar., 2014;), iako se u nekim slučajevima ta sličnost ne bi mogla detektovati po taksonomskom sastavu. Mala dubina vodenog stuba i postojanje podzemnih izvora duž Zasavice utiču da se voda u njoj blago meša veoma često, ali se zbog različite kombinacije vremenskih i hidroloških uslova javljaju periodi kada voda praktično stoji i periodi kada voda izuzetno sporo teče. Pored toga, mala dubina vodenog stuba, dovoljna količina nutrijenata, kao i same geomorfološke i hidrološke karakteristike Zasavice uslovljavaju i izuzetan razvoj vodene, makrofitske vegetacije koja, sa druge strane, utiče na veću stabilnost vodenog stuba. Sve ove osobine Zasavice ukazuju da je njen živi svet pod snažnim uticajem sezonskih hidro-meteoroloških prilika u njenom slivu, ali i na činjenicu da biološke interakcije igraju važnu ulogu u oblikovanju sastava i strukture fitoplanktona u čemu se ogleda specifičnost ovog ekosistema. To se poklapa sa nalazima drugih autora da su u relativno plitkim, nutrijentima bogatim sistemima (sporotekući delovi reka, jezera, bare, močvare, mrtvaje) biomasa fitoplanktona i sastav vrsta primarno kontrolisani fizičkim faktorima, pre svega temperaturom, svetlošću i protokom vode (Borics i sar., 2003, 2012;

Stanković i sar., 2012; Mihaljević i sar., 2014), ali da je i značaj makrofitske vegetacije ogroman (Scheffer i sar., 1993; Søndergaard i Moss, 1998; Borics i sar., 2003, 2012; Scheffer i van Nes, 2007; Fonseca i Bicudo, 2010, 2011; Sayer i sar., 2010; Krasznai i sar., 2010; Häggqvist i Lindholm, 2012). Nutrijenti se veoma retko izdvajaju kao ograničavajući faktor za rast fitoplanktona u rekama (Reynolds i Descy, 1996) i plitkim jezerima sa gustim razvojem makrofita (Izaguirre i sar., 2012), iako promene u odnosu nutrijenata mogu uticati na smenu vrsta prisutnih u fitoplanktonu (Naselli-Flores i Barone, 2011).

Navedene karakteristike Zasavice uslovljavaju malu brojnost, malu biomasu i veliki specijski diverzitet fitoplanktona. Pored velikog specijskog diverziteta, beleži se i veliki funkcionalni diverzitet u ovom ekosistemu, iako su funkcionalne grupe određene samo za taksonne čija je biomasa bar u jednom uzorku prelazila 2% od ukupne biomase fitoplanktona. To navodi na činjenicu da bi funkcionalni diverzitet bio još veći da su svim zabeleženim taksonima određene funkcionalne grupe. Tako se, od ukupno oko 40 FG u Zasavici beleži prisustvo njih 18, od ukupno 31 MFG-e beleži se prisustvo 20 grupa, a od ukupno 7 MBFG u Zasavici je zabeleženo prisustvo 6 ovih grupa. Sa druge strane, oba ispitivana lokaliteta su veoma slična po sastavu funkcionalnih grupa i po njihovoj značajnosti u ukupnoj biomasi fitoplanktona ako posmatramo sva tri sistema funkcionalne klasifikacije. O tome svedoči i blizina lokaliteta na graficima statističkih analiza u kojima su analizirani odnosi biomase funkcionalnih grupa i sredinskih parametara (Grafici 4.38., 4.39. i 4.40.).

Posmatrajući sezonsku distribuciju funkcionalnih grupa na oba lokaliteta Zasavice (Grafici 4.30. – 4.35.), jasno se uočava da je prisustvo nekoliko funkcionalnih grupa u pojedinačnom uzorku gotovo pravilo, a ne izuzetak (Reynolds i sar., 2002). Takvo stanje rezultat je relativno brzih, ali blagih promena u sredini (prvenstveno temperaturnih i hidroloških) koje onemogućavaju da se uspostavi dugoročna, apsolutna dominacija određenog funkcionalnog tipa, već su istovremeno prisutni taksoni sa različitim ekološkim prohtevima. Pored toga, koegzistencija funkcionalnih grupa sa različitim ekološkim osobinama moguća je i zbog velike adaptibilnosti određenih grupa na promene sredinskih faktora (Žutinić i sar., 2014). Udeo određene funkcionalne grupe u ukupnoj biomasi fitoplanktona povećava se kada se uspostavi odgovarajući set ekoloških uslova koji najbolje pogoduju razvoju date grupe. Međutim, tada su

istovremeno prisutne i grupe koje takve uslove tolerišu, ali su im slabije prilagođene u odnosu na grupu koja dominira po biomasi. Blaga promena uslova u sredini nastupa relativno brzo, pa dolazi do porasta biomase druge funkcionalne grupe koja je bolje prilagođena novonastalim uslovima. Na osnovu ovoga, trebalo bi da dominacija određene funkcionalne grupe u pojedinačnom uzorku karakteriše preovlađujuće sredinske uslove (Reynolds i sar., 2002), ali se, ipak, mora pažljivo razmotriti zašto neka grupa dominira. Tako, na primer, dominacija oligotrofnog kodona E u decembru na Lokalitetu 2 Zasavice može navesti na pomisao da je voda tada oligotrofna. Međutim, voda tada nije oligotrofna na ovom lokalitetu, a kodon E dominira iz razloga što su ispunjeni neki drugi uslovi: osvetljenje i odgovarajuća koncentracija CO₂. Ovakve i slične situacije zato mogu, često, da dovedu do pogrešnih interpretacija rezultata u ekološkim analizama fitoplanktona (Reynolds i sar., 2002; Cellamare i sar., 2013).

U prethodnom poglavlju je naglašeno da su silikatne alge, i euplanktonske i tihoplanktonske, dominantna grupa algi, a da drugu bitnu komponentu fitoplanktona čine flagelatne alge sa znatnim udelom miksotrofa među njima. Naravno, i sezonska distribucija biomase funkcionalnih grupa sva tri sistema klasifikacije potvrđuje dominaciju silikatnih algi, tj. funkcionalnih grupa koje uključuju silikatne alge. Međutim, već na ovom primeru vidi se najmanja osetljivost MBFG sistema, jer su u njemu sve silikatne alge smeštene u jednu grupu, nezavisno od njihovih ekoloških zahteva, za razliku od druga dva sistema klasifikacije fitoplanktona. Upravo zato što su grupe velike i sadrže vrste sa različitim ekološkim preferencijama, sistem MBFG je najmanje pogodan za opisivanje i praćenje odgovora fitoplanktona na promene sredinskih uslova (Izaguirre i sar., 2012; Hu i sar., 2013; Žutinić i sar., 2014). Ipak, osnovni obrasci biomase fitoplanktona Zasavice mogu se ispratiti i pomoću ovog sistema, dok sistemi FG i MFG omogućavaju detaljniju analizu i obezbeđuju više podataka o fitoplanktonu. Sistem MFG silikatne alge razvrstava po veličini i simetriji, pa se na osnovu ove klasifikacije može dobiti više informacija o ekološkim grupama silikatnih algi i njihovoj vezi sa uslovima sredine nego što je slučaj sa sistemom MBFG. Najviše informacija pruža sistem FG koji razdvaja euplanktonske i tihoplanktonske silikatne alge, te se na osnovu dominacije određene grupe silikatnih algi, može dobiti podatak o stabilnosti vodenog stuba, uz činjenicu da će porast tihoplanktonskih

elemenata u fitoplanktonu ukazati na intenzivnije mešanje vode (Reynolds i Descy, 1996; Stanković i sar., 2012; Mihaljević i sar., 2014; Žutinić i sar., 2014), što bi u Zasavici bilo s kraja proleća i početkom leta i tokom jeseni (Grafici 4.30. i 4.31.) po tihoplanktonskih silikatnim algama (kodon T_B). Pored toga što pravi razliku između euplanktonskih i tihoplanktonskih silikatnih algi, sistem FG ih i razdvaja na osnovu trofičkih uslova vode koje preferiraju, pa će sitne, centrične silikatne alge iz kodona B, zauzimati veći udeo u ukupnoj biomasi tamo gde je niži nutritivni status vode (Reynolds i sar., 2002; Reynolds, 2006). S druge strane, mala veličina talusa kao vid adaptacije algi na planktonski način života čime se povećava otpor tonjenju, može ukazati na mirniju vodu, pa će kodon B dominirati kada nema intenzivnog mešanja vode (Abonyi i sar., 2014; Mihaljević i sar., 2014; Žutinić i sar., 2014). Tako bi se, na osnovu dominacije kodona B u martu na Lokalitetu 1, moglo zaključiti da je tada na ovom lokalitetu voda mirna i da je on neznatno nižeg trofičkog statusa od Lokaliteta 2 na kojem biomasa ovog kodona nema značajnog udela ni u jednom mesecu. Uz ovakav raspored kodona koji uključuju silikatne alge, na istu pojavu (da je Lokalitet 2 neznatno višeg trofičkog statusa od Lokaliteta 1) ukazuje i veći doprinos ukupnoj biomasi fitoplanktona tihoplanktonskih i euplanktonskih kodona koji uključuju cijanobakterije (T_C i H₁) na Lokalitetu 2 tokom letnjih meseci, nego što ovi kodoni biomasi doprinose na Lokalitetu 1, s obzirom da se cijanobakterije navode kao značajne komponente eutrofnih voda (Vasconcelos i Cerqueira, 2001). Na osnovu FG ovakvi detalji jesu uočljivi, dok sistemom MBFG oni ostaju neprimećeni i zato sistem FG, na prvom mestu, ali i sistem MFG, predstavljaju pogodnije sisteme klasifikacije za detaljnija ekološka istraživanja fitoplanktona.

Značaj i prilagođenost miksotrofnih flagelata u plitkim ekosistemima sa gusto razvijenom makrofitskom vegetacijom istaknuta je u prethodnom poglavlju, a alge ove posebne funkcionalne kategorije, funkcionalnim klasifikacijama dodatno su grupisane u manji ili veći broj grupa po taksonomskom kriterijumu, trofičkom statusu vode koju preferiraju i/ili po veličini i morfološkoj organizaciji talusa. Miksotrofne flagelate, kao druga značajna komponenta fitoplanktona Zasavice pored silikatnih algi, u sistemu FG svrstane su u 8 kodona (L₀, X₂, E, Y, W₁, W₂, W_S, U), u sistemu MFG u 6 grupa (1a, 1b, 1c, 2a, 2c, 2d), a u sistemu MBFG u 2 grupe (II, V). Pomenute funkcionalne grupe mnogi autori navode kao dominantne u plitkim vodenim ekosistemima sa gusto

razvijenom vegetacijom (Fonseca i Bicudo, 2010, 2011; Krasznai i sar., 2010; Borics i sar., 2012; Izaguirre i sar., 2012), jer, s obzirom da su i proizvođači i potrošači organskog ugljenika i da funkcionišu u dva trofička nivoa, kombinujući fotosintezu i fagotrofiju (Bergström i sar., 2003), imaju kompetitivnu prednost u takvim tipovima ekosistema u odnosu na obligatne fototrofe. Imajući u vidu da i Zasavica pripada datom tipu akvatičnog ekosistema, znatan udeo miksotrofnih flagelatnih algi u fitoplanktonu je očekivan.

Već je istaknuto da su osnovni faktori koji utiču i određuju biomasu i taksonomsku strukturu fitoplanktona Zasavice temperatura i makrofitska vegetacija i da su vrste i razdeli na graficima statističkih analiza (Grafici 4.36. i 4.37.), na prvom mestu, raspoređeni u odnosu na temperaturu. Naravno, i funkcionalne grupe, na graficima statističkih analiza odnosa biomase funkcionalnih grupa i sredinskih faktora (Grafici 4.38., 4.39. i 4.40.), raspoređene su prvenstveno u odnosu na temperaturu, iako temperatura nije uvek faktor koji pokazuje najveći koeficijent korelacije sa prvom osom. Tako su grupe koje uključuju silikatne alge (B, C, D, T_B, P; 6a, 6b, 6c, 7a, 7b; VI) na pomenutim graficima negativno korelisane sa temperaturom, isto kao i grupe koje uključuju zlatne alge (W_S, U, E; 1a, 2a; II), dok su funkcionalne grupe koje uključuju cijanobakterije (H₁, T_C, W₀; 5a, 5c, 5e; III, IV, VII) pozitivno korelisane sa temperaturom, zajedno sa grupama koje uključuju euglenoidne alge (W₁; 1c; V). Grupe W₂ i 2c, takođe podrazumevaju euglenoidne alge, ali u njima dominira *T. volvocina*, takson koji je bio prisutan tokom celog perioda istraživanja i koji toleriše najveći opseg temperature, pa su iz tog razloga ove dve grupe negativno korelisane sa temperaturom na pomenutim graficima. Pored ovoga, pozitivna korelacija W_S kodona (koji uključuje takson *S. uvella*) sa pH vrednošću (Grafik 4.38.), kao i pozitivna korelacija kodona H₁ i grupe 5e (koji podrazumevaju cijanobakteriju *D. viguieri*) sa nitratima (Grafici 4.38. i 4.39.), objašnjene su u prethodnom poglavlju, jer takva veza odstupa od onog što se očekuje za date taksone (Reynolds i sar., 2002; Krasznai i sar., 2010). Sa druge strane, miksotrofne flagelate, kao značajna komponenta fitoplanktona Zasavice, ne pokazuju pozitivnu korelaciju sa temperaturom (izuzev W₁, 1c, V), što bi se očekivalo imajući u vidu da se makrofite razvijaju pri povišenim temperaturama, a da se one pretežno razvijaju kada su makrofite prisutne. Međutim, većina ovih taksona ima niže temperaturne optimume ili podnose širok opseg temperaturnih vrednosti i otuda njihova

veća biomasa pri nižim temperaturama. Pored toga, miksotrofne flagelatne alge dominantnu komponentu fitoplanktona čine uglavnom u dobro osvetljenoj vodi, pri velikoj providnosti iste, iako se mogu razvijati pri smanjenoj svetlosti (Fonseca i Bicudo, 2010; Izaguirre i sar., 2012; Cellamare i sar., 2013), a ova funkcionalna grupa algi na graficima statističkih analiza Zasavice (Grafici 4.38., 4.39. i 4.40.) pokazuje pretežno negativnu korelaciju sa providnošću. Razlog ovakvog odnosa je što su u Zasavici svetlosni uslovi, generalno, dobri i nisu mnogo narušeni makrofitskom vegetacijom, a vrednosti providnosti na graficima su zapravo vrednosti dubine vodenog stuba imajući u vidu da je providnost tokom najvećeg dela istraživanja bila do dna. Na osnovu ovoga, moglo bi se reći da se miksotrofne flagelatne alge Zasavice razvijaju pod dobrim svetlosnim uslovima i da se njihova biomasa smanjuje kad se povećava dubina vode, što može biti i u vezi sa povećanim intenzitetom mešanja vode koje im manje odgovara (Cellamare i sar., 2013). Pored svega ovoga, bitno je spomenuti da, kao i kod analiza biomase pojedinačnih taksona i razdela, i pri analizama biomase funkcionalnih grupa, temperatura je pozitivno korelisana sa koncentracijama Na^+ , Mg^{2+} i K^+ jona, a negativno sa pH vrednošću i koncentracijom O_2 .

Na osnovu dobijenih rezultata funkcionalne klasifikacije predstavljaju dobar pristup analize fitoplanktona barsko-močvarnog ekosistema Zasavice i biomasa funkcionalnih grupa sva tri klasifikaciona sistema može se dobro objasniti sredinskim faktorima. S obzirom da silikatne alge dominiraju biomasom fitoplanktona, za opis sezonske dinamike fitoplanktona i povezanost funkcionalnih grupa sa sredinskim faktorima, sistemi FG i MFG su prikladniji iz razloga što sistem MBFG sve silikatne alge smešta u jednu grupu, što je zaključak i mnogih autora koji porede ova tri sistema klasifikacija (Stanković i sar., 2012; Abonyi i sar., 2014; Mihaljević i sar., 2014). Sama sezonska dinamika fitoplanktona posmatrana kroz biomasu funkcionalnih grupa sva tri funkcionalna sistema klasifikacije, pored toga što opisuje fitoplankton Zasavice sa različitim nivoom detaljnosti, može poslužiti i kao dobra baza budućih istraživanja same Zasavice, ali i poređenja sa nekim drugim sličnim ekosistemima, sa kojima u funkcionalnom smislu fitoplankton Zasavice može biti sličan, iako se po taksonomskom sastavu takva sličnost ne bi mogla uočiti.

3.8. Ekološki status Zasavice na osnovu fitoplanktona

Procena ekološkog stanja nekog vodenog ekosistema vrši se na osnovu niza parametara, a zavisi i od referentnih uslova za taj tip vodenog ekosistema, kao i geografskog regiona u kom se ekosistem nalazi (Moss i sar., 2003). Fitoplankton po Direktivi (ključni dokument koji se bavi pitanjem kvaliteta svih površinskih i podzemnih kopnenih voda Evropske unije) predstavlja jednu od pet bioloških grupa koja se preporučuje i koristi za procenu ekološkog statusa/potencijala onih površinskih vodenih ekosistema u kojima se i razvija, a to su stajaći i sporotekući ekosistemi. Od davnina je primećeno da kvalitet i kvantitet fitoplanktona zavise od količine i dotoka nutrijenata u akvatične ekosisteme, pa su ove osobine fitoplanktona i počele da se koriste kao parametar za određivanje kvaliteta vode (Pasztaleniec i Poniewozik, 2010). Naravno, fitoplankton, od koga zavisi čitav živi svet nekog vodenog ekosistema, ne nalazi se samo pod uticajem trofičkog statusa vodenog ekosistema u kom se razvija, već je pod snažnim uticajem udruženog efekta velikog broja fizičkih, hemijskih i biotičkih faktora (Hulyal i Kaliwal, 2009). Tako su i produkcija, taksonomski i funkcionalni sastav fitoplanktona zavisni od prostorne i vremenske dinamike svih sredinskih faktora (Sommer, 1989; Borics i sar., 2012), koji, sa druge strane, dominantno zavise od ciklusa sunčeve energije u plitkim ekosistemima (Laskar i Gupta, 2013). U svakom slučaju, fitoplankton će odgovoriti određenim kvalitativnim i kvantitativnim sastavom na promene koje nastupaju u sredini i posledica su njenog zagađenja i poremećene ravnoteže. Imajući na umu ovu činjenicu, razvijen je i veliki broj metoda sa ciljem procene kvaliteta vode koje se zasnivaju na analizi fitoplanktona i koje se mogu podeliti na dve grupe. Prva grupa metoda ispituje gustinu i/ili biomasu fitoplanktona (i/ili količinu hlorofila *a*), dok druga grupa metoda ispituje strukturu zajednice u smislu dominantnih taksona i taksona indikatora nekog oblika zagađenja (Pasztaleniec i Poniewozik, 2010). Iz svake ove grupe metoda razvijen je i veliki broj indeksa koji se koriste, ali upotreba ni jednog od njih nije standardizovana i nije našla široku primenu u svetu. Osnovni zahtevi Direktive po pitanju fitoplanktona su da se ispita sastav vrsta ove zajednice, njena gustina ili biomasa, ali i učestalost pojave i intenzitet cvetanja algi. Još jedan od zahteva Direktive je da se ove vrednosti uporede sa vrednostima referentnog ekosistema koje su karakteristične za dati tip vodenog ekosistema koji se ispituje, što

znači da bi vrednost svakog parametra trebalo izraziti preko odnosa ekološkog kvaliteta - EQR.

Kvalitativna i kvantitativna analiza fitoplanktona Zasavice obezbedile su podatke koji se mogu porediti sa nekim tabelarnim, već određenim vrednostima karakterističnim za određenu klasu kvaliteta vode ili njenog ekološkog statusa, a ti podaci se mogu koristiti i za izračunavanje različitih indeksa koji, takođe, mogu poslužiti proceni ekološkog statusa ovog akvatičnog ekosistema. Tako, prosečna vrednost saprobnog indeksa na osnovu fitoplanktona od 1,75 (Grafik 4.29.) ukazuje da je u Zasavici prisutno neznatno do umereno organsko opterećenje, što odgovara kvalitetu vode na prelazu iz I u II klasu. Ukoliko bismo ovaj parametar posmatrali i u odnosu na očekivano stanje za tip ekosistema kakav je Zasavica, na osnovu saprobnog indeksa Zasavica bi imala dobar ekološki status. Na osnovu prilično visokih vrednosti indeksa diverziteta (Grafik 4.23.) i indeksa ujednačenosti (Grafik 4.24.) fitoplanktona (prosečno 2,67, odnosno 0,71), Zasavica bi se mogla okarakterisati kao umereno zagađena, sa vrednostima indeksa koje su bliže zoni čiste vode (Wilhm i Dorris, 1968), ali i kao stabilan ekosistem u kom se resursi maksimalno iskorišćavaju i koji je sposoban da se odupre naglim i iznenadnim promenama sredine (Odum, 1959). Ovakav zaključak je u skladu sa hipotezom o umerenom poremećaju, po kojoj je indeks diverziteta maksimalan pri umerenom zagađenju i umerenom stepenu poremećaja sredine (Carvajal-Chitty, 1993), ali je u skladu i sa onim što se očekuje za ovakav tip vodenog ekosistema, pa bi se na osnovu indeksa diverziteta i ujednačenosti moglo reći da je Zasavica dobrog ekološkog statusa. Međutim, ni saprobni indeksi ni indeksi diverziteta ne preporučuju se za procenu ekološkog statusa stajaćih, plitkih vodenih ekosistema (Borics i sar., 2012), već je preporučljiva upotreba indeksa koji bi ispunili već navedene zahteve Direktive po pitanju fitoplanktona i onoga što u okviru ove važne fotosintetičke komponente svakog stajaćeg vodenog ekosistema Direktiva smatra relevantnim.

Tako je u poslednjih desetak godina razvijen veliki broj indeksa u pokušaju da se odgovori zahtevima Direktive, a među njima je, između ostalih, bitno pomenuti Indeks fitoplanktonskih grupa – Q indeks (Padišák i sar., 2006) i Nemački multiparametarski indeks fitoplanktona - PSI indeks (Mischke i sar., 2008). Oba indeksa razvijena su prvenstveno za potrebe procene ekološkog statusa jezera u Mađarskoj,

odnosno Nemačkoj. Ovi indeksi ispunjavaju zahteve Direktive i ekološki su zasnovani, imajući u vidu da razmatraju i strukturu i biomasu fitoplanktona i da rezultate iskazuju preko Odnosa Ekološkog Kvaliteta (EQR), a upotreba oba ova indeksa zajedno je već isprobana na primeru plitkih jezera u Poljskoj (Paształeniec i Poniewozik, 2010). Autori ističu da oba indeksa prave razliku između jezera različitog trofičkog statusa svrstavajući ih u različite klase ekološkog statusa u odnosu na različit trofički status. Tom prilikom oni ispituju i plitka jezera koja imaju površinu manju od 50 ha i koja po Direktivi ne bi ni trebalo da budu uključena u procenu ekološkog statusa. Isto tako, i veliki broj vlažnih staništa, koja imaju važne uloge u predeonj ekologiji i u očuvanju biodiverziteta, po svojoj prirodi imaju površine manje od 50 ha, ali to ne bi trebalo da bude razlog zbog kog ih treba zanemariti u procesu procene ekološkog statusa površinskih voda nekog regiona. Pomenuta dva indeksa odabrana su i za procenu ekološkog statusa Zasavice. Po ličnom mišljenju, oba indeksa su ekološki zasnovana, razvijena su u zemljama koje su geografski bliske našem regionu, a koriste se za procenu ekološkog statusa jezera, s tim da grupa plitkih, ravničarskih i alkalnih jezera sa kojima se Zasavica kao barsko-močvarni ekosistem može porediti, postoji i u mađarskoj i u nemačkoj klasifikaciji jezera.

Vrednosti PSI indeksa, od 1,6 za oba ispitivana lokaliteta, karakterišu Zasavicu kao ekosistem dobrog ekološkog statusa, iako pojedinačni elementi unutar svakog parametra koji se koristi za konačno izračunavanje PSI indeksa, ukazuju na različite klase ekološkog statusa, od odlične do veoma loše. Na osnovu toga vidi se da samo jedan element (ili parametar) koji opisuje fitoplankton nije dovoljan da bi se dobila celokupna slika fitoplanktona nekog ekosistema (Mischke i sar., 2008). Tako, na primer, u Zasavici vrednosti C parametra ovog indeksa ukazuju da je reč o eutrofnom ekosistemu kome bi najpre odgovarao loš ekološki status. Međutim, konačna vrednost PSI indeksa sa uključenim svim parametrima, ipak, ukazuje na klasu dobrog ekološkog statusa Zasavice. Na osnovu rezultata pojedinačnih parametara i konačnog PSI indeksa, Zasavica je ekosistem dobrog ekološkog statusa sa povišenim nivoom nutrijenata što se ne sme zanemariti.

Procena ekološkog statusa Zasavice na osnovu Q indeksa izvršena je na dva načina. Naime, u prvom slučaju Q indeks je računat uključivanjem taksona kojima biomasa prelazi 2% u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona, dok je u drugom

slučaju Q indeks računat uključivanjem taksona kojima biomasa prelazi 5% u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona. Analiza funkcionalnih grupa Zasavice rađena je uključivanjem taksona sa biomasom većom od 2%, jer je to čest obrazac koji se pominje u literaturi (Cellamare i sar., 2013). Tom prilikom ekološki status Zasavice na osnovu Q indeksa ocenjen je kao dobar (Tabela 4.11.). Međutim, često se uključuju i samo taksoni kojima biomasa prelazi 5% od ukupne biomase fitoplanktona (Paształeniec i Poniewozik, 2010), pa je iz tog razloga Q indeks izračunat i na ovaj način. Na osnovu ovih rezultata klasa ekološkog statusa je umerena (Tabela 4.12.), što se razlikuje od rezultata dobijenih na osnovu Q indeksa računatog na prvi način. Ovakva razlika između konačnih klasa ekološkog statusa, ukazuje na potrebu da se jasno mora precizirati koje taksone je potrebno uvrstiti u računanje pomenutog indeksa, s obzirom da taj aspekt nije preciziran od strane autora ovog indeksa (Padisák i sar., 2006). U radu koji opisuje Q indeks, svi taksoni fitoplanktona iz kvantitativnog spiska uključeni su u računanje indeksa (Padisák i sar., 2006), dok na primer, Paształeniec i Poniewozik (2010) za računanje Q indeksa koriste samo taksone sa biomasom $\geq 5\%$ u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona. Uključivanjem taksona sa biomasom $\geq 2\%$ u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona, razmotren bi bio i funkcionalni diverzitet fitoplanktona koji je nekad značajan, a čiji se značaj ponekad gubi uključivanjem samo taksona sa biomasom $\geq 5\%$ u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona. Iz tog razloga, na osnovu ličnog mišljenja, preporučljivo je za ekosisteme sa velikim taksonomskim i funkcionalnim diverzitetom uključiti taksone sa biomasom $\geq 2\%$ u odnosu na ukupnu biomasu fitoplanktona i na osnovu toga proceniti ekološki status. Ukoliko bi ovakvo mišljenje prihvatili, Zasavica bi na osnovu prosečne vrednosti Q indeksa bila ekosistem dobrog ekološkog statusa.

Konačno, ekološki status Zasavice procenjen je i na osnovu parametara fitoplanktona koje zahteva naš Pravilnik za procenu ekološkog statusa barsko-močvarnih ekosistema i plitkih, ravničarskih jezera. Rezultati tri zahtevana parametra fitoplanktona („procenat Cyanobacteria”, „abundanca fitoplanktona” i „vrednost koncentracije hlorofila *a*”) poređeni su sa referentnim vrednostima datim u Pravilniku, što je i najščešći način procene ekološkog statusa u mnogim zemljama (Paształeniec i Poniewozik, 2010). Na osnovu stepena odstupanja od referentnih vrednosti za ovakav tip vodenih ekosistema i načina klasifikacije ekološkog statusa kod fitoplanktona kao

biološkog elementa u okviru grupe bioloških elemenata, procenjeno je da je ekološki status Zasavice dobar, jer se kao konačna klasa ovog biološkog elementa uzima prosečna klasa na koju upućuju pojedinačni parametri. Parametar „vrednost koncentracije hlorofila *a*” ukazuje na odličan, parametar „abundanca fitoplanktona” na dobar, a samo prosečne vrednosti parametra „procenat Cyanobacteria” ukazuju na umeren ekološki status Zasavice, što opet predstavlja upozoravajući signal, ako imamo u vidu da se dominacija cijanobakterija vezuje za hipertrofne uslove sredine i za narušavanje ekološkog statusa ekosistema u kome se razvijaju (Vasconcelos, 2006). Na osnovu statističke analize navedena tri parametra fitoplanktona sa faktorima sredine (Grafik 4.41.) uočljivo je da parametar „procenat Cyanobacteria” pokazuje najviši stepen korelacije sa temperaturom i najveće vrednosti ovog parametra javljaju se tokom leta, slično ponašanje pokazuje i parametar „abundanca fitoplanktona”, dok je parametar „vrednost koncentracije hlorofila *a*” najmanje zavisan od temperature, a temperatura je već ranije označena kao osnovni faktor koji uz prisustvo makrofitske vegetacije najviše utiče na osobine fitoplanktona Zasavice. Pozitivna korelacija „procenta Cyanobacteria” i temperature skreće pažnju na još jedan problem u Zasavici, a to je nizak nivo vode tokom letnje sezone koji sa sobom nosi i povećanje koncentracije nitrata. Tako, pored velike količine nutrijenata u Zasavici, obezbeđivanje dovoljne količine vode tokom letnje sezone predstavlja dodatni izazov upravljača ovog zaštićenog prirodnog dobra.

Sama sezonska dinamika kvalitativnog i kvantitativnog sastava fitoplanktona, saprobni indeks, indeksi diverziteta i ujednačenosti, ali i mađarski i nemački indeks fitoplanktona, kao i parametri po Pravilniku na osnovu fitoplanktona ukazuju da je ekološki status Zasavice dobar, ali da je nivo nutrijenata povišen i da je verovatno blizu kritičnog praga. Ovakvo stanje predstavlja signal upozorenja koji bi trebalo da skrene pažnju na mogući scenario promene alternativnog stanja koji bi sa sobom nosio niz negativnih posledica po ovaj vodeni ekosistem u kome trenutno vodena makrofitska vegetacija uspeva da održi stabilno stanje sa malom gustinom fitoplanktona i prozirnom vodom. Visok nivo nutrijenata (posebno nitrata) negativno utiče i na makrofite i može dovesti do smanjenja njihovog bogatstva i do njihovog nestajanja (James i sar., 2005), tako da iako se na osnovu fitoplanktona ekološki status procenjuje kao dobar, posebna pažnja mora se usmeriti ka smanjenju unosa nutrijenata u ovaj osetljiv ekosistem, ali i obezbeđivanju dovoljne količine vode tokom niskog vodostaja.

5.9. Ekološki status Zasavice na osnovu epilitske zajednice silikatnih algi

Perifitonske silikatne alge koriste se širom sveta pri proceni kvaliteta vode reka i potoka već više od jednog veka. Solak i Ács (2011) daju pregled zemalja u kojima su silikatne alge ključni organizmi pri analizi ekološkog kvaliteta lotičkih ekosistema više od decenije i to su: Turka, Austrija, Nemačka, Belgija, Francuska, Poljska, Finska, Luksemburg, Velika Britanija, Španija, Portugalija, Italija, Estonija, Letonija, Grčka, Mađarska, Slovačka, Češka, Švedska. Takođe, Stevenson i saradnici (2010) u svom radu sumiraju istoriju i različite pristupe korišćenja i upotrebe silikatnih algi prilikom određivanja ekoloških uslova reka i potoka širom Evrope i Amerike. Iako se upotreba bentosnih silikatnih algi najčešće vezuje za lotičke ekosisteme, ova izuzetno važna zajednica svakog vodenog ekosistema je i veoma dobar indikator kvaliteta i ekološkog integriteta jezera (Ács, 2007; Venkatachalapathy i sar., 2013) i vlažnih staništa (Simkhada i sar., 2006; Lane i Brown, 2007). Iz tog razloga bentosne silikatne alge korišćene su i za procenu ekološkog stanja barsko-močvarnog ekosistema Zasavice.

Osnovni razlozi široke upotrebe perifitonskih silikatnih algi su što, između ostalog, njihove zajednice brzo reaguju na promene uslova u staništu i što svojim sastavom oslikavaju kumulativan efekat različitih sredinskih faktora koji deluju na datom lokalitetu (Moravcová i sar., 2013). Tako, vrlo brzo dolazi do promene sastava i relativne zastupljenosti određenih taksona u bentosnoj zajednici silikatnih algi ukoliko nastupe promene intenziteta eutrofikacije, aciditeta, saprobnosti, koncentracije nutrijenata u vodi (prvenstveno fosfata i nitrata), saliniteta i brzine toka rečne vode (Besse-Lototskaya i sar., 2006). Kvalitet vode nekog akvatičnog ekosistema, ali i njegov ekološki status kao mera stanja i ekološkog integriteta, najčešće se procenjuju na osnovu dijetomnih indeksa (Eloranta i Soininen, 2002; Prygiel, 2002; Potapova i Charles, 2007; Taylor i sar., 2007; Kelly i sar., 2008; Szczepocka i sar., 2014, 2016 i mnogi drugi). Dijetomni indeksi korišćeni su i u Srbiji pri proceni kvaliteta i ekološkog statusa reka i ekološkog potencijala kanala (Andrejić, 2012; Krizmanić i sar., 2013; Vidaković, 2013; Vasiljević i sar., 2014; Jakovljević i sar., 2014, 2016, 2016a), iako u Srbiji upotreba bentosnih silikatnih algi nije toliko zastupljena kao u drugim zemljama Evrope (Jakovljević i sar., 2016, 2016a). U svetu je do danas razvijen veliki broj

dijatomnih indeksa (pregled diatomnih indeksa prikazuju Ector i Rimet (2005), De la Rey i sar. (2008), Solak i Àcs (2011), Rimet (2012)), a svi oni na najbolji način opisuju odnos indikatorskih silikatnih algi i kvaliteta vode u regionu za koji je indeks i kreiran. Zbog kosmopolitskog rasprostranjenja većine silikatnih algi, diatomni indeksi kreirani u nekom regionu mogu se koristiti i u drugim regionima, ako se pođe od pretpostavke da su autekološke osobine silikatnih algi korišćene pri izračunavanju samog indeksa iste ili slične u svim regionima. Međutim, rasponi ekoloških valenci za određene faktore sredine nekih silikatnih algi često variraju i značajno se razlikuju u različitim regionima, kao što se razlikuje i sam floristički sastav silikatnih algi svakog regiona (Potapova i Charles, 2007), pa bi najbolje bilo da svaki region ili država imaju svoje diatomne indekse razvijene na osnovu sopstvenih indikatorskih lista (Bellinger i sar., 2006; Szczepocka i sar., 2014). Na ovaj način dobili bi se možda najprecizniji rezultati na osnovu silikatnih algi kao indikatora, ali bi poređenja diatomnih indeksa i samog kvaliteta vode bila otežana između različitih država. U nedostatku sopstvenih diatomnih indeksa pribegava se korišćenju indeksa razvijenih u drugim regionima uz obavezno navođenje upotrebljene indikatorske liste (Bellinger i sar., 2006). Ovakav pristup je i najbolji kada se žele uporediti rezultati analiza bentosnih silikatnih algi iz različitih regiona, ali se mora uzeti u obzir i činjenica da se na ovaj način stvara određeni nivo nepouzdanosti dobijenih rezultata. Bazirajući se, između ostalog, na pristupu uporedivosti rezultata, kreiran je i specijalan softverski program OMNIDIA koji raspolaže jedinstvenom i ogromnom bazom o autekološkim karakteristikama velikog broja silikatnih algi i koji istovremeno izračunava 17 diatomnih indeksa prvenstveno razvijenih u različitim državama. Ovaj softverski paket (verzija 5) korišćen je i prilikom analize epilitske zajednice silikatnih algi Zasavice, a akcenat je stavljen na IPS diatomni indeks koji se po Pravilniku (Sl. glasnik RS, br. 74/11) jedini koristi za procenu ekološkog statusa svih barsko-močvarnih ekosistema u Republici Srbiji.

Kao što je naznačeno, određeni nivo nepouzdanosti procene kvaliteta i ekološkog statusa nekog vodenog ekosistema na osnovu analize bentosnih zajednica silikatnih algi nastaje korišćenjem diatomnih indeksa koji su razvijeni u nekom drugom regionu od onog gde se procena vrši. Međutim, čak i ako se ta činjenica zanemari, nepouzdanost procene postoji. Dodatni izvori nepouzdanosti pri proceni ekološkog statusa nekog vodenog ekosistema na osnovu bentosnih silikatnih algi su: izbor mesta

uzorkovanja, izbor supstrata sa kog se silikatne alge sakupljaju, različite tehnike procene brojnosti silikatnih algi i različit stepen stručnosti i temeljnosti osobe koja vrši analizu (Besse-Lototskaya i sar., 2006). Od svih pomenutih, izbor supstrata kao izvor nepouzdanosti procene ekološkog statusa, je možda najviše ispitivan. Tako Passy i saradnici (1999) navode nekoliko studija koje se bave ispitivanjem i poređenjem sastava i relativne zastupljenosti silikatnih algi na različitim supstratima. Po malobrojnim autorima izbor supstrata ne igra presudnu ulogu pri proceni kvaliteta vode (Rothfritz i sar., 1997; Winter i Duthie, 2000), pogotovo ako se za procenu koriste dijaminni indeksi (Potapova i Charles, 2005). Sa druge strane, mnogi autori zaključuju da određeni supstrati imaju jedinstvene zajednice i da se procena kvaliteta i ekološkog statusa može razlikovati u zavisnosti od izabranog supstrata za analizu i procenu. Tako Kelly i saradnici (1998) predlažu da je za procenu ekološkog statusa najpogodniji kamen, ali su pogodni i čvrsti, veštački supstrati sa čim se slažu i Kröpfl i saradnici (2006). Gomez i Licursi (2001) smatraju da je sediment (mulj) najpogodniji supstrat, dok Besse-Lototskaya i saradnici (2006) izdvajaju makrofite kao najpouzdaniji supstrat pri multiparametarskoj proceni kvaliteta i ekološkog statusa nekog vodenog ekosistema. U svakom slučaju, sve izvore nepouzdanosti pri proceni ekološkog statusa trebalo bi svesti na minimum. Tako, Besse-Lototskaya i saradnici (2006) predlažu da se za procenu kvaliteta i ekološkog statusa neke vode korišćenjem samo jednog parametra izabere supstrat na kome vrednost tog parametra najmanje varira. S obzirom da Zasavica spada u barsko-močvarne ekosisteme i da se po Pravilniku za procenu ekološkog statusa ovakvih ekosistema u Republici Srbiji koristi samo IPS dijaminni indeks, po mišljenju pomenutih autora najpouzdaniji supstrat za procenu ekološkog statusa na osnovu ovog indeksa predstavljale bi vodene makrofite. Do ovakvog zaključka oni dolaze na osnovu rezultata velike količine podataka koji su slični za sve ispitivane supstrate, ali ipak najmanje variraju u slučaju makrofita kao supstrata za dati parameter (IPS indeks). Međutim, isti autori ističu da za IPS indeks, kao i par drugih parametara (SHE, WAT, TDI, GENRE, IBD, diverzitet i ujednačenost), izbor supstrata ipak ne igra presudnu ulogu pri proceni kvaliteta i ekološkog statusa nekog vodenog ekosistema, za razliku od nekih drugih parametara (broj taksona, SLAD, DESCY, CEE, IDAP, EPI-D, IDSE/5, %PT) kod kojih je izbor supstrata veoma bitan, jer vrednosti ovih parametara značajno variraju u zavisnosti od supstrata koji se ispituje. Potapova i Charles (2005) ističu da

procena stanja vodenog ekosistema ne zavisi od izbora supstrata ako se ona vrši preko dijamnih indeksa, ali da indeksi diverziteta, koji isto mogu biti parametar procene, variraju na različitim supstratima sa istog lokaliteta. Iako bi se možda najprecizniji i najpouzdaniji rezultati dobili analizom epifitske zajednice silikatnih algi, u slučaju Zasavice izabrana je epilitska zajednica silikatnih algi na osnovu koje se vrši procena ekološkog statusa iz razloga što je kamen jedan od najčešće ispitivanih, korišćenih i predlaganih supstrata (Round, 1993; Kelly i sar., 1998; Taylor i sar., 2005) i zato što izbor supstrata nije izvor nepouzdanosti rezultata kada se ekološki status procenjuje na osnovu IPS indeksa (Potapova i Charles, 2005; Besse-Lototskaya i sar., 2006), što je za Zasavicu glavni parametar fitobentosa na osnovu koga se određuje klasa ekološkog statusa po Pravilniku.

Vrednosti IPS dijamnog indeksa u većini uzoraka, kao i prosečna vrednost indeksa za ceo period istraživanja, ukazuju na klasu dobrog ekološkog statusa Zasavice na osnovu graničnih vrednosti ovog indeksa datih u Pravilniku (Tabela 4.16.). Samo u decembru i septembru procenjuje se umeren ekološki status na osnovu vrednosti ovog indeksa, a da su vrednosti ovog indeksa tada najniže vidi se i na graficima statističke analize (Grafici 4.47. i 4.48.). IPS dijamni indeks najveći stepen pozitivne korelacije pokazuje sa IBD dijamnim indeksom (Tabela 4.17.). Najjača korelacija ova dva indeksa je već zabeležena za neke reke u Srbiji (Jakovljević i sar., 2016, 2016a). Oba indeksa, između ostalog, ukazuju na nivo organskog opterećenja u vodi (Solak i Ćs, 2011) i u Zasavici njihova vrednost je negativno korelisana sa amonijum jonom koji se može smatrati hemijskim indikatorom organskog opterećenja. Uzimajući u obzir prosečne vrednosti ova dva indeksa, voda Zasavice se može oceniti kao umereno organski zagađena ili opterećena (Tabela 4.15.). Međutim, imajući u vidu referentne uslove karakteristične za samu Zasavicu, dati rezultati ukazuju na dobar ekološki status, jer je za očekivati da će neznatno organsko opterećenje postojati i u potpuno prirodnom i nenarušenom stanju ovakvog tipa ekosistema. Sličan princip važi i za većinu drugih dijamnih indeksa, čije prosečne vrednosti, takođe, ukazuju na umeren kvalitet vode u Zasavici, ali dobar ekološki status. U prilog tome ide i činjenica da najveći broj dijamnih indeksa (izuzev LOBO i TID) pokazuje značajan stepen korelacije sa IPS indeksom i, takođe, negativnu korelaciju sa amonijum jonom, tj. organskim opterećenjem. Ipak, prosečne vrednosti indeksa koji govore o nivou koncentracije

nutrijenata u vodi (prvenstveno TDI i TID) i u slučaju Zasavice ukazuju na loš kvalitet (Tabela 4.15.), trebalo bi da skrenu pažnju na potrebu za smanjenjem i kontrolom unosa nutrijenata (nitrata i fosfata na prvom mestu). TDI dijatomi indeks pokazuje značajnu pozitivnu korelaciju sa nitratima (posebno kada se posmatra Grafik 4.48. gde su za analizu korišćeni hemijski parametri prethodnog meseca, što znači da zajednica silikatnih algi odgovara na promene uslova u staništu sa određenim periodom zakašnjenja), a pri tom pokazuje najniži stepen korelacije sa IPS indeksom u poređenju sa svim drugim indeksima. Takav odnos se i očekuje, s obzirom da jedino kod TDI indeksa odstupa opseg rezultujućih vrednosti (za TDI u rasponu od 0 do 100) i da više vrednosti indeksa govore o lošijem ekološkom stanju, za razliku od svih ostalih indeksa kod kojih više vrednosti ukazuju na bolji ekološki status nekog vodenog ekosistema. Na osnovu TDI indeksa, kada bi po Pravilniku za barsko-močvarne ekosisteme bio u upotrebi, ekološki status Zasavice bi bio umeren, ako ne i loš. U svakom slučaju, ovaj indeks se ne sme zanemariti pri proceni ekološkog statusa Zasavice i pored toga što po Pravilniku ne predstavlja parametar za određivanje ekološkog statusa barsko-močvarnih ekosistema. Ovakva situacija nedvosmisleno navodi na zaključak da je u Pravilnik potrebno uvesti i TDI dijatomi indeks kao obavezan parametar za ovaj tip ekosistema, jer bi on svakako doprineo široj slici ekološkog integriteta svakog ispitivanog vodenog ekosistema. Na osnovu rečenog, može se zaključiti da se Zasavica nalazi u stanju dinamičke ravnoteže, da ima dobar ekološki status na osnovu dijatomnih indeksa kao parametara procene ekološkog statusa, ali da on preči da pređe u klasu umerenog ili čak lošeg ekološkog statusa zbog povećane koncentracije nutrijenata u vodi Zasavice.

Danas, svakako najčešće korišćen pristup u proceni kvaliteta i ekološkog statusa vode podrazumeva izračunavanje dijatomnih indeksa koji, po mišljenju mnogih stručnjaka, na najbolji način sumiraju rezultate analize bentosne zajednice silikatnih algi i upućuju na odgovarajući kvalitet vode. Međutim, kvalitativni i kvantitativni sastav (relativna zastupljenost taksona) silikatnih algi u bentosnim zajednicama, kao i indeksi diverziteta i ujednačenosti ovih zajednica mogu, takođe, dati korisne informacije za procenu ekološkog statusa nekog vodenog ekosistema.

Tako bi se unutar klasa odličnog i dobrog ekološkog statusa vode moglo očekivati prisustvo taksona silikatnih algi koji su osetljivi na povećanje koncentracije nutrijenata u vodi i na povećanje saprobnosti vode, što bi podrazumevalo vrste

karakteristične za oligotrofne i oligosaprobne vode. U klasama lošeg i veoma lošeg ekološkog statusa moglo bi se očekivati prisustvo stenovalentnih vrsta kojima povećane vrednosti pomenutih parametara upravo i najviše odgovaraju, pa bi u ovom slučaju to bile vrste karakteristične za eutrofne i polisaprobne vode. U oba ova slučaja reč je o stenovalentnim taksonima u odnosu na koncentraciju nutrijenata i saprobnost vode (tzv. „čisti” indikatori) i oni predstavljaju izuzetno dobre indikatore stanja vodenog ekosistema, pa tako i ekološkog statusa vode. Međutim, u zajednici silikatnih bentosnih algi mali broj taksona predstavlja „čiste” indikatore, a oni najčešće imaju i malu relativnu zastupljenost u datoj zajednici. Najčešće se dešava da je, pored malobrojnih „čistih” indikatora silikatnih algi u nekom uzorku, prisutan i veliki broj taksona sa širokim ekološkim valencama u odnosu na pomenute faktore, a pri tom su takvi taksoni često i dominantni u zajednici. Taksoni sa širokim ekološkim valencama prema različitim faktorima sredine imaju smanjen značaj u bioindikaciji, s obzirom da se mogu javiti u vodama različitog trofičkog stanja i nivoa saprobnosti. Zbog toga je situacija retko kada potpuno čista i jasna i sama procena stanja određene vode je otežana. Ono što još dodatno otežava procenu stanja i ekološkog statusa neke vode je činjenica da nemaju svi vodeni ekosistemi iste referentne uslove na osnovu kojih se određuju granice klasa ekološkog statusa, pa se i ova činjenica mora uzeti u razmatranje prilikom procene ekološkog statusa određenog vodenog ekosistema. Međutim, pored svih poteškoća pri proceni stanja i ekološkog statusa određene vode, prisustvo određenih taksona silikatnih algi, kao i njihova relativna zastupljenost u bentosnoj zajednici, mogu dati korisne informacije na osnovu kojih se može proceniti ekološki status nekog vodenog ekosistema, pod uslovom da se sve pažljivo razmotri.

Ispitivanjem i poređenjem kvalitativnog i kvantitativnog sastava zajednica bentosnih silikatnih algi u potocima i rekama različitog ekološkog statusa, dolazi se do saznanja da se određeni taksoni češće pojavljuju u određenoj klasi ekološkog statusa vode i njihov procentualni udeo u zajednici opada/raste kako se klasa ekološkog statusa vode menja od odlične do veoma loše (Kelly i sar., 2008; Almeida i sar., 2014). Uzimajući u obzir zaključke ovih autora o dominantnim taksonima u određenoj klasi ekološkog statusa vode i na osnovu dominantnih taksona u uzorcima epilitske zajednice silikatnih algi Zasavice, umeren ekološki status bi najviše odgovarao vodi Zasavice. Epilitska zajednica silikatnih algi Zasavice karakteriše se malim brojem taksona koji su

česti u uzorcima i imaju značajan udeo u ovoj zajednici i velikim brojem taksona koji se povremeno pojavljuju i udeo u zajednici im ne prelazi 2%. Naime, od ukupno 134 identifikovana taksona silikatnih algi u epilitskoj zajednici Zasavice (Tabela 4.3.), taksoni koji se u najvećem broju uzoraka pojavljuju kao dominantni ili subdominantni su *A. pediculus* i *P. frequentissimum* (Tabela 4.14.). Pored ova dva taksona, značajan udeo u uzorcima pokazuju, između ostalih, i *A. minutissimum*, *A. exiguum*, *N. veneta*, *N. frustulum*, *H. montana*, *G. pumilum* var. *rigidum* i *A. copulata* (Tabela 4.14.). Većina ovih taksona je eurivalentna u odnosu na koncentraciju nutrijenata u vodi i saprobnost vode, ali se ipak češće javljaju u vodi određene trofije i saprobnosti (Van Dam i sar., 1994; Hofmann i sar., 2013). Isto tako, uočene su preferencije ovih taksona ka određenoj klasi ekološkog statusa vode (Kelly i sar., 2008; Almeida i sar., 2014). To svakako ne znači da se oni ne mogu javiti u različitim klasama ekološkog statusa vode, već samo da najveći procentualni udeo u zajednici bentosnih silikatnih algi imaju u određenoj klasi ekološkog statusa. *A. pediculus* je kosmopolitska vrsta, široko rasprostranjena u tekućim i stajaćim slatkovodnim ekosistemima, a pri tom često i veoma brojna u zajednicama u kojima se beleži njeno prisustvo (Hofmann i sar., 2013). To je oligo do β -mezosaprobnostna vrsta koja se može javiti u vodama različitog trofičkog statusa, pa je neretko beležena i u eutrofnim i srednje zagađenim vodama (Levkov, 2009). Obično naseljava vode koje su blago alkalne i one u kojima provodljivost nije previše niska (Hofmann i sar., 2013). Dominacija ovog taksona je karakteristična za klasu lošeg i veoma lošeg ekološkog statusa po Kelly i saradnicima (2008), dok je po Almeida i saradnicima (2014) ovaj takson dominantan u dobroj i u umerenoj klasi ekološkog statusa. Na osnovu izloženih autekoloških karakteristika samog taksona i ovih suprotstavljenih zaključaka o njegovoj dominaciji do kojih dolaze dve grupe naučnika, dominaciju *A. pediculus* bi najpre trebalo vezati za klasu umerenog ekološkog statusa potoka i reka. *P. frequentissimum* je, takođe, često nalažena vrsta u brzotekućim i stajaćim slatkovodnim ekosistemima. Za razliku od *A. pediculus*, tolerantnija je na povećanu saprobnost vode, pa pripada grupi α - do polisaprobnih vrsta (Hofmann i sar., 2013), a dominacija *P. frequentissimum* u zajednici ukazuje na klasu umerenog ekološkog statusa po Almeida i saradnicima (2014).

Od svih taksona značajnih po relativnoj zastupljenosti u epilitskoj zajednici silikatnih algi u Zasavici, najčešći je *A. minutissimum*. Ova vrsta je prisutna u svim

uzorcima, a u avgustu je subdominantna. *A. minutissimum* je, kao i *A. pediculus*, veoma česta u bentosnim zajednicama. Neretko se navodi i kao jedna od najčešćih slatkovodnih, bentosnih silikatnih algi (Potapova i Hamilton, 2007; Hofmann i sar., 2013). Jednako je bitna komponenta i oligotrofnih i eutrofnih vodenih ekosistema, ali izbegava izuzetno organski opterećene sisteme, pa pripada oligo do β -mezosaprobnim vrstama (Potapova i Hamilton, 2007; Hofmann i sar., 2013). Dominacija *A. minutissimum* u zajednici vezuje se isključivo za klase odličnog i dobrog ekološkog statusa (Kelly i sar., 2008; Almeida i sar., 2014). Naravno, ova vrsta se javlja i u lošijim klasama ekološkog statusa, ali je njen udeo u zajednici tada mnogo manji. U svojim istraživanjima Passy i saradnici (1999) dolaze do zaključka da je ova vrsta dominantna u zajednicama silikatnih algi na različitim supstratima u oligotrofnim vodama, što ne isključuje njeno prisustvo i u mezotrofnim i eutrofnim vodama, ali je u takvim vodama njen procentualni udeo u zajednici, takođe, smanjen. Međutim, Yu i Lin (2009) navode da se ova vrsta pojavljuje u velikoj brojnosti pri povišenim koncentracijama nitrata, što opravdava njeno prisustvo i značajan udeo u zajednici u pojedinim uzorcima Zasavice u kojoj je koncentracija nitrata povećana. Konstantno prisustvo *A. minutissimum*, kao i subdominacija u jednom uzorku, mogu ukazati da ekološki status Zasavice nije loš. Isto tako, ni dobar ekološki status ne bi u potpunosti odgovarao po Kelly-ju i saradnicima (2008) i Almeida i saradnicima (2014), s obzirom da ovaj takson nije konstantno dominantan u uzorcima Zasavice. Shodno tome, dinamika relativne zastupljenosti *A. minutissimum* najpre bi mogla ukazati na umeren ekološki status Zasavice.

Umeren ekološki status nekog vodenog ekosistema mogao bi se okarakterisati prisustvom taksona kojima najviše odgovaraju umereno povećane koncentracije nutrijenata u vodi i umereno povećana saprobnost, što bi podrazumevalo taksone karakteristične za mezotrofne i mezosaprobne vode. Pored taksona karakterističnih za umeren ekološki status vode, u ovoj klasi ekološkog statusa moglo bi se očekivati i prisustvo taksona karakterističnih i za dobru i za lošu klasu ekološkog statusa sa smanjenom relativnom zastupljenošću.

Razmatrajući prisustvo određenih taksona u Zasavici i njihovu relativnu zastupljenost u zajednici, kao i činjenicu da je najveći broj dominantnih, subdominantnih i značajnih taksona eurivalentan u odnosu na različite faktore sredine (Van Dam i sar., 1994; Hofmann i sar., 2013), moglo bi se zaključiti da je voda

Zasavice umerenog ekološkog statusa, da je ovaj ekosistem neznatno do umereno organski opterećen i da ima povišenu koncentraciju nutrijenata. Naime, dominantan ili subdominantan karakter vrsta *A. pediculus* i *P. frequentissimum* u većini uzoraka, po svemu navedenom, ukazuje na umeren ekološki status vode Zasavice. Umerenom ekološkom statusu Zasavice ide u prilog i činjenica da se u uzorcima pojavljuju i taksoni karakteristični za bolje klase ekološkog statusa (npr. *A. minutissimum*), kao i taksoni karakteristični za lošije klase ekološkog statusa od umerenog, kakve su npr. vrste rodova *Navicula* i *Nitzschia* (Almeida i sar., 2014). Do ovakve procene ekološkog statusa Zasavice na osnovu sastava i relativne zastupljenosti silikatnih algi dolazi se prvenstveno na osnovu zaključaka Kelly i saradnika (2008) i Almeida i saradnika (2014) koji su ispitivali zastupljenost različitih taksona bentosnih silikatnih algi u različitim klasama ekološkog statusa potoka i reka.

Međutim, ne smemo zaboraviti da se referentni uslovi i karakteristična zajednica silikatnih algi za Zasavicu, ali i za sve barsko-močvarne ekosisteme, razlikuju od referentnih uslova i zajednice silikatnih algi koji se javljaju u potocima i rekama. Stoga bi se klasa procenjenog ekološkog statusa slobodno mogla povećati za jednu klasu kada je u pitanju Zasavica. U tom slučaju, na osnovu sastava i procentualne zastupljenosti epilitskih silikatnih algi, ekološki status Zasavice mogao bi se okarakterisati kao dobar ili na prelazu dobrog u umereni. Sličan sastav bentosne zajednice silikatnih algi beleže i Szczepocka i saradnici (2014) prilikom ispitivanja male ravničarske reke u Poljskoj. Naime, navedeni autori ekološki status ispitivanog vodenog ekosistema ocenjuju kao dobar, kao veoma česte i dominantne taksone izdvajaju, između ostalih, *A. pediculus* i *A. minutissimum*, vrlo čest takson je i *P. frequentissimum*, a javljaju se i taksoni karakteristični za zagađenije vode. Zasavica svakako više sličnosti ima sa ovakvim tipom vodenog ekosistema nego sa potocima, gde bi dati sastav silikatnih algi odgovarao umerenom statusu.

S obzirom da određivanje ekološkog statusa nekog vodenog ekosistema podrazumeva, između ostalog, procenu strukture bioloških zajednica i odgovora tih zajednica na promene abiotičkih parametara, pored dijatomijskih indeksa koji opisuju bentosnu zajednicu silikatnih algi, često se za procenu koriste i indeksi diverziteta ove zajednice (Blanco i sar., 2012). Međutim, postoje suprotstavljena mišljenja o tome kako se indeksi diverziteta ponašaju u odnosu na promenu parametara koji ukazuju na

eutrofikaciju (npr. promena koncentracije fosfata u vodi). Upotreba indeksa diverziteta pri proceni ekološkog statusa se zasniva na klasičnoj pretpostavci da zagađenje i povećanje trofije nekog vodenog ekosistema dovode do pada diverziteta, jer brojnost netolerantnih taksona opada u takvim uslovima (Archibald, 1972 i Patrick, 1973, prema Blanco i sar., 2012; Ndiritu i sar., 2006; Ní Chatháin i Harrington, 2008; Szczepocka i sar., 2014). Međutim, mnogi autori pronalaze i pozitivnu korelaciju među pomenutim parametrima, pa sa povećanjem trofije raste i diverzitet silikatnih algi u bentosu (Passy i sar., 1999; Wan Maznah i Mansor, 2002; Vilbaste i Truu, 2003; Lavoie i sar., 2008). Pored ova dva oprečna mišljenja o odnosu indeksa diverziteta sa jedne strane i zagađenja i nivoa trofije nekog vodenog ekosistema sa druge strane, postoje i autori koji smatraju da među njima ne postoji jasna i značajna veza (Wu i Kow, 2002; Bellinger i sar., 2006; Simkhada i sar., 2006; Blanco i sar., 2012; Moravcová i sar., 2013) i da su dijametrični indeksi pogodniji parametar za procenu kvaliteta i stanja nekog vodenog ekosistema od indeksa diverziteta. Naravno, diverzitet bentosne zajednice silikatnih algi ne nalazi se samo pod uticajem količine nutrijenata u vodi, već reaguje i na ostale poremećaje sredine (Blanco i sar., 2012) i iz tog razloga procena ekološkog statusa na osnovu indeksa diverziteta može biti otežana. Pored toga, indeksi diverziteta silikatnih algi mogu se značajno razlikovati u zavisnosti od ispitivanog supstrata na istom lokalitetu (Potapova i Charles, 2005). U svakom slučaju, visoke vrednosti indeksa diverziteta mogu ukazati na stabilnu zajednicu (De la Rey i sar., 2008; Lavoie i sar., 2008), jer bi različiti dugotrajni poremećaji sredine doveli do pada diverziteta (Canning-Clode i sar., 2008). Takva stabilna zajednica sa visokim vrednostima indeksa diverziteta i ujednačenosti je u najvećem broju slučajeva razvijena u sredini u kojoj postoji umeren stepen zagađenja i umereno povećana koncentracija nutrijenata (De la Rey i sar., 2008; Stevenson i sar., 2010), jer je tada u zajednici prisutan i dovoljan broj taksona osetljivih na zagađenje, a istovremeno je povećan broj tolerantnih taksona (Wan Maznah i Mansor, 2002).

Na osnovu svega navedenog, visoke vrednosti indeksa diverziteta i ujednačenosti epilitske zajednice silikatnih algi u Zasavici tokom celog perioda (Grafik 4.49.) istraživanja mogu ukazati na stabilan ekosistem sa umerenim stepenom zagađenja i umereno povećanom koncentracijom nutrijenata u vodi, što bi uputilo na dobar ekološki status ili status na prelazu iz dobre u umerenu klasu ekološkog statusa

Zasavice uzimajući u razmatranje i same referentne uslove ovog vodenog ekosistema. Do značajnog pada indeksa diverziteta i ujednačenosti dolazi u julu, a do blagog u oktobru. Takva promena diverziteta može biti odraz izuzetno povećane koncentracije nitrata u junu i blage u septembru, na šta je zajednica silikatnih algi reagovala prvenstveno padom diverziteta i indeksa ujednačenosti u narednom mesecu (julu i oktobru). Tada i dominantan takson *A. pediculus* pokazuje najveći stepen dominantnosti (najveći udeo jednog taksona se javlja upravo u julskom uzorku – 52,75%), dok u većini drugih uzoraka dominantan takson nema udeo veći od 30% u epilitskoj zajednici (Tabela 4.14.). Na osnovu rezultata analize uzoraka iz Zasavice, indeksi diverziteta i ujednačenosti negativno su korelisani sa količinom nutrijenata i to prvenstveno nitrata u slučaju Zasavice (Grafici 4.47. i 4.48.), što bi odgovaralo stavovima autora koji ističu obrnuto proporcionalan odnos indeksa diverziteta i količine nutrijenata (Ndiritu i sar., 2006; Ní Chatháin i Harrington, 2008; Szczepocka i sar., 2014). Tako, zajednica epilitskih silikatnih algi Zasavice reaguje na povećanje nitrata padom diverziteta i ujednačenosti sa određenim periodom zakašnjenja, s obzirom da je svako povećanje koncentracije nitrata u jednom mesecu praćeno padom diverziteta epilitskih silikatnih algi u narednom mesecu i zato statistička analiza koja koristi hemijske parametre prethodnog meseca (Grafik 4.48.) bolje opisuje odnos indeksa diverziteta i hemijskih parametara, iako i prva analiza pokazuje isti odnos, ali sa manjim stepenom korelacije. Relativno dug period potreban za odgovor epilitske zajednice silikatnih algi može biti rezultat njene stabilnosti, pa stoga ona sporije reaguje na promenu koncentracije nutrijenata (Lavoie i sar., 2008).

Epilitska zajednica silikatnih algi Zasavice, barsko-močvarnog ekosistema kojeg karakterišu specifični referentni uslovi i specifična zajednica silikatnih algi u nenarušenim uslovima sredine različita od zajednice koja se javlja u nenarušenim potocima i rekama, pruža korisne podatke za procenu ekološkog statusa ovog ekosistema.

Vrednosti IPS indeksa, kao jedinog relevantnog parametra za procenu ekološkog statusa Zasavice po Pravilniku, upućuju na njen dobar ekološki status. Vrednosti ostalih dijamatnih indeksa pokazuju relativno visok stepen korelacije sa IPS indeksom, pa bi se i na osnovu njihovih rezultata mogao izvesti isti zaključak o ekološkom statusu Zasavice. Ipak, vrednosti TDI i TID indeksa skreću pažnju da je u Zasavici prisutna

povećana koncentracija nutrijenata, što svakako može uticati na promenu klase ekološkog statusa na umerenu, ako ne i lošu. Sastav i prisustvo određenih taksona, njihova relativna zastupljenost u epilitskoj zajednici silikatnih algi, visoke vrednosti indeksa diverziteta i ujednačenosti, samo potvrđuju zaključke izvedene na osnovu dijametarskih indeksa. Shodno tome, karakterišu Zasavicu kao ekosistem sa stabilnom zajednicom silikatnih algi koja upućuje na to da u ovom ekosistemu postoji neznatno do umereno organsko opterećenje, što se poklapa i sa rezultatima saprobiološke analize fitoplanktona i da je koncentracija nutrijenata u vodi povišena o čemu se u budućnosti mora voditi računa. Svi rezultati analize epilitske zajednice silikatnih algi zajedno, klasifikuju Zasavicu kao ekosistem dobrog ekološkog statusa koji preči da pređe u klasu umerenog ekološkog statusa.

Međutim, ono što u budućnosti može uticati na pogoršanje klase ekološkog statusa Zasavice je prisustvo potencijalno invazivne vrste *Diadlesmis confervacea*, zabeležene u velikom broju uzoraka sa relativnom zastupljenošću koja još uvek ne prelazi 2% u epilitskoj zajednici silikatnih algi ovog vodenog ekosistema, ukoliko ispolji svoj invazivni potencijal. Invazivni karakter navedene vrste (Coste i Ector, 2000) može negativno uticati na, za sada, stabilnu strukturu epilitske zajednice silikatnih algi u Zasavici.

Diadlesmis confervacea pretežno je tropska alga i u Evropi je detektovana prvenstveno na mestima sa povećanom temperaturom, kakva su staklenici i ispušne vode iz termoelektrana (Szabó i sar., 2005). Međutim, ova alga biva detektovana i u površinskim vodama širom Evrope, pa se tako njeno prisustvo beleži u potocima, rekama, kanalima i stajalnim vodama Engleske, Francuske, Nemačke, Slovačke (Ector i sar., 2001, prema Szabó i sar., 2005), Mađarske (Szabó i sar., 2005) i Srbije (Krizmanić i sar., 2015). Coste i Ector (2000) smatraju je invazivnom algom i njeno širenje u Evropi pripisuju posledicama globalnog zagrevanja. Torgan i Santos (2008) opisuju ekološke karakteristike ove vrste i ističu da je po nekim autorima reč o vrsti koja ima malu tolerantnost ka organskom zagađenju, dok drugi smatraju da je otporna na organsko zagađenje. Autori ističu i da je mnogi smatraju stenotermnom vrstom koja svoj maksimum razvoja dostiže na temperaturi od 25 do 31° C (iako je maksimalna donja temperatura na kojoj je zabeležena 14° C), da podnosi širok opseg pH vrednosti (od 5 do 8,2) i da se može javiti kao član planktonske, bentosne i perifitonske zajednice, ali i

kao aerofita. Iako je često ovaj takson nalažen u lotičkim sistemima, ipak je više karakterističan za lentičke vodene ekosisteme po mišljenju Torgan i Santos (2008).

U Zasavici, *D. confervacea* beleži prisustvo u uzorcima pri temperaturi vode od 0,4 do 28,3° C, što odstupa od do sada registrovanog temperaturnog opsega koji ova vrsta toleriše (Torgan i Santos, 2008). Ovakvi nalazi ukazuju na mnogo veću mogućnost ekspanzije ove potencijalno invazivne vrste. S obzirom da se *D. confervacea* često karakteriše ili kao eurivalentna u odnosu na pH vrednost ili kao blago acidofilna (Torgan i Santos, 2008), na osnovu rezultata analize uzoraka iz Zasavice može se prihvatiti prvo navedeno shvatanje (opseg pH vrednosti u okviru kojeg je zabeleženo prisustvo ovog taksona je od 7,6 do 8,45). Naime, pre bi se moglo reći da je data vrsta blago alkalofilna, jer se po našim rezultatima gornja granica pH opsega koji dati takson toleriše dodatno povećava (sa 8,2 na 8,45). Prisustvo *D. confervacea* u skoro svim uzorcima (izuzev junskog, avgustovskog i oktobarskog) u Zasavici, koja se može smatrati pogodnim staništem ovog taksona po Torgan i Santos (2008), samo daje potvrdu širenju njenog areala u Srbiji (Krizmanić i sar., 2015).

6. ZAKLJUČCI

Prema postavljenim ciljevima istraživanja, dobijeni rezultati upućuju na sledeće zaključke:

Fizičke i hemijske karakteristike vode Zasavice ukazuju na loš ekološki status ovog barsko-močvarnog ekosistema, a najodgovorniji parametar lošeg statusa je koncentracija nitrata sa prosečnom vrednošću od 11 mg/L na Lokalitetu 1 i 13 mg/L na Lokalitetu 2.

Pored koncentracije nitrata, količina rastvorenog kiseonika tokom letnjih meseci ukazuje na nepovoljne i skoro anoksične uslove, iako prosečne vrednosti od 8,83 mg/L na Lokalitetu 1 i 8,11 mg/L na Lokalitetu 2 upućuju na dobar ekološki status.

Relativno dobre svetlosne uslove Zasavica duguje postojanju i dobrom razvoju makrofitske vegetacije od aprila do oktobra, koja nizom mehanizama, pa i preko smanjenja biomase fitoplanktona, utiče na povećanu providnost vode koja je u Zasavici tokom najvećeg dela godine bila do dna.

Tokom leta, pored pojačanog intenziteta fotosinteze fitoplanktona i makrofitske vegetacije, izraženi su i procesi razgradnje, koji utiču, između ostalog, i na snižene vrednosti pH i koncentracije kiseonika tokom letnjeg perioda.

Pored svega navedenog, mala brzina protoka vode i primećeno zamuljivanje dna usled nedovoljno brze razgradnje velike biomase makrofitske vegetacije, mogu ubrzati proces eutrofikacije ovog već eutrofnog ekosistema.

Vrednosti koncentracije hlorofila *a* ukazuju da u Zasavici primarna produkcija fitoplanktona nije previše visoka i da kvalitet vode nije narušen. Ipak, na osnovu prosečnih godišnjih vrednosti koncentracije hlorofila *a* od 13,8 µg/L na Lokalitetu 1 i 10,6 µg/L na Lokalitetu 2, Zasavica je okarakterisana kao eutrofan ekosistem, ali kao ekosistem odličnog ekološkog statusa.

Kvalitativnom analizom fitoplanktona i metafitona sa oba lokaliteta i epilitske zajednice silikatnih algi sa Lokaliteta 1, zabeležen je izuzetan diverzitet cijanobakterija i algi Zasavice koji broji ukupno 503 taksona iz 8 razdela (Cyanobacteria, Bacillariophyta, Chlorophyta, Chrysophyta, Cryptophyta, Dinophyta, Euglenophyta i Xanthophyta).

Po broju zabeleženih taksona u sve tri ispitivane zajednice Zasavice izdvaja se razdeo Bacillariophyta sa 170 identifikovanih taksona. Potom sledi razdeo Chlorophyta sa 143 taksona, razdeo Euglenophyta sa 89 taksona, razdeo Cyanobacteria sa 50 taksona i razdeo Chrysophyta sa 28 taksona, dok ostali razdeli nemaju značajan broj identifikovanih taksona u Zasavici.

Od ukupno 50 taksona cijanobakterija zabeleženih u Zasavici, njih 12 je novo za floru slatkovodnih cijanobakterija Srbije (*Aphanocapsa conferta*, *Aphanocapsa nubilum*, *Chroococcus subnudus*, *Cyanobium plancticum*, *Merismopedia hyalina*, *Pannus planus*, *Synechococcus sigmoideus*, *Synechocystis aquatilis*, *Geitlerinema acutissimum*, *Phormidium chlorinum* var. *perchlorina*, *Pseudanabaena articulata*, *Shizothrix vaginata*). Pored toga, 13 taksona cijanobakterija je potencijalno toksično. Među njima tri vrste su invazivne (*Cylindrospermopsis raciborskii*, *Raphidiopsis mediteranea* i *Sphaerospermopsis aphanizomenoides*), ali u Zasavici još uvek ne ispoljavaju svoj invazivni karakter i zabeležene su samo u metafitonu.

Od ukupno 89 taksona iz razdela Euglenophyta zabeleženih u Zasavici, njih 9 je novo za floru euglenoidnih algi Srbije (*Euglena bellovacensis*, *E. excavata*, *Lepocinclis acicularis*, *L. globosa*, *L. ovum* var. *maior*, *Phacus caudatus* var. *minor*, *Ph. corculum*, *Ph. monilatus*, *Trachelomonas woycickii* f. *pusilla*).

Ukupno 28 taksona iz razdela Chrysophyta identifikovano je u Zasavici. S obzirom da je to više od polovine do sada poznatih taksona zlatnih algi Srbije, Zasavica predstavlja stanište sa izuzetnim bogatstvom ove grupe algi. Čak 16 taksona zlatnih algi Zasavice zabeleženo je po prvi put u vodenim ekosistemima Srbije, pa su to novi taksoni zlatnih algi za Srbiju (*Kephyrion cordatum*, *Mallomonas akrokomos*, *M. bacterium*, *M. helvetica*, *M. minima*, *M. monograptus*, *M. paludosa*, *M. papillosa* var. *ellipsoidea*, *M. pascheri*, *M. pediculus*, *M. pulchella*, *M. schwemmlei*, *M. splendens*, *Ochromonas margaritata*, *Pseudokephyrion pseudospirale*, *Uroglena skujae*).

Vrednosti brojnosti (prosek broja ćelija: Lokalitet 1 – 2670 ćelija/mL, Lokalitet 2 – 3564 ćelija/mL; prosek broja individua: Lokalitet 1 – 841 individua/mL, Lokalitet 2 – 640 individua/mL) i biomase (prosek: Lokalitet 1 – 1485 µg/L, Lokalitet 2 – 1258 µg/L) fitoplanktona Zasavice nisu visoke i ukazuju da primarna produkcija fitoplanktona nije značajna u ovom ekosistemu.

Sezonska dinamika brojnosti i biomase fitoplanktona prvenstveno je uslovljena temperaturom, ali bitan uticaj pokazuju i biotički faktori, među kojima zooplankton i makrofitska vegetacija imaju presudnu ulogu. Snažan uticaj temperature na biomasu fitoplanktona potvrđuju i statističke analize.

Relativno visoke vrednosti Shannon-ovog indeksa diverziteta fitoplanktona (prosečno 2,68) i indeksa ujednačenosti (prosečno 0,71) Zasavice ukazuju da je ovaj ekosistem u dobrom stanju i da je sposoban da se odupre naglim promenama sredinskih faktora. Srednje vrednosti indeksa diverziteta i njihov odnos sa nivoom zagađenja ukazuju da je voda Zasavice umereno zagađena i da su vrednosti bliže zoni sa čistom vodom, što bi odgovaralo dobrom ekološkom statusu.

Prosečna vrednost saprobnog indeksa fitoplanktona od 1,7 ukazuje da je voda Zasavice neznatno do umereno organski opterećena, da je u oligo- do β -mezosaprobnoj zoni i da pripada I na prelazu u II klasu kvaliteta vode, što bi odgovaralo odličnom do dobrom ekološkom statusu Zasavice.

Same karakteristike Zasavice i bujan razvoj makrofitske vegetacije u njoj uslovljavaju malu brojnost, malu biomasu i veliki specijski diverzitet fitoplanktona, gde pored silikatnih algi, drugu značajnu komponentu fitoplanktona čine miksotrofne flagelate.

Pored velikog specijskog, javlja se i velik funkcionalni diverzitet fitoplanktona u ovom ekosistemu. Od ukupno oko 40 Funkcionalnih grupa, u Zasavici se beleži prisustvo njih 18, od ukupno 31 Morfo-funkcionalne grupe beleži se prisustvo 20 grupa, a od ukupno 7 Funkcionalnih grupa zasnovanih na morfologiji, u Zasavici je zabeleženo prisustvo 6 ovih grupa.

Na osnovu rezultata, sva tri pomenuta sistema funkcionalne klasifikacije fitoplanktona predstavljaju dobar pristup analize fitoplanktona barsko-močvarnog ekosistema Zasavice i biomasa funkcionalnih grupa sva tri klasifikaciona sistema može se dobro objasniti sredinskim faktorima. S obzirom da silikatne alge dominiraju biomasom fitoplanktona Zasavice, za opis sezonske dinamike fitoplanktona i povezanost funkcionalnih grupa sa sredinskim faktorima, sistemi FG i MFG su prikladniji iz razloga što sistem MBFG sve silikatne alge smešta u jednu grupu. Ipak, sistem MBFG kao najobjektivniji i kao sistem koji zahteva najmanji nivo poznavanja

taksonomije algi, može biti izuzetno koristan pri rutinskim i brzim analizama fitoplanktona određenih ekosistema.

Epilitska zajednica Zasavice broji ukupno 134 identifikovana taksona silikatnih algi. Taksoni koji se u najvećem broju uzoraka pojavljuju kao dominantni ili subdominantni su *Amphora pediculus* i *Planothidium frequentissimum*, a značajan udeo u uzorcima imaju i *Achnantheidium minutissimum*, *A. exiguum*, *Navicula veneta*, *Nitzschia frustulum*, *Halamphora montana*, *Gomphonema pumilum* var. *rigidum* i *Amphora copulata*. Invazivna silikatna alga, *Diadlesmis confervacea*, zabeležena je u većini uzoraka Zasavice, ali svoj invazivni karakter još uvek ne ispoljava, s obzirom da nije zabeležena u velikoj brojnosti.

Vrednosti IPS indeksa, jedinog relevantnog parametra za procenu ekološkog statusa Zasavice na osnovu bentosnih silikatnih algi po Pravilniku (Sl. glasnik RS, br. 74/11), upućuju na njen dobar ekološki status. Većina ostalih dijetomnih indeksa pokazuje relativno visok stepen korelacije sa IPS indeksom, pa i njihove vrednosti ukazuju na dobar ekološki status Zasavice. Izuzetak čine TDI i TID indeksi, čije vrednosti skreću pažnju na povećanu koncentraciju nutrijenata.

Pogodni biološki parametri za procenu ekološkog statusa vlažnih staništa ili plitkih jezera, sa kojima se barsko-močvarni ekosistem Zasavica može porediti, još uvek nisu jasno definisani ni određeni. Međutim, jasno je da odgovarajući algološki parametri mogu pružiti značajne informacije o ekološkom integritetu ovih ekosistema. Iako se, kao najpogodniji biološki element, za procenu ekološkog statusa plitkih jezera preporučuje ispitivanje perifitona, zaključak ovog istraživanja je i da fitoplankton može poslužiti istoj svrsi podjednako dobro kao i perifiton.

Uopšteno, sama sezonska dinamika kvalitativnog i kvantitativnog sastava fitoplanktona, saprobni indeks fitoplanktona, indeksi diverziteta i ujednačenosti sa jedne strane, ali i mađarski i nemački indeks fitoplanktona, kao i parametri fitoplanktona po Pravilniku (Sl. glasnik RS, br. 74/11) sa druge strane, ukazuju da je ekološki status Zasavice dobar na osnovu fitoplanktona. Sastav i prisustvo određenih taksona silikatnih algi, njihova relativna zastupljenost u epilitskoj zajednici, visoke vrednosti indeksa diverziteta i ujednačenosti, ali i već pomenuti dijetomni indeksi, upućuju da je i na osnovu epilitske zajednice silikatnih algi ekološki status Zasavice dobar.

Algološki parametri Zasavice upućuju na njen dobar ekološki status, ali i na činjenicu da u ovom ekosistemu postoji neznatno do umereno organsko opterećenje i da je koncentracija nutrijenata u vodi povišena. Zato se posebna pažnja mora usmeriti ka smanjenju unosa nutrijenata u ovaj osetljiv ekosistem, ali i održavanju dovoljne količine vode tokom letnje sezone kako bi se održao dobar ekološki status Zasavice i trenutno stabilno stanje kojeg karakterišu gust razvoj makrofitske vegetacije i mala gustina fitoplanktona.

7. LITERATURA

- Abonyi, A., Leitão, M., Lançon, A.M. and Padisák, J. (2012): Phytoplankton functional groups as indicators of human impacts along the River Loire (France). *Hydrobiologia*, 698(1): 233-249.
- Abonyi, A., Leitão, M., Stanković, I., Borics, G., Várbíró, G. and Padisák, J. (2014): A large river (River Loire, France) survey to compare phytoplankton functional approaches: Do they display river zones in similar ways? *Ecological Indicators*, 46: 11-22.
- Ács, É. (2007): Spatial and temporal change of epiphytic algae and their connection with the ecological condition of swallow Lake Velencei - To (Hungary). *Acta Biologica Debrecina, Oecologica Hungarica*, 17: 9-111.
- Almeida, S.F.P., Elias, C., Ferreira, J., Tornés, E., Puccinelli, C., Delmas, F., Dörflinger, G., Urbanič, G., Marcheggiani, S., Rosebery, J., Mancini, L. and Sabater, S. (2014): Water quality assessment of rivers using diatom metrics across Mediterranean Europe: A methods intercalibration exercise. *Science of the Total Environment*, 476: 768–776.
- Andrejić, J. (2012): Florističko-ekološka analiza silikatnih algi (Bacillariophyta) reke Nišave i njenih pritoka Jerma i Temska. Doktorska disertacija. Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet, Beograd.
- Averett, R.C. (1981): Species Diversity and its Measurement. In: *Biota and Biological Parameters as Environmental Indicators*. Greeson, Ph.E. (Ed.). US Geological Survey, Alexandria. pp. 3-6.
- Begon, M., Harper, J.L. and Townsend, C.R. (1996): *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. Blackwell Science, Oxford.
- Bellinger, B.J., Cocquyt, C. and O'Reilly, C.M. (2006): Benthic diatoms as indicators of eutrophication in tropical streams. *Hydrobiologia*, 573: 75–87.
- Bergström, A.K., Jansson, M., Drakare, S. and Blomqvist, P. (2003): Occurrence of mixotrophic flagellates in relation to bacterioplankton production, light regime and availability of inorganic nutrients in unproductive lakes with differing humic contents. *Freshwater Biology*, 48(5): 868-877.

- Beshkova, M., Kalchev, R. and Vasilev, V. (2012): Taxonomical and functional structure, species diversity and abundance of phytoplankton assemblages of the Srebarna lake in relation to changes of ecological conditions. In: Ecosystems of the Biosphere Reserve Srebarna Lake. Uzunov, Y., Georgiev, B.B., Varadinoiva, E., Ivanova, N., Pehlivanov, L. and Vasilev, V. (Eds.). Professor Marin Drinov Academic Publishing House, Sofia. pp. 39-56.
- Besse-Lototskaya, A., Verdonschot, P.F.M. and Sinkeldam, J.A. (2006): Uncertainty in diatom assessment: Sampling, identification and counting variation. *Hydrobiologia*, 566: 247–260.
- Bhatti, S. and Colman, B. (2008): Inorganic carbon acquisition by some synurophyte algae. *Physiologia Plantarum*, 133: 33–40.
- Bláha, L., Babica, P. and Maršálek, B. (2009): Toxins produced in cyanobacterial water blooms-toxicity and risks. *Interdisciplinary toxicology*, 2(2): 36-41.
- Blanco, S., Cejudo-ueiras, C., Tudesque, L., Bécares, E., Hoffmann, L. and Ector, L. (2012): Are diatom diversity indices reliable monitoring metrics? *Hydrobiologia*, 695: 199-206.
- Blaženčić, J. (2014): Overview of the stoneworts (Charales) of Serbia with the estimation of the threat status. *Botanica Serbica*, 38(1): 121-130.
- Blaženčić, J. i Stanković, M. (2008): *Tolypella intricata* (Trent. ex Roth.) Leonhardi (Charales) - Nova vrsta u flori Srbije. *Zaštita prirode*, 60(1-2): 215-221.
- Borics, G., Tóthmérész, B., Grigorszky, I., Padisák, J., Várbíró, G. and Szabó, S. (2003): Algal assemblage types of bog-lakes in Hungary and their relation to water chemistry, hydrological conditions and habitat diversity. *Hydrobiologia*, 502: 145-155.
- Borics, G., Várbíró, G., Grigorszky, I., Krasznai, E., Szabó, S. and Kiss, K.T. (2007): A new evaluation technique of potamo-plankton for the assessment of the ecological status of rivers. *Archiv für Hydrobiologie. Supplementband. Large rivers*, 17(3-4): 465-486.
- Borics, G., Tóthmérész, B., Lukács, B.A. and Várbíró, G. (2012): Functional groups of phytoplankton shaping diversity of shallow lake ecosystems. *Hydrobiologia*, 698: 251-262.

- Branković, D., Budakov, Lj., Kovačev, N., Mijović, D., Mikeš, B., Pavkov, G., Puzović, S., Sekulić, N., Stojšić, V., Habijan-Mikeš, V., Mučenski, V., Garovnikov, B. i Stanković, M. (1996): Elaborat – Predlog za zaštitu prirodnog dobra „Zasavica” kao Specijalnog rezervata prirode. Zavod za zaštitu prirode Srbije, Beograd - Novi Sad.
- Buetow, D.E. (1968): Morphology and Ultrastructure of Euglena. In: The Biology of Euglena, Volume I, General biology and ultrastructure. Buetow, D.E. (Ed.). Academic Press, New York. pp. 110-184.
- Cakić, P., Paunović, M., Đikanović, V., Jakovčev-Todorović, D., Simić, V. i Kulišić, Z. (2007): Tipologija i monitoring ekološkog statusa tekućih voda Srbije. Veterinarski glasnik, 61(3-4): 137-153.
- Cakić, P., Simonović, P., Simić, V., Nikolić, V., Dajić Stevanović, Z., Vrbničanin, S., Đikanović, V., Stojanović, B., Petrović, A., Paunović, M. (2007a): Akcioni plan za kontrolu unošenja, praćenja i suzbijanja alohtonih invazivnih vrsta. Institut za biološka istraživanja „Siniša Stanković”, Beograd.
- Canning-Clode, J., Kaufmann, M., Molis, M., Wahl, M. and Lenz, M. (2008): Influence of disturbance and nutrient enrichment on early successional fouling communities in an oligotrophic marine system. Marine Ecology, 29: 115–124.
- Carlson, R. E. (1977): A trophic state index for lakes. Limnology and oceanography, 22(2): 361-369.
- Carlson, R.E. and Simpson, J.T. (1996): A coordinator’s guide to volunteer lake monitoring methods. North American Lake Management Society, Madison, Wisconsin, USA.
- Carmichael, W.W. (1992): Cyanobacteria secondary metabolites - the cyanotoxins. Journal of applied bacteriology, 72(6): 445-459.
- Caroni, R., Free, G., Visconti, A. and Manca, M. (2012): Phytoplankton functional traits and seston stable isotopes signature: a functional-based approach in a deep, subalpine lake, Lake Maggiore (N. Italy). Journal of Limnology, 71(1): 8.
- Carvajal-Chitty, H.I. (1993): Some notes about the Intermediate Disturbance Hypothesis and its effects on the phytoplankton of the middle Orinoco river. Hydrobiologia, 249: 117-124.

- Carvalho, L., Poikane, S., Solheim, A.L., Phillips, G., Borics, G., Catalan, J., ... and Laplace-Treyture, C. (2013): Strength and uncertainty of phytoplankton metrics for assessing eutrophication impacts in lakes. *Hydrobiologia*, 704(1): 127-140.
- Cellamare, M., de Tezanos Pinto, P., Leitão, M., Coste, M., Boutry, S. and Haury, J. (2013): Using functional approaches to study phytoplankton communities in a temperate region exposed to tropical species dispersal. *Hydrobiologia*, 702(1): 267-282.
- Cellamare, M., Lançon, A.M., Leitão, M., Cerasino, L., Obertegger, U. and Flaim, G. (2016): Phytoplankton functional response to spatial and temporal differences in a cold and oligotrophic lake. *Hydrobiologia*, 764(1): 199-209.
- Cemagref (1982): Etude des Méthodes Biologiques Quantitatives d'appréciation de la Qualité des Eaux. Rapport Division Qualité des Eaux Lyon Agence de l'Eau Rhône-Méditerranéen-Corse, Pierre Bénite.
- Chorus, I. and Bartram, J. (1999): Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. E. and F.N. Spon, London, UK.
- Chorus, I., Falconer, I.R., Salas, H.J. and Bartram, J. (2000): Health risks caused by freshwater cyanobacteria in recreational waters. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B: Critical Reviews*, 3(4): 323-347.
- Codd, G.A. (2000): Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. *Ecological engineering*, 16(1): 51-60.
- Codd, G.A., Morrison, L.F. and Metcalf, J.S. (2005): Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicology and applied pharmacology*, 203(3): 264-272.
- Coste, M. and Ector, L. (2000): Diatomées invasives exotiques ou rares en France: principales observations effectuées au cours des dernières décennies. *Systematics and Geography of Plants*, 70: 373-400.
- Coste, M., Boutry, S., Tison-Rosebery, J. and Delmas, F. (2009): Improvements of the Biological Diatom Index (BDI): Description and efficiency of the new version (BDI-2006). *Ecological Indicators*, 9: 621-650.

- Cox, E. J. (2003): *Placoneis* Mereschkowsky (Bacillariophyta) revisited: resolution of several typification and nomenclatural problems, including the generitype. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 141: 53-83.
- Cvijan, M. and Fužinato, S. (2011): The first finding of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszińska) Seenayya et Subba raju, 1972 (cyanoprokaryota) in Serbia. *Archives of Biological Sciences*, 63(2): 507-510.
- Cvijanović, M. i Miljanović, B. (2007): Uticaj dabrove brane na kvalitet vode u reci Zasavici. Zbornik. Naučno stručni skup ZASAVICA 2007 sa međunarodnim učešćem. Sremska Mitrovica. pp. 1-6.
- ČSN-75 7716: Water quality - Biological analysis - Determination of saprobic index. Czech Normalisation Institute, Praha.
- Ćirić, M., Marković, Z., Dulić, Z. and Subakov-Simić, G. (2010): First report of cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* from carp ponds in Serbia. The 8th International Conference on toxic Cyanobacteria (ICtC8). Abstract Book. Istanbul, Turkey. p. 14.
- Ćirović, D., Bjedov, V. i Stamenković, S. (2007): Reintrodukcija evropskog dabra (*Castor fiber* L. 1758) na Zasavici - povratak isčezle vrste. Zbornik radova sa naučno stručnog skupa ZASAVICA 2007 sa međunarodnim učešćem. Sremska Mitrovica. pp. 107-115.
- De Figueiredo, D.R., Azeiteiro, U.M., Esteves, S.M., Gonçalves, F.J. and Pereira, M.J. (2004): Microcystin-producing blooms - a serious global public health issue. *Ecotoxicology and environmental safety*, 59(2): 151-163.
- De Hoyos, C., Negro, A.I. and Aldasoro Martín, J.J. (2004): Cyanobacteria distribution and abundance in the Spanish water reservoirs during thermal stratification. *Limnetica*, 23(1-2): 119-132.
- De la Rey, P.A., Van Rensburg, L. and Vosloo, A. (2008): On the use of diatom-based biological monitoring, Part 1: A comparison of the response of diversity and aut-ecological diatom indices to water quality variables in the Marico-Molopo River catchment. *Water SA*, 34(1): 53-60.
- De Tezanos Pinto, P. and Litchman, E. (2010): Interactive effects of N: P ratios and light on nitrogen-fixer abundance. *Oikos*, 119(3): 567-575.

- Delgado, C., Pardo, I., and García, L. (2012): Diatom communities as indicators of ecological status in Mediterranean temporary streams (Balearic Islands, Spain). *Ecological Indicators*, 15(1): 131-139.
- Dell'Uomo, A. (2004): L'indice Diatomico di Eutrofizzazione/Polluzione (EPI-D) nel Monitoraggio Delle Acque Correnti. Linee guida. A.P.A.T., A.R.P.A.T.
- Denić, Lj., Čađo, S., Đurković, A., Novaković, B, Dopuđa-Glišić, T., Veljković, N., Stojanović, Z., Milovanović, J. i Domanović, M. (2015): Status površinskih voda Srbije. Analize i elementi za projektovanje monitoring. Ministarstvo poljoprivrede i zaštite životne sredine, Agencija za zaštitu životne sredine, Beograd.
- Descy, J.P. (1979): A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedwigia*, 64: 305-323.
- Descy, J.P. and Coste, M. (1991): A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 24: 2112–2116.
- Devercelli, M. (2006): Phytoplankton of the Middle Paraná River during an anomalous hydrological period: a morphological and functional approach. *Hydrobiologia*, 563(1): 465-478.
- Devercelli, M. (2010): Changes in phytoplankton morpho-functional groups induced by extreme hydroclimatic events in the Middle Paraná River (Argentina). *Hydrobiologia*, 639(1): 5-19.
- Dillard, G.E. (2000): Freshwater Algae of the Southeastern United States. Part 7, Pigmented Euglenophyceae. In: *Bibliotheca Phycologica*, 106. Kies, L. and Schnetter, R. (Eds.). J. Cramer, Berlin, Stuttgart.
- Direktiva o nitratima (91/676/EEC): Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal of the European Communities*, L375: 1.
- Direktiva o tretmanu komunalnih otpadnih voda (91/271/EEC): Council directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment. *Official Journal of the European Community*, L135: 40–52.

- Direktiva o vodi za piće (98/83/EC): Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption. *Official Journal of the European Communities*, L330: 32–53.
- Direktiva o vodama (Water Framework Directive, 2000/60/EC): European Union (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*, L327: 1–73.
- Dobson, M. and Frid, Ch. (1998): Ecology of aquatic systems. Longman.
- Domingos, P., Rubim, T.K., Molica, R.J.R., Azevedo, S.M.F.O. and Carmichael, W.W. (1999): First report of microcystin production by picoplanktonic cyanobacteria isolated from a northeast Brazilian drinking water supply. *Environmental Toxicology*, 14(1): 31-35.
- Downing, J.A., Watson, S.B. and McCauley, E. (2001): Predicting cyanobacteria dominance in lakes. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 58(10): 1905-1908.
- Drobac, D., Tokodi, N., Lujčić, J., Marinović, Z., Subakov-Simić, G., Dulić, T., ... and Svirčev, Z. (2016): Cyanobacteria and cyanotoxins in fishponds and their effects on fish tissue. *Harmful Algae*, 55: 66-76.
- Duy, T.N., Lam, P.K., Shaw, G.R. and Connell, D.W. (2000): Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 163: 113-185.
- Dorđević, N.B. and Simić, S.B. (2014): Cyanobacterial blooms in oligosaline and alkaline microaccumulation before and after rehabilitation. *Polish Journal of Environmental Studies*, 23(6): 1975-1982.
- Ector, L. and Rimet, F. (2005): Using bioindicators to assess rivers in Europe: an overview. In: *Modelling community structure in freshwater ecosystems*. Lek, S., Scardi, M., Verdonschot, P.F.M., Descy, J.P. and Park, Y.S. (Eds.). Springer, Berlin. pp. 7-19.
- Eloranta, P. and Soininen, J. (2002): Ecological status of some Finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. *Journal of Applied Phycology*, 14(1): 1-7.
- Elton, C.S. (1958): *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Methren, London, UK.

- EN 15204:2008 - Water quality - Guidance standard on the enumeration of phytoplankton using inverted microscopy (Utermöhl technique). European Committee for Standardization, Brussels.
- Ettl, H. (1978): Xanthophyceae. 1. Teil. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa, 3. Ettl, H., Gerloff, J. and Heynig, H. (Eds.). Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Ettl, H. (1983): Chlorophyta I, Phytomonadina. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa, 9. Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. and Mollenhauer, D. (Eds.). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- Ettl, H. and Gärtner, G. (1988): Chlorophyta II, Tetrasporales, Chlorococcales, Gloeodendrales. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa, 10. Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. and Mollenhauer, D. (Eds.). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- Flynn, K.J., Stoecker, D.K., Mitra, A., Raven, J.A., Glibert, P.M., Hansen, P.J., ... and Burkholder, J.M. (2012): Misuse of the phytoplankton–zooplankton dichotomy: the need to assign organisms as mixotrophs within plankton functional types. *Journal of Plankton Research*, 1: 1-9.
- Fonseca, B.M. and Bicudo, C.E.D.M. (2010): How important can the presence/absence of macrophytes be in determining phytoplankton strategies in two tropical shallow reservoirs with different trophic status? *Journal of Plankton Research*, 32(1): 31-46.
- Fonseca, B.M. and Bicudo, C.E.D.M. (2011): Phytoplankton seasonal and vertical variations in a tropical shallow reservoir with abundant macrophytes (Ninféias Pond, Brazil). *Hydrobiologia*, 665(1): 229-245.
- Gause, G.F. (1934): *The Struggle For Existence* (1st ed.). Williams & Wilkins, Baltimore.
- Glibert, P.M. and Legrand, C. (2006): The diverse nutrient strategies of harmful algae: focus on osmotrophy. In: *Ecology of harmful algae*. Graneli, E. and Turner, J. (Eds.). Springer, Berlin, Heidelberg. pp. 163-175.
- Goldsborough, L.G. and Robinson, G.G.C. (1996): Patterns in Wetlands. In: *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Stevenson, R.J., Bothwell, M.L. and Lowe, R.L. (Eds.). San Diego, CA: Academic Press. pp. 77–117.

- Gomez, N. and Licursi, M. (2001): The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and stream in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35: 173-181.
- Granéli, E., Edvardsen, B., Roelke, D.L. and Hagström, J.A. (2012): The ecophysiology and bloom dynamics of *Prymnesium* spp. *Harmful Algae*, 14: 260-270.
- Grupa autora (2011): Plan upravljanja Specijalnim rezervatom prirode „Zasavica” 2012-2022. Pokret gorana Sremske Mitrovice, Sremska Mitrovica.
- Häggqvist, K. and Lindholm, T. (2012): Phytoplankton dynamics in a shallow lake dominated by common water milfoil. *Inland Waters*, 2(3): 137-146.
- Harding, W.R., Archibald, C.G.M. and Taylor, J.C. (2005): The relevance of diatoms for water quality assessment in South Africa: A position paper. *Water SA*, 31(1): 41-46.
- Hillebrand, H., Dürselen, C.D., Kirschtel, D., Pollinger, U. and Zohary, T. (1999): Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of phycology*, 35(2): 403-424.
- Hitzfeld, B.C., Höger, S.J. and Dietrich, D.R. (2000): Cyanobacterial toxins: removal during drinking water treatment, and human risk assessment. *Environmental health perspectives*, 108: 113-122 (Supplement).
- Hofmann, G., Werum, M. and Lange-Bertalot, H. (2013): Diatomeen im Süßwasser - Benthos von Mitteleuropa. Bestimmungsflora Kieselalgen für die ökologische Praxis. Über 700 der häufigsten Arten und ihre Ökologie. pp. [1]-908, 133 pls. Königstein: Koeltz Scientific Books.
- Howard, B. and Semeniene, D. (2017): Inception Report. Draft Report of Further Implementation of Environmental Approximation Strategy. 48-00-87/ 2014-28; EuropeAid/1356629/ IH/SER/RS.
- Hu, R., Han, B. and Naselli-Flores, L. (2013): Comparing biological classifications of freshwater phytoplankton: a case study from South China. *Hydrobiologia*, 701(1): 219-233.
- Huber-Pestalozzi, G., Komárek, J. and Fott, B. (1983): Das Phytoplankton des Süßwasser. Band XVI, 7. Teil, 1. Hälfte. Chlorophyceae, Ordnung: Chlorococcales. In: Die Binnengewässer. Elster, H.J. and Ohle, W. (Eds.). E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

- Hulme, F.E. (2006): Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology*, 43: 835–847.
- Hulyal, S.B. and Kaliwal, B.B. (2009): Dynamics of phytoplankton in relation to physico-chemical factors of Almatti reservoir of Bijapur District, Karnataka State. *Environmental monitoring and assessment*, 153(1-4): 45-59.
- Hurlimann, J. and Niederhauser, P. (2006): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer: Kieselalgen Stufe F (flächendeckend) Bundesamt für Umwelt. BAFU, Bern.
- Hutchinson, G.E. (1961): The paradox of the plankton. *The American Naturalist*, 95: 137-145.
- ISO 10260:1992 - Water quality - Measurement of biochemical parameters – Spectrometric determination of the chlorophyll – a concentration.
- IUCN (2000): IUCN Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species. Approved by the 51st Meeting of the IUCN Council, Gland, Switzerland.
- Izaguirre, I., Allende, L., Escaray, R., Bustingorry, J., Pérez, G. and Tell, G. (2012): Comparison of morpho-functional phytoplankton classifications in human-impacted shallow lakes with different stable states. *Hydrobiologia*, 698(1): 203-216.
- Jakovljević, O., Krizmanić, J. and Cvijan, M. (2014): Water quality assessment of the DTD hydrosystem by diatom indices. *Matica Srpska Journal for Natural Sciences*, 127: 22–33.
- Jakovljević, S.O., Popović, S.S., Vidaković, P.D., Stojanović, Z.K. and Krizmanić, Ž.J. (2016): The application of benthic diatoms in water quality assessment (Mlava River, Serbia). *Acta Botanica Croatica*, 75 (2): 199–205.
- Jakovljević, O., Popović, S., Živić, I., Stojanović, K. and Krizmanić, J. (2016a): Benthic diatoms of the Vrla River (Serbia) and their application in the water ecological status assessment. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 45(3): 304-315.
- James, C., Fisher, J., Russell, V., Collings, S. and Moss, B. (2005): Nitrate availability and hydrophyte species richness in shallow lakes. *Freshwater biology*, 50(6): 1049-1063.

- Jeong, K.S., Joo, G.J., Kim, H.W., Ha, K. and Recknagel, F. (2001): Prediction and elucidation of phytoplankton dynamics in the Nakdong River (Korea) by means of a recurrent artificial neural network. *Ecological Modelling*, 146(1): 115-129.
- John, D.M., Whitton, B.A. and Brook, A.J. (2002): The freshwater algal flora of the British Isles: an identification guide to freshwater and terrestrial algae. Cambridge University Press.
- Jones, R.I. (2000): Mixotrophy in planktonic protists: an overview. *Freshwater Biology*, 45(2): 219-226.
- Jovanović, J., Karadžić, V., Predojević, D., Blagojević, A., Popović, S., Trbojević, I. and Subakv-Simić, G. (2016): Morphological and ecological characteristics of potentially toxic invasive cyanobacterium *Sphaerospermopsis aphanizomenoides* (Forti) Zapomelová, Jezberová, Hrouzek, Hisem, Reháková & Komárková (Nostocales, Cyanobacteria) in Serbia. *Brazilian Journal of Botany*, 39(1): 225-237.
- Kadlubowska, J.Z. (1984): Conjugatophyceae I, Chlorophyta VIII – Zygnemales. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa, 16. Ettl, H., Gerloff, J. and Heynig, H. and Mollenhauer, D. (Eds.). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- Karadžić, V. (2011): Eutrofikacija i njene posledice na primeru reke Ponjavice (opština Pančevo). Doktorska disertacija. Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet, Beograd.
- Karadžić, V., Subakov-Simić, G., Natić, D., Ržaničanin, A., Ćirić, M. and Gačić, Z. (2013): Changes in the phytoplankton community and dominance of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosz.) Subba Raju in a temperate lowland river (Ponjavica, Serbia). *Hydrobiologia*, 711: 43-60.
- Kaštovský, J., Hauer, T., Mareš, J., Krautová, M., Bešta, T., Komárek, J., ... and Janeček, 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.
- Kelly, M.G. and Whitton, B.A. (1995): The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology*, 7: 433-444.
- Kelly, M.G., Cazaubon, A., Coring, E., Dell'Uomo, A., Ector, L., Goldsmith, B., ... and Vizinet, J. (1998): Recommendations for the routine sampling of diatoms for

- water quality assessments in Europe. *Journal of Applied Phycology*, 10(2): 215–224.
- Kelly, M.G., Adams, C., Graves, A.C., Jamieson, J., Krokowski, J., Lycett, E.B. and Murraybligh, J. (2001): *The Trophic Diatom Index: A User's Manual*. Revised Edition. Environment Agency, Bristol.
- Kelly, M.G., Juggins, S., Guthrie, R., Pritchard, S., Jamieson, J., Rippey, B., Hirst, H. and Yallop, M. (2008): Assessment of ecological status in UK rivers using diatoms. *Freshwater Biology*, 53(2): 403-422.
- Kireta, A.R., Reavie, E.D., Sgro, G.V., Angradi, T.R., Bolgrien, D.W., Hill, B.H. and Jicha, T.M. (2012): Planktonic and periphytic diatoms as indicators of stress on great rivers of the United States: Testing water quality and disturbance models. *Ecological Indicators*, 13(1): 222-231.
- Kling, H.J. (2009): *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria): a brief historic overview and recent discovery in the Assiniboine River (Canada). *Fottea*, 9(1): 45-47.
- Kolkwitz, R. and Marsson, M. (1902): Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitt. Prüfungsanst. Wasserversorg. Abwasserreinigung*, 1: 33-72.
- Kolkwitz, R. and Marsson, M. (1908): Okoloige der pflanzlichen Saprobien. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft*, 16: 505-519.
- Kolkwitz, R. and Marsson, M. (1909): Okoloige der tierischen Saprobien. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 2: 126-152.
- Komárek, J. (2013): Cyanoprokaryota. 3. Teil: Heterocytous Genera. In: *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Büdel, B., Gärtner, G., Krienitz, L. and Schagerl, M. (Eds.). Springer Spektrum Verlag, Heidelberg, Berlin.
- Komárek, J. and Anagnostidis, K. (1998): Cyanoprokariota. 1. Teil: Chroococcales. In: *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H. and Mollenhauer, D. (Eds.). Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin.
- Komárek, J. and Anagnostidis, K. (2005): Cyanoprokaryota. 2. Teil: Oscillatoriales. In: *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Büdel, B., Gärtner, G., Krienitz, L. and Schagerl, M. (Eds.). Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin.

- Krammer, K. (1997): Die cymbelloiden Diatomeen. Eine Monographie der weltweit bekannten Taxa. Teil 2: *Encyonema* part., *Encyonopsis* und *Cymbellopsis*. In: Bibliotheca Diatomologica 37. Lange-Bertalot, H. and Kociolek, P. (Eds.). J. Cramer, Berlin-Stuttgart.
- Krammer, K. (2000): The genus *Pinnularia*. In: Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats, 1. Lange-Bertalot, H. (Ed.). Gantner Verlag, Ruggell.
- Krammer, K. (2002): *Cymbella*. Vol. 3. In: Diatoms of Europe: Diatoms of European Inland Waters and Comparable Habitats. Lange-Bertalot, H. (Ed.). Gantner Verlag, Ruggell.
- Krammer, K. (2003): *Cymbopleura*, *Delicata*, *Navicymbula*, *Gomphocymbellopsis*, *Afrocymbella*. In: Diatoms of Europe, Diatoms of the European Inland waters and Comparable Habitats, 4. Lange-Bertalot, H. (Ed.). Gantner Verlag, Ruggell.
- Krammer, K. and Lange-Bertalot, H. (1986): Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa 2. Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. and Mollenhauer, D. (Eds.). G. Fischer Verlag, Jena.
- Krammer, K. and Lange-Bertalot, H. (1988): Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/2. Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. and Mollenhauer, D. (Eds.). G. Fischer Verlag, Stuttgart & Jena.
- Krammer, K. and Lange-Bertalot, H. (1991): Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnanthaceae. Kritische Ergänzungen zu *Navicula* (Lineolatae) und *Gomphonema*. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/4. Ettl, H., Gartner, G., Gerloff, J., Heynig, H. and Mollenhauer, D. (Eds.). G. Fischer Verlag, Stuttgart & New York.
- Krammer, K. and Lange-Bertalot, H. (2004): Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/3. Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. and Mollenhauer, D. (Eds.). Elsevier GmbH, München.
- Krasznai, E., Borics, G., Várbió, G., Abonyi, A., Padisák, J., Deák, C. and Tóthmérész, B. (2010): Characteristics of the pelagic phytoplankton in shallow oxbows. *Hydrobiologia*, 639: 173-184.

- Krizmanić, J., Subakov Simić, G. and Predojević, D. (2013): Algae as water quality bioindicators of the River Djetinja. Proceedings of 6th International Conference “Water & Fish”. Belgrade, Zemun. pp. 342–348.
- Krizmanić, J., Predojević, D., Trbojević, I., Vidaković, D., Jakovljević, O. and Subakov-Simić, G. (2015): Expansion of invasive diatom species *Didymosphenia geminata* (Lyngb.) M.Schmidt and *Diadesmis confervacea* (Grun.) Hustedt in the waters of Serbia. Abstract Book. 6th Balkan Botanical Congress. Rijeka (Hrvatska). p.81.
- Kröpfl, K., Vladár, P., Szabó, K.E., Ács, E., Borsodi, K.A., Szikora, S.Z., Karoli, S. and Záray, G.Y. (2006): Chemical and biological characterisation of biofilms formed on different substrata in Tisza river (Hungary). *Environmental Pollution*, 144: 626–631.
- Kruk, C., Huszar, V.L., Peeters, E.T., Bonilla, S., Costa, L., Lürling, M., Reynolds, C.S. and Scheffer, M. (2010): A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology*, 55(3): 614-627.
- Kruk, C. and Segura, A.M. (2012): The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. *Hydrobiologia*, 698(1): 191-202.
- Lane, C.R. and Brown, M.T. (2007): Diatoms as indicators of isolated herbaceous wetland condition in Florida, USA. *Ecological Indicators*, 7: 521–540.
- Lange-Bertalot, H. (2001): *Navicula sensu stricto*. 10 Genera Separated from *Navicula sensu lato*. *Frustulia*. Vol. 2. In: *Diatoms of Europe: Diatoms of European Inland Waters and Comparable Habitats*. Lange-Bertalot, H. (Ed.). Gantner Verlag, Ruggell.
- Laskar, H. S. and Gupta, S. (2013): Phytoplankton community and limnology of Chatla floodplain wetland of Barak valley, Assam, North-East India. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 411: 06.
- Laušević, R. i Nikitović, J. (1996): Silikatne alge - bioindikator kvaliteta vode. Zbornik radova konferencije o aktuelnim problemima zaštite vode „Zaštita voda ‘96”. Ulcinj. pp. 323-327.
- Lavoie, I., Campeau, S., Darchambeau, F., Cabana, G. and Dillon, P.J. (2008): Are diatoms good integrators of temporal variability in stream water quality? *Freshwater Biology*, 53: 827–841.

- Leclercq, L. and Maquet, B. (1987): Deux nouveaux indices chimiques et diatomiques de qualité d'eau courante. application au samson et ses affluents (Bassin de la Meuse Belge). Comparaison avec d'autres indices chimiques biocénétiques et diatomiques. Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique. Document de Travail, 38: 1-113.
- Lecoq, C., Coste, M. and Prygiel, J. (1993): "Omnidia": software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia*, 269/270: 509-513.
- Lenoir, A. and Coste, M. (1996): Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French national water board network. In: *Use of Algae for Monitoring Rivers II*. Whitton B.A. and Rott, E. (Eds.). Institut für Botanik, University of Innsbruck, Innsbruck. pp. 29-43.
- Lenzenweger, R. (1996): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 1. In: *Bibliotheca Phycologica* 101. Kies, L. and Schnetter, R. (Eds.). J. Cramer, Berlin, Stuttgart.
- Lenzenweger, R. (1997): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 2. In: *Bibliotheca Phycologica* 102. Kies, L. and Schnetter, R. (Eds.). J. Cramer, Berlin, Stuttgart.
- Lenzenweger, R. (1999): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 3. In: *Bibliotheca Phycologica* 104. Kies, L. and Schnetter, R. (Eds.). J. Cramer, Berlin, Stuttgart.
- Levkov, Z. (2009): *Amphora sensu lato*. In: *Diatoms of Europe: Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats*, 5. Lange-Bertalot, H. (Ed.). Gantner Verlag, Ruggell.
- Lindehoff, E., Granéli, E. and Glibert, P.M. (2011): Nitrogen uptake kinetics of *Prymnesium parvum* (Haptophyte). *Harmful Algae*, 12: 70-76.
- Litchman, E., de Tezanos Pinto, P., Klausmeier, C.A., Thomas, M.K. and Yoshiyama, K. (2010): Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. *Hydrobiologia*, 653(1): 15-28.
- Lobo, E.A., Callegaro, V.L.M. and Bender, E.P. (2002): *Utilizacao de Algas Diatomaceas Epilíticas como Indicadores da Qualidade da Agua em Rios e Arroios da Regiao Hidrografica do Guaiba, RS, Brasil*. EDUNISC, Santa Cruz do Sul.
- Magurran, A.E. (2004): *Measuring biological diversity*. Blackwell Science, Oxford.
- Marić, D. i Rakočević, J. (2009): *Hidrobiologija*. Univerzitet Crne Gore, Podgorica.

- Markert, B.A., Breure, A.M. and Zechmeister, H.G. (2003): *Bioindicators & Biomonitoring – principles, concepts and applications*. Elsevier Science, Amsterdam.
- Martinović-Vitanović, V. (1996): *Ekološka studija Obedske bare*. Javno preduzeće za gazdovanje šumama „Srbija šume”, „Geokarta”, Beograd.
- Marvan, P., Maršálek, B., Heteša, J., Sukačová, K., Maršálková, E., Geriš, R. and 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.
- Mathes, J., Plambeck, G. and Schaumburg, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: *Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite*. Deneke, R. and Nixdorf, B. (Eds.). Aktuelle Reihe BTU Cottbus 5/2002. pp. 15-24.
- Merel, S., Walker, D., Chicana, R., Snyder, S., Baurès, E. and Thomas, O. (2013): State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environment international*, 59: 303-327.
- Mihaljević, M., Stević, F., Horvatić, J. and Hackenberger Kutuzović, B. (2009): Dual impact of the flood pulses on the phytoplankton assemblages in a Danubian floodplain lake (Kopački Rit Nature Park, Croatia). *Hydrobiologia*, 617(1): 77-88.
- Mihaljević, M., Špoljarić, D., Stević, F., Cvijanović, V. and Hackenberger Kutuzović, B. (2010): The influence of extreme floods from the River Danube in 2006 on phytoplankton communities in a floodplain lake: Shift to a clear state. *Limnologica*, 40(3): 260-268.
- Mihaljević, M. and Stević, F. (2011): Cyanobacterial blooms in a temperate river-floodplain ecosystem: the importance of hydrological extremes. *Aquatic ecology*, 45(3): 335-349.
- Mihaljević, M., Špoljarić, D., Stević, F. and Žuna Pfeiffer, T. (2013): Assessment of flood-induced changes of phytoplankton along a river–floodplain system using

- the morpho-functional approach. Environmental monitoring and assessment, 185(10): 8601-8619.
- Mihaljević, M., Stević, F., Špoljarić, D. and Žuna Pfeiffer, T. (2014): Application of morpho-functional classifications in the evaluation of phytoplankton changes in the Danube River. Acta Zoologica Bulgarica, 7: 153-158.
- Mihaljević, M., Stević, F., Špoljarić, D. and Žuna Pfeiffer, T. (2015): Spatial Pattern of Phytoplankton Based on the Morphology- Based Functional Approach along a River–Floodplain Gradient. River research and applications, 31(2): 228-238.
- Milovanović, D. (1949): Sezonski sastav algi u jednom oknu Obedske bare. Glasnik Prirodnjačkog muzeja Srpske Zemlje, Serija B, 1-2: 127-162.
- Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E., Schönfelder, I. i Nixdorf, B. (2008): Description of the German system for phytoplankton-based assessment of lakes for implementation of the EU Water Framework Directive (WFD). In: Bewertung von Seen mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU - Wasserrahmenrichtlinie, BTUC-AR2/2008. Mischke, U. and Nixdorf, B. (Eds.). Bad Saarow, Freiburg, Berlin. University of Cottbus, ISBN978-3-940471-06-2, Aktuelle Reihe 2/ 2008. pp. 117–146.
- Mohamed, Z.A. (2007): First report of toxic *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Raphidiopsis mediterranea* (Cyanoprokaryota) in Egyptian fresh waters. FEMS Microbiology Ecology, 59(3): 749-761.
- Moravcová, A., Rauch, O., Lukavský, J. and Nedbalová, L. (2013): The response of epilithic diatom assemblages to sewage pollution in mountain streams of the Czech Republic. Plant Ecology and Evolution, 146(2): 153–166.
- Morris, E.K., Caruso, T., Buscot, F., Fischer, M., Hancock, C., Maier, T.S., ... and 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.
- Moss, B. (1973): Diversity in fresh-water phytoplankton. American Midland Naturalist, 90: 341-355.
- Moss, B., Stephen, D., Alvarez, C., Becares, E., Bund, W.V.D., Collings, S.E., Van Donk, E., De Eyto, E., ... and Wilson, D. (2003): The determination of ecological status in shallow lakes—a tested system (ECOFRAME) for

- implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(6): 507-549.
- Mrozińska, T. (1985): Chlorophyta VI, Oedogoniophyceae: Oedogoniales. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa, 14. Ettl, H., Gerloff, J. and Heynig, H. and Mollenhauer, D. (Eds.). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- Mulholland, M.R., Lee, C. and Glibert, P.M. (2003): Extracellular enzyme activity and uptake of carbon and nitrogen along an estuarine salinity and nutrient gradient. *Marine Ecology Progress Series*, 258: 3-17.
- Namikoshi, M., Murakami, T., Watanabe, M.F., Oda, T., Yamada, J., Tsujimura, S., ... and Oishi, S. (2003): Simultaneous production of homoanatoxin-a, anatoxin-a, and a new non-toxic 4-hydroxyhomoanatoxin-a by the cyanobacterium *Raphidiopsis mediterranea* Skuja. *Toxicon*, 42(5): 533-538.
- Naselli-Flores, L. and Barone, R. (2011): Fight on plankton! Or, phytoplankton shape and size as adaptive tools to get ahead in the struggle for life. *Cryptogamie, Algologie*, 32: 157–204.
- Naselli-Flores, L. and Barone, R. (2012): Phytoplankton dynamics in permanent and temporary Mediterranean waters: is the game hard to play because of hydrological disturbance? *Hydrobiologia*, 698(1): 147-159.
- Nautiyal, P. and Verma, J. (2009): Taxonomic richness and diversity of the epilithic diatom flora of the two biogeographic regions of the Indian subcontinent. *Bulletin of the National Institute of Ecology*, 20: 15-21.
- Ndiritu, G.G., Gichuki, N.N. and Triest, L. (2006): Distribution of epilithic diatoms in response to environmental conditions in an urban tropical stream, Central Kenya. *Biodiversity and Conservation*, 15: 3267–3293.
- Németh, J. (1997a): Az ostoros algák, Kishatározója 1. (Euglenophyta). *Vizi természet – es környezetvédelem* 3. KGI, Budapest.
- Németh, J. (1997b): Az ostoros algák, Kishatározója 2. (Euglenophyta). *Vizi természet – es környezetvédelem* 4. KGI, Budapest.
- Ní Chatháin, B. and Harrington, T.J. (2008): Benthic diatoms of the River Deel: diversity and community structure. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 108B, pp. 29–42.

- Nixdorf, B., Mischke, U., Hoehn, E. and Riedmüller, U. (2005): Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Bericht 18.08.2005 Bad Saarow, Im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 187 S. und Anhänge mit Probenahmeverfahren.
- O'Farrell, I., de Tezanos Pinto, P. and Izaguirre, I. (2007): Phytoplankton morphological response to the underwater light conditions in a vegetated wetland. *Hydrobiologia*, 578(1): 65-77.
- Odum, E.P. (1959): *Fundamentals of ecology*, 2nd edition. W.B. Saunders Company, Philadelphia and London.
- Odum, E.P. and Barrett, G.W. (2005): *Fundamentals of ecology*, 5th edition. CA: Thomson Brooks/Cole, Belmont.
- OECD (1982): *Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control*. OECD Publications, N 42077, Paris.
- Okpiliya, F.I. (2012): Ecological Diversity Indices: Any Hope for One Again? *Journal of Environment and Earth Science*, 2(10): 45-52.
- Padisák, J., Borics, G., Grigoroszky, I. and Soróczki-Pintér, É. (2006): Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia*, 553: 1–14.
- Padisák, J., Crossetti, L.O. and Naselli-Flores, L. (2009): Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621(1): 1-19.
- Pantle, R. and Buck, H. (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer 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.
- Passy, S.I., Pan, Y. and Lowe, R.L. (1999): Ecology of the major periphytic diatom communities from the Mesta River, Bulgaria. *International Review of Hydrobiology*, 84(2): 129-174.
- Pasztaleniec, A. and Poniewozik, M. (2010): Phytoplankton based assessment of the ecological status of four shallow lakes (Eastern Poland) according to Water Framework Directive – a comparison of approaches. *Limnologica*, 40: 251–259.

- Pianka, E.R. (1983): Evolutionary Ecology. Harper & Row, New York.
- Pielou, E.C. (1966): The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of theoretical biology*, 13: 131-144.
- Poikane, S., Kelly, M. and Cantonati, M. (2016): Benthic algal assessment of ecological status in European lakes and rivers: Challenges and opportunities. *Science of the Total Environment*, 568: 603-613.
- Popova, T.G. (1966): Euglenophyta. Fasc. 1, Trachelomonas, Strombomonas, Eutreptia, Euglena. *Flora Plantarum Cryptogamarum URSS* 8. Nauka, Moscow-Leningrad.
- Popovský, J. and Pfiester, L.A. (1990): Dinophyceae (Dinoflagellida). In: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. and Mollenhauer, D. (Eds.). Gustav Fisher Verlag, Jena, Stuttgart.
- Potapova, M. and Charles, D.F. (2005): Choice of substrate in algae-based water-quality assessment. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(2): 415-427.
- Potapova, M. and Charles, D.F. (2007): Diatom metrics for monitoring eutrophication in river of the United States. *Ecological Indicators*, 7: 48-70.
- Potapova, M. and Hamilton, P.B. (2007): Morphological and ecological variation within the *Achnantheidium minutissimum* (Bacillariophyceae) species complex. *Journal of Phycology*, 43(3): 561-575.
- Predojević, D., Kljajić, Ž., Kovačević, E., Milosavljević, J., Papić, P., Lazić, M. and Subakov-Simić, G. (2014): Diversity of Chrysophyceae (Heterocontophyta) in the Zasavica River (Serbia). *Archives of Biological Sciences*, 66(3): 1195-1204.
- Predojević, D., Karadžić, V. and Subakov-Simić, G. (2015): Taxonomical composition and functional structure of phytoplankton in two water supply reservoirs in Serbia. *Water Research and Management*, 5(3): 21-33.
- Predojević, D., Popović, S., Kljajić, Ž., Subakov-Simić, G., Blagojević, A., Jovanović, J. and Lazić, M. (2015a): Diversity of Cyanobacteria in the Zasavica river, Serbia. *Archives of Biological Sciences*, 67(2): 355-366.
- Predojević, D., Subakov-Simić, G., Kovačević, E., Papić, P., Ćuk, M., Kljajić, Ž. and Lazić, M. (2015b): Diversity of the Euglenophyta division in the Zasavica River, Serbia. *Botanica Serbica*, 39(1): 23-29.

- Prygiel, J. (2002): Management of the diatom monitoring networks in France. *Journal of Applied Phycology*, 14(1): 19-26.
- Prygiel, J., Leveque, L. and Iserentant, R. (1996): Un nouvel indice diatomique pratique pour l'évaluation de la qualité des eaux en réseau de surveillance. *Revue des sciences de l'eau*, 9(1): 97-113.
- Rakočević, J. and Hollert, H. (2005): Phytoplankton Community and Chlorophyll a as Trophic State Indices of Lake Skadar (Montenegro, Balkan). *Environmental Science and Pollution Research*, 12(3): 146-152.
- Ratajac, R., Rajković, D., Stojković, S. i Bobić, M. (1998): Ispitivanje mikroflora i nekih grupa mikrofaune u zaštićenom ekosistemu Zasavica. Zbornik radova konferencije o aktuelnim problemima zaštite voda „Zaštita voda '98”. Kotor. pp. 377-382.
- Rawson, D.S. (1956): Algal indicators of trophic lake types. *Limnology and Oceanography*, 1(1): 18-25.
- Reichardt, E. (1997): Taxonomische Revision des Artenkomplexes um *Gomphonema pumilum* (Bacillariophyceae). *Nova Hedwigia*, 65: 99-129.
- Reichardt, E. (1999): Zur Revision der Gattung *Gomphonema*: Die Arten um *G. affine/insigne*, *G. angustatum/micropus*, *G. acuminatum* sowie gomphonemoide Diatomeen aus dem Oberoligozän in Böhmen. In: *Iconographia Diatomologica. Annotated Diatom Micrographs*. Lange-Bertlot, H. (Ed.). Gantner Verlag, Ruggell.
- Reichardt, E. (2001): Revision der Arten um *Gomphonema truncatum* und *G. capitatum*. In: Lange- Bertalot-Fetschrift. Jahn, R., Kociolek, J.P., Witkowski, A. and Compere, P. (Eds.). Gantner, Ruggell.
- Reynolds, C.S. (1980): Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. *Ecography*, 3(3): 141-159.
- Reynolds, C.S. (2006): *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Reynolds, C.S. and Descy, J.P. (1996): The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Large Rivers*, 10: 161-187.

- Reynolds, C.S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L. and Melo, S. (2002): Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of plankton research*, 24(5): 417-428.
- Rimet, F. (2012): Recent views on river pollution and diatoms. *Hydrobiologia*, 683: 1–24.
- Rimet, F. and Bouchez, A. (2012): Biomonitoring river diatoms: implications of taxonomic resolution. *Ecological indicators*, 15(1): 92-99.
- Rosenzweig, M.L. (1995): *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University press, New York.
- Rothfritz, H., Jüttner, I., Suren, A.M. and Ormerod, S.J. (1997): Epiphytic and epilithic diatom communities along environmental gradients in the Nepalese Himalaya: implications for the assessment of biodiversity and water quality. *Archiv für Hydrobiologie*, 138: 465–482.
- Rott, E., Hofmann, G., Pall, K., Pfister, P. and Pipp, E. (1997): Indikationslisten für Aufwuchsalgen in Österreichischen Fließgewässern. Teil 1: Saprobielle Indikation Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft, Wien.
- Rott, E., Pipp, E., Pfister, P., Van Dam, H., Ortler, K., Binder, N. and Pall, K. (1999): Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern. Teil 2: Trophieindikation (sowie geochemische Präferenzen, taxonomische und toxikologische Anmerkungen). Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft, Wien.
- Round, F.E. (1981): *The ecology of algae*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Round, F.E. (1991): Diatoms in river water-monitoring studies. *Journal of Applied Phycology*, 3(2): 129-145.
- Round, F.E. (1993): *A review and methods for the use of epilithic diatoms for detecting and monitoring changes in river water quality: Methods for the Examination of Waters and Associated Materials*. Her Majesty's Stationery Office (HMSO), London.

- Rumeau, A. and Coste, M. (1988): Initiation la ssistematique des diatomées d'eau douce. Pour l'utilisation pratique d'un indice diatomique générique. Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture, 309: 1-69.
- Růžička, J. (1981): Die Desmidiaceen Mitteleuropas. Band 1, 2. Lieferung. E. Schweizerbart'sche Verlagbuchhanlung, Stuttgart.
- Salmaso, N. and Padisák, J. (2007): Morpho-functional groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). Hydrobiologia, 578: 97–112.
- Salmaso, N., Naselli- Flores, L. and Padisák, J. (2015): Functional classifications and their application in phytoplankton ecology. Freshwater Biology, 60(4): 603-619.
- Sayer, C.D., Davidson, T.A. and Jones, J.I. (2010): Seasonal dynamics of macrophytes and phytoplankton in shallow lakes: a eutrophication- driven pathway from plants to plankton? Freshwater Biology, 55(3): 500-513.
- Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.L., Moss B. and Jeppesen, E. (1993): Alternative equilibria in shallow lakes. Trends in Ecology and Evolution, 8: 275–279.
- Scheffer, M. and van Nes, E.H. (2007): Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. Hydrobiologia, 584(1): 455-466.
- Sekulić, N. (2013): Ekološke karakteristike i morfološko-genetička diferencijacija populacija crнке (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) sa područja Bačke, Mačve i Semberije. Doktorska disertacija. Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet, Beograd.
- Shannon, C. E. (1948): A mathematical theory of communication. The Bell System Technical Journal, 27: 379–423 and 623–656.
- Silva, J.P., Phillips, L., Jones, W., Eldridge, J. and O'Hara, E. (2007): LIFE and Europe's wetlands: restoring a vital ecosystem. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Simić, S., Mišćević, M., Đorđević, N. i Popović, N. (2011): Cijanobakterije u Aleksandrovačkom jezeru - pre i posle sanacije. 16. Studenička akademija. Zbornik abstrakata. Novi Sad. pp. 17-18.

- Simić, S.B., Komárek, J. and Đorđević, N.B. (2014): The confirmation of the genus *Glaucospira* (Cyanobacteria) and the occurrence of *Glaucospira laxissima* (G.S. West) comb. nova in Serbia. *Cryptogamie, Algologie*, 35(3): 259-267.
- Simić, V., Simić, S., Paunović, M., Petrović, A. i Stanković, M. (2007): Neke ugrožene vrste u Specijalnom rezervatu prirode „Zasavica“ (*Umbra krameri*, Pisces i *Batrachospermum gelatinosum*, Rhodophyta). Zbornik radova sa naučno stručnog skupa ZASAVICA 2007 sa međunarodnim učešćem. Sremska Mitrovica. pp. 99-107.
- Simkhada, B., Jüttner, I. and Chimonides, P.J. (2006): Diatoms in lowland ponds of Koshi Tappu, eastern Nepal – relationships with chemical and habitat characteristics. *International Review of Hydrobiology*, 91: 574–593.
- Sivonen, K. and Jones, G. (1999): Cyanobacterial toxins. In: Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. Chorus, I. and Bertham, J. (Eds.). E. and F.N. Spon, London, UK. pp. 43-112.
- Sladeček, V. (1986): Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 14: 555–566.
- Službeni glasnik Republike Srbije (1995): Rešenje o prethodnoj zaštiti prirodnog dobra „Zasavica“. 51/95.
- Službeni glasnik Republike Srbije (1997): Uredba o zaštiti specijalnog rezervata prirode „Zasavica“. 19/97.
- Službeni glasnik Republike Srbije (2010): Pravilnik o utvrđivanju vodnih tela površinskih i podzemnih voda. 96/10.
- Službeni glasnik Republike Srbije (2011): Pravilnik o parametrima ekološkog i hemijskog statusa površinskih voda i parametrima hemijskog i kvantitativnog statusa podzemnih voda. 74/11.
- Službeni glasnik Republike Srbije (2012): Nacionalna strategija održivog korišćenja prirodnih resursa i dobara. 33/12.
- Službeni list SFRJ (1978): Uredba o klasifikaciji voda, međurepubličkih vodotoka, međudržavnih voda i voda obalnih mora Jugoslavije. 6/78.
- Solak, C.N. i Àcs, É. (2011): Water quality monitoring in European and Turkish rivers using diatoms. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 11: 329-337.

- Sommer, U. (1989): The role of competition for resources in phytoplankton succession. In: Plankton Ecology: Succession in Plankton Communities. Sommer, U. (Ed.). Springer, Berlin. pp. 57–106.
- Sommer, U., Gliwicz, Z.M., Lampert, W. and Duncan, A. (1986): The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Archiv für Hydrobiologie*, 106(4): 433-471.
- Søndergaard, M. and Moss, B. (1998): Impact of submerged macrophytes on phytoplankton in shallow freshwater lakes. In: The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. Jeppesen, E.M., Søndergaard, M. and Christoffersen (Eds.). *Ecological Studies*, 131. Springer, New York. pp. 115-132.
- Souza, M.B.G., Barros, C.F., Barbosa, F., Hajnal, E. and Padišák, J. (2008): Role of atelomixis in replacement of phytoplankton assemblages in Dom Helvécio Lake, South-East Brazil. *Hydrobiologia*, 607(1): 211-224.
- Spoof, L., Vesterkvist, P., Lindholm, T. and Meriluoto, J. (2003): Screening for cyanobacterial hepatotoxins, microcystins and nodularin in environmental water samples by reversed-phase liquid chromatography - electrospray ionisation mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1020(1): 105-119.
- SRPS EN 13946:2015 - Kvalitet vode - Uputstvo za rutinsko uzimanje uzoraka i pripremu preparata bentosnih silikatnih algi iz reka i jezera.
- SRPS EN 14407:2015 – Kvalitet vode – Uputstvo za identifikaciju i utvrđivanje brojnosti bentosnih silikatnih algi iz reka i jezera.
- Stanković, I., Vlahović, T., Udovič, M.G., Várбірó, G. and Borics, G. (2012): Phytoplankton functional and morpho-functional approach in large floodplain rivers. *Hydrobiologia*, 698(1): 217-231.
- Stanković, M. (2006): Vodič kroz prirodu u Specijalnom rezervatu prirode „Zasavica”. Pokret gorana Sremske Mitrovice, Sremska Mitrovica.
- Stanković, M. (2007): Rezultati istraživanja globalno ugrožene vrste *Aldrovanda vesiculosa* L. (Fam. Droseraceae) tokom 2006. godine u Specijalnom rezervatu prirode Zasavica. Zbornik radova sa naučno stručnog skupa ZASAVICA 2007 sa međunarodnim učešćem. Sremska Mitrovica. pp. 33-38.

- Starmach, K. (1974). Cryptophyceae, Dinophyceae, Raphidophyceae. Tom 4. In: Flora Slodkowodna Polski. Starmach, K. and Sieminska, J. (Eds.). Panstwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa-Krakow.
- Starmach, K. (1983): Euglenophyta. Tom 3. In: Flora Slodkowodna Polski. Starmach, K. and Sieminska, J. (Eds.). Panstwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa-Krakow.
- Starmach, K. (1985): Chrysophyceae und Haptophyceae. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa, 1. Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. and Mollenhauer, D. (Eds.). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- Steinberg, C. and Schiefele, S. (1988): Biological indication of trophic and pollution of running waters. *Zeitschrift für Wasser - und Abwasser Forschung*, 21: 227–234.
- Stevenson, R.J., Bothwell, M.L. i Lowe, R.L. (1996): *Algal ecology: Freshwater benthic ecosystem*. Academic press, San Diego, CA.
- Stevenson, R.J., Pan, Y. and van Dam, H. (2010): Assessing ecological conditions in rivers and streams with diatoms. In: *The Diatoms: Applications to the Environmental and Earth Sciences*. Smol, J.P. and Stoermer, E.F. (Eds.). Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp. 57–85.
- Stević, F., Mihaljević, M. and Špoljarić, D. (2013): Changes of phytoplankton functional groups in a floodplain lake associated with hydrological perturbations. *Hydrobiologia*, 709(1): 143-158.
- Subakov-Simić, G. (2006): Floristička, taksonomska i ekološka istraživanja pigmentisanih Euglenophyta Srbije. Doktorska disertacija. Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet, Beograd.
- Sun, J. and Liu, D. (2003): Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of plankton research*, 25(11): 1331-1346.
- Svirčev, Z., Simeunović, J., Subakov-Simić, G., Krstić, S. and Vidović, M. (2007): Freshwater cyanobacterial blooms and cyanotoxin production in Serbia in the past 25 years. *Geographica Pannonica*, 11: 32-38.
- Svirčev, Z., Krstić, S., Miladinov-Mikov, M., Baltić, V. and Vidović, M. (2009): Freshwater cyanobacterial blooms and primary liver cancer epidemiological studies in Serbia. *Journal of Environmental Science and Health Part C*, 27(1): 36-55.

- Svirčev, Z., Simeunović, J., Subakov-Simić, G., Krstić, S., Pantelić, D. and Dulić, T. (2013): Cyanobacterial blooms and their toxicity in Vojvodina lakes, Serbia. *International Journal of Environmental Research*, 7(3): 745-758.
- Szabó, K., Kiss, K.T., Taba, G. and Ács, É. (2005): Epiphytic diatoms of the Tisza River, Kisköre Reservoir and some oxbows of the Tisza River after the cyanide and heavy metal pollution in 2000. *Acta Botanica Croatica*, 64(1): 1-46.
- Szczepocka, E., Szulc, B., Szulc, K., Rakowska, B. and Żelazna-Wieczorek, J. (2014): Diatom indices in the biological assessment of the water quality based on the example of a small lowland river. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 43(3): 265-273.
- Szczepocka, E., Nowicka-Krawczyk, P., Knysak, P. and Żelazna-Wieczorek, J. (2016): Long term urban impacts on the ecological status of a lowland river as determined by diatom indices. *Aquatic ecosystem health & management*, 19(1): 19-28.
- Šmilauer, P. and Lepš, J. (2014): *Multivariate analysis of ecological data using Canoco 5*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Tang, T., Cai, Q. and Liu, J. (2006): Using epilithic diatom communities to assess ecological condition of Xiangxi River system. *Environmental Monitoring and Assessment*, 112: 347–361.
- Taylor, J.C., de la Rey, P.A. and van Rensburg, L. (2005): Recommendations for the collection, preparation and enumeration of diatoms from riverine habitats for water quality monitoring in South Africa. *African Journal of Aquatic Science*, 30(1): 65-75.
- Taylor, J.C., van Vuuren, M.J. and Pieterse, A.J.H. (2007): The application and testing of diatom-based indices in the Vaal and Wilge Rivers, South Africa. *Water SA*, 33(1): 51-59.
- Teneva, I., Gecheva, G., Cheshmedjiev, S., Stoyanov, P., Mladenov, R. and Belkinova, D. (2014): Ecological status assessment of Skalenski Lakes (Bulgaria). *Biotechnology & Biotechnological Equipment*, 28(1): 82-95.
- Ter Braak, C.J.F. and Šmilauer, P. (2012): *Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0*. Microcomputer Power, Ithaca, USA.

- Tolotti, M., Thies, H., Nickus, U. and Psenner, R. (2012): Temperature modulated effects of nutrients on phytoplankton changes in a mountain lake. *Hydrobiologia*, 698(1): 61-75.
- Tomović, Lj., Ajtić, R., Ljubisavljević, K., Urošević, A., Jović, D., Krizmanić, I., ... and Džukić, G. (2014): Reptiles in Serbia: Distribution and diversity patterns. *Bulletin of the Natural History Museum*, 7: 129-158.
- Torgan, L. C. and dos Santos, C.B. (2008): *Diadesmis confervacea* (Diadesmiaceae-Bacillariophyta): morfologia externa, distribuição e aspectos ecológicos. *Iheringia. Série Botânica*, 63(1): 171-176.
- Trifunov, S., Planojević, I., Jurca, T., Nemeš, K. i Teodorović, I. (2007): Uticaj hidromorfoloških izmena na ekološki status parka prirode „Ponjavica”. Zbornik radova 36. konferencije o aktuelnim problemima korišćenja i zaštite vode „Voda 2007”. Tara. pp. 323-327.
- Tucker, C.S. and D’Abramo, L.R. (2008): Managing high pH in freshwater ponds. Southern Regional Aquaculture Center Publication 4606.
- U.S. EPA. (2002): Methods for Evaluating Wetland Condition: Using Algae To Assess Environmental Conditions in Wetlands. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington.
- Utermöhl, H. (1958): Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9: 1–38.
- Vadrucci, M.R., Cabrini, M. and Basset, A. (2007): Biovolume determination of phytoplankton guilds in transitional water ecosystems of Mediterranean Ecoregion. *Transitional Waters Bulletin*, 1(2): 83-102.
- Van Dam, H., Mertens, A. and Sinkeldam, J. (1994): A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 28(1): 117-133.
- Van de Bund, W. and Solimini, A. (2006): Ecological Quality Ratios for ecological quality assessment in inland and marine waters. Institute for Environment and Sustainability, Italy.

- Van de Vijver, B., Beyens, L. and Lange-Bertalot, H. (2004): The genus *Stauroneis* in Arctic and Antarctic Regions. In: *Bibliotheca Diatomologica*, 50. Lange-Bertalot, H. and Kociolek, P. (Eds.). J. Cramer, Berlin-Stuttgart.
- Vasconcelos, V. (2006): Eutrophication, toxic cyanobacteria and cyanotoxins: when ecosystems cry for help. *Limnetica*, 25(1-2): 425-432.
- Vasconcelos, V. and Cerqueira, M. (2001): Phytoplankton community of river Minho (International section). *Limnetica*, 20(1): 135-141.
- Vasiljević, B., Krizmanić, J., Ilić, M., Marković, V., Tomović, J., Zorić, K. and Paunović, M. (2014): Water quality assessment based on diatom indices – small hilly streams case study. *Water Research and Management*, 4: 31–35.
- Venkatachalapathy, R., Nandhakumar, G. and Karthikeyan, P. (2013): Diatoms community structure in relation to physico-chemical factors in Yercaud Lake, Salem District, Tamil Nadu, India. *International Journal of Innovative Technology and Exploring Engineering*, 2(4): 220-222.
- Vesić, A., Blaženčić, J. and Stanković, M. (2011): Charophytes (Charophyta) in the Zasavica Special Nature Reserve. *Archives of Biological Sciences*, 63(3): 883-888.
- Vidaković, D. (2013): Procena ekološkog statusa reke Raške na osnovu epilitskih silikatnih algi. Master rad. Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet, Beograd.
- Vilbaste, S. and Truu, J. (2003): Distribution of benthic diatoms in relation to environmental variables in lowland streams. *Hydrobiologia*, 493: 81–93.
- Violle, C., Nemergut, D.R. Pu, Z. and Jiang, L. (2011): Phylogenetic limiting similarity and competitive exclusion. *Ecology Letters*, 14: 782–787.
- Vitousek, P.M., D'antonio, C.M., Loope, L.L., Rejmanek, M. and Westbrooks, R. (1997): Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*, 21: 1-16.
- Vukov, T., Kalezić, M.L., Tomović, Lj., Krizmanić, I., Jović, D., Labus, N. and Džukić, G. (2013): Amphibians in Serbia: distribution and diversity patterns. *Bulletin of the Natural History Museum*, 6: 90-112.
- Walley, W.J., Grbović, J. and Džeroski, S. (2001): A reappraisal of saprobic values and indicator weights based on Slovenian river quality data. *Water Research*, 35(18): 4285-4292.

- Wan Maznah, W.O. and Mansor, M. (2002): Aquatic pollution assessment based on attached diatom communities in the Pinang River Basin, Malaysia. *Hydrobiologia*, 487: 229–241.
- Watanabe, T., Asai, K. and Houki, A. (1988): Numerical water quality monitoring of organic pollution using diatom assemblage. In: Proceedings of the Ninth International Diatom Symposium 1986. Round, F.E. (Ed.). Koeltz Scientific Books, Koenigstein. pp. 123–141.
- Watanabe, M.F., Tsujimura, S., Oishi, S., Niki, T. and Namikoshi, M. (2003): Isolation and identification of homoanatoxin-a from a toxic strain of the cyanobacterium *Raphidiopsis mediterranea* Skuja isolated from Lake Biwa, Japan. *Phycologia*, 42(4): 364-369.
- Wehr, J.D. and Descy, J.P. (1998): Use of phytoplankton in large river management. *Journal of Phycology*, 34(5): 741-749.
- Weithoff, G. (2003): The concepts of “plant functional types” and “functional diversity” in lake phytoplankton – a new understanding of phytoplankton ecology? *Freshwater Biology*, 48(9): 1669-1675.
- Wetzel, R.G. (1975): *Limnology*. W. B. Saunders Company, Philadelphia, London and Toronto.
- Whitton, B.A. (1970): Biology of *Cladophora* in freshwaters. *Water Research*, 4(7): 457-476.
- Wilhm, J. L. (1970): Range of diversity index in benthic macro-invertebrate populations. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 42(5): 221-224.
- Wilhm, J.L. and Dorris, T.C. (1968): Biological parameters for water quality criteria. *Bioscience*, 18(6): 477-481.
- Winter, J.G. and Duthie, H.C. (2000): Stream epilithic, epipellic and epiphytic diatoms: habitat fidelity and use in biomonitoring. *Aquatic Ecology*, 34: 345–353.
- Wolowski, K. (1998): Taxonomic and environmental studies on euglenophytes of the Krakow-Czestochowa upland (Southern Poland). *Fragmenta Floristica et Geobotanica*, Suppl. 6.W. Syafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Krakow.
- Wolowski, K. and Hindák, F. (2005): *Atlas of Euglenophytes*. VEDA, Publishing House of the Slovak Academy of Sciences, Bratislava.

- Wu, J.T. and Kow, L.T. (2002): Applicability of a generic index for diatom assemblages to monitor pollution in the tropical River Tsanwun, Taiwan. *Journal of Applied Phycology*, 14: 63–69.
- Yu, S.F. and Lin, H.J. (2009): Effects of agriculture on the abundance and community structure of epilithic algae in mountain streams of subtropical Taiwan. *Botanical Studies*, 50: 73–87.
- Zelinka, M., Marvan, P. and Kubiček, F. (1959): Hodnocení čistoty povrchových vod. Slezský ústav, ČSAV, Opava.
- Zelinka, M. and Marvan, P. (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie*, 57: 389-407.
- Žutinić, P., Gligora Udovič, M., Kralj Borojević, K., Plenković-Moraj, A. and Padisák, J. (2014): Morpho-functional classifications of phytoplankton assemblages of two deep karstic lakes. *Hydrobiologia*, 740(1): 147-166.

8. PRILOG

Mikrografije određenih identifikovanih taksona cijanobakterija i algi (u zagradi su predstavljeni brojevi digitalnih mikrografija iz Fototeke Katedre za algologiju, mikologiju i lihenologiju Biološkog fakulteta Univerziteta u Beogradu).

TABLA I

(na strani 302)

Slika 1. *Snowella lacustris* (25676)

Slika 2. *Phormidium chalybeum* (25539)

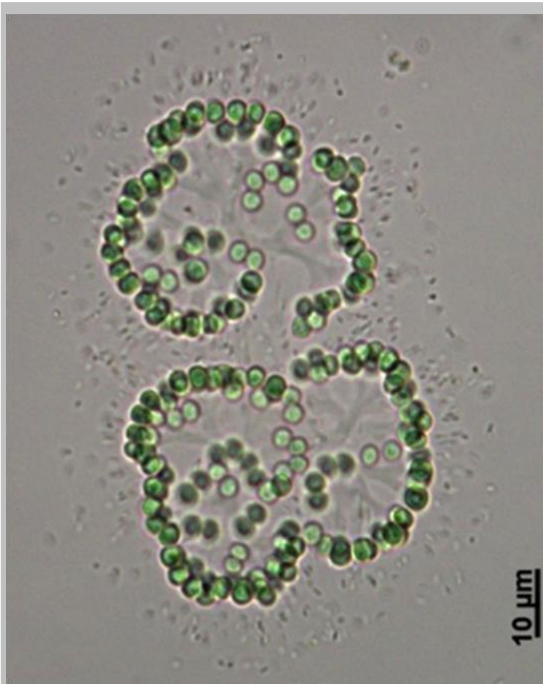
Slika 3. *Geitlerinema amphibium* (25624)

Slika 4. *Cylindrospermopsis raciborskii* (24868)

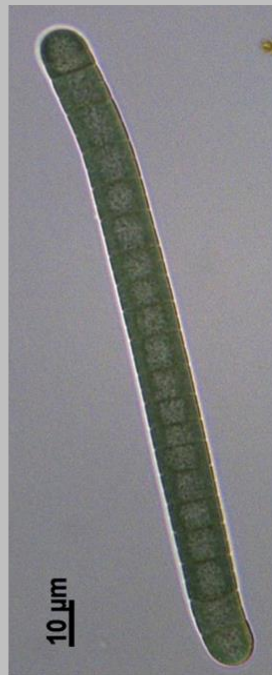
Slika 5. *Pseudanabaena limnetica* (25638)

Slika 6. *Pseudanabaena catenata* (25590)

Slika 7. *Cylindrospermum stagnale* (25714)



Slika 1.



Slika 2.



Slika 3.



Slika 4.



Slika 5.



Slika 6.



Slika 7.

TABLA II

(na strani 304)

Slika 8. *Woronichinia naegeliana* (25451)

Slika 9. *Chroococcus turgidus* (24980)

Slika 10. *Synechocystis aquatilis* (24391)

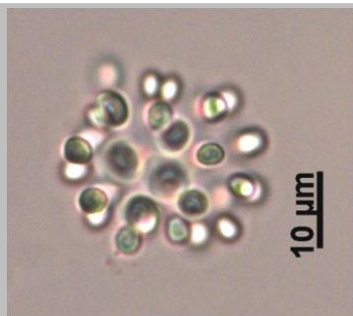
Slika 11. *Chroococcus minutus* (25773)

Slika 12. *Woronichinia compacta* (25102)

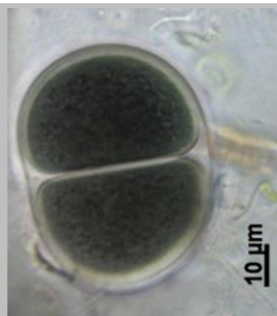
Slika 13. *Oscillatoria limosa* (24971)

Slika 14. *Dolichospermum viguieri* (25758)

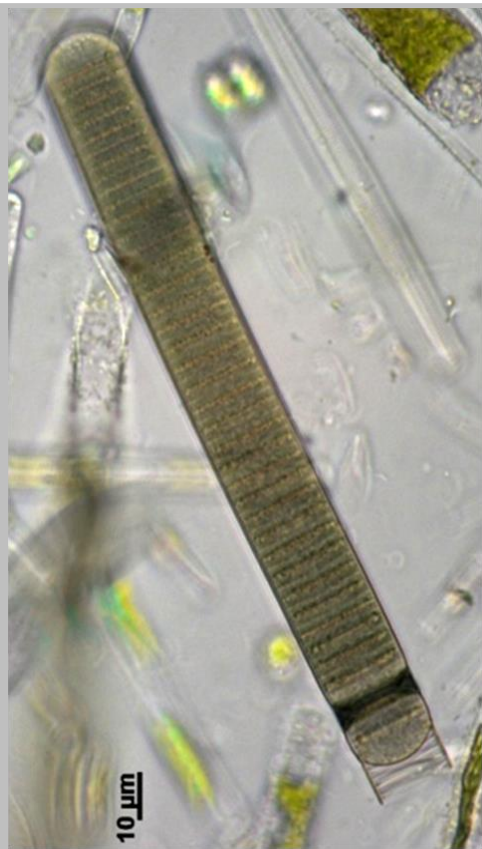
Slika 15. *Microcystis aeruginosa* (25945)



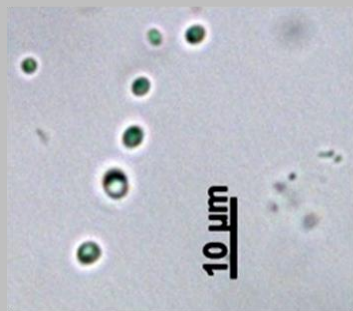
Slika 8.



Slika 9.



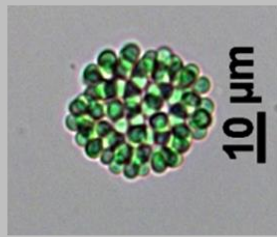
Slika 13.



Slika 10.



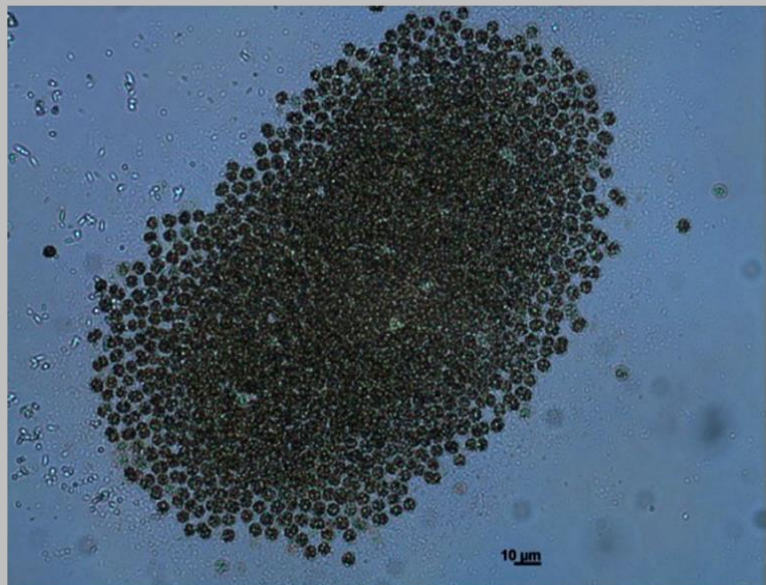
Slika 11.



Slika 12.



Slika 14.



Slika 15.

TABLA III

(na strani 306)

Slika 16. *Anomoeneis sphaerophora* (26766)

Slika 17. *Encyonema neomesianum* (26813)

Slika 18. *Diadesmis confervacea* (26788)

Slika 19. *Cocconeis placentula* var. *lineata* (26282)

Slika 20. *Amphora pediculus* (26779)

Slika 21. *Cocconeis placentula* var. *euglypta* (26632)

Slika 22. *Caloneis silicula* (26938)

Slika 23. *Halamphora montana* (26322)

Slika 24. *Halamphora veneta* (25940)

Slika 25. *Hippodonta capitata* (26389)

Slika 26. *Navicula antonii* (26297)

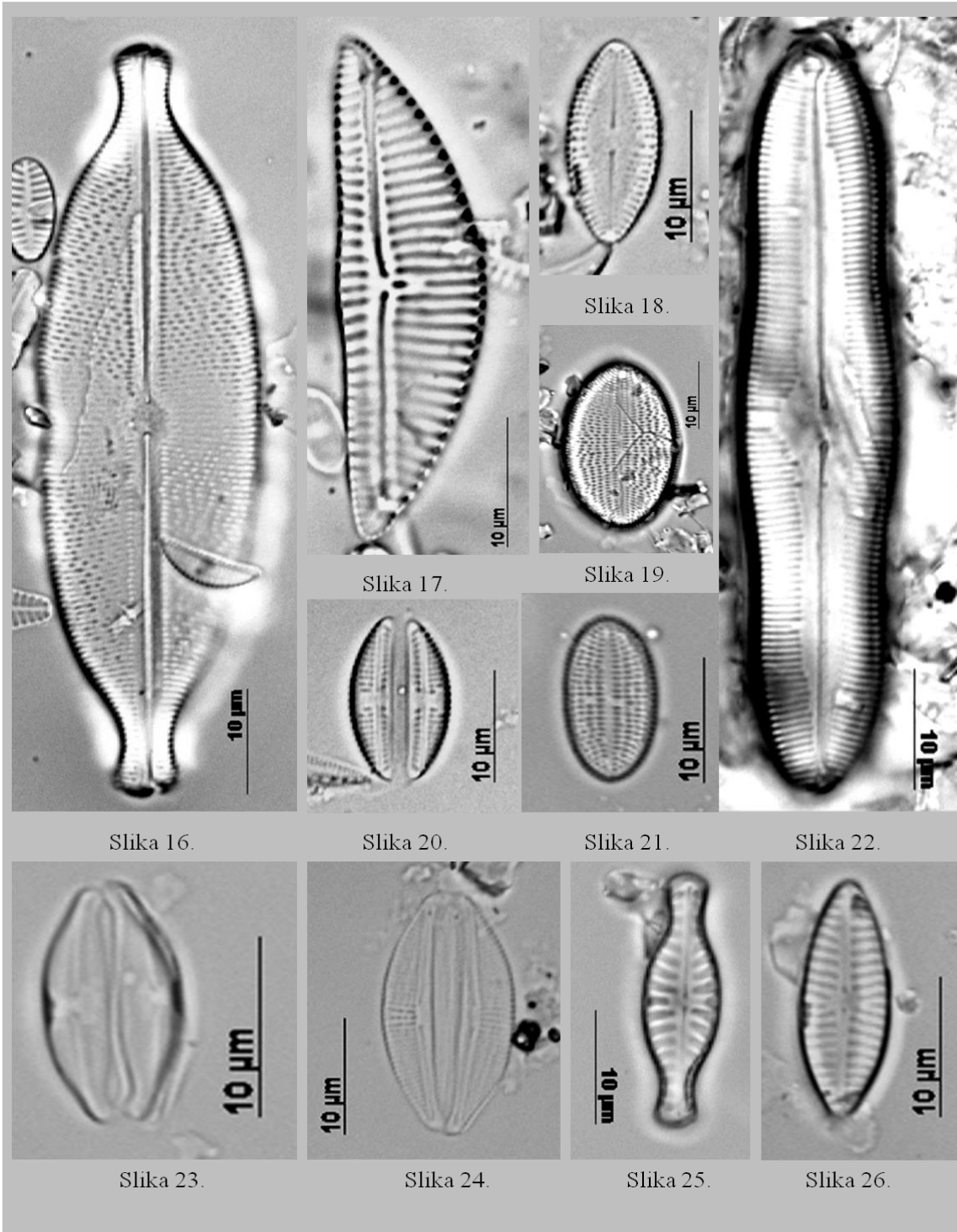


TABLA IV

(na strani 308)

Slika 27. *Cymbella tumida* (26984)

Slika 28. *Caloneis fontinalis* (25941)

Slika 29. *Navicula trivialis* (26247)

Slika 30. *Navicula seibigiana* (26235)

Slika 31. *Navicula veneta* (26042)

Slika 32. *Cymbella cymbiformis* (26761)

Slika 33. *Cymbella affiniformis* (25942)

Slika 34. *Amphora copulata* (26356)

Slika 35. *Cymbella hustedtii* (26884)

Slika 36. *Achnanthydium exiguum* (26023)

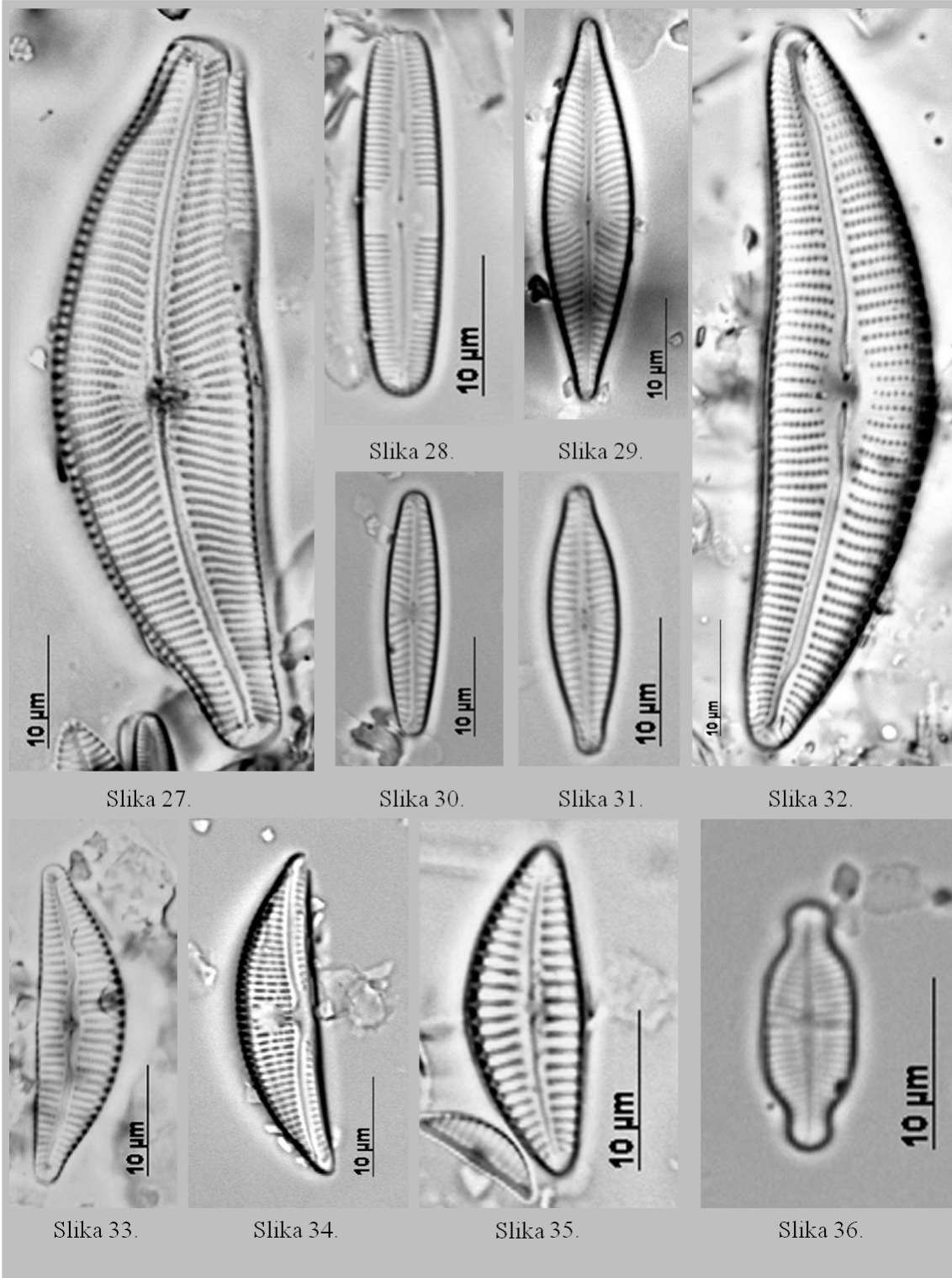


TABLA V

(na strani 310)

Slika 37. *Epithemia turgida* (25943)

Slika 38. *Gomphonema gracile* (26966)

Slika 39. *Gomphonema affine* (26854)

Slika 40. *Epithemia adnata* (26518)

Slika 41. *Navicula lacuum* (26078)

Slika 42. *Navicula libonensis* (26613)

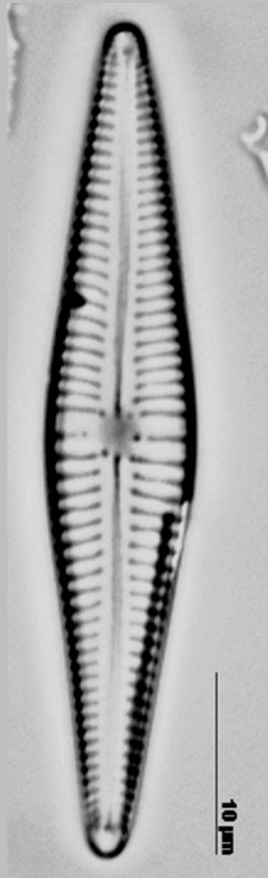
Slika 43. *Gomphonema italicum* (26919)

Slika 44. *Gomphonema augur* (26886)

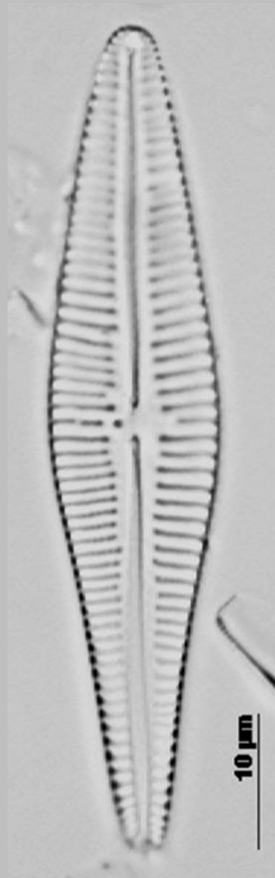
Slika 45. *Gomphonema acuminatum* (25944)



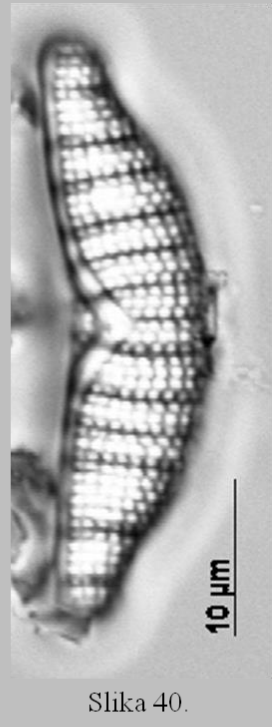
Slika 37.



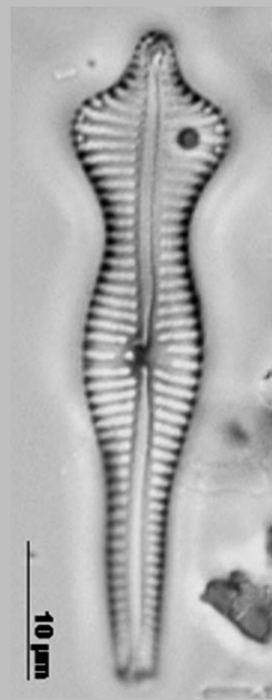
Slika 38.



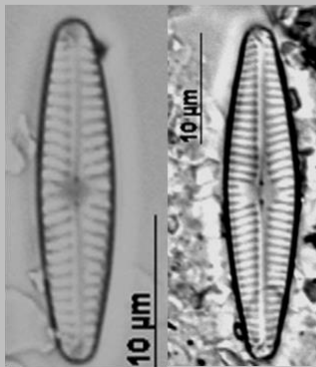
Slika 39.



Slika 40.

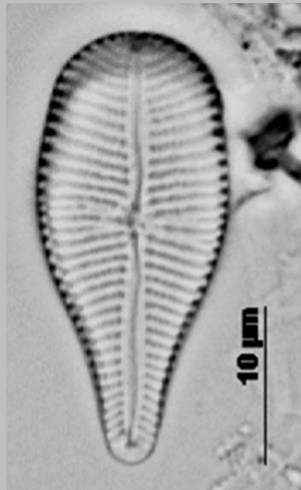


Slika 45.



Slika 41.

Slika 42.



Slika 43.



Slika 44.

TABLA VI

(na strani 312)

Slika 46. *Stauroneis separanda* (26555)

Slika 47. *Planothidium frequentissimum* (26027)

Slika 48. *Sellaphora capitata* (26816)

Slika 49. *Placoneis elginensis* (26772)

Slika 50. *Nitzschia amphibia* (26288)

Slika 51. *Navicula cincta* (26294)

Slika 52. *Encyonema vulgare* (26544)

Slika 53. *Pinnularia acrosphaeria* (26934)

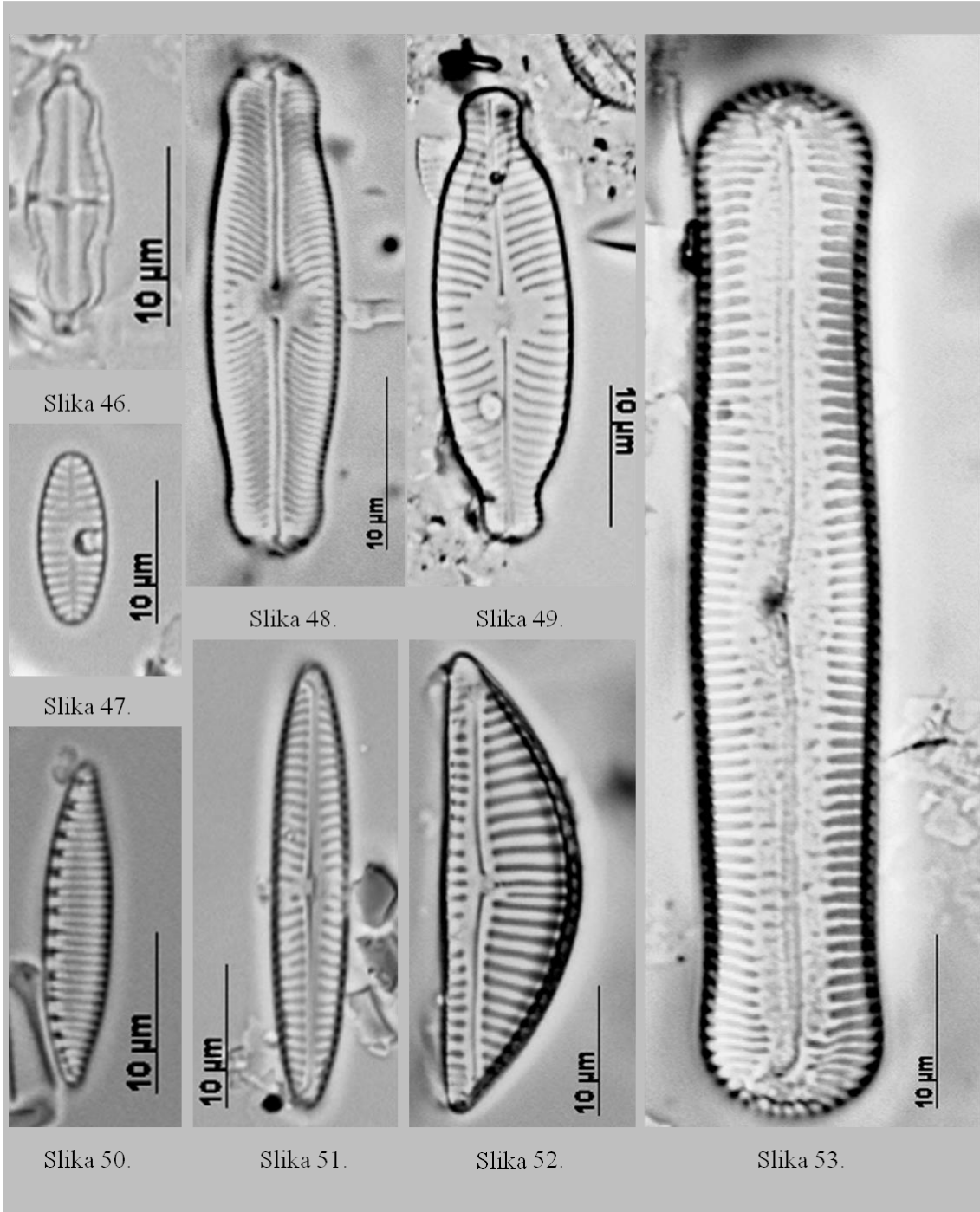


TABLA VII

(na strani 314)

Slika 54. *Fragilaria dilatata* (24859)

Slika 55. *Cryptomonas erosa* (25181)

Slika 56. *Cryptomonas marssonii* (24456)

Slika 57. *Cryptomonas ovata* (24959)

Slika 58. *Melosira varians* (25916)

Slika 59. *Fragilaria biceps* (24885)

Slika 60. *Rhodomonas minuta* var. *nannoplanktonica* (24167)

Slika 61. *Peridinium bipes* (24819)

Slika 62. *Cryptomonas phaseolus* (24856)

Slika 63. *Peridiniopsis cunningtonii* (24873)



TABLA VIII

(na strani 316)

Slika 64. *Kirchneriella diana* (25223)

Slika 65. *Pediastrum tetras* (24908)

Slika 66. *Pandorina morum* (25253)

Slika 67. *Monoraphidium griffithii* (24936)

Slika 68. *Eudorina elegans* (25056)

Slika 69. *Tetraëdron minimum* (25548)

Slika 70. *Cosmarium regnellii* (25180)

Slika 71. *Pediastrum boryanum* (25143)

Slika 72. *Closterium incurvum* (25282)

Slika 73. *Scenedesmus caribeanus* (25117)

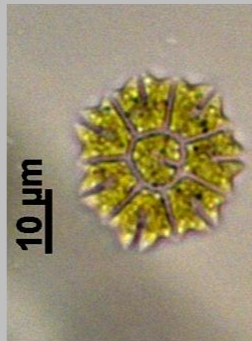
Slika 74. *Scenedesmus quadricauda* (25086)

Slika 75. *Closterium acutum* var. *variabile* (25337)

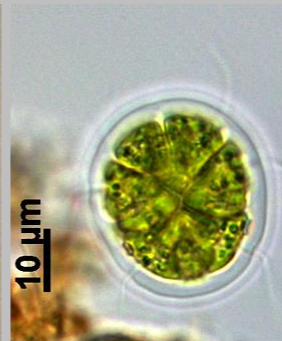
Slika 76. *Mougeotia* sp. (25072)



Slika 64.



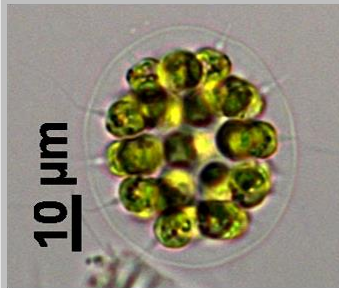
Slika 65.



Slika 66.



Slika 67.



Slika 68.



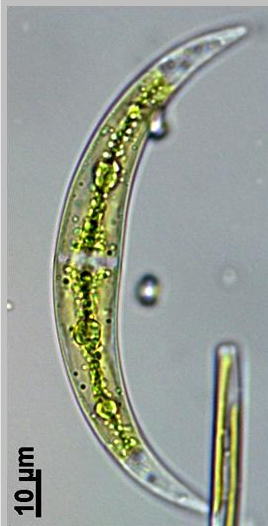
Slika 71.



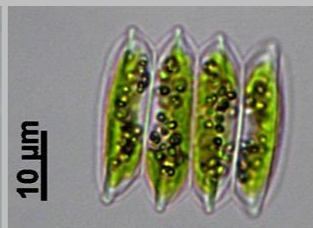
Slika 69.



Slika 70.



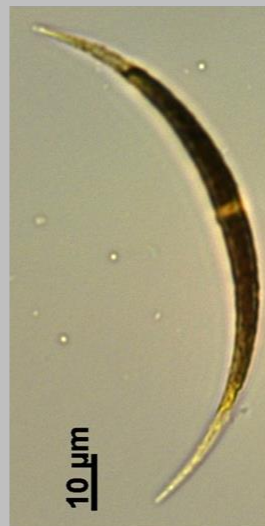
Slika 72.



Slika 73.



Slika 74.



Slika 75.



Slika 76.

TABLA IX

(na strani 318)

Slika 77. *Cosmarium circulare* f. *minus* (25786)

Slika 78. *Cosmarium phaseolus* (25766)

Slika 79. *Cosmarium didymochondrum* (25409)

Slika 80. *Dictyosphaerium tetrachotomum* (25798)

Slika 81. *Ankistrodesmus gracilis* (25270)

Slika 82. *Dictyosphaerium pulchellum* (25649)

Slika 83. *Ankistrodesmus bibraianus* (25744)

Slika 84. *Closterium cornu* (25526)

Slika 85. *Scenedesmus acunae* (25726)

Slika 86. *Scenedesmus disciformis* (25344)

Slika 87. *Scenedesmus obliquus* (25719)

Slika 88. *Closterium aciculare* (25003)

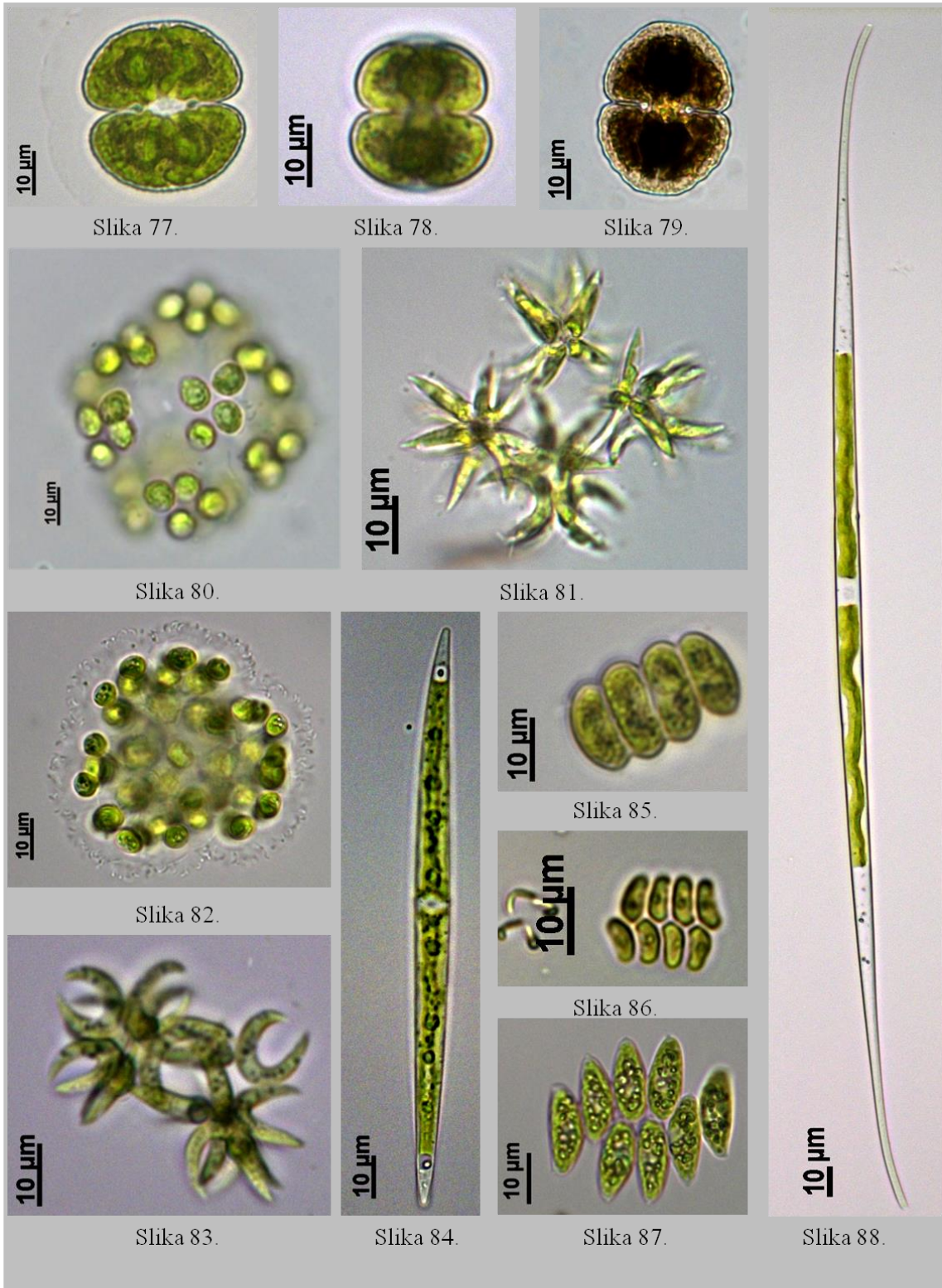


TABLA X

(na strani 320)

Slika 89. *Uroglena skujae* (24650)

Slika 90. *Mallomonas helvetica* (24722)

Slika 91. *Mallomonas pulchella* (24709)

Slika 92. *Pseudokephyrion pseudospirale* (24451)

Slika 93. *Kephyrion cordatum* (24604)

Slika 94. *Kephyrion rubri-claustri* (24678)

Slika 95. *Dinobryon divergens* (24627)



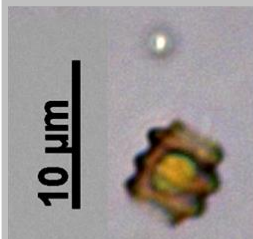
Slika 89.



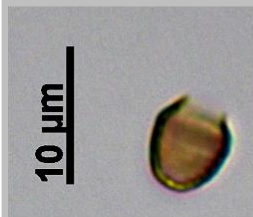
Slika 90.



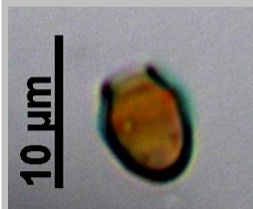
Slika 91.



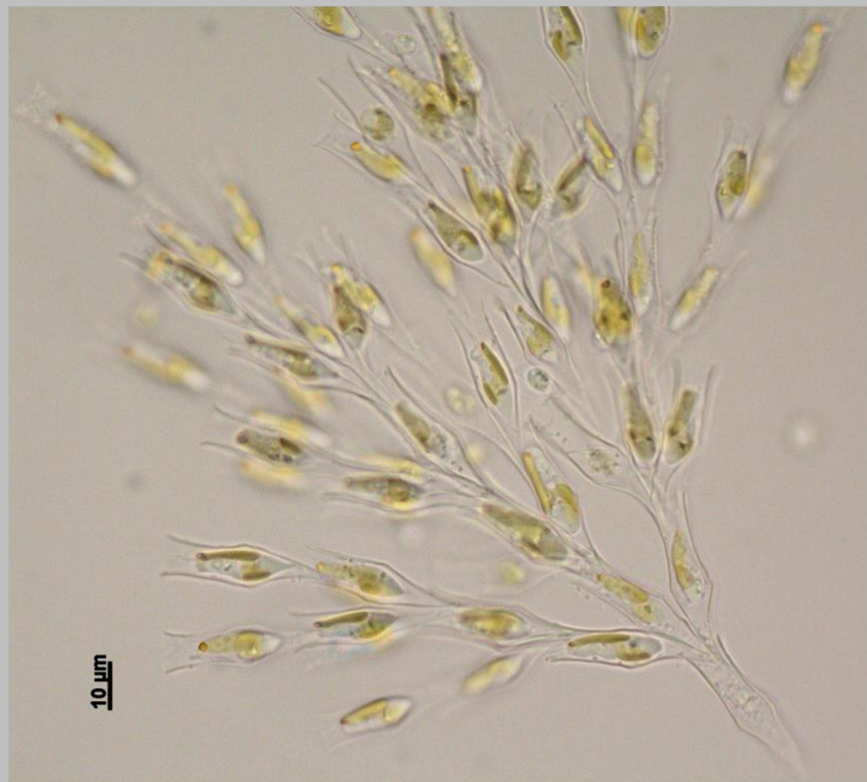
Slika 92.



Slika 93.



Slika 94.



Slika 95.

TABLA XI

(na strani 322)

Slika 96. *Mallomonas denticulata* (24854)

Slika 97. *Mallomonas akrokomos* (24465)

Slika 98. *Mallomonas minima* (24450)

Slika 99. *Mallomonas globosa* (24449)

Slika 100. *Mallomonas splendens* (24447)

Slika 101. *Mallomonas monograptus* (24617)

Slika 102. *Mallomonas bacterium* (24725)

Slika 103. *Synura uvella* (24830)



Slika 96.

Slika 97.

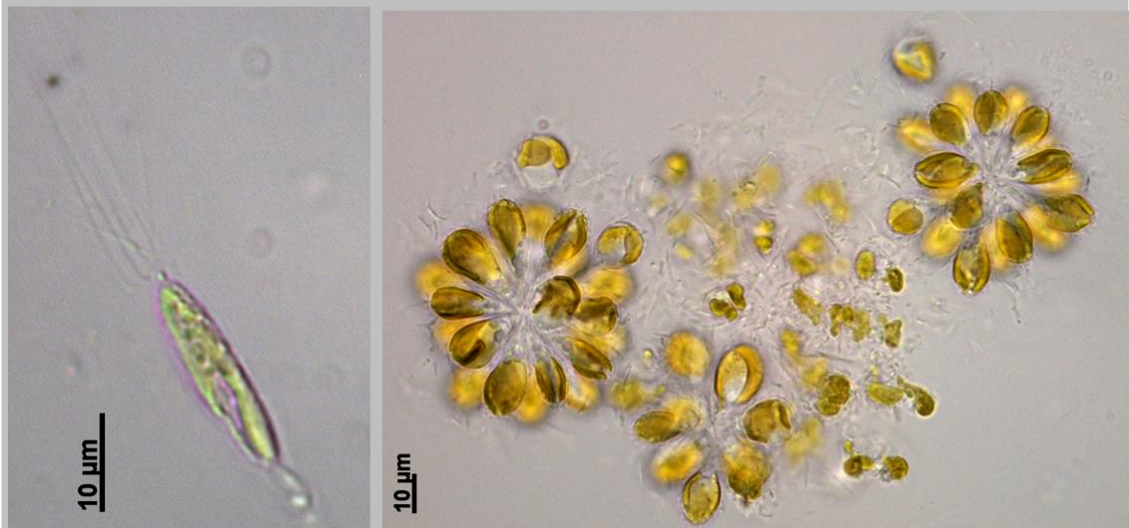
Slika 98.



Slika 99.

Slika 100.

Slika 101.



Slika 102.

Slika 103.

TABLA XII

(na strani 324)

Slika 104. *Euglena bellovacensis* (24916)

Slika 105. *Euglen anabaena* (24932)

Slika 106. *Trachelomonas verrucosa* (25161)

Slika 107. *Euglena texta* (25087)

Slika 108. *Lepocinclis acicularis* (25291)

Slika 109. *Euglena oxyuris* (25023)

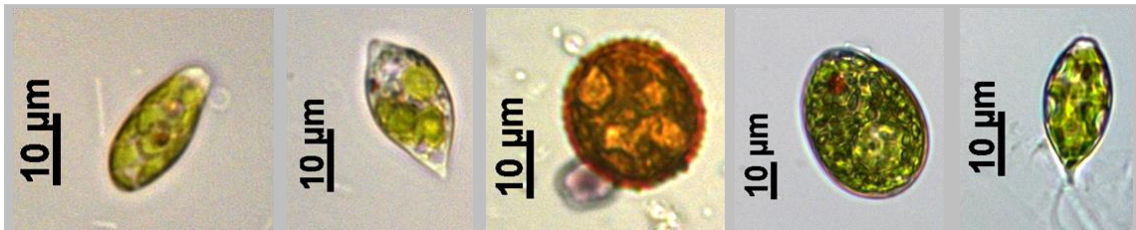
Slika 110. *Euglena acus* (25089)

Slika 111. *Euglena clara* (25672)

Slika 112. *Phacus triqueter* (25114)

Slika 113. *Phacus orbicularis* (24957)

Slika 114. *Phacus undulatus* (25033)



Slika 104.

Slika 105.

Slika 106.

Slika 107.

Slika 108.



Slika 109.

Slika 110.

Slika 111.



Slika 112.

Slika 113.

Slika 114.

TABLA XIII

(na strani 326)

Slika 115. *Phacus brevicaudatus* (25163)

Slika 116. *Phacus corculum* (25478)

Slika 117. *Trachelomonas planctonica* (25407)

Slika 118. *Phacus pyrum* (25248)

Slika 119. *Trachelomonas lefevrei* (25176)

Slika 120. *Trachelomonas hispida* (25368)

Slika 121. *Euglena excavata* (25292)

Slika 122. *Phacus acuminatus* (25395)

Slika 123. *Euglena limnophila* (25373)

Slika 124. *Phacus orbicularis* f. *communis* (25293)

Slika 125. *Phacus monilatus* (25553)

Slika 126. *Phacus longicauda* var. *tortus* (25541)

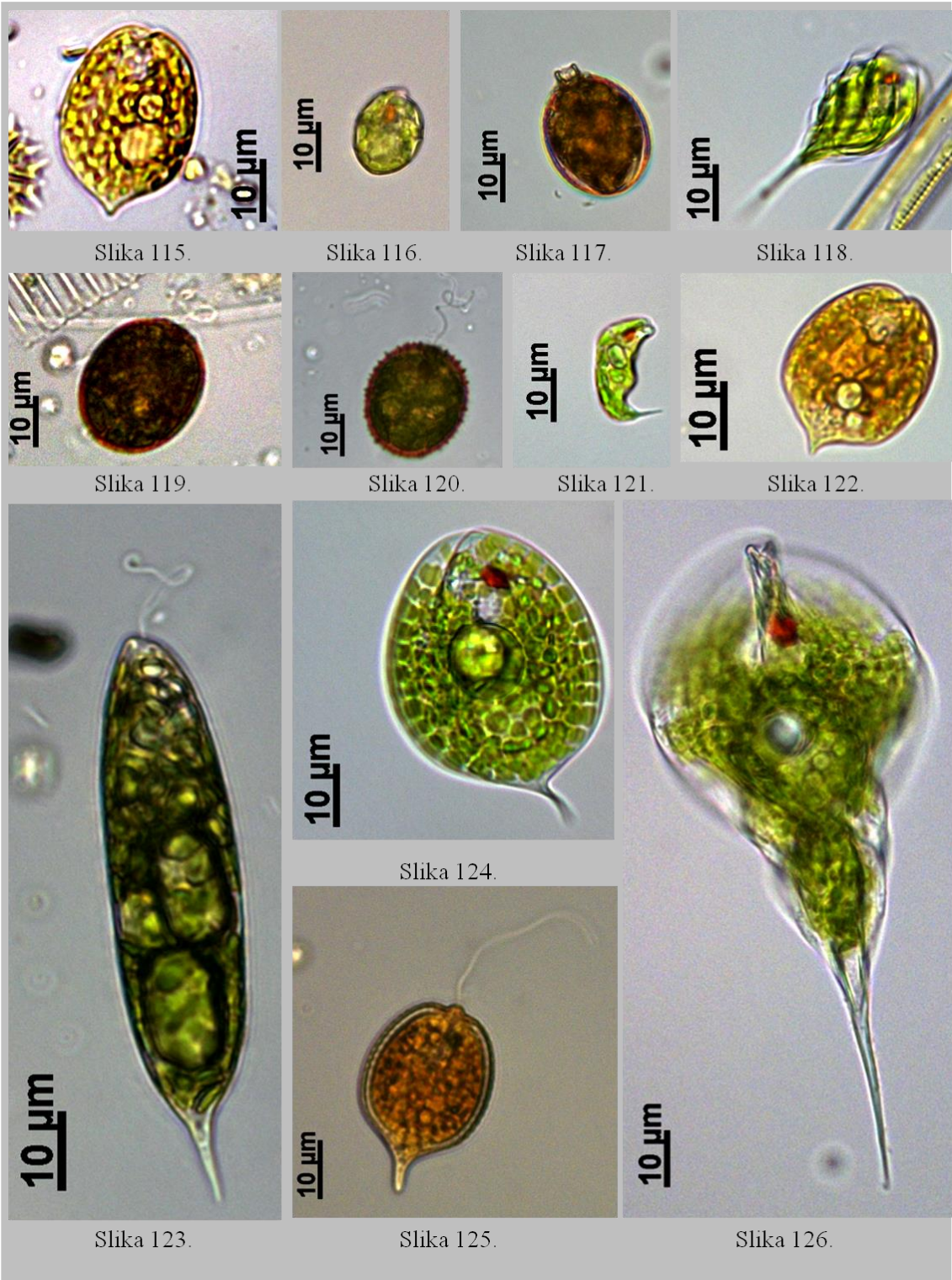


TABLA XIV

(na strani 328)

Slika 127. *Lepocinclis ovum* (25679)

Slika 128. *Trachelomonas bacillifera* (25874)

Slika 129. *Lepocinclis fusiformis* (25569)

Slika 130. *Lepocinclis ovum* f. *dimidio-minor* (25622)

Slika 131. *Trachelomonas nigra* (25365)

Slika 132. *Trachelomonas woycickii* f. *pusilla* (25575)

Slika 133. *Lepocinclis globosa* (25671)

Slika 134. *Trachelomonas hispida* var. *crenulatocollis* (25568)

Slika 135. *Trachelomonas sydneyensis* (25555)

Slika 136. *Trachelomonas volvocina* (25362)

Slika 137. *Phacus longicauda* var. *insecta* (25047)

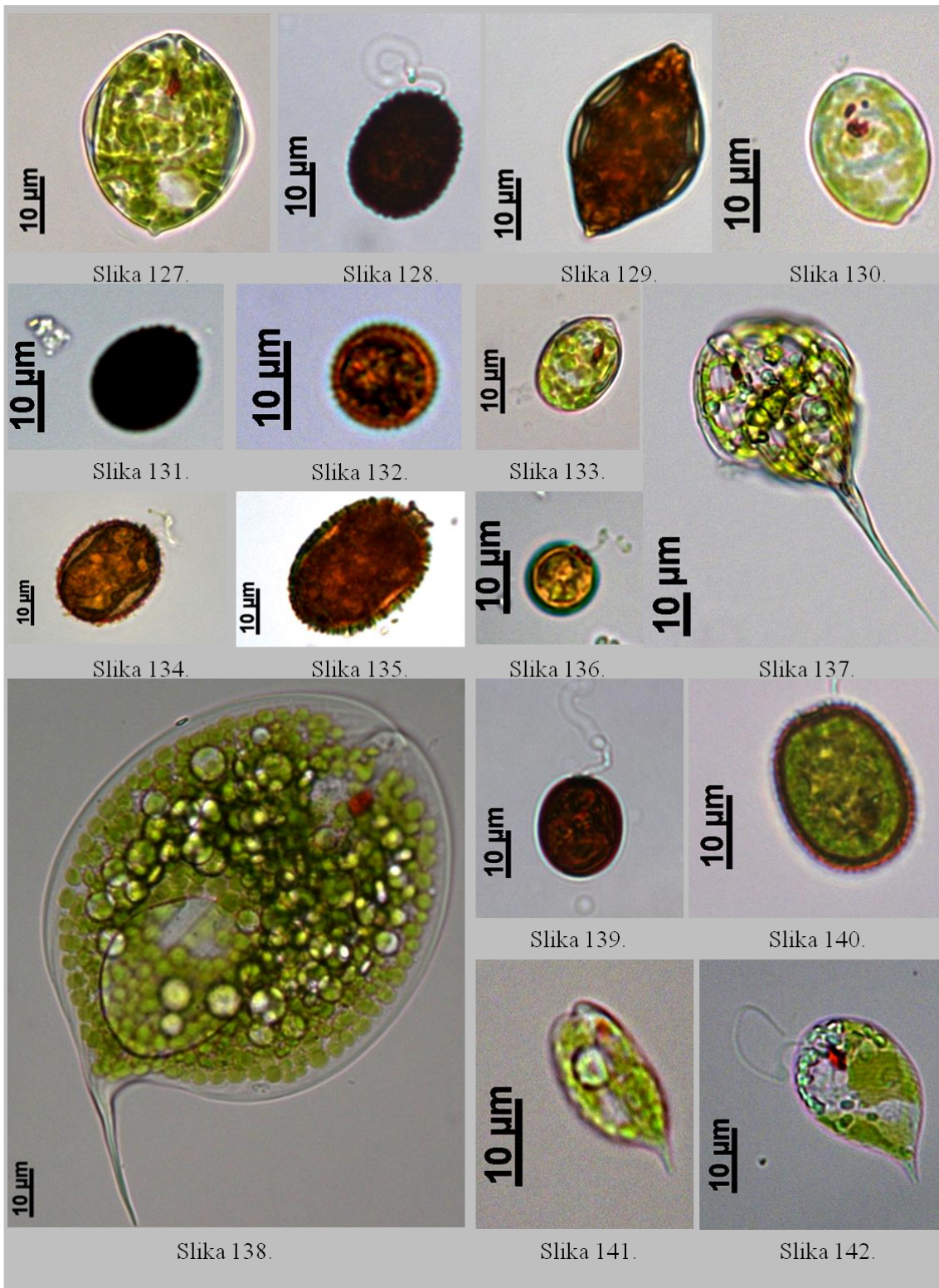
Slika 138. *Phacus orbicularis* f. *gigas* (25658)

Slika 139. *Trachelomonas dybowskii* (25865)

Slika 140. *Trachelomonas hispida* var. *granulata* (25589)

Slika 141. *Phacus caudatus* var. *minor* (25626)

Slika 142. *Euglena agilis* (25616)



BIOGRAFIJA AUTORA

Dragana (Dragan) Predojević, diplomirani biolog zaštite životne sredine, rođena je 01. februara 1985. godine u Kikindi, gde je završila Osnovnu školu „Vuk Karadžić” i gimnaziju „Dušan Vasiljev”, prirodno-matematički smer. Osnovne akademske studije na Biološkom fakultetu Univerziteta u Beogradu upisala je 2004. godine na studijskoj grupi Ekologija i zaštita životne sredine. Diplomirala je u redovnom roku februara 2010. godine sa opštim uspehom 9,51 i ocenom 10 na diplomskom ispitu.

Doktorske studije upisala je novembra 2011. godine na Biološkom fakultetu Univerziteta u Beogradu, na studijskom programu Ekologija, modul Hidroekologija. U periodu od 2012. do 2016. imala je status stipendiste Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije. Od 2012. godine učesnik je nacionalnog projekta pod nazivom „Transformacija geoprostora Srbije – prošlost, savremeni problemi i predlozi rešenja”, broj OI 176020.

Januara 2015. godine bila je na stručnom usavršavanju za primenu softverskog paketa CANOCO na Univerzitetu Južna Bohemija u Češkim Budejovicama, Češka Republika. U zvanje istraživač saradnik izabrana je novembra 2015. godine, a od februara 2016. godine zaposlena je kao asistent na Katedri za algologiju, mikologiju i lihenologiju Biološkog fakulteta Univerziteta u Beogradu.

Rezultate dosadašnjih istraživanja objavila je u 28 bibliografskih jedinica (5 naučnih radova u časopisima kategorije M(20), 3 naučna rada iz kategorije M33, 2 naučna rada iz kategorije M53, 4 naučna rada iz kategorije M63 i 14 naučnih saopštenja na međunarodnim konferencijama).

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

Прилог 1.

Изјава о ауторству

Потписана: Драгана Предојевић

број индекса: E3005/2011

Изјављујем

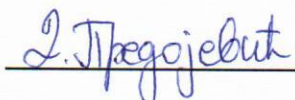
да је докторска дисертација под насловом

„Процена еколошког статуса реке Засавице на основу алголошких параметара“

- 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 кршила ауторска права и користила интелектуалну својину других лица.

Потпис докторанда

У Београду, 21.06.2017.



Прилог 2.

Изјава о истоветности штампане и електронске верзије докторског рада

Име и презиме аутора: **Драгана Преодојевић**

Број индекса: **E3005/2011**

Студијски програм: **Екологија**

Наслов рада: „**Процена еколошког статуса реке Засавице на основу алголошких параметара**“

Ментор: **Проф. др Гордана Субаков-Симић, ванредни професор**

Потписана **Драгана Преодојевић**

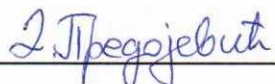
Изјављујем да је штампана верзија мог докторског рада истоветна електронској верзији коју сам предала за објављивање на порталу **Дигиталног репозиторијума Универзитета у Београду**.

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, 21.06.2017.



Прилог 3.

Изјава о коришћењу

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

„Процена еколошког статуса реке Засавице на основу алголошких параметара“,

која је моје ауторско дело.

Дисертацију са свим прилозима предала сам у електронском формату погодном за трајно архивирање.

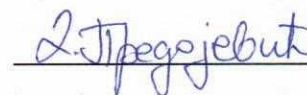
Моју докторску дисертацију похрањену у Дигитални репозиторијум Универзитета у Београду могу да користе сви који поштују одредбе садржане у одабраном типу лиценце Креативне заједнице (Creative Commons) за коју сам се одлучио/ла.

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, 21.06.2017.



1. Ауторство - Дозвољавање 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. Дозвољавање 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. Дозвољавање 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. Дозвољавање 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. Дозвољавање 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. Дозвољавање 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.