УНИВЕРЗИТЕТ У КРАГУЈЕВЦУ

ПРИРОДНО-МАТЕМАТИЧКИ ФАКУЛТЕТ

Божица Васиљевић

БЕНТОСНЕ СИЛИКАТНЕ АЛГЕ (BACILLARIOPHYTA) У ПРОЦЕНИ ЕКОЛОШКОГ СТАТУСА РЕКА ВЕЛИКЕ МОРАВЕ И САВЕ

Докторска дисертација

Проф. др Снежана Симић, ментор

Крагујевац, 2017. година

I Аутор
Име и презиме: **Божица Васиљевић**
Датум и место рођења: **23.12.1980. Београд**
Садашње запослење: **Истраживач сарадник Института за биолошка истраживања „Синиша Станковић”, Универзитет у Београду**
II Докторска дисертација
Наслов: **Бентосне силикатне алге (Bacillariophyta) у процени еколошког статуса река Велике Мораве и Саве**
Број страница: **170**
Број слика: **31 табела, 36 слика**
Број библиографских података: **258**
Установа и место где је рад израђен: **Универзитет у Крагујевцу, Природно-математички факултет**
Научна област (УДК): **Општа екологија, Хидробиологија, Биогеографија (574). Алге. Bacillariophyta. Diatome (582.26)**
Ментор: **Проф. др Снежана Симић**
III Оцена и одбрана
Датум пријаве теме: **13.04.2016.**
Број одлуке и датум прихватања докторске дисертације:
Комисија за оцену подобности теме и кандидата: 1. Др Снежана Симић, ванредни професор; Универзитет у Крагујевцу, Природно-математички факултет; ужа научна област: Екологија, биогеографија и заштита животне средине 2. Др Бранислав Ранковић, редовни професор; Универзитет у Крагујевцу, Природно-математички факултет; ужа научна област: Алгологија, микологија и лихенологија 3. Др Јелена Кризманић, доцент; Универзитет у Београду, Биолошки факултет; ужа научна област: Алгологија и микологија 4. Др Момир Пауновић, научни саветник; Универзитет у Београду, Институт за биолошка истраживања „Синиша Станковић”; научна област: Биологија, ужа научна област: Хидробиологија
Комисија за преглед и одбрану докторске дисертације: ____________________ Др Бранислав Ранковић, редовни професор, председник Комисије Универзитет у Крагујевцу, Природно-математички факултет Ужа научна област: Алгологија, микологија и лихенологија ____________________ Др Момир Пауновић, научни саветник Универзитет у Београду, Институт за биолошка истраживања „Синиша Станковић” Научна област: Биологија, ужа научна област: Хидробиологија ____________________ Др Јелена Кризманић, доцент Универзитет у Београду, Биолошки факултет Ужа научна област: Алгологија и микологија
Датум одбране докторске дисертације:

Захвалница

Обављена истраживања у циљу израде докторске дисертације реализована су у оквиру националних пројеката „Еволуција у хетерогеним срединама: механизми адаптација, биомониторинг и конзервација биодиверзитета” ОИ 173025 и „Мерење и моделирање физичких, хемијских, биолошких и морфодинамичких параметара река и водних акумулација” ТР 37009, Министарства просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије. Такође, од великог значаја су била истраживања спроведена током реализације пројекта билатералне сарадње са Хрватском „Процена нивоа биоконтаминације великих река Хрватске и Србије” и међународног пројекта ЕУ FP7 „GLOBAQUA” No. 603629-ENV-2013-6.2.

Менторки *др Снежани Симић*, ванредном професору Природно-математичког факултета Универзитета у Крагујевцу, дугујем велику захвалност на указаном поверењу и помоћи током свих корака у изради докторске дисертације, као и на подршци, отворености и стрпљењу, које су биле од непроцењивог значаја током вишегодишњег зајдeничког рада.

Др Јелени Кризманић, доценту Биолошког факултета Универзитета у Београду, посебно бих се захвалила на великој помоћи у разоткривању силикатних алги, корисним саветима, подршци и изузетном залагању током рада.

Др Момиру Пауновићу, научном саветнику Института за биолошка истраживања „Синиша Станковић” Универзитета у Београду, веома сам захвална на помоћи у свим фазама рада, од идеје до уобличавања докторске дисертације, изузетном залагању, безрезервној подршци и указаном поверењу од самог почетка.

Др Браниславу Ранковићу, редовном професору Природно-математичког факултета Универзитета у Крагујевцу, захваљујем се на свим препорукама и корекцијама које су значајно унапредиле изглед овог рада.

Др Владици Симић, редовном професору Природно-математичког факултета Универзитета у Крагујевцу, захваљујем се на подршци и успешној сарадњи.

Др Зорану Гачићу, научном саветнику Института за мултидисциплинарна истраживања Универзитета у Београду, дугујем захвалност за драгоцене савете и помоћ у разумевању статистичких анализа.

Др Бранки Вуковић Гачић, редовном професору Биолошког факултета Универзитета у Београду, захваљујем се на подршци током рада.

Др Стоимиру Коларевићу, асистенту на Биолошком факултету Универзитета у Београду, захваљујем се на успешној сарадњи током теренског и лабораторијског рада.

Др Мариа Весни Николић, научном саветнику Института за мултидисциплинарна истраживања Универзитета у Београду, захваљујем се на помоћи и стрпљењу током фотографисања спорних таксона силикатних алги скенинг електронским микроскопом.

Алексанри Ђурковић и *Снежани Чађо* из Републичког хидрометеоролошког завода, односно Агенције за заштиту животне средине, захваљујем се што су ме на самом почетку истраживачког пута упознале са основама лабораторијског рада.

Драгим колегиницама и колеги са Института за биологију и екологију Природно-математичког факултета Универзитета у Крагујевцу, *Невени*, *Ани*, *Симони*, *Александи*, *Наташи*, *Милени* и *Марку* велико хвала на разумевању и подршци.

Веома сам захвална нашем тиму са Одељења за хидроекологију и заштиту вода Института за биолошка истраживања „Синиша Станковић” Универзитета у Београду: *Весни*, *Јелени*, *Катарини*, *Ани*, *Бојани*, *Вањи*, *Маргарети*, *Марији*, *Маји*, *Наташи*, *Јелени Ч. А.*, *Јелени Ђ.*, *Николи* и *Стефану*, на непресушном извору добре енергије, смеху, подршци и дивној сарадњи. *Вања*, посебно хвала за стрпљење и велику помоћ око статистике. *Јелена*, *Катарина* и *Ана* хвала вам на подстицају, саветима и неизмерној подршци у сваком тренутку. Дивни људи, заиста је велика срећа познавати вас и радити са вама.

Посебну захвалност дугујем својим драгим родитељима и сестри на снажном темељу, безусловној љубави.

Божица Васиљевић

Бентосне силикатне алге (Bacillariophyta) у процени еколошког статуса река Велике Мораве и Саве

РЕЗИМЕ

Силикатне алге су доминантна група у заједници фитобентоса слатководних екосистема, широко су распрострањене, присутне током целе године и насељавају разноврсна станишта. С обзиром да су добри биоиндикатори, у многим земљама су развијени еколошки индекси засновани на силикатним алгама (дијатомни индекси), са циљем оцене еколошког статуса вода и праћења промена у воденим екосистемима. У складу са одредницама Оквирне директиве о водама, у Србији је законском и подзаконском регулативом озваничена оцена еколошког статуса/потенцијала на основу биолошких елемената квалитета воде, у које се убрајају бентосне силикатне алге.

Алголошка истраживања река Велике Мораве и Саве до сада су се првенствено односила на заједницу фитопланктона, док су испитивања заједница бентосних силикатних алги ових река започета последњих година. Истраживања која укључују процену еколошког статуса великих река на основу бентосних силикатних алги до сада нису рађена на територији Србије.

Циљеви нашег истраживања су били: анализа квалитативног и квантитативног састава бентосних силикатних алги, утврђивање њихове просторне и сезонске динамике, утврђивање вредности физичких и хемијских параметара на локалитетима и одређивање најзначајнијих срединских фактора који делују на испитиване заједнице, утврђивање квалитета воде на основу вредности дијатомних индекса коришћењем OMNIDIA софтвера, оцена еколошког потенцијала Велике Мораве и Саве (део тока кроз Србију), у складу са законском регулативом Републике Србије, разматрање ефикасности коришћења бентосних силикатних алги као индикатора у мониторингу вода и делотворности предвиђених еколошких индекса, оцена еколошког потенцијала и указивање на присуство специфичних индикаторских таксона и форми.

Узорци фитобентоса из Велике Мораве су прикупљени током једногодишњег периода (од 2010. до 2011.) са пет локалитета, док су узорци из Саве прикупљени током септембра четири године (2011., 2012., 2014. и 2015.) са укупно 33 локалитета дуж целог тока. Након обраде материјала, извршена је анализа заједница бентосних силикатних алги испитиваних река према циљевима истраживања.

У Великој Морави је утврђено присуство 162, док је у Сави утврђено присуство 184 таксона. Доминантни и учестали таксони Саве и Велике Мораве убрајају се у еуртофне и хипереутрофне таксоне.

На сезонску динамику бентосних силикатних алги Велике Мораве, највећи утицај имају pH, температура и арсен. Најзначајнији средински параметри који утичу на заједницу силикатних алги бентоса Саве су арсен и силицијум, при чему је највећи утицај идентификован на локалитетима у доњем току ове реке.

Дуж тока Саве састав заједнице бентосних силикатних алги се мења од доминације форми блиско причвршћених за супстрат (горњи ток), до покретних форми (средњи и доњи ток), у складу са општим променама реке Саве, где она прелази из суб-алпијске реке у низијску равничарску реку, са доминацијом ситнијих фракција супстрата.

Високе воде забележене у септембру 2014. године на Сави, нису утицале на смањење вредности Shannon-овог индекса диверзитета, што потврђује отпорност бентосних силикатних алги на такву врсту притиска. Наша истраживања указују да су и велике реке важно станиште за бентосне силикатне алге.

Врста *Mayamaea cahabaensis* по први пут идентификована у Великој Морави и Сави (а самим тим и у флори силикатних алги Србије), забележена је са великом бројношћу. У Сави су забележене две потенцијално инвазивне врсте силикатних алги – *Didymosphenia geminata* и *Diadesmis confervacea*, присутне са малом бројношћу. Тератолошке форме силикатних алги примећене су на свим локалитетима на Великој Морави и на неколико локалитета на Сави. Потврђено је да удео тератолошких форми у заједници силикатних алги има биоиндикаторски потенцијал.

Индекс IPS пружа поузданију оцену у односу на други индекс прописан националном регулативом – CEE, у случају Велике Мораве. Потребно је размотрити промену граница класа за CEE индекс за тип 2 водотокова.

Дијатомни индекси су осетљиви на повећане концентрације арсена и гвожђа, иако су осмишљени првенствено као индикатори органског загађења и оптерећења нутријентима. На основу овога разматрања, силикатне алге се могу сматрати поузданим индикатором присуства вишеструких притисака у случају великих равничарских река, односно могу се користити као параметар опште деградације.

Употреба стандардне методологије узорковања бентосних силикатних алги за рутински мониторинг је потвређена као поуздана, за типове вода којима припадају Велика Морава и Сава.

Benthic diatoms (Bacillariophyta) in assessment of the ecological status of the Velika Morava and the Sava rivers

ABSTRACT

Diatoms are dominant group in a phytobenthos community of freshwater ecosystems, widely distributed, present throughout the year and they inhabit diverse habitats. Considering to be good bioindicators, many countries developed assessment of the ecological status of waters and monitoring of changes in aquatic ecosystems based on diatom indices. In accordance with the guidelines of the Water Framework Directive, the legislation of the Republic of Serbia formalized the assessment of ecological status/potential on the bases of biological water quality elements, which include benthic diatoms.

Until now algological investigations of the Velika Morava River and the Sava River primarily concerned the phytoplankton community, while the studies of the benthic diatoms communities recently began. Studies that include the assessment of the ecological status of large rivers based on benthic diatoms have not been done on the territory of Serbia so far.

The goals of our research were: qualitative and quantitative analysis of the benthic diatoms community composition, to determine their spatial and seasonal dynamics, to determine the values of physical and chemical parameters at sampling sites and the most important environmental parameters that affect the investigated communities, assessment of the water quality based on the diatom indices values using OMNIDIA software, assessment of the ecological potential of the Velika Morava River and the Sava River (part of the flow through Serbia), in accordance with the legislation of the Republic of Serbia, consideration of the efficiency of benthic diatoms as indicators in the water monitoring and the effectiveness of selected ecological indices, evaluation of environmental potential and identification of the specific indicator taxa and forms.

Phytobenthos samples from the Velika Morava River were collected annually (from 2010 to 2011) at five sampling sites, while samples from the Sava River were collected each September during a period of four years (2011, 2012, 2014 and 2015) at a total of 33 sites along the entire watercourse. After processing the material, the analysis of the benthic diatoms community was carried out according to the research objectives.

In the Velika Morava River presence of 162 taxa was detected, while in the Sava River presence of 184 taxa was registered. The dominant and frequent taxa of the Sava and the Velika Morava rivers are considered as eutrophic and hypereutrophic taxa.

The greatest influence on seasonal dynamic of benthic diatoms of the Velika Morava have environmental parameters pH, temperature and arsenic. The most important environmental parameters affecting the community of benthic diatoms of the Sava are arsenic and silicon, with the greatest influence on sites in the lower course of the river.

Along the Sava River, the composition of the benthic diatoms communities changes from the dominance of the forms closely attached to the substrate (upstream) to the dominance of the motile forms (middle and lower flow), which is in accordance with the general changes in the Sava River, from the sub-alpine river to the lowland river, with the dominance of the smaller fractions of the substrate.

The high water levels recorded in September 2014 on the Sava River, didn't result in decrease of Shannon's diversity index values, which confirms the resistance of benthic diatoms to this type of pressure. Our research suggests that large rivers are an important habitat for benthic diatoms.

The species *Mayamaea cahabaensis*, first time identified in the Sava and the Velika Morava rivers (and therefore in diatom flora of the Serbia), was recorded with a high abundance. Two potentially invasive taxa – *Didymosphenia geminata* and *Diadesmis confervacea* are present in the Sava River with a low abundance. Teratological forms of diatoms have been recorded at all sites in the Velika Morava River and at several sites on the Sava River. It has been confirmed that the share of teratological forms in diatom community has a bioindicator potential.

In the case of the Velika Morava River, our research indicate that assessment according to national legislation is more reliable using IPS index in comparison to CEE. It is necessary to consider changing class boundaries for the CEE index for type 2 watercourses.

Diatom indices are sensitive to increased concentrations of arsenic and iron, although indices were primarily designed as indicators of organic pollution and nutrient load. Having this in mind, benthic diatoms can be considered as a reliable indicator of the presence of multiple pressures in the case of large lowland rivers, and they can be used as a parameter of general degradation.

The reliability of the standard methodology for benthic diatoms sampling in routine monitoring, in the case of the Velika Morava and Sava rivers, is confirmed.

Садржај

1. Увод 1
1.1. Опште карактеристике силикатних алги (Bacillariophyta) 2
1.2. Екологија бентосних силикатних алги 8
1.3. Бентосне силикатне алге у оцени еколошког статуса 11
1.4. Употреба бентосних силикатних алги у оцени еколошког статуса великих река 19
1.5. Преглед истраживања бентосних силикатних алги река Велике Мораве и Саве 20
2. Циљеви 21
3. Материјал и методе 23
3.1. Подручје истраживања 24
3.1.1. Река Велика Морава 25
3.1.2. Река Сава 26
3.2. Прикупљање узорака и пратећих података о локалитетима 27
3.3. Обрада материјала 33
3.4. Дијатомни индекси, одређивање класе вода и индикативног еколошког потенцијала 35
3.5. Статистичка обрада података 36
4. Резултати 39
4.1. Бентосна заједница силикатних алги реке Велике Мораве 40
4.1.1. Флористички састав 40
4.1.1.1. Нови налаз за флору алги Србије – *Mayamaea cahabaensis* Morales & Manoylov 46
4.1.2. Сезонска динамика 48
4.1.3. Вредности Shannon-овог индекса диверзитета 55
4.1.4. Статистичка анализа бентосне заједнице силикатних алги реке Велике Мораве 56

4.2. Физичке и хемијске карактеристике воде Велике Мораве 58

4.3. Статистичка анализа утицаја физичких и хемијских параметара на састав заједнице бентосних силикатних алги реке Велике Мораве 64

4.4. Квалитет воде реке Велике Мораве на основу дијатомних индекса 67

4.4.1. Статистичка анализа односа дијатомних индекса и одабраних физичких и хемијских параметара за реку Велику Мораву......................... 81

4.5. Индикативни еколошки потенцијал реке Велике Мораве 82

4.6. Бентосна заједница силикатних алги реке Саве 84

4.6.1. Флористички састав... 84

4.6.2. Динамика у септембру 2011., 2012., 2014. и 2015. године 92

4.6.3. Вредности Shannon-овог индекса диверзитета 98

4.6.4. Статистичка анализа бентосне заједнице силикатних алги реке Саве 99

4.7. Физичке и хемијске карактеристике воде Саве 102

4.8. Статистичка анализа утицаја физичких и хемијских параметара на састав заједнице бентосних силикатних алги реке Саве током септембра 2014. и 2015. године... 108

4.9. Квалитет воде реке Саве на основу дијатомних индекса................................. 111

4.9.1. Статистичка анализа односа дијатомних индекса и одабраних физичких и хемијских параметара за реку Саву 118

4.10. Индикативни еколошки потенцијал реке Саве на делу тока у Србији............. 120

5. Дискусија... 121

6. Закључци 141

7. Литература... 146

Листа табела

Табела 1. Еколошки индекси засновани на силикатним алгама – дијатомни индекси 12

Табела 2. Граничне вредности квалитета воде за дијатомне индексе (Prygiel и Coste, 2000 према Coste и сар., 2009) и оцена концетрације нутријената (Kelly и сар., 2001 прилагођено из Predojević, 2017) 14

Табела 3. Граничне вредности класа еколошког статуса вода за дијатомне индексе IPS и CEE, по типовима водотока (Сл. гласник РС, 74/2011) 17

Табела 4. Приказ оцене еколошког статуса водних тела површинских вода 18

Табела 5. Приказ оцене еколошког потенцијала водних тела површинских вода 19

Табела 6. Главне карактеристике испитиваних локалитета на Великој Морави 29

Табела 7. Главне карактеристике испитиваних локалитета дуж тока Саве 31

Табела 8. Преглед таксона силикатних алги идентификованих у узорцима фитобентоса из Велике Мораве на истраживаним локалитетима (+ присуство таксона; +* присуство таксона и његове тератолошке форме; ▲ први налаз за територију Србије) 40

Табела 9. Укупан број и релативна бројност таксона (%) присутних у заједници силикатних алги Велике Мораве у пролећном периоду (април и мај 2010. године) 48

Табела 10. Укупан број и релативна бројност таксона (%) присутних у заједници силикатних алги Велике Мораве у летњем периоду (јун, јул и август 2010. године) 50

Табела 11. Укупан број и релативна бројност таксона (%) присутних у заједници силикатних алги Велике Мораве у јесењем периоду (септембар, октобар и новембар 2010. године) 51

Табела 12. Укупан број и релативна бројност таксона (%) присутних у заједници силикатних алги Велике Мораве у зимском периоду (децембар 2010. године, јануар, фебруар и март 2011. године) 54

Табела 13. Вредности физичких и хемијских параметара воде Велике Мораве измерене на локалитету Варварин 61

Табела 14. Вредности физичких и хемијских параметара воде Велике Мораве измерене на локалитету Багрдан 62

Табела 15. Вредности физичких и хемијских параметара воде Велике Мораве измерене на локалитету Љубичево 62

Табела 16. Најзначајнији средински фактори на основу претходне селекције (p<0,05) 64

Табела 17. Квалитет воде Велике Мораве (од априла 2010. до марта 2011. године) на испитиваним локалитетима (1 – Варварин, 2 – Ћуприја, 3 – Багрдан, 4 – Марковачки мост и 5 – Љубичево), према вредностима дијатомних индекса: веома добар (плава боја), добар (зелена), умерен (жута), лош (наранџаста) и веома лош (црвена) (Prygiel и Coste, 2000 према Coste и сар., 2009); за TDI индекс стрелицом су означени локалитети на којима органско загађење доприноси еутрофикацији (вредности параметра TDI_PT > 20 %), на локалитетима без ознаке (TDI_PT < 20 %) не постоји значајно органско загађење 80

Табела 18. Корелациони коефицијент* (Spearman-ове корелације; p<0,05) за селектоване параметре и дијатомне индексе за Велику Мораву (од априла 2010. до марта 2011. године) 81

Табела 19. Индикативни еколошки потенцијал водних тела на Великој Морави за једногодишњи период, од априла 2010. до марта 2011. године 83

Табела 20. Преглед таксона силикатних алги реке Саве идентификованих у узорцима фитобентоса из септембра 2011., 2012., 2014. и 2015. године (по секторима, слика 7) (+ присуство таксона; +* присуство таксона и његове тератолошке форме; ▲ први налаз за територију Србије) 85

Табела 21. Укупан број и релативна бројност таксона (%) присутних у заједници силикатних алги реке Саве у септембру 2011. године 93

Табела 22. Укупан број и релативна бројност таксона (%) присутних у заједници силикатних алги реке Саве у септембру 2012. године 95

Табела 23. Укупан број и релативна бројност таксона (%) присутних у заједници силикатних алги реке Саве у септембру 2014. године....................................96

Табела 24. Укупан број и релативна бројност таксона (%) присутних у заједници силикатних алги реке Саве у септембру 2015. године....................................97

Табела 25. Вредности физичких и хемијских параметара воде Саве у септембру 2014. године 106

Табела 26. Вредности физичких и хемијских параметара воде Саве у септембру 2015. године 106

Табела 27. Најзначајнији срединскифактори на основу претходне селекције (p<0,05) 108

Табела 28. Квалитет воде реке Саве (септембар 2011., 2012., 2014. и 2015. године) на испитиваним локалитетима (бројеви локалитета дати су у табели 7), према дијатомним индексима: веома добар (плава боја), добар (зелена), умерен (жута), лош (наранџаста) и веома лош (црвена) (Prygiel и Coste, 2000 према Coste и сар., 2009); за TDI индекс стрелицом су означени локалитети на којима органско загађење доприноси еутрофикацији (вредности параметра TDI_PT > 20 %), на локалитетима без ознаке (TDI_PT <20 %) не постоји значајно органско загађење 117

Табела 29. Параметарски т-тест (p<0,05) на основу вредности дијатомних индекса у септембру 2014. (високе воде) и септембру 2015. године (ниске воде)........118

Табела 30. Корелациони коефицијент* (Pearson-ове корелације; p<0,05) за селектоване параметре и дијатомне индексе у септембру 2014. (високе воде) и септембру 2015. (ниске воде) 119

Табела 31. Индикативни еколошки потенцијал водних тела на Сави током септембра 2011., 2012., 2014. и 2015. године 120

Листа слика

Слика 1. Шематски приказ ћелијског зида силикатних алги (преузето са https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Diatom_biology.jpg и прилагођено); А. плеуларни изглед; Б. валвални изглед 3

Слика 2. СЕМ микрографије силикатних алги реда Surilellales: А. унутрашњи изглед целе валве, скала 5 µm; Б. и В. изглед фибула, скала 2 µm (прилагођено из Ruck и Theriot, 2011) 5

Слика 3. СЕМ микрографија ареола врсте *Navicula tripunctata* (O.F.Müller) Bory, скала 1 µm; ареоле су издужене у апикалном правцу (линеоле), што је карактеристика рода *Navicula* (преузето са http://westerndiatoms.colorado.edu/taxa/species/Navicula_tripunctata и прилагођено) 6

Слика 4. Шематски приказ типова размножавања силикатних алги (преузето са http://www.seagrant.umn.edu/newsletter/2013/01/what_good_is_a_diatom.html и прилагођено) 7

Слика 5. Подручје истраживања – реке Сава и Велика Морава 24

Слика 6. Испитивани локалитети на Великој Морави: 1 – Варварин, 2 – Ћуприја, 3 – Багрдан, 4 – Марковачки мост и 5 – Љубичево 28

Слика 7. Испитивани сектори дуж тока Саве: 1 – Бохињска Бистрица, 2 – Мојстрана, 3 – Радовљица, 4 – Литија, 5 – Храстник, 6 - Врхово, 7 – Бланце, 8 – Кршко, 9 – Чатеж, 10 – Загреб, 11 – Ругвица, 12 – Лева Мартинска Вес, 13 – Лукавец Посавски, 14 – Крапје, 15 – Јасеновац, 16 – Млака, 17 – Орубица, 18 – Славонски Брод, 19 – Славонски Шамац, 20 – Штитар, 21 – Жупања, 22 – Ушће Босута, 23 – Сремска Митровица, 24 – Шабац и 25 – Београд 30

Слика 8. Број таксона силикатних алги у оквиру родова нађених у Великој Морави 44

Слика 9. Тератолошке форме бентосних силикатних алги Велике Мораве, скала 10 µm: *Ulnaria ulna* (а), *Navicula capitatoradiata* (б), *Fragilaria recapitellata* (в), *F. vaucherie* (г), *Diatoma moniliformis* (д, ђ) и *D. vulgaris* (е) 45

Слика 10. *Mayamaea cahabaensis*; фотографије са светлосног микроскопа, скала 10 μm (а, б, в, г) и скенинг електронског микроскопа, скала 2 μm (спољашња страна валве – д; унутрашња страна валве – ђ) 47

Слика 11. Shannon-ов индекс диверзитета (H) по месецима узорковања на локалитетима дуж тока Велике Мораве 55

Слика 12. DAPC график на основу заједнице бентосних силикатних алги Велике Мораве (PA1 – 31,2 % и PA2 – 18,8 % варијабилности); А. груписање узорака по месецима; Б. таксони које највише доприносе издвајању група (кодирани као у табели 5) 57

Слика 13. CCA график на основу заједнице бентосних силикатних алги и издвојених срединских параметара у Великој Морави (раздвајање појединачних вредности; Monte Carlo пермутациони тест; CCA1– 29 % и CCA2 – 23,2% укупне варијабилности узорака); А. односи између срединских параметара и узорака; Б. односи између срединских параметара и таксона (кодирани као у табели 8) 66

Слика 14. Просечно учешће таксона (%) коришћених у израчунавању дијатомних индекса за Велику Мораву 67

Слика 15. Вредности дијатомних индекса у априлу 2010. године за локалитете на Великој Морави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса) 68

Слика 16. Вредности дијатомних индекса у мају 2010. године за локалитете на Великој Морави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса) 69

Слика 17. Вредности дијатомних индекса у јуну 2010. године за локалитете на Великој Морави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса) 70

Слика 18. Вредности дијатомних индекса у јулу 2010. године за локалитете на Великој Морави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса) 71

Слика 19. Вредности дијатомних индекса у августу 2010. године за локалитете на Великој Морави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса) 72

Слика 20. Вредности дијатомних индекса у септембру 2010. године за локалитете на Великој Морави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса) 73

Слика 21. Вредности дијатомних индекса у октобру 2010. године за локалитете на Великој Морави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса) 74

Слика 22. Вредности дијатомних индекса у новембру 2010. године за локалитете на Великој Морави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса) 75

Слика 23. Вредности дијатомних индекса у децембру 2010. године за локалитете на Великој Морави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса) 76

Слика 24. Вредности дијатомних индекса у јанару 2011. године за локалитете на Великој Морави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса) 77

Слика 25. Вредности дијатомних индекса у фебруару 2011. године за локалитете на Великој Морави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса) 78

Слика 26. Вредности дијатомних индекса у марту 2011. године за локалитете на Великој Морави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса) 79

Слика 27. Број таксона у оквиру родова нађених у реци Сави 91

Слика 28. Тератолошке форме бентосних силикатних алги Саве, скала 10 µm: *Diatoma ehrenbergii* (а) и *D. vulgaris* (б, в).. 92

Слика 29. Shannon-ов индекс диверзитета (H) у септембру током четири периода истраживања Саве (локалитети 1 – 33, табела 7)... 99

Слика 30. CA график на основу заједнице силикатних алги Саве (CA1 – 11,38 %, CA2 – 9,24 % укупне варијабилности); А. груписање узорака и Б. груписање таксона према периодима истраживања (септембар 2011., 2012., 2014. и 2015. године); таскони су кодирани као у табели 20.. 101

Слика 31. CCA график на основу заједнице бентосних силикатних алги и издвојених срединских параметара на реци Сави (раздвајање појединачних вредности, Monte Carlo пермутациони тест; описано 24,2% (CCA1) и 21,1% (CCA2) укупне варијабилности); А. односи између срединских параметара и локалитета (означени као у табели 4); Б. одоси између срединских параметара и таксона (кодирани као у табели 18)... 110

Слика 32. Просечно учешће таксона (%) коришћених у израчунавању дијатомних индекса за Саву.. 111

Слика 33. Вредности дијатомних индекса у септембру 2011. године за локалитете на Сави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса)... 112

Слика 34. Вредности дијатомних индекса у септембру 2012. године за локалитете на Сави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса)... 113

Слика 35. Вредности дијатомних индекса у септембру 2014. године за локалитете на Сави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса)... 115

Слика 36. Вредности дијатомних индекса у септембру 2015. године за локалитете на Сави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса)... 116

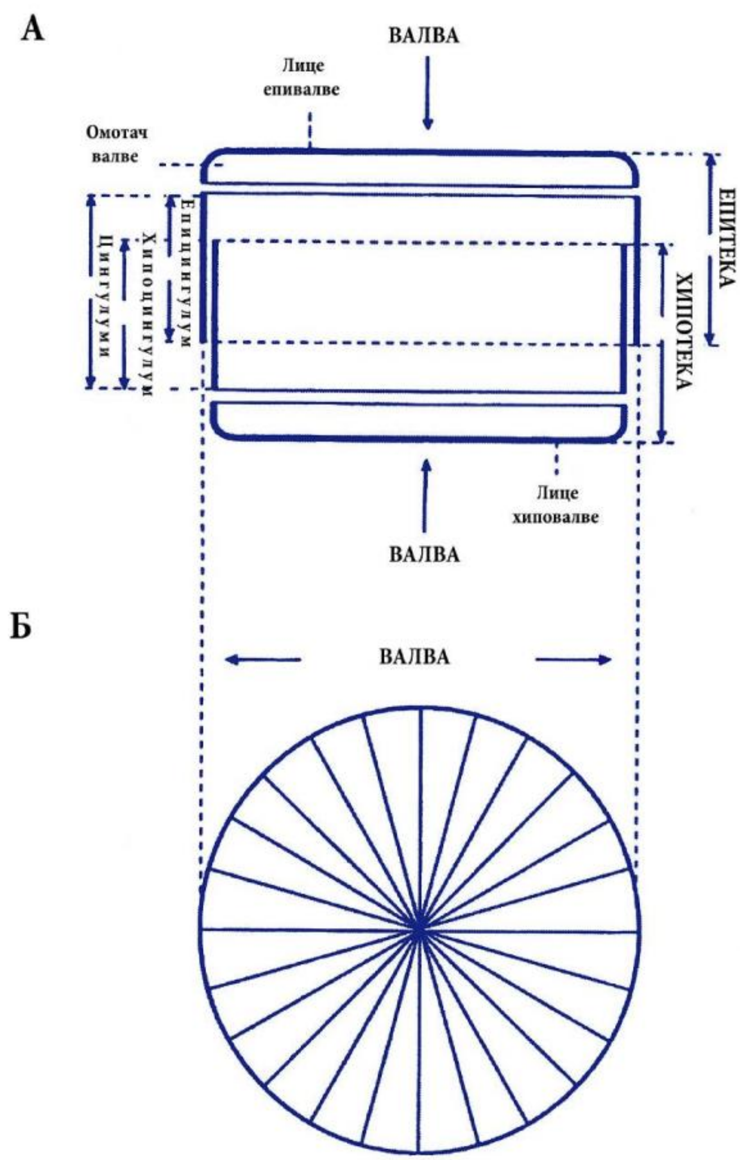
1. Увод

1.1. Опште карактеристике силикатних алги (Bacillariophyta)

На основу фосилних налаза и истраживања у оквиру еволуционе биологије, сматра се да су силкатне алге настале у раном мезозоику (Sims и сар., 2006; Medlin, 2014). Иако постоје различите теорије о њиховом пореклу, заједничко им је да су се прве силикатне алге развиле у плитким деловима мора, вероватно у међуфазама развитка у слаткој води или у сувоземним условима (Sims и сар., 2006). За најближе сроднике силикатних алги сматрају се златне алге, а сличност између ове две групе је одавно уочена (Pascher, 1921 према Round и сар., 1990). Према фосилним налазима, глобални диверзитет силкатних алги се повећао током кенозоика (Harwood и Gersonde, 1990; Sims и сар., 2006). Од укупног броја рецентних врста алги који се процењује на 72.500, више од 20.000 чине силикатне алге (Bacillariophyta) (Guiry, 2012). Према неким ауторима разноврсност им се креће и до 200.000 (Mann и Doop, 1996). Могу се наћи у свим воденим становиштима и влажним терестричним становиштима.

Силикатне алге су једноћелијски или колонијски организми, специфичног ћелијског зида. За разлику од осталих алги, ћелијски зид силикатних је готово у целости неорганског састава, сачињен од силицијум диоксида. Еволуирао је као енергетски далеко ефикаснија структура од целулозних, протеинских и мукопептидних ћелијских зидова других група алги (Falkowski и Raven, 1997 према Bellinger и Sigee, 2010). Поред тога што штите протопласт, посебне структуре на ћелијском зиду омогућавају усвајање нутријената, размену гасова и секрецију ћелијских продуката (Cox, 2011). Ћелијски зид затвара еукариотски протопласт са органелама типичним за биљну ћелију. Силикатне алге су фотосинтетички организми, али су забележени и случајеви факултативне хетеротрофије неких бентосних и епифитних алги из родова *Navicula* Bory de Saint-Vincent и *Nitzschia* Hassall (Tuchman, 1996), које у условима недостатка светлости разлажу различите органске супстанце секрецијом екстрацелуларних ензима.

Сазнања о овој групи организама напредовала су захваљујући развоју техника фотографисања у високој резолуцији, употребом скенинг електронског микроскопа (СЕМ) и трансмисионог електронског микроскопа (ТЕМ) (Gaul и сар., 1993), али се традиционални морфолошки карактери који се опажају коришћењем светлосног микроскопа, као што су облик валве, симетрија и специфична орнаментисаност ћелијског зида, и даље користе при идентификацији.



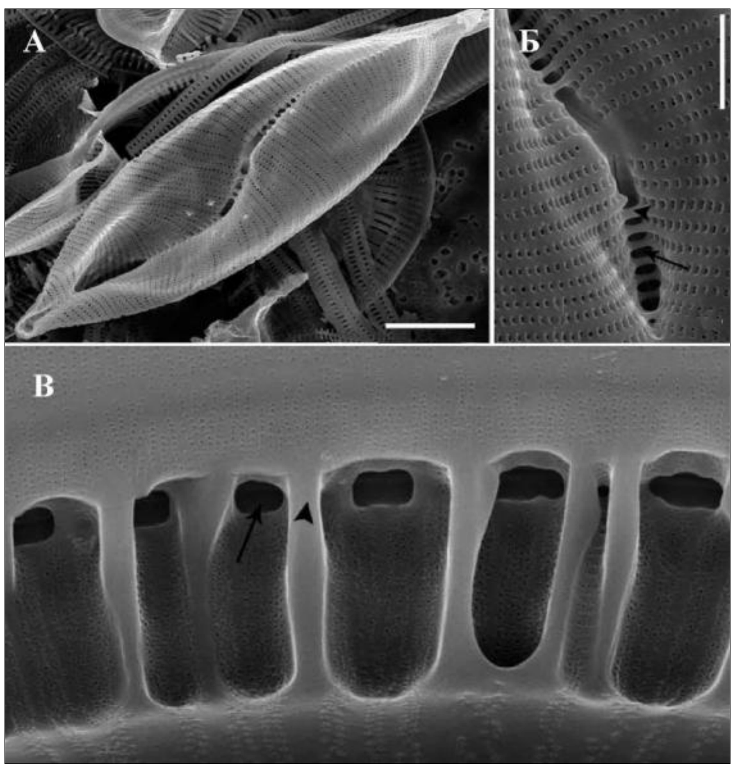
Слика 1. Шематски приказ ћелијског зида силикатних алги (преузето са https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Diatom_biology.jpg и прилагођено); А. плеуларни изглед; Б. валвални изглед

Ћелијски зид силикатних алги (слика 1), „љуштурица" (панцир или тека), састоји се из два неједнака дела који се преклапају, тако да горњи – епитека, прекрива доњи – хипотеку (Blaženčić, 2000). Због особеног дводелног ћелијског зида, ове алге називамо и дијатоме (гр. διάτομος – подељен на два). На сваком од ових делова разликују се, међусобно чврсто срасли, валва (епивалва и хиповалва) и појасеви или цингулуми. Свака од валви састоји се од горње површине валве – лица валве и дела који је савијен бочно – омотача валве (Round и сар., 1990). Валва епитеке и хипотеке углавном имају исти изглед, али се код неких врста разликују. Ради специфичне грађе ћелијског зида, изглед силикатних алги се разликује у односу на то да ли се посматрају са валвалне стране (слика 1 Б), када видимо лице епи- или хиповалве, или са плеуралне стране (слика 1 А), када видимо појасеве и омотаче валви.

На основу симетрије ћелијског зида силикатних алги, разликују се три осе симетрије: попречна, уздужна и централна (Blaženčić, 2000). Дужина уздужне осе одређује дужину валве, попречна њену ширину, а дужина централне осе висину љуштурице, тј. дебљину плеуране стране (Krizmanić, 2009). Даља подела силикатних алги у односу на симетрију обухвата две групе: центричне које имају валве радијалне симетрије и пенатне, са валвама билатералне симетрије. Последње се на основу присуства или одсуства рафе, деле на силикатне алге са рафом и без рафе. Базична, традиционална подела у односу на симетрију на центичне и пенатне силикатне алге, осликава и друге особине на основу којих се разликују: покретљивост, број и величину пластида, полно размножавање и екологију. Центричне силикатне алге су углавном планктонске алге које се размножавају оогамијом као стратегијом којом се повећава ефикасност фертилизације у срединама отворене воде. Пенатне силикатне алге су готово увек изогамне, а спајање гамета родитељских ћелија се сматра могућом адаптацијом на бентосну животну средину (Bellinger и Sigee, 2015). Описана подела и терминологија је од значаја у одређивању врста, иако се не односи на монофилетске групе сем у случају силикатних алги са рафом (Cox, 2011). Класификација силикатних алги према Round-у и сарадницима (1990) заснива се на њиховим морфолошким карактеристикама и укључује постојање три класе: Coscinodiscophyceae (центричне), Fragilariophyceae (пенатне без рафе) и Bacillariophyceae (пенатне са рафом). Са развитком молекуларне филогеније, ова подела је предмет ревизије последње деценије (Medlin и Kaczmarska, 2004; Medlin, 2016).

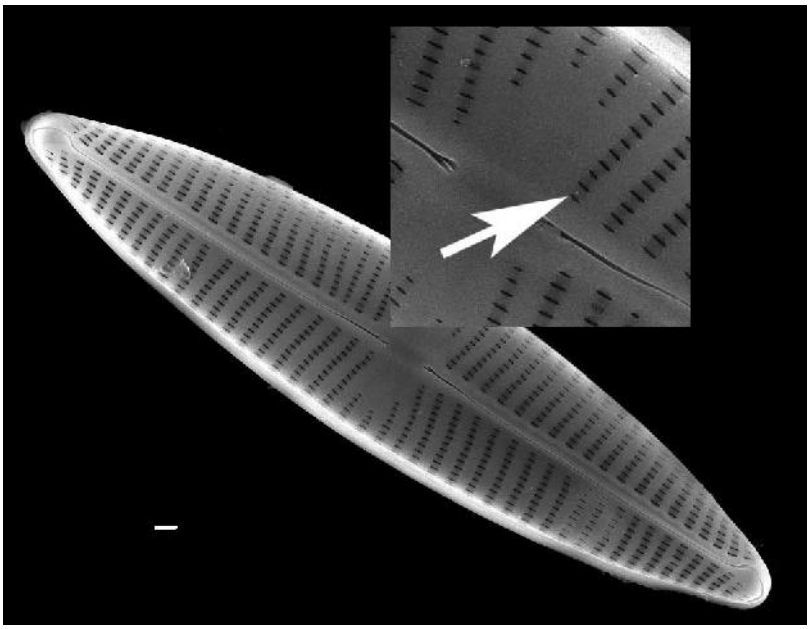
Сложеност грађе ћелијског зида силикатних алги се огледа у постојању разноликих структура, посебно на површини валве, док су структуре на површини појасева далеко једноставније.

Рафа је специфична пукотина дуж уздужне осе силификованог ћелијског зида (уколико је централно постављена) и у централном делу прекинута нешто дебљим пољем силицијума, цетралним чвором (слика 2). Преко рафе се остварује размена материје између протопласта и спољашње средине, док циркулација цитоплазме у рафи омогућава кретање алги. Код представника силикатних алги са рафом дужина, грађа и положај рафе се разликују. На дисталном (терминалном) крају рафе са спољашње стране налази се терминална фисура која може да буде различитог изгледа, што важи и за завршетак рафе на проксималним (централним) крајевима рафе. Постоје и родови који поседују рафу у виду канала, где је унутрашња страна рафе одвојена од саме ћелије најчешће групом силикатних спојева, фибула. Фибуле премошћују рафу са унутрашње стране при томе стварајући канал испод ње. Укупно 27 родова силикатних алги у оквиру редова Bacillariales, Rhopalodiales и Surirellales поседују овај тип рафе (Ruck и Theriot, 2011).



Слика 2. СЕМ микрографије силикатних алги реда Surilellales: А. унутрашњи изглед целе валве, скала 5 µm; Б. и В. изглед фибула, скала 2 µm (прилагођено из Ruck и Theriot, 2011)

У ћелијском зиду силикатних алги се налази систем отвора (Blaženčić, 2000) (слика 3), који могу бити поре (једноставни отвори) или ареоле (отвори прекривени танком силикатном опном перфорираном на различите начине, велумом). Отвори омогућавају везу са спољашњом средином, а код многих силикатних алги различита поља са порама (оцеле и псеудоцеле код центричних силикатних алги и апикална поља са порама код пенатних) имају улогу у причвршћивању и/или развоју колоније (Cox, 2011). Кроз њих се лучи слуз која омогућава да се ћелија повеже за супстрат или другу ћелију. У случају формирања колонија у зависности од начина повезивања са суседним или удаљеним ћелијама, изглед колоније може да буде звездаст, цик-цак или прав. Редови блиско постављених пора или ареола, гледано светлосним микроскопом, виде се као попречне пруге, чији је број у 10 µm веома важан таксономски каректер (Barber и Haworth, 1981).

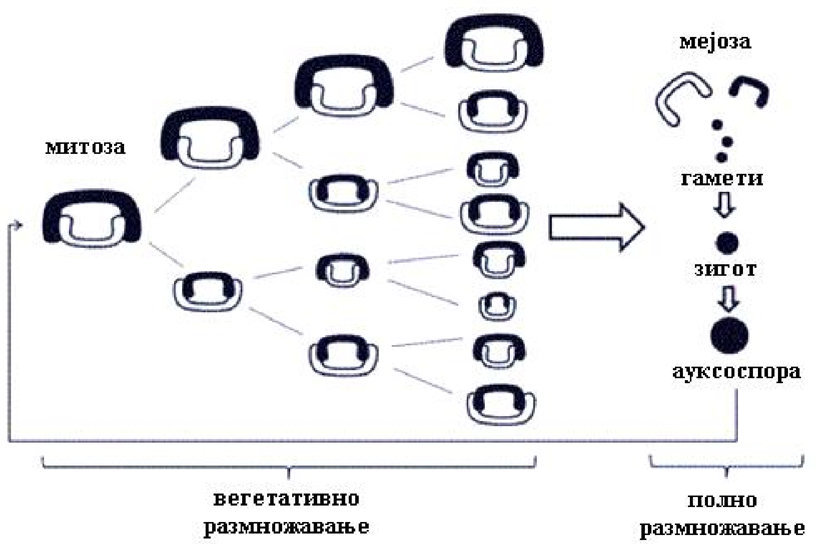


Слика 3. СЕМ микрографија ареола врсте *Navicula tripunctata* (O.F.Müller) Bory, скала 1 µm; ареоле су издужене у апикалном правцу (линеоле), што је карактеристика рода *Navicula* (преузето са http://westerndiatoms.colorado.edu/taxa/species/Navicula_tripunctata и прилагођено)

Појасеви између две валве граде компактни силификовани ћелијски зид и имају улогу у заштити протопласта, а током ћелијског циклуса прате повећање запремине протопласта (Krizmanić, 2009).

У оквиру истог генотипа силикатних алги јављају се морфолошке промене које су повезане са редукцијом величине током деобе ћелија, али до промене структуре ћелијског зида може да дође и као одговор на измењене услове животне средине (Cox, 2011). Ауторка издваја да многа истраживања указују на фенотипску пластичност силикатних алги и да би откривање узрока ове појаве, поред доприноса увиду у контролу морфогенезе и структуре силикатних алги, било од важности у одговарајућем разграничавању и описивању таксона, као и тумачењу њихове дистрибуције и налаза у еколошком контексту.

Силикатне алге се размножавају вегетативно – деобом ћелије и полно – изогамијом, хетерогамијом и оогамијом (слика 4).



Слика 4. Шематски приказ типова размножавања силикатних алги (преузето са http://www.seagrant.umn.edu/newsletter/2013/01/what_good_is_a_diatom.html и прилагођено)

При вегетативном размножавању долази до повећања запремине протопласта, због чега у зони појасева долази до раздвајања епитеке и хипотеке. У току процеса деобе прво се митотички подели једро, а затим и остали делови протопласта на два једнака дела. Деоба ћелије је увек у нивоу валвалне равни симетрије. Свака нова ћелија задржава по једну половину ћелијског зида (епитеку или хипотеку) мајке ћелије као епитеку, а другу половину, тј. хипотеку сама надогради. Нови делови ћелијског зида формирају се унутар протопласта и егзоцитозом додају на постојећи ћелијски зид (Round и сар., 1990). Као последица оваквог начина деобе, после низа деоба, долази до смањивања величине ћелије једне половине сваке нове генерације. Када смањењем достигну између 30 % и 40 % максималне величине, ћелије губе способност деобе (Geitler, 1932 према Edlund и Stoermer, 1997). Смањење величине ћелија се донекле превазилази захваљујући еластичности појаса или формирањем допунских појасева.

Полно размножавање је најчешћи начин формирања ћелија нормалне величине. Да би дошло до овог типа размножавања, ћелија мора да достигне минимални распон величине у коме може да се индукује да постане гаметангија и да су средински услови одговарајући (Edlund и Stoermer, 1997). После спајања гамета, образује се диплодни зигот који увећава своје димензије и развија се у ауксоспору, карактеристичну за само за силикатне алге. Ауксоспора има способност раста и када достигне одређену величину и зрелост, у њој се формира нова ћелија са силификованим ћелијски зидом.

1.2. Екологија бентосних силикатних алги

У воденим екосистемима алге су део заједнице планктона (животни циклус проводе у слободној воденој маси у фотичној зони) и бентоса. Бентосне алге настањују супстрат фотичке зоне највећег броја водених екосистема. Фотосинтезом обезбеђују кисеоник за аеробне организме, стога је у многим речним стаништима допринос органског кисеоника значајан (Lamberti, 1996; Steinman, 1996). Као примарни продуценти налазе се у основи ланаца исхране у лотичким екоситемима (Allan и Castillo, 2007). Бентосне алге могу да уђу у ланац исхране преко директног конзумирања супстрата од стране инвертебрата, као што су пужеви, инсекти, протозое (Steinman и сар, 1987; Tuchman и Stevenson, 1991) или као храна инсектима филтраторима (Barnese и Lowe, 1992). Врста и густина предатора, продуктивност бентосних алги, доступност нутријената и сезонске варијације срединских фактора имају утицаја на трофичке интеракције у воденим екосистемима.

Доминантну групу у заједници фитобентоса слатководних екосистема чине силикатне алге (Bacillariophyceae), али се међу најзаступљенијима налазе и зелене (Chlorophyta), модро-зелене (Cyanobacteria), жуто-зелене (Xanthophyta) и црвене (Rhodophyta) (Simić и Simić, 2012).

Бентосне силикатне алге су широко распрострањене и присутне током целе године, насељавајући разноврсна станишта у воденим екосистемима. Имају способност да колонизују готово сваки супстрат, док им морфолошка разноликост обезбеђује компетитивну предност у специфичним микростаништима. На основу микростаништа које насељавају, деле се на епилитне (насељавају површину камења или стена), епипсамне (могу се наћи између честица песка), епипеле (налазе се у муљу), епифитне (насељавају површину биљних организама) и епизоичне (насељавају површину животиња).

Епилитне силикатне алге су најбројније у водотоцима са доминацијом различитих типова камене подлоге и сталне струје, или у лентичким литоралним зонама где таласи запљускују приобално камење. Зато је најважнија особина ових алги способност доброг причвршћивања за супстрат слузавом масом (Manoylov, 2009), коју имају представници родова *Achnanthidium* Kütz., *Planothidium* Round & Bukht., *Achnanthes* Bory, *Gomphonema*, *Rhoicosphenia* Grunow и други.

Епипсамне алге се јављају као чврсто полегле уз удубљења на површини честица песка (нпр. *Achnanthes delicatula* (Kütz.) Grunow, *Amphora ovalis* Kütz., *Planothidium dubium* (Grun.) Round & Bukht.) или на кратким, савитљивим дршкама на издигнутим деловима честица (*Staurosira construens* var. *venter* (Ehr.) Hamilton, *Achnanthes exigua* Grun., *Staurosirella pinnata* (Ehr.) Williams & Round) (Lowe, 2011). Начини причвршћивања силикатних алги које живе на пешчаној подлози се доводе и у везу са минералним саставом супстрата (Krejci и Lowe, 1986).

Епипелне силикатне алге су доминантне на фином, меком седименту и муљу. Ћелијски зидови ових алги углавном имају издигнуту рафу на ободном гребену (претставници родова *Nitzschia* Hassall, *Surirella* Turpin, *Cymatopleura* W. Smith) или су често сигмоидног облика (*Gyrosigma* Hassall, *Pleurosigma* W. Smith). Ове особине им омогућава бољу покретљивост кроз седимент да би се избегло затрпавање (Moss, 1977) како би им светлост била доступнија, али и извори нутријената. У фином наносу, заједно са другим микроорганизмима, могу да формирају биофилм који лучи ванћелијске полимерне супстанце. Њихова улога се огледа у стабилизацији супстрата, заштити од УВ зрачења, исушивања и предатора, имобилизацији и акумулацији штетних супстанци, као и у међућелијској комуникацији (Stal, 2010).

Епифитне врсте силикатних алги успостављају близак контакт причвршћивањем за домаћина целом површином (нпр. *Cocconeis pediculus* Ehr.), једним крајем или мукозним дршкама и цевчицама (нпр. *Ulnaria ulna* (Hitzsch.) Compère, *Rhoicosphenia abbreviata* (C. Agardh) Lange-Bertalot). У односу на тип супстрата, епифитне силикатне алге су најчешће биле предмет истраживања (Burkholder, 1996), посебно компетитивни односи са биљним домаћином и доступност ресурса. Макрофите су подобне за раст силикатних алги, будући да су издигнуте изнад седимента светлост им је доступнија, а извор нутријената поред воде може да потиче и од самих биљака, као што је случај у олиготрофним језерима (Burkholder и Wetzel, 1990). Код макрофита је забележена појава продукције алелопатских супстанци, којима се инхибира фотосинтеза епифитних силикатних алги и доводи до повећања продукције домаћина (Gross, 2003), чему доприноси и коришћење епифита као важног извора хране за хербиворе (Dudley, 1992; Kupferberg, 1997). Поред различитих супстрата на којима се могу наћи Bacillariophyta, забележене су и епифитне врсте на другим врстама силикатних алги. Колонизацијом се добија додатно место за раст, као и секундарни извор нутријената. У слатководним екосистемима Round и Lee (1989) бележе да се *Amphora copulata* var. *epiphytica* Round & Lee обично причвршћује на *Nitzschia sigmoidea* (Nitzsch) W. Smith., а Tiffany и Lange (2002) да се *Cocconeis pediculus* Ehr., *Rhoicosphenia* sp. и *Planothidium* cf. *delicatulum* (Kutz.) Round & Bukhtiyarova јављају као епифите на *Pleurosira laevis* (Ehr.) Compère. Иако се раније није тако сматрало (Round, 1990), многобројни примери указују на уобичајеност ове појаве (Tiffany и Lange, 2002).

Епизоични раст силикатних алги на кладоцерама је широко распрострањена појава у различитим типовима станишта. Карактерише их већа густина од других проучаваних епизоичних организама (Gaiser и Bachmann, 1993). Силикатне алге добијају површину за раст и извор додатног азота од екскреторних продуката домаћина, док на саме животињске организме имају негативни утицај уколико се пренамноже: успоравају кретање домаћина, па је одржавање у води и набављање хране теже и постају видљивије за предаторске рибе.

Многе силикатне алге имају јасне еколошке преференце и толерантност на одређене услове животне средине. Услед кратког времена генерације, оне веома брзо реагују на промене у животној средини (McCormic и Cairns, 1994). У загађеним водама ће се наћи повећана бројност оних врста чији оптимум одговара нивоу полутанта. Такође, неке ће бити нетолерантне на повећање загађења, док ће се неке појавити у широком спектру услова. Еколошки захтеви бентосних силикатних алги су боље познати него за већину других група водених организама. У многим истраживањима је описан однос између силикатних алги и срединских услова као што су: повећане концентрације нутријената и органско загађење (Stevenson, 1984; Hall и Smol, 1992; Bennion и сар, 1996; Descy, 1979; Kelly и Whitton, 1995; Rott и сар, 1997, 1999), салинитет (Ziemann, 1999; Cumming и Smol 1993; Potapova и Charles, 2003), pH (Andrén и Jarlman, 2008; Keithan и сар, 1988; Round, 1990; Van Dam и сар, 1994) или тешки метали (Medley и Clements,1998; De Jonge и сар, 2008; Sabater, 2000; Morin и сар, 2012).

1.3. Бентосне силикатне алге у оцени еколошког статуса

Свака од заједница бентосних силикатних алги је систем богат информацијама за мониторинг животне средине. Пошто су се показале као добри биоиндикатори, у многим земљама су развијени еколошки индекси (табела 1) засновани на силикатним алгама, са циљем оцене еколошког статуса вода и праћења промена у воденим екосистемима. Предности коришћења бентосних силикатних алги у оцени квалитета воде се огледају у постојању стандардизоване методе узорковања, идентификације и квантификације, као и употреби OMNIDIA софтвера (Lecointe и сар., 1993) за израчунавље дијатомних индекса и других параметара као извора информација о испитиваном водотоку.

Већина дијатомних индекса указује на опште загађење, као што су: IPS, IBD, EPID, DICH, IDP, IDAP, LOBO, DESCY, IDSE, CEE и IDG. Неки од индекса указују на промене узроковане повећањем концентрације нутријената: TDI, TID и SHE, или процењују сапробност воде: SID, SLA и WAT. Захваљујући широкој распрострањености силикатних алги, могућа је променљивост географских ограничења за њихову употребу у оцени еколошког статуса вода. Неке студије указују да дијатомни индекси могу да се употребљавају и у земљама веома различите климе од оних у којима су настали. На пример, у источној Африци (Bellinger и сар., 2006; Ndiritu и сар., 2006), Малезији (Maznah и Mansor, 2002) или Аустралији (Newall и Walsh, 2005).

Табела 1. Еколошки индекси засновани на силикатним алгама – дијатомни индекси

Индекс	Назив индекса*	Аутор	Земља настанка
IPS	Specific Pollution Index	Cemagref, 1982	Француска
IBD	Biological Diatom Index	Lenoir и Coste, 1996	Француска
EPID	Diatom-based Eutrophication/Pollution Index	Dell'Uomo, 2004	Италија
SHE	Schiefele and Schreiner's Index	Steinberg и Schiefele, 1988	Немачка
TDI	Trophic Diatom Index	Kelly и Whitton, 1995; Kelly и сар., 2001	В. Британија
TID	Rott's Trophic Index	Rott и сар., 1999	Аустрија
SID	Rott's Saprobic Index	Rott и сар., 1997	Аустрија
SLA	Sládecek's Index	Sládecěk, 1986	Чешка
DICH	Swiss Diatom Index	Hürlimann и Niederhauser, 2002	Швајцарска
PDI	Pampean Diatom Index	Gómez и Licursi, 2001	Аргентина
IDAP	Artois-Picardie Diatom Index	Prygiel и сар., 1996	Француска
LOBO	Lobo's Index	Lobo и сар., 2002	Бразил
WAT	Watanabe's Index	Watanabe и сар., 1988	Јапан
DESCY	Descy's Index	Descy, 1979	Белгија
IDSE	Leclereq and Manquet's Index	Leclerq и Manquet, 1987	Француска
CEE	European Economic Community Index	Descy и Coste 1991	Француска
IDG	Generic Diatom Index	Rumeau и Coste, 1988	Француска

* називи индекса су на енглеском језику, у облику у коме се најчешће наводе у публикацијама

Израчунавање вредности највећег броја дијатомних индекса заснива се на формули индекса за оцену квалитета воде на основу алги и макробескичмењака, који су развили Zelinka и Marvan (1961):

$$X_i = \frac{\sum_{i=1}^{n} h_i \cdot G_i \cdot x_i}{\sum_{i=1}^{n} h_i \cdot G_i}$$

X_i – вредност сапробне валенце за дати сапробни ступањ;

h – релативна бројност таксона;

G – индикаторска тежина таскона (1–5);

x_i – део сапробне валенце за дати сапробни ступањ.

Један од најчешће коришћених индекса је IPS. Развијен је у Француској као национални индекс у систему оцене статуса (Prygiel и сар., 2002), за процену укупног загађења воде. Индикаторски таксони су према осетљивости на загађење подељени у пет класа и према индикаторској тежини у три класе. Индекс подржава велика база података којом је обухваћен значајан број таксона силикатних алги и већина таксона из OMNIDIA базе података. IPS је тестиран и оцењен као задовољавајући за процену квалитета воде у Великој Британији (Kelly и сар., 1995), Француској (Prygiel и Coste, 1993), Естонији (Vilbaste, 2004), Мађарској Ács и сар., 2004, Van Dam и сар., 2005), Пољској (Kwandrans и сар., 1998), Словачкој (Hlúbiková и сар., 2007) и Шпанији (Gomá и сар., 2004). Поред IPS индекса у овим земљама су се поузданим показали IDG, IBD, EPID и CEE. Индекс IDG, настао са циљем лакше употребе у мониторингу, заснива се на коришћењу идентификованих родова. IBD индекс представља стадрадизовану методу за праћење квалитета воде у Француској (Coste и сар, 2009) и стално се развија. Прва верзија индекса која се базирала на 209 кључних врста са различитом осетљивошћу на загађење (Lenoir и Coste, 1996), временом је усавршена. Према Coste и сарадницима (2009) заснива се на 838 кључних врста, укључујући типичне врсте за киселе и бракичне воде, тропске таксоне и деформисане форме многих широко распрострањених таксона. На основу података из OMNIDIA софтвера (верзија 6.04), процентуално учешће таксона који се користе у израчунавању вредности индекса (IBD 2014) је још веће. Остали индекси у широј употреби, EPID и CEE, такође се ослањају на велике базе података. Међу индексима који указују на промене узроковане повећањем концентрације нутријената (посебно фосфата), истиче се TDI. Индекс настао у Великој Британији за потребе праћења квалитета воде река у које се уливају канализационе отпадне воде, и даље се надограђује и усавршава.

Границе у којима се крећу изворне вредности дијатомних индекса се разликују, зато је ради лакшег поређења у OMNIDIA програму (верзија 6.04) извршена апроксимација како би добијене вредности биле у распону од 1 до 20. Граничне вредности класа квалитета воде за све индексе су изједначене и одговарају класификацији на основу IBD индекса (Prygiel и Coste, 2000 према Coste и сар., 2009) (табела 2).

Вредности TDI индекса указују на ниво трофичности, односно концентрације нуријената и одговарајућу класу квалитета воде (Kelly и сар., 2001 према Predojević, 2017) (табела 2). Индекс се разликује од осталих, обзиром да се за његово тумачење користи и додатни параметар − проценат валви које припадају покретним таксонима толерантним на органско загађење (TDI_PT, OMNIDIA 6.04). TDI_PT има улогу у потврди поузданости TDI индекса: вредности TDI_PT мање од 20 % указују да не постоји значајно органско загађење, а вредности веће од 20 % да органско загађење доприноси еутрофикацији (Kelly и Whitton, 1995; Kelly и сар., 2001).

Табела 2. Граничне вредности квалитета воде за дијатомне индексе (Prygiel и Coste, 2000 према Coste и сар., 2009) и оцена концетрације нутријената (Kelly и сар., 2001 прилагођено из Predojević, 2017)

Вредност индекса	**Концентрација нутријената (само за TDI)**	**Класа квалитета воде**	**Боја**
20 – 17	веома ниска	веома добар	
17 – 13	ниска	добар	
13 – 9	умерена	умерен	
9 – 5	повишена	лош	
<5	веома висока	веома лош	

Традиционално коришћен термин „квалитет воде”, односи се на стање површинске воде у односу на загађење нутријентима, еуртофикацију, ацидификацију, или присуство токсичних супстанци. Истраживања у овој области су допринела успостављању правне основе у подручју управљања водама на територији Европске Уније – Оквирне директиве о водама (ОДВ) (WFD, 2000), чији је основни циљ спречавање даље деградације, заштита и унапређење стања водених екосистема. ОДВ је допринела успостављању новог приступа мониторингу вода, у коме се еколошки статус воденог екосистема, као израз квалитета његове структуре и функционисања (WFD, 2000), процењује у односу на референтно стање, специфично за сваки тип станишта/вода. Основу система чини извршавање типологије и разграничење водних тела, дефинисање специфичних реферетних услова за сваки тип, одабир тип и стресор специфичних параметра процене еколошког статуса, одређивање реферетних вредности и граница класа еколошког статуса за одабране параметре и израда индекса еколошког статуса. Традиционално сагледавање квалитета воде је на тај начин промењено ширим еколошким приступом који нуди ОДВ (McGarrigle, 2010).

Све површинске воде додатно се деле на водна тела – „одвојене и значајне елементе” (члан 2.10 Оквирне директиве о водама) (WFD CIS Guidance Document No 2., 2003). Водно тело може да представља језеро, акумулацију, поток, реку или канал, део потока, реке или канала, прелазне воде или сектор приобалних вода. Типологија водних тела се заснива на два концепта класификације вода: разлике у воденим екосистемима које се уочавају низ речни ток и концепту екорегиона (Illies, 1978), односно хоризонталне просторне динамике водених екосистема. Систем типологије текућих вода у Србији детаљно је описан у Paunović (2007). За дефинисање типологије су у разматрање узети обавезни параметри – геолошка подлога, надморска висина, величина слива, док је доминантни тип подлоге укључен као додатни параметар. Током развоја система типологије, абиотички типови су груписани у шест група типова, који су били основа за израду система оцене еколошког статуса за територију Србије.

Заједничке карактеристике вода које су сврстане у исти тип верификују се кроз тип специфичне референтне услове. Референтни услови се дефинишу као очекивано природно стање без или под најмањим антропогеним притиском, које задовољава следеће критеријуме: требало би да приказује у потпуности или скоро неизмењене услове за хидроморфолошке елементе, опште физичке и хемијске елементе и биолошке елементе квалитета, концентрације специфичних полутаната требало би да буду близу нуле или границе детекције најнапреднијих аналитичких техника у општој употреби и концентрације специфичних несинтетичких полутаната требало би да буду у опсезима природних нивоа (Wallin и сар., 2003). Рефентни услови се везују за типове водних тела, тако да би популација на референтном локалитету требало да осликава пун опсег услова за које се очекује да се појављују у природном стању, у оквиру одређеног типа водног тела (WFD, 2000). ОДВ нуди четири опције за добијање референтних услова: поређење са постојећим неизмњеним или веома мало измењеним екосистемом, коришћење историјских података, моделовање или експертску процену.

Идентификација референтних услова има средишњу улогу у израчунавању односа еколошког квалитета (енгл. *ecological quality ratio* – EQR). EQR се рачуна на основу односа добијених вредности биолошких параметара за неко водно тело и вредности за ове параметре у референтним условима који важе за то водно тело. Однос еколошког квалитета се изражава као нумеричка вредност између нуле (најлошија класа) и јединице (најбоља класа) (WFD, 2000; Денић и сар., 2015). Основна улога ове мере је да се обезбеди поредивост резултата мониторинг система различитих земаља.

Дефинисање еколошког статуса водних тела заснива се на квантификовању одступања од групе референтних услова. Статус вештачких и значајно измењених водних тела (настала као резултат деловања човека кроз физичке промена које су значајно измениле првобитне особине одређене површинске воде), тј. њихов еколошки потенцијал дефинише се у односу на максимални еколошки потенцијал. Максимални еколошки потенцијал представља стање које може да се постигне у условима најмањег стреса у датим околностима. У случају вештачких водних тела односи се на дефинисање оптималних услова за развој биолошких заједница карактеристичних за тип воденог екосистема, док се у случају значајно измењених водних тела односи на дефинисање климакс заједнице у условима произашлим из дејства еколошког фактора који је условио да се водно тело дефинише као знатно измењено (Нацрт плана управљања водама за слив реке Дунав, 2014).

Општи циљ ОДВ-а је постизање доброг статуса водних тела, који је остварен када су и еколошки и хемијски статус оцењени најмање као „добар” (Денић и сар., 2015), а за значајно измењена и вештачка водна тела, постизање доброг еколошког потенцијала и доброг хемијског статуса. Еколошки статус површинских вода одређује се на основу параметара у оквиру биолошких, хидроморфолошких и физичко-хемијских елемената квалитета. Биолошким елеменатима квалитета, према ОДВ, припадају алге, водене макрофите, водени бескичмењаци и рибе. Поступак примене ОДВ у Србији започет је 2004. године (Đikanović и сар., 2010).

Законом о водама Републике Србије (Сл. гласник РС 30/2010) је регулисана оцена еколошког статуса/потенцијала на основу биолошких елемената квалитета воде и хемијских, физичко-хемијских и хидроморфолошких елемената квалитета од значаја за биолошке. На снагу је ступио „Правилник о параметрима еколошког и хемијског статуса површинских вода и параметрима хемијског и квантитативног статуса подземних вода” (Сл. гласник РС, 74/2011). Оцена еколошког статуса се врши за сва водна тела разврстана у типове. Уколико је водно тело категорисано као значајно измењено или вештачко водно тело, тада се уместо „еколошког статуса” користи термин „еколошки потенцијал”. Обзиром на тему нашег истраживања, у даљем тескту фокус ће бити на рекама и фитобеносу, односно дијатомним индексима као биолошким параметрима оцене еколошког статуса.

Све реке Србије су подељене у шест типова: „Тип 1” – велике низијске реке са доминацијом финог наноса, „Тип 2” – велике реке са доминацијом средњег наноса, изузев река подручја Панонске низије, „Тип 3” − мали и средњи водотоци надморске висине до 500 m са доминацијом крупне подлоге, „Тип 4” – мали и средњи водотоци надморске висине преко 500 m са доминацијом крупне подлоге, „Тип 5” − водотоци подручја Панонске низије, изузев водотока сврстаних у тип 1 и „Тип 6” – мали водотоци изван подручја Панонске низије који нису обухваћени типом 3 и 4, као и водотоци који нису обухваћени „Правилником о утврђивању водних тела површинских и подземних вода” (Сл. гласник РС 96/2010).

У биолошке елементе квалитета сврставају се, поред других група водених организама, и алге – фитобентос и фитопланктон. Иако се термин фитобентос односи на све алге које насељавају дно воденог екосистема, националним правилником су обухваћени параметри еколошког статуса на основу бентосних силикатних алги, о чијем је значају као биоиндикатора већ било речи. Највећи број земаља Европе такође користи само силикатне алге, неке поред њих и остале групе алги које могу да се нађу у фитобентосу (Аустрија, Чешка и Немачка), док је Норвешка изузетак и користи бентосне алге без силикатних алги (Kelly, 2013).

У односу на фитобентос као биолошки елемент оцене еколошког статуса, нашим Правилником су за сваки тип површинских вода предвиђене граничне вредности између класа еколошког статуса вода на основу два дијатомна индекса: IPS и CEE (табела 3).

Табела 3. Граничне вредности класа еколошког статуса вода за дијатомне индексе IPS и CEE, по типовима водотока (Сл. гласник РС, 74/2011)

Тип водотока	**Дијатомни индекс**	**Границе класа еколошког статуса**				
		I	II	III	IV	V
Тип 1	IPS	>14	14 – 10	10 – 8	8 – 6	<6
	CEE	>12	12 – 9	9 – 7	7 – 5	<5
Тип 2	IPS	>16	16 – 14	14 – 12	12 – 9	<9
	CEE	>12	12 – 9	9 – 7	7 – 5	<5
Тип 3	IPS	>16	16 – 14	14 – 12	12 – 9	<9
	CEE	>12	12 – 9	9 – 7	7 – 5	<5
Тип 4	IPS	>16	16 – 14	14 – 12	12 – 9	<9
	CEE	>12	12 – 9	9 – 7	7 – 5	<5
Тип 5	IPS	>14	14 – 10	10 – 8	8 – 6	<6
	CEE	>12	12 – 9	9 – 7	7 – 5	<5
Тип 6	IPS	>14	14 – 10	10 – 8	8 – 6	<6

На основу вредности дијатомних идекса добијају се класе еколошког статуса за испитивано водно тело. Обзиром да оба параметра фитобентоса указују на исте притиске, тј. везују за описивање генералног загађења, коначна класа еколошког статуса на основу фитобентоса може да се одређује комбиновањем параметара (Денић и сар., 2015), преко нпр. упросечавања (WFD CIS Guidance Document No 13., 2005). Комбиновање параметара је опционо, тако да резултати за појединачне индикативне параметре могу да се користе директно за оцену усклађености стања биолошког елемента квалитета и релевантних тип-специфичних услова (WFD CIS Guidance Document No 13., 2005). У Словачкој се користе три параметра за фитобентос: IPS, CEE и EPID, од којих онај са најнижом вредношћу одређује крајњу класу еколошког статуса (Kelly, 2013).

Еколошки статус водног тела одређује се на основу најнижег статуса појединачних елемената (принцип „један изван, сви изван”; енгл. *one out, all out*). По истом принципу одређује се и еколошки статус водног тела на основу свих елемената квалитета – биолошких, физичко-хемијских и хидроморфолошких.

Еколошки статус/потенцијал површинских вода класификује се као одличан, за реке и језера и као максималан за вештачка и значајно измењена водна тела (I класа), добар (II класа), умерен (III класа), слаб (IV класа) или лош (V класа), према смерницама у правилнику (Сл. гласник РС, 74/2011). За оцену еколошког потенцијала „максималан” и „добар” еколошког потенцијала се комбинују и класификују као „добар и бољи”. Према националном правилнику (Сл. гласник РС, 74/2011), а у складу са Оквирном директивом о водама, оцењени еколошки статус површинских вода (табела 4) и еколошки потенцијал (табела 5), приказују се бојама, табеларно и/или графички.

Табела 4. Приказ оцене еколошког статуса водних тела површинских вода

Оцена статуса	**Боја**	
одличан	плава	
добар	зелена	
умерен	жута	
слаб	наранџаста	
лош	црвена	

Табела 5. Приказ оцене еколошког потенцијала водних тела површинских вода

Оцена потенцијала	**Боја**			
	Значајно измењена водна тела		**Вештачка водна тела**	
добар и бољи	једнаке зелене и тамно-сиве пруге		једнаке зелене и светло-сиве пруге	
умерен	једнаке жуте и тамно-сиве пруге		једнаке жуте и светло-сиве пруге	
слаб	једнаке наранџасте и тамно-сиве пруге		једнаке наранџасте и светло-сиве пруге	
лош	једнаке црвене и тамно-сиве пруге		једнаке црвене и светло-сиве пруге	

1.4. Употреба бентосних силикатних алги у оцени еколошког статуса великих река

Процена еколошког статуса великих река на основу бентосних силикатних алги се примењује у многим европским земљама. Приказ система процене за Аустрију, Белгију, Естонију, Чешку, Мађарску, Немачку, Финску, Француску, Холандију, Словачку и Словенију је дат у оквиру извештаја о интеркалибрацији метода за велике реке (Schöll и сар., 2012). Све методе засноване на бентосним алгама, указују на ефекте еутрофикације и/или органског загађења. Велике реке обухваћене овом анализом су сврстане у различите типове на основу флористичке сличности бентосних силикатних алги. Дефинисање типова великих река се сматра значајним у даљем раду, јер референтни услови и путања деградације нису исти код свих типова великих река.

У Дунаву, где је обогаћење нутријентима идентификовано као значајан антропогени притисак на квалитет воде, бентосне алге су основна компонента свих студија заснованих на биолошким елементима (Makovinska и Hlubikova, 2015). У оквиру Заједничког истраживања Дунава (*Joint Danube Survey*, https://www.icpdr.org/main/activities-projects/joint-danube-survey) на сваких шест година (2001., 2007. и 2013.) испитивани су таксономски састав и бројност бентосних алги. Резултати ових истраживања представљају најобимнији приказ бентосне флоре Дунава (силикатних и осталих алги), као и оцену еколошког статуса на основу бентосних силикатних алги. Извесна ограничења при истраживању великих река се огледају у постојању разноликих притисака, као и хидролошких режима који укључују изазове при узорковању и методолошки могу да оганичавају, посебно јер је узорковање везано за обале река и одговарајуће светлосне услове. Ауторке закључују да се и поред тога фитобентос показао као бројан и разноврстан елемент водених екосистема великих река. Успешна примена силикатних алги у оцени статуса Дунава потврђује да оне могу да значајно допринесу свеобухватним истраживањима, посебно онима која се заснивају на Оквирној директиви о водама.

Поред оцене квалитета воде, бентосне силикатне алге могу да се користе за процену деградације предела око великих река (Kireta и сар., 2012), као и за процену загађења металима у великим рекама (De Jonge и сар., 2008; Szabó и сар., 2005; Fore и Grafe, 2002).

1.5. Преглед истраживања бентосних силикатних алги река Велике Мораве и Саве

Алголошка истраживања реке Саве до сада су се првенствено односила на заједницу фитопланктона (Obušković, 1979; Obušković и сар., 1985; Martinović-Vitanović, 1996; Martinović-Vitanović и сар., 2004; Obušković и Marković, 1987; Laušević и сар., 1998; Čađo и сар., 2008) или макроалге (Simić и сар., 2014; Simić и Pantović, 2010). Испитивања заједнице бентосних силикатних алги целог тока Саве започето је последњих година (Simić и сар., 2015; Vasiljević и сар., 2017).

Подаци о претходним истраживањима силикатних алги Велике Мораве прегледом доступне литературе врло су ретки (Obušković и Kalafatić, 1979; Симић и сар., 2010).

Истраживања о употреби дијатомних индекса за оцену квалитета вода Србије тек су у повоју. До сада су рађена на рекама Нишави, Јерми и Темској (Andrejić, 2012), Ђетињи (Krizmanić и сар., 2013), Рашкој (Vidaković, 2013), малим планинским рекама Бигару, Јагњилу, Тисници и Црној Реци (Vasiljević и сар., 2014), Млави (Jakovljević и сар., 2016 а), Врли (Jakovljević и сар., 2016 б), каналу Дунав-Тиса-Дунав (Jakovljević и сар., 2014), као и на барско-мочварном екосистему – Засавици (Predojević, 2017).

Истраживања која укључују процену еколошког статуса великих река на основу бентосних силикатних алги, до сада нису рађена на територији Србије.

2. Циљеви

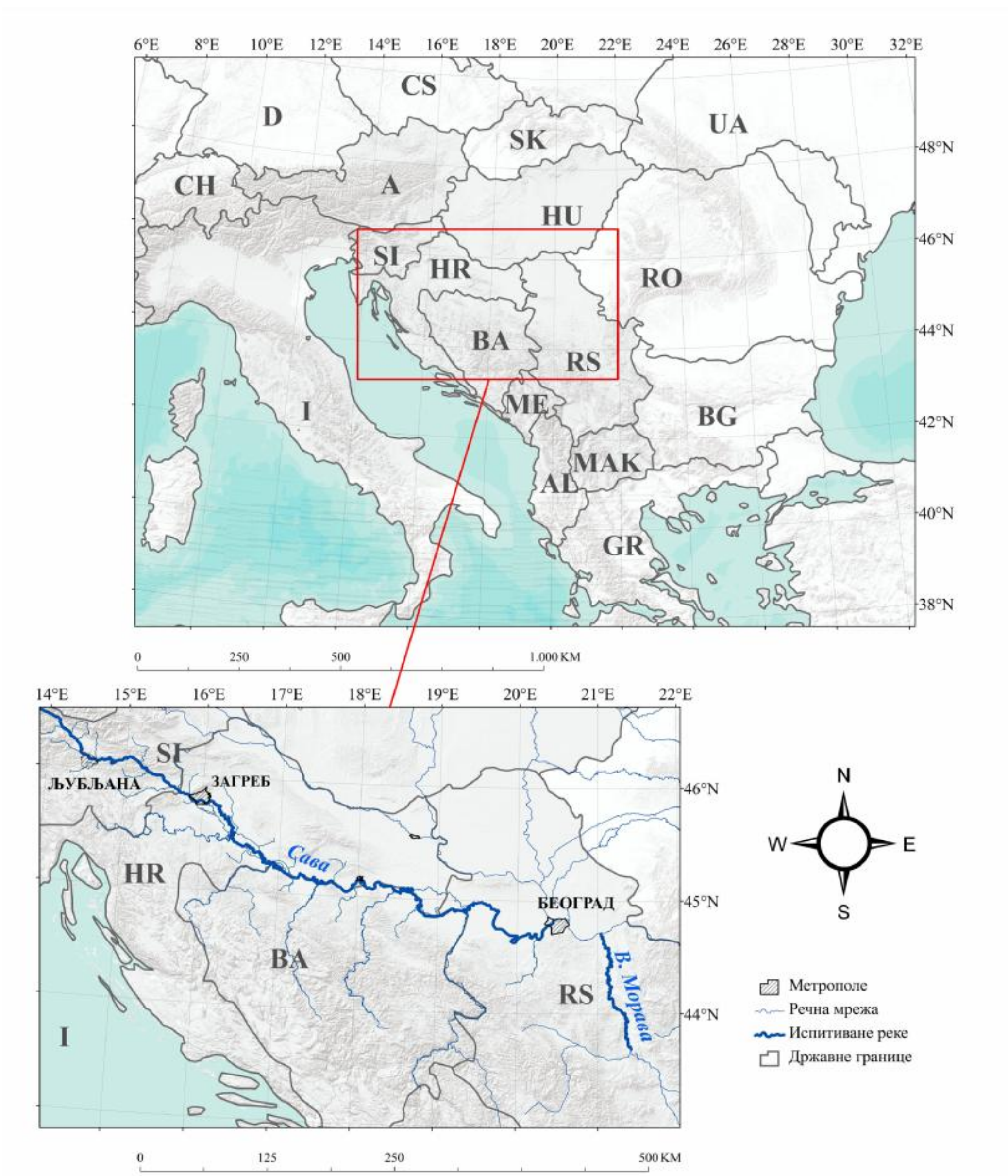
Циљеви истраживања заједница бентосних силикатних алги Велике Мораве и Саве су били:

- Анализа квалитативног и квантитативног састава бентосних силикатних алги испитиваних водотокова;
- Утврђивање просторне и сезонске динамике бентосних силикатних алги испитиваних водотокова;
- Утврђивање вредности физичких и хемијских параметара на локалитетима и одређивање најзначајнијих срединских фактора који делују на испитиване заједнице;
- Утврђивање квалитета воде на основу вредности дијатомних индекса коришћењем OMNIDIA софтвера;
- Оцена еколошког потенцијала Велике Мораве и Саве (у делу тока кроз Србију) у складу са законском регулативом Републике Србије;
- Разматрање ефикасности коришћења бентосних силикатних алги као индикатора у мониторингу вода и делотворности предвиђених еколошких индекса у оцени еколошког потенцијала;
- Указивање на присуство специфичних индикаторских таксона и форми.

3. Материјал и методе

3.1. Подручје истраживања

Наша истраживања обухватају студију бентосних силикатних алги две велике реке – Велике Мораве и Саве (слика 5). Услед хетерогености услова, овакав концепт истраживања омогућава не само преглед разноврсности ове групе алги, већ и анализу индикатора стреса и разматрање ефикасности индекса који се користе за процену статуса водених екосистема.



Слика 5. Подручје истраживања – реке Сава и Велика Морава

3.1.1. Река Велика Морава

Велика Морава се налази у централној Србији (слика 5), пружајући се правцем југ-југоисток према север-северозападу, и са током дужине од 185 km наша је најдужа река. Настаје код места Сталаћа на 129 m надморске висине, спајањем Западне и Јужне Мораве, а код села Дубравице на 67 m надморске висине утиче у Дунав (Гавриловић и Дукић, 2014). Заједно са својим саставницама представља један од највећих речних система Балкана. Површина слива Велике Мораве износи 37.561 km^2 и чини 42,4% територије Србије (Гавриловић и Дукић, 2014).

По излазу из Сталаћке клисуре Велика Морава тече 45 km дугачком Горњевеликоморавском котлином, пролази кроз релативно плитку и широку 17 km дугу Багрданску клисуру и потом улази у Доњевеликоморавску котлину која се широко отвара према Дунаву (Гавриловић и Дукић, 2014). Са собом носи велику количину наноса који се током поплава таложи око корита и временом формира обалске гредице. На њима је земљиште један до два метра више него километар до два од реке, што спречава притоке да се непосредно уливају у Велику Мораву, тако да теку парaлено са њом ка северу до места где су обалске гредице разорене бочном ерозијом (Гавриловић и Дукић, 2014). Због честих поплава у прошлости, почевши од 1966. године, извршен је низ регулационих радова на речном кориту, тако да је пресецањем меандара значајно скраћена првобитна дужина реке од 245,5 km. Највећи број меандара је пресечен низводно од Багрданске клисуре и на тај начин је дужина тока скраћена за око 60 km.

Велика Морава протиче кроз регион интензивне пољопривреде и бројних насеља. Обзиром на поплаве великих размера, мали је број градова смештен на самој обали реке, изузев Ћуприје. Антропогени притисци се огледају у постојању различитог типа загађења пореклом из нетретитраних отпадних вода из градова и са фарми (Kolarević и сар., 2012), пољопривредних површина и индустрије. Хидроморфолошка деградација се огледа у пресецању меандара, каналисању тока, као и експлоатацији речног шљунка (Marković и сар., 2011). Некада преовлађујућа влажна и мочварна станишта највећим делом су исушена.

3.1.2. Река Сава

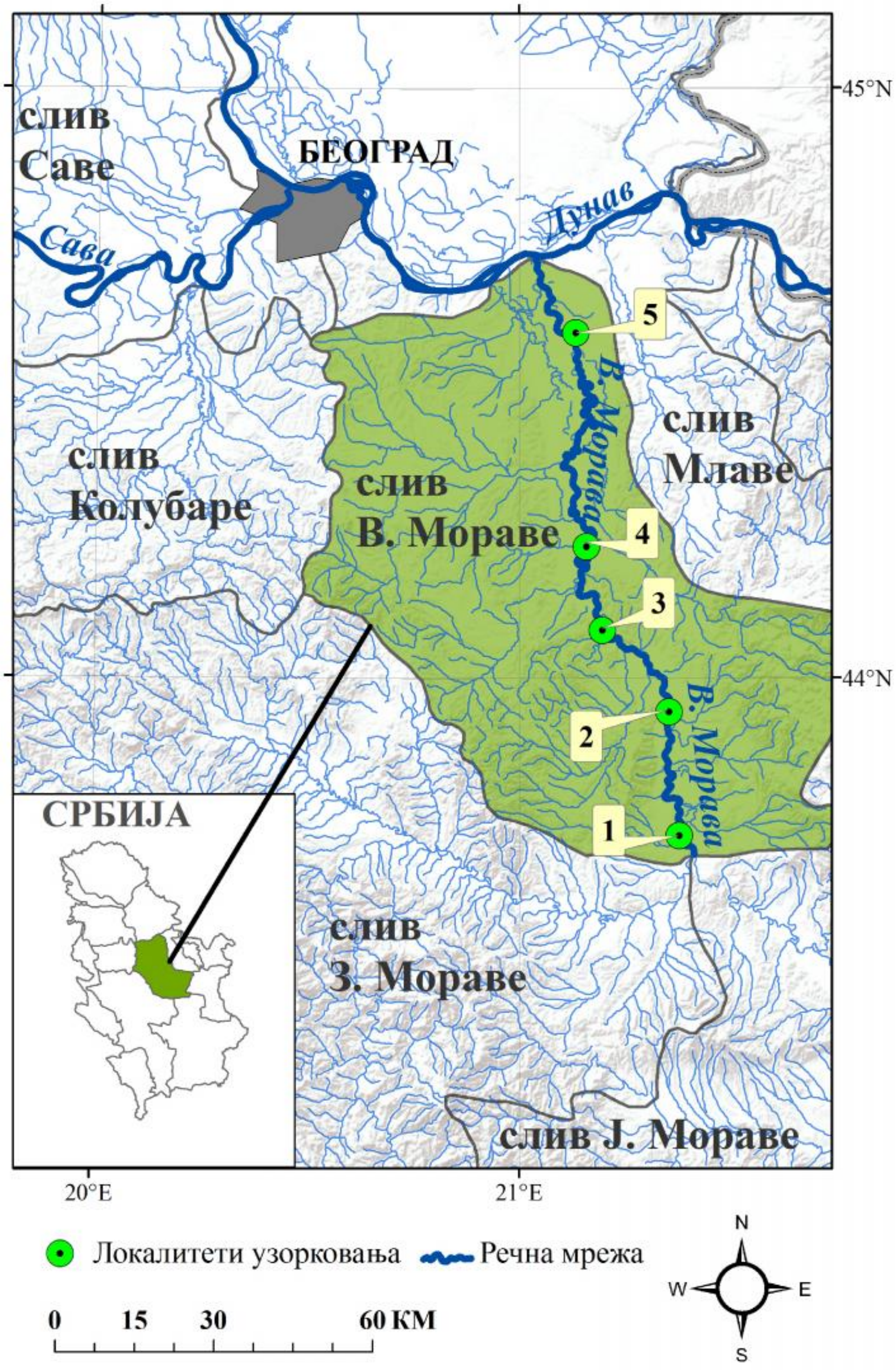
Басен реке Саве, са укупном површином од 97.713 km^2, један је од највећих у Европи (Sava River Basin Analysis Report, 2009). Дели га шест земаља (Словенија 12%, Хрватска 26%, Босна и Херцеговина 39,2%, Србија 15,5%, Македонија 7,1% и Албанија 0,2%) и насељава популација од око 9 милиона становника (Komatina и Grošelj, 2015). Водни ресурси слива Саве чине значајни удео укупне слатке воде за земље које деле његову површину (Sava River Basin Management Plan, 2014).

Река Сава (слика 5) је дуга 945 km. Настаје код Радовљице у Словенији спајањем Саве Долинке и Саве Бохињке. Пролази кроз Хрватску, дуж границе Хрватске са Босном и Хецеговином и кроз Србију где се код Београда, са просечним протицајем од 1.722 m^3/s, улива у Дунав као једна од главних притока. На основу геоморфолошких карактеристика, ток Саве може да се подели на три сектора: горњи ток у брдско-планинском делу Словеније (265 km дуг, заједно са Савом Долинком), средњи ток од словеначко-хрватске границе до ушћа Саве са реком Уном (129 km) и најдужи доњи ток (597 km) са особинама типичне низијске реке (Sava River Basin Management Plan, 2013). Алувијалне мочваре, велики низијски шумски комплекси и ненарушене плавне површине у средњем и доњем делу тока сматрају се европским „врућим” тачкама биодиверзитета (Schwarz, 2016). Људске активности дуж тока имају веома велики утицај на морфологију речног корита, протицај, загађење реке и последично на њен еколошки статус. Најзначајнији антропогени притисци дуж Саве су хидроцентрале (Sava River Basin Management Plan, 2013) и области напуштених рудника (Vidmar и сар., 2016) у горњем току, рафинерије уља, метална и рударска индустрија и област интензивне пољопривреде у средњем току, док је доњи ток је под утицајем загађења пореклом из тешке индустрије и непрерађених комуналних отпадних вода из градова (Vidmar и сар., 2016), као и речног транспорта (Sava River Basin Management Plan, 2013).

3.2. Прикупљање узорака и пратећих података о локалитетима

Сви узорци су прикупљени у оквиру теренских истаживања Одељења за хидроекологију и заштиту вода, Института за биолошка истраживања „Синиша Станковић“ Универзитета у Београду, као и Института за биологију и екологију Природно-математичког факултета Универзитета у Крагујевцу. Теренска истраживања су извршена током реализације националних пројеката ТР37009 „Мерење и моделирање физичких, хемијских, биолошких и морфодинамичких параметара река и водних акумулација” и ОН173025 „Еволуција у хетерогеним срединама: механизми адаптација, биомониторинг и конзервација биодиверзитета” (материјал са Велике Мораве), пројекта билатералне сарадње са Хрватском „Процена нивоа биоконтаминације великих река Хрватске и Србије” (материјал са Саве 2011. и 2012. године) и међународног пројекта „GLOBAQUA” (Navarro-Ortega и сар., 2015) (Сава 2014. и 2015. године).

Алголошка истраживања реке Велике Мораве спроведена су у једногодишњем периоду, од априла 2010. до марта 2011. Узорковање фитобентоса вршено је једном месечно на 5 локалитета (слика 6), осим у априлу када локалитет Ћуприја није био укључен у теренски рад. Током годину дана прикупљено је 59 узорака фотобентоса. Називи локалитета, њихове главне карактеристике и антропогени притисци, представљени су у оквиру табеле 6.



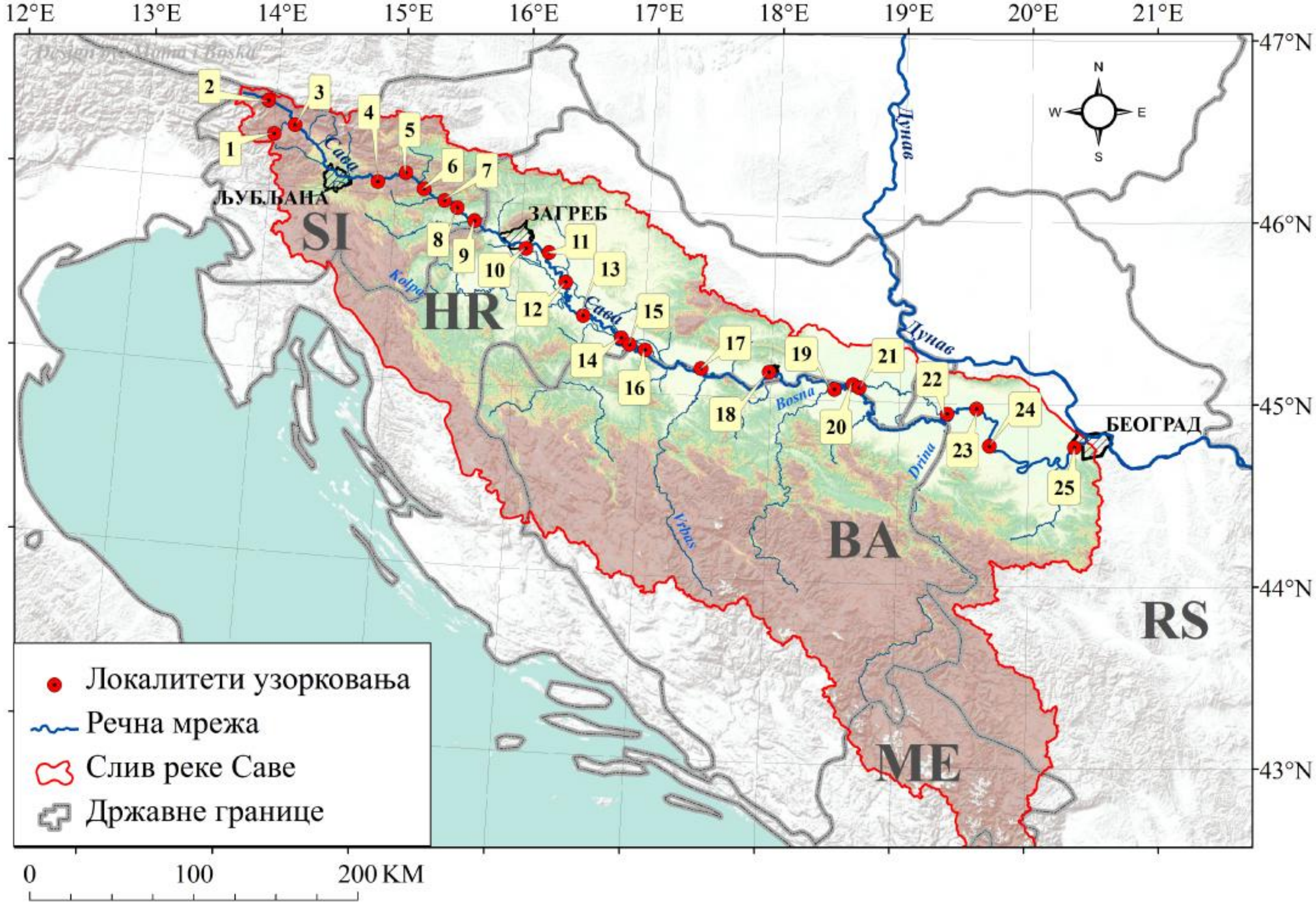
Слика 6. Испитивани локалитети на Великој Морави: 1 – Варварин, 2 – Ћуприја, 3 – Багрдан, 4 – Марковачки мост и 5 – Љубичево

Табела 6. Главне карактеристике испитиваних локалитета на Великој Морави

Локалитет	Координате		Надморска висина (m)	Супстрат речног дна	Антропогени притисци
	Географска ширина (°)	Географска дужина (°)			
Варварин	43,717033	21,384217	130	– камење 90% – шљунак и песак 10%	отпадна вода из насеља, експлоатација речног шљунка и песка, индустрија у узводној области, пољопривредне површине
Ћуприја	43,948100	21,364467	115	– шљунак 70% – песак 30%	комуналне отпадне воде, пољопривредне површине
Багрдан	44,084983	21,189133	102	– песак и муљ 50% – шљунак 45% – камење 5%	експлоатација речног шљунка и песка, комуналне отпадне воде, прехрамбена индустрија узводно
Марковачки мост	44,224750	21,152900	95	– камење 65% – песак и муљ 20% – стене и велико камење 15%	термоелектрана узводно, хидроморфолошка промена речног корита – камени праг* у води
Љубичево	44,603200	21,086317	72	– муљ 80% – камење 20%	пољопривредне површине, неканалисане фекалне воде из околних насеља

* праг, изграђен од камена и бетонских блокова, има за циљ да подигне ниво реке у периодима екстремно малих вода и тако спречи прекид рада термоелектране (Jovanović и Rosić, 2010)

Алголошка истраживања реке Саве спроведена су 2011., 2012., 2014. и 2015. године у септембру, дуж целог тока, на укупно 33 локалитета. Ради прегледнијег графичког приказа локалитети су груписани у секторе (слика 7). Током испитивања сакупљено је 48 узорака. Називи локалитета, узорци фитобентоса, главне карактеристике локалитета и антропогени притисци дуж тока представљени су у оквиру табеле 7.



Слика 7. Испитивани сектори дуж тока Саве: 1 – Бохињска Бистрица, 2 – Мојстрана, 3 – Радовљица, 4 – Литија, 5 – Храстник, 6 - Врхово, 7 – Бланце, 8 – Кршко, 9 – Чатеж, 10 – Загреб, 11 – Ругвица, 12 – Лева Мартинска Вес, 13 – Лукавец Посавски, 14 – Крапје, 15 – Јасеновац, 16 – Млака, 17 – Орубица, 18 – Славонски Брод, 19 – Славонски Шамац, 20 – Штитар, 21 – Жупања, 22 – Ушће Босута, 23 – Сремска Митровица, 24 – Шабац и 25 – Београд

Табела 7. Главне карактеристике испитиваних локалитета дуж тока Саве

Лок. р. бр.	Локалитет	Узорак по периоду истраживања				Координате		Надм. висина (m)	Удаљ. од ушћа (rkm)	Тип супстрата*	Антропогени притисци
		2011	2012	2014	2015	Географска ширина (°)	Географска дужина (°)				
1	Бохињска Бистрица			+		46,280317	14,005291	507	937	1	
2	Мојстрана				+	46,459967	13,940096	661	930	1	
3	Радовљица (узводно)			+	+	46,339529	14,163860	409	908	1	мали град, тешка индустрија узводно
4	Радовљица (низводно)			+		46,292997	14,260589	406	900	1	
5	Литија (узводно)				+	46,055600	14,823100	230	819	1	пољопривредне површине, напуштена рударска област
6	Литија (низводно)			+	+	46,066067	14,850483	225	810	1	
7	Храстник		+			46,124800	15,059900	209	790	1	пољопривредне површине
8	Врхово (испод бране)		+		+	46,042900	15,226300	194	776	1	брана, хидроморфолошка промена тока, металуршка индустрија северно
9	Бланце (испод бране)		+			45,990000	15,383500	158	760	1	
10	Кршко (низводно од моста)		+			45,955800	15,487300	154	750	1	
11	Брежице (мост)		+			45,897700	15,593100	142	739	1	
12	Чатеж (узводно)			+	+	45,890362	15,630107	137	736	1	мали град
13	Чатеж (низводно)			+		45,854966	15,694481	134	729	1	
14	Загреб (узводно)				+	45,785695	15,981591	112	664	2	велики град, урбано загађење
15	Ругвица		+			45,741400	16,226100	98	657	2	
16	Лева Мартинска Вес	+				45,586800	16,376970	95	622	2	
17	Лукавец Посавски		+			45,407129	16,523449	93	578	2	рафинерија нафте узводно
18	Крапје	+				45,293320	16,830050	92	533	2	петрохемијска индустрија северно
19	Јасеновац (узводно)				+	45,263670	16,894265	90	489	3	пољопривредне површине, речни саобраћај
20	Млака		+			45,238006	17,015899	90	492	3	пољопривредне површине
21	Орубица	+				45,161669	17,444322	87	441	3	пољопривредне површине
22	Славонски Брод (узводно)		+	+	+	45,144906	17,984106	82	360	3	р. саобраћај, раф. нафте, пољ. површине
23	Славонски Шамац	+				45,065470	18,478120	80	314	3	р. саобраћај, пољопривредне површине
24	Штитар		+			45,096240	18,633730	81	284	3	пољопривредне површине
25	Жупања (узводно)			+	+	45,075484	18,686883	77	262	3	р. саобраћај, раф. уља, пољопривредне површине, метална и рударска индустрија
26	Жупања (низводно)			+		45,015038	18,739811	76	249	3	
27	Ушће Босута	+	+			44,941889	19,369525	75	163	3	пољопривредне површине
28	Ср. Митровица (узводно)	+	+	+		44,973012	19,596115	73	139	3	речни саобраћај, рафинерија уља, тешка индустрија, пољопривредне површине
29	Ср. Митровица (низводно)		+	+	+	44,913575	19,752491	72	118	3	
30	Шабац (узводно)	+			+	44,769900	19,699400	71	106	3	град, хемијска индустрија, пољ. површине
31	Остружница	+				44,704040	20,313800	70	16	3	термоелектрана, велики град, речни саобраћај, непрерађене комуналне воде, индустрија
32	Београд (узводно)		+	+	+	44,768511	20,355560	69	14	3	
33	Београд (марина)			+		44,806247	20,443660	69	2	3	

* доминантни тип супстрата речног дна: 1 – стене, велико камење и крупан шљунак, 2 – шљунак и крупан песак, 3 – ситни песак и муљ

Водостај Велике Мораве у периоду истраживања био је највиши крајем зиме, а најнижи у летњим месецима, након чега долази до благог пораста (Хидролошки годишњак, 2011, 2012). Оваква динамика је уобичајена за Велику Мораву (http://www.hidmet.gov.rs/ciril/hidrologija/karakteristicne_v.php.).

Реку Саву су током септембра 2011, 2012. и 2015. каратерисали водостаји који су се кретали унутар подручја ниских и средње ниских вода, уобичајених за тај период године (Хидролошки годишњак, 2012, 2013, 2016; Meteorološki i hidrološki bilten br. 9, 2011, 2012, 2015; Pregled hidroloških razmer površinskih voda v Sloveniji, 2011, 2012, 2015). Другачија хидролошка ситуација забележена је у септембру 2014. године. Теренска истраживања Саве пратио је период великих киша који је довео до средњих и високих вода и поплава (Хидролошки годишњак, 2015; Meteorološki i hidrološki bilten br. 9, 2014; Pregled hidroloških razmer površinskih voda v Sloveniji, 2014). Водостај је достигао ниво редовне одбране од поплава, почевши од локалитета Јасеновац ка низводним локалитетима.

Прикупљање узорака фитобентоса са Велике Мораве и Саве, обављено је према стандарду EN 13946 (2003). Иако силикатне алге могу да се нађу на највећем броју површина под водом, састав заједнице варира зависно од одабраног супстрата. Зато је, због поредивости података, стандардом препручено коришћење истог типа подлоге током истраживања, посебно на деловима тока где има шљунка, камења и већег камења. Сматра се да је овај тип подлоге доступан у готово свим деловима и типовима водотока, током целе године. Подлога мора да буде потпуно потопљена у воду и хидролошка ситуација би требало да буде стабилна током претходне четири недеље.

Испитиван је сектор дужине од 10 m или више. Изабрани су локалитетима на којима преовлађују брзотекући лентички делови тока јер је већа разноликост тврдих фракција супстрата. Са одабраног локалитета за узорковање прикупљено је пет каменова из еуфотичног дела тока, величине 64 mm – 256 mm, затим пребачено у пластичну кадицу и са сваког четкицом сastругана површина од најмање 10 cm^2, уз испирање водом. Уколико камен поменуте површине није био доступан, користио се већи број каменова. После стругања, узорак је пребачен у одговарајућу амбалажу и фиксиран формалдехидом (HCHO) до коначне концентрације од 1 % до 4 %, у зависности од количине органске материје у узорку.

Током истраживања у неким случајевима, као што су високе воде, камен није био доступан. Зато су узорци прикупљени са јединих доступних супстрата – грана или вештачких подлога.

Поред алголошког материјала на терену су забележени основни подаци о локалитетима, као што су географске координате, надморска висина, информације о антропогеном утицају на станиште/сектор реке. Састав супстрата речног дна Велике Мораве (табела 6) процењен је на основу AQEM протокола (AQEM, 2002), док је за Саву због величине реке и немогућности да се претходна класификација примени дуж целог тока, категоризован на основу преовлађујуће фракције према класификацији Simonović и сар. (2017), која се показала корисном у случају великих равничарских река.

3.3. Обрада материјала

Узорци фитобентоса су обрађени према стандардној процедури (Krammer и Lange-Bertalot, 1986) у лабораторији Одељења за хидроекологију и заштиту вода Института за биолошка истраживања „Синиша Станковић" Универзитета у Београду. Трајни микроскопски препарати силикатних алги су направљени коришћењем вештачке смоле Naphrax. Прегледање препарата је извршено коришћењем увеличања од 1000 x микроскопа Carl Zeiss Axio Lab1, опремљеног са Axiocam ERc 5s камером и ZEN софтвером за обраду фотографија. Део материјала је обрађен на Институту за биологију и екологију Природно-математичког факултета Универзитета у Крагујевцу и део препарата прегледан на Институту за алгологију и микологију, Биолошког факултета Универзитета у Београду, коришћењем увеличања од 1000 x и 1600 x микроскопа Carl Zeiss Axio Imager M1, са камером AxioCam MRc5 и Axio Vision 4.8 софтвером. Микроструктуре ћелијског зида спорних таксона силикатних алги су прегледане на Tescan скенинг електронском микроскопу VEGA TS 5130MM, на Одсеку за науку о материјалима, Института за мултидисциплинарна истраживања Универзитета у Београду.

Квалитативна и квантитативна анализа узорака урађена је према стадраду EN 14407 (2004). Идентификација таксона силикатних алги је извршена до нивоа врсте, или нижег, коришћењем одговарајуће литературе (Hofmann и сар., 2011; Krammer и

Lange-Bertalot, 1986, 1988, 2004, 2011; Lange-Bertalot, 1993, 2001; Levkov и сар., 2013; Krammer, 1997 а, 1997 б, 2000, 2002, 2003), а класификација према подацима онлајн базе података „AlgaeBase” (Guiry и Guiry, 2017). Релативна бројност идентификованих таксона (%) је одређена бројањем 300 – 500 валви силикатних алги на сваком трајном препарату. Израчунат је и удео тератолошких форми забележених приликом квантификације и утврђен тип деформитета валве (Falasco и сар., 2009).

Употребом софтвера OMNIDIA израчунат је и Shannon-ов индекс диверзитета (H) (Shannon 1948), као једна од најчешће коришћених мера хетерогености заједнице (Krebs, 2001). Две компоненте диверзитета се комбинују у самој формули: број врста и уједначеност (расподела индивидуа међу присутним врстама), тако да се индекс рачуна на основу броја врста и њихове бројности у узорку. Најмања вредност индекса је 0, уколико у узорку постоји само једна врста. Вредности индекса расту са порастом броја врста и са уједначенијом дистрибуцијом врста. Shannon-ов индекс диверзитета у теорији може да достигне веома високе вредности, док у пракси за биолошке заједнице вредности најчешће нису веће од 5 (Washington, 1984 према Krebs, 2014).

Подаци о физичким и хемијским параметрима за локалитете Варварин, Багрдан и Љубичево на Великој Морави за 2010. и 2011. годину, преузети су из годишњих извештаја о квалитету вода Републичког хидрометеоролошког завода Србије (Хидролошки годишњак – квалитет вода, 2010), односно Агенције за заштиту животне средине (Резултати испитивања квалитета површинских и подземних вода, 2011). За анализу заједнице бентосних силикатних алги, коришћени су следећи параметри: температура (T; °C), pH, електропроводљивост (EC; µS/cm), растворени кисеоник (DO; mg/l), сатурација кисеоника (O_2%), суспендоване материје (mg/l), укупна тврдоћа (TH; mg $CaCO_3$/l), калцијум (Ca^{2+}; mg/l), магнезијум (Mg^{2+}; mg/l), амонијум јон (NH_4^+; mg/l), нитрати (NO_3^-; mg/l), нитрити (NO_2^-; mg/l), сулфати (SO_4^{2-}; mg/l), ортофосфати (PO_4^-; mg/l), гвожђе (Fe; µg/l), манган (Mn; µg/l), цинк (Zn; µg/l), кадмијум (Cd; µg/l), олово (Pb; µg/l), бакар (Cu; µg/l), жива (Hg; µg/l), никал (Ni; µg/l) и арсен (As; µg/l).

Током узорковања фитобентоса реке Саве у септембру 2014. и 2015. године, у сарадњи са словеначким Институтом „Јожеф Стефан” у Љубљани, извршена су мерења физичких и хемијских параметара у води. За анализу заједнице бентосних силикатних алги, коришћени су следећи параметри: температура (T; °C), растворени кисеоник (DO; mg/l), сатурација кисеоника (O_2%), електропроводљивост (EC; µS/cm), pH и оксидо-редукциони потенцијал (ORP; mV), алкалитет (Alk; meq/kg), растворени органски угљеник (DOC), натријум (Na^{+}; mg/l), калијум (K^{+}; mg/l), калцијум (Ca^{2+}; mg/l), магнезијум (Mg^{2+}; mg/l), растворени силицијум (Si; mg/l), нитрати (NO_3^{-}; mg/l), сулфати (SO_4^{2-}; mg/l), хлор (Cl^{-}; mg/l), бром (Br^{-}; mg/l) и флуор (F^{-}; mg/l), сребро (Ag; µg/l), арсен (As; µg/l), баријум (Ba; µg/l), кадмијум (Cd; µg/l), кобалт (Co; µg/l), хром (Cr; µg/l), бакар (Cu; µg/l), гвожђе (Fe; µg/l), манган (Mn; µg/l), молибден (Mo; µg/l), никал (Ni; µg/l), фосфор (P; µg/l), олово (Pb; µg/l), рубидијум (Rb; µg/l), селен (Se; µg/l), стронцијум (Sr; µg/l), ванадијум (V; µg/l) и цинк (Zn; µg/l).

3.4. Дијатомни индекси, одређивање класе вода и индикативног еколошког потенцијала

Након утврђивања састава и бројности заједнице, добијени подаци су употребљени за рачунање 17 дијатомних индекса коришћењем софтвера OMNIDIA верзија 6.04 (Lecointe и сар., 1993): IBD (Lenoir и Coste, 1996), IPS (Cemagref, 1982), IDG (Rumeau и Coste, 1988), DESCY (Descy, 1979), SLA (Sládecěk, 1986), IDSE (Leclerq и Manquet, 1987), IDAP (Prygiel и сар., 1996), EPID (Dell'Uomo, 2004), LOBO (Lobo и сар., 2002), DI-CH (Hürlimann и Niederhauser, 2002), RTI (Rott и сар., 1999), RSI (Rott и сар., 1997), CEE (Descy и Coste 1991), WAT (Watanabe и сар., 1990), TDI (Kelly и Whitton, 1995; Kelly и сар., 2001), PDI (Gómez и Licursi, 2001) и SHE (Steinberg и Schiefele, 1988).

Локалитети са којих су прикупљени узорци фитобентоса Велике Мораве и Саве у делу тока у Србији, сврстани су у одговарајућа водна тела и затим типове водотока, на основу Правилника о утврђивању водних тела површинских и подземних вода (Сл. гласник РС 96/2010) и Правилника о параметрима еколошког и хемијског статуса површинских вода и параметрима хемијског и квантитативног статуса подземних вода (Сл. гласник РС, 74/2011). Утврђено је да испитивани локалитети на Великој Морави припадају категорији значајно измењених водних тела, и то: Љубичево (водно тело VMOR_2 – од Љубучевског моста до ушћа Ресаве) припада типу 1 водотока, локалитети Варварин, Ћуприја, Багрдан и Марковачки мост (водно тело VMOR_3 – од ушћа Ресаве до састава Јужне и Западне Мораве) припадају типу 2. Испитивани локалитети на Сави: Београд (марина), Београд (узводно), Остружница (водно тело SA_1 – од ушћа у Дунав до Шапца код тврђаве) и Шабац (узводно), Сремска

Митровица (низводно), Сремска Митровица (узводно) и локалитет Ушће Босута (водно тело SA_2 – од Шапца код тврђаве до ушћа Дрине), припадају категорији значајно измењених водних тела и типу 1 водотока.

Класе еколошког потенцијала водних тела на рекама Великој Морави и Сави у делу тока у Србији, одређене су на основу вредности два параметра – IPS и CEE индекса за одговарајуће типове водотока (табела 3), у складу са одредницама правилника у Сл. гласник РС, 74/2011. У случају када је више од једног локалитета на водном телу (Велика Морава – VMOR_3 и Сава – SA_1 и SA_2), класа еколошког статуса за испитивано водно тело одређена је на основу просечне вредности за сваки од индекса по водном телу. Обзиром да у случају више параметара који указују на исти тип притисака ОДВ не прецизира одређивање коначне класе еколошког статуса (WFD CIS Guidance Document No 13., 2005), на испитиваним водним телима одређене су према принципу „један изван, сви изван”, тј. да параметар са најнижом оценом одређује класу еколошког статуса.

Индикативни еколошки потенцијал водних тела на Великој Морави и Сави на делу тока у Србији, на основу фитобентоса као биолошког елемента квалитета, класификован је и приказан према правилнику у Сл. гласник РС, 74/2011.

3.5. Статистичка обрада података

Статистичка анализа заједнице бентосних силикатних алги Велике Мораве је извршена коришћењем дискриминантне анализе главних компоненти (енгл. *Discriminant Principal Components Analysis* – DPCA) (Yendle и MacFie, 1989) применом софтвера „FLORA” (Karadžić и Marinković, 2009; Karadžić, 2013), са циљем утврђивања разлика између група (месеци узорковања).

Повезаност утврђене заједнице бентосних сликатних алги Велике Мораве и измерених срединских параметара урађена је на основу података физичко-хемијских мерења Агенције за заштиту животне средине, за период од априла 2010. до марта 2011. године. Анализа утицаја физичких и хемијских параметара на састав заједнице силикатних алги Велике Мораве извршена је на основу података за три локалитета: Варварин, Багрдан и Љубичево. Због непостојећих мерења за октобар 2010. на локалитету Багрдан и март 2011. на локалитету Варварин, резултати идентификације силикатних алги на тим тачкама су искључени из даље статистичке анализе, тако да се анализа заснива на подацима за 34 узорка. Анализа је урађена у статистичком програму „FLORA” (Karadžić и Marinković, 2009; Karadžić, 2013). Пре мултиваријантне анализе Mantel-ов тест (Mantel, 1967) (коефицијент сличности генерализована Еуклидова дистанца) је коришћен да би се утврдиле корелације између флористичке и growth средниске матрице. Средински фактори су ради анализе подељени на две групе. Прва је обухватила основне физичко-хемијске параметре (T, pH, EC, DO, O_2%, суспендоване материје, NH_4^+, NO_3^-, NO_2^-, SO_4^{2-}, PO_4^-, Ca^{2+}, Mg^{2+} и TH), док су у оквиру друге групе укључени додатни параметри, метали и металоиди (Zn, Cd, Pb, Cu, Fe, Mn, Hg, Ni и As). Циљ је био да се из групе основних и из групе додатних параметара издвоје најважнији средински фактори за заједницу силикатних алги применом претходне селекције (енгл. *Forward Selection* – FS) на основу Pearson-овог корелационог теста ($p<0,05$) и Monte Carlo пермутационог теста test (999 пермутација; $p<0,05$) (Karadžić, 2013). Канонијска кореспондентна анализа (енгл. *Canonical Correspodence Analysis* – CCA) (Ter Braak, 1987) је коришћена да би се утврдио однос између издвојених срединских параметара и састава заједнице силикатних алги Велике Мораве.

Однос између дијатомних индекса и срединских параметара издвојених применом FS је тестиран у софтверу STATISTICA 6 (StatSoft Inc., 2001). Shapiro–Wilk-ов тест нормалности (Shapiro и сар., 1968) је коришћен да би се утврдило да ли анализирани подаци имају нормалну расподелу. Корелације ($p<0,05$) између дијатомних индекса са FS издвојених срединских фактора су израчунате помоћу непараметарског теста (Spearman-ов модел).

Статистичка анализа заједнице бентосних силикатних алги Саве на основу података из четири периода узорковања, урађена је применом кореспондентне анализе (енгл. *Correspondence Analysis* – CA) (Greenacre, 1984) и софтвера „FLORA” (Karadžić и Marinković, 2009; Karadžić, 2013).

Повезаност заједнице бентосних сликатних алги Саве и измерених срединских параметара утврђена је на основу података из 2014. (високе воде) и 2015. године (ниске воде). Корелација између релативне бројности силикатних алги са срединским подацима је тестирана на 25 узорака (12 прикупљених током 2014. и 13 током 2015. године, табела 7). Узорак са Бохињске Бистрице је искључен из статистичке анализе због непотпуних физичко–хемијских мерења. Анализа је урађена у статистичком програму „FLORA” (Karadžić и Marinković, 2009; Karadžić, 2013). Пре мултиваријантне анализе Mantel-ов тест (Mantel, 1967) (коефицијент сличности генерализована Еуклидова дистанца) коришћен је да би се утврдиле корелације између флористичке и срединске матрице. Ради адекватне анализе срединских фактора, сви измерени параметри су подељени у две групе. Прва група је обухватала основне физичко–хемијске параметре и макронутријенте (T, DO, O_2%, Alk, EC, DOC, ORP, pH, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, NO_3^{-}, SO_4^{2-}, Cl^{-}, P и Si), а друга група додатне параметре, као што су тешки метали и металоиди (Ag, As, Ba, Br, Cd, Co, Cr, Cu, F^{-}, Fe, K^{+}, Mn, Mo, Ni, Pb, Rb, Se, Sr, V и Zn). Циљ је био да се из обе групе издвоје најважнији срeдински фактори за заједницу силикатних алги применом претходне селекције (енгл. *Forward Selection* – FS) на основу Pearson-овог корелационог теста ($p<0,05$) и Monte Carlo пермутационог теста test (999 пермутација; $p<0,05$) (Karadžić, 2013). Канонијска кореспондентна анализа (енгл. *Canonical Correspodence Analysis* – CCA) (Ter Braak, 1987) је коришћена да би се утврдио однос између издвојених срединских параметара и састава заједнице силикатних алги Саве.

Однос између дијатомних индекса и срединских параметара издвојених применом FS је тестиран у софтверу STATISTICA 6 (StatSoft Inc., 2001). Shapiro–Wilk-ов тест нормалности (Shapiro и сар., 1968) је коришћен да би се утврдило да ли анализирани подаци имају нормалну расподелу, тј. примењивост параметарских тестова у даљој анализи. Одговарајућим параметарским т–тестом тестирано је могуће постојање статистички значајних разлика између вредности дијатомних индекса (ниво значајности $p<0,05$), добијених за сезону високих (2014.) и ниских (2015.) вода. Корелације ($p<0,05$) дијатомних индекса са срединским факторима су израчунате помоћу параметарског теста (Pearson-ов модел).

4. Резултати

4.1. Бентосна заједница силикатних алги реке Велике Мораве

4.1.1. Флористички састав

Идентификацијом силикатних алги у узорцима фитобентоса са Велике Мораве утврђено је присуство 162 таксона у оквиру 50 родова (табела 8). Највећи број таксона забележен је на локалитету Љубичево (126), затим следе Ћуприја (115), Багрдан (109), Марковачки мост (101) и Варварин (99). Највећи број таксона припада родовима *Navicula* (19), *Gomphonema* (16) и *Nitzschia* (16). Преглед броја таксона по родовима је приказан на слици 8.

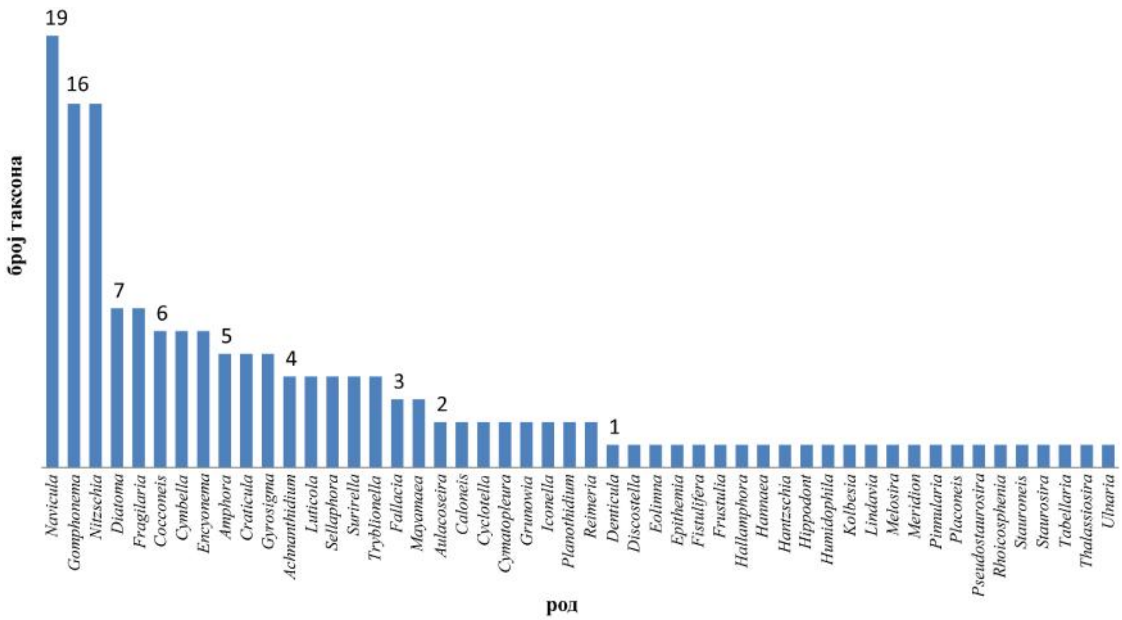
Табела 8. Преглед таксона силикатних алги идентификованих у узорцима фитобентоса из Велике Мораве на истраживаним локалитетима (+ присуство таксона; +* присуство таксона и његове тератолошке форме; ▲ први налаз за територију Србије)

Bacillariophyta	**Код таксона**	**Локалитет**				
		Варварин	Ћуприја	Багрдан	Марковачки мост	Љубичево
Achnanthidium affine (Grun,) Czarnecki	ACAF	+				
A. eutrophilum (Lan.-Bert.) Lange-Bertalot	ADEU	+	+	+	+	+
A. minutissimum (Kütz.) Czarnecki	ADMI	+	+	+		
A. pyrenaicum (Hust.) Kobayasi	ADPY	+	+	+	+	+
Amhora copulata (Kütz.) Schoeman & Archibald	ACOP	+	+	+	+	+
A. inariensis Krammer	AINA	+	+	+	+	+
A. minutissima W.Smith	AMNU			+		
A. ovalis (Kütz.) Kützing	AOVA	+	+	+	+	
A. pediculus (Kütz.) Grunow	APED	+	+	+	+	+
Aulacoseira granulata (Ehr.) Simonsen	AUGR					+
A. italica (Ehr.) Simonsen	AUIT					+
Caloneis lancetulla (Sch.) Lange-Bertalot & Witkowski	CLCT	+	+	+	+	+
C. permagna (Bail.) Cleve	CPRM		+			
Cocconeis disculus (Sch.) Cleve	CDIS		+	+		+
C. pediculus Ehrenberg	CPED	+	+	+	+	+
C. placentula Ehrenberg var. *placentula*	CPLA			+		
C. placentula var. *euglypta* (Ehr.) Grunow	CPLE	+	+	+	+	+
C. placentula var. *lineata* (Ehr.) Van Heurck	CPLI	+	+	+	+	+
C. pseudolineata (Geit.) Lange-Bertalot	COPL		+	+		+
Craticula accomoda (Hust.) D.G.Mann	CRAC	+		+		+

C. ambigua (Ehr.) D.G.Mann	CAMB				+	+
C. cuspidata (Kutz.) D.G.Mann	CRCU	+	+	+	+	
C. minusculoides (Hust.) Lange-Bertalot	CMNO				+	
C. subminuscula (Mang.) C.E.Wetzel & L.Ector	CSNU	+	+	+	+	+
Cyclotella atomus Hustedt	CATO					+
C. meneghiniana Kützing	CMEN	+	+	+	+	+
Cymatopleura solea (Bréb.) W. Smith	CSOL	+	+	+	+	+
C. solea var.*apiculata* (W.Sm.) Ralfs	CSAP		+		+	
Cymbella compacta Østrup	CCMP	+	+	+	+	+
C. excisa Kützing	CAEX	+	+	+		+
C. lanceolata (Agar.) Agardh	CLAN	+	+	+	+	+
C. neocistula Krammer	CNCI	+		+		+
C. subcistula Krammer	CSCI		+			+
C. tumida (Bréb.) Van Heurck	CTUM	+	+	+	+	+
Denticula tenuis Kützing	DTEN	+				+
Diatoma ehrenbergii f. *capitulata* (Grun.) Lange-Bertalot	DVCA	+	+	+	+	+
D. ehrenbergii Kützing	DEHR	+	+			
D. mesodon (Ehr.) Kützing	DMES		+		+	
D. moniliformis Kützing	DMON	+*	+	+*	+	+
D. moniliformis ssp. *ovalis* (Fric.) Lange-Bertalot, Rumrich & G.Hofmann	DMOV				+	
D. problematica Lange-Bertalot	DPRO	+	+	+	+	+
D. vulgaris Bory	DVUL	+*	+*	+	+	+*
Discostella pseudostelligera (Hust.) Houk & Klee	DPST					+
Encyonema auerswaldii Rabenhorst	EAUE	+			+	
E. lange-bertalotii Krammer	ENLB			+	+	+
E. leibleinii (C.Agar.) W.J.Silva, R.Jahn, T.A.Veiga Ludwig & M.Menezes	ELEI		+	+	+	+
E. minutum (Hil.) D.G. Mann	ENMI	+		+		+
E. silesiacum (Blei.) D.G. Mann	ESLE	+	+	+	+	+
E. ventricosum (Agar.) Grunow	ENVE	+	+	+	+	+
Eolimna minima (Grun.) Lange-Bertalot	EOMI	+	+	+	+	+
Epithemia sorex Kützing	ESOR					+
Fallacia insociabilis (Kras.) D.G.Mann	FINS					+
F. pygmaea (Kütz.) A.J. Stickle & D.G. Mann *ssp. pygmaea*	FPYG		+			+
F. subhamulata (Grun.) D.G.Mann	FSBH	+	+	+	+	+
Fistulifera saprophila (Lan.-Bert.& Bon.) Lange-Bertalot	FSAP	+	+	+	+	
Fragilaria acus (Kütz.) Lange-Bertalot	FRAC		+		+	+
F. capucina Desmazières var. *capucina*	FCAP	+				
F. recapitellata H. Lange-Bertalot & Metzeltin	FRCP	+	+	+	+*	+
F. rumpens (Kütz.) G.W.F.Carlson	FRUM		+		+	
F. vaucheriae (Kütz.) J.B.Petersen	FVAU	+	+	+	+*	+
Frustulia vulgaris (Thwa.) De Toni	FVUL					+
Gomphonema affine Kützing	GAFF		+	+		
G. augur Ehrenberg	GAUG			+		
G. clavatulum Reichardt	GCVT				+	
G. elegantissimum Reichardt & Lange-Bertalot	GELG			+	+	+
G. gracile Ehrenberg	GGRA	+	+	+	+	
G. italicum Kützing	GITA			+		
G. micropus Kützing	GMIC	+		+	+	+

G. minutum (Ag.) Agardh	GMIN	+	+	+	+	
G. olivaceum (Horne.) Brébisson	GOLI	+	+	+	+	+
G. parvulum (Kütz.) Kützing	GPAR	+	+	+	+	+
G. pumilum var. *rigidum* Reichardt & Lange-Bertalot	GPRI	+	+	+	+	+
G. saprophilum (Lan.-Bert. & Reich.) Abraca, R.Jahn, J.Zimmermann & Enke	GSPP	+			+	+
G. sarcophagus Gregory	GSAR					+
G. subclavatum (Grun.) Grunow	GSLC					+
G. supertergestinum Reichardt	GSUT	+			+	
G. tergestinum (Grun.) Fricke	GTER	+	+	+	+	+
Grunowia solgensis (A.Clev.) Aboal	GRSO		+			
G. tabellaria (Grun.) Rabenhorst	NSIT		+		+	
Gyrosigma acuminatum (Kütz.) Rabenhorst	GYAC	+		+	+	
G. attenuatum (Kütz.) Rabenhorst	GYAT		+		+	+
G. kuetzingii (Grun.) Cleve	GYKU	+	+	+	+	+
G. obtusatum (Sull. & Worm.) Boyer	GYOB		+		+	+
G. sciotense (Sull.) Cleve	GSCI	+	+	+	+	+
Hallamphora montana (Kras.) Levkov	HLMO	+	+	+	+	+
Hannaea arcus (Ehr.) R.M.Patrick	HARC	+	+	+	+	+
Hantzschia amphioxys (Ehr.) Grunow	HAMP	+	+	+		+
Hippodonta capitata (Ehr.) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski	HCAP		+	+		+
Humidophila contenta (Grun.) Lowe, Kociolek, J.R.Johansen, Van de Vijver, Lange-Bertalot & Kopalová	HCAP		+			+
Iconella linearis (W.Sm.) Ruck & Nakov	ILIN					+
I. tenera (W.Greg.) Ruck & Nakov	ITEN	+	+	+	+	+
Kolbesia gessneri (Hust.) Aboal	KGES	+		+		+
Lindavia comta (Kütz.) Nakov, Gullory, Julius, Theriot & Alverson	LCMT		+			+
Luticola acidoclinata Lange-Bertalot	LACD					+
L. goeppertiana (Blei.) D.G.Mann	LGOE	+	+	+	+	+
L. mutica (Kütz.) D.G.Mann	LMUT		+			
L. nivalis (Ehr.) Mann	LNIV		+			+
Mayamaea atomus (Kütz.) Lange-Bert.	MAAT	+	+	+	+	+
M. cahabaensis Morales & Manoylov ▲	MCAH	+	+	+	+	+
M. permitis (Hust.) K.Bruder & Medlin	MPMI	+	+	+	+	+
Melosira varians C. Agardh	MVAR		+	+	+	+
Meridion circulare (Grev.) C. Agardh var. *circulare*	MCIR	+	+	+		+
Navicula amphiceropsis Lange-Bertalot & U.Rumrich	NAAM		+			
N. antonii Lange-Bertalot & Rumrich	NANT	+	+	+	+	+
N. capitatoradiata Germain	NCPR	+	+*	+	+	+
N. cryptocephala Kützing	NCRY	+	+	+		+
N. cryptotenella Lange-Bertalot	NCTE	+	+	+	+	+
N. erifuga Lange-Bertalot	NERI		+	+	+	+
N. germainii Wallace	NGER	+	+	+	+	+
N. gregaria Donkin	NGRE	+	+	+	+	+
N. lanceolata (Ag.) Ehrenberg	NLAN	+	+	+	+	+
N. radiosa Kützing	NRAD	+		+		
N. reichardtiana Lange-Bertalot	NRCH	+	+	+	+	+
N. rostellata Kützing	NROS	+	+	+	+	+
N. simulata Manguin	NSIA		+			+

N. slesvicensis Grunow	NSLE		+			
N. tripunctata (O.F. Muell.) Bory	NTPT	+	+	+	+	+
N. trivialis Lange-Bertalot	NTRV	+	+	+	+	+
N. vandamii Schoeman & Archibald var. *vandamii*	NVDA	+				
N. veneta Kützing	NVEN		+	+		+
N. viridula (Kütz.) Ehrenberg	NVIR	+	+	+	+	+
Nitzschia abbreviata Hustedt	NZAB	+	+	+	+	+
N. acicularis (Kütz.) W.Smith	NACI		+			+
N. amphibia Grunow	NAMP	+	+	+	+	+
N. capitellata Hustedt	NCPL	+	+	+	+	+
N. dissipata (Kütz.) Grunow	NDIS	+	+	+	+	+
N. fonticola (Grun.) Grunow	NFON	+	+	+	+	+
N. frustulum var. *inconspicua* (Grun.) Grunow	NINC	+	+	+	+	+
N. gracilis Hantzsch	NIGR					+
N. heufleriana Grunow	NHEU	+	+	+	+	+
N. intermedia Hantzsch	NINT	+	+		+	+
N. linearis (C. Agar.) W. Smith	NLIN	+	+	+	+	+
N. palea (Kütz.) W. Smith	NPAL	+	+	+	+	+
N. salinarum Grunow	NZSA		+	+	+	+
N. sigmoidea (Nitz.) W.Smith	NSIO	+	+	+	+	+
N. sociabilis Hustedt	NSOC					+
N. tubicola Grunow	NTUB				+	
Pinnularia borealis Ehrenberg	PBOR			+		
Placoneis paraelginensis Lange-Bertalot	PPAE			+		
Planothidium frequentissimum (Lan.-Bert.) Lange-Bertalot	PLFR	+	+	+		+
P. lanceolatum (Bréb. ex Kütz.) Bukhtiyarova	PTLA	+	+	+	+	+
Pseudostaurosira parasitica (Grun.) Morales	PPRS	+	+	+		+
Reimeria sinuata (Greg.) Kociolek & Stoermer	RSIN	+	+	+	+	+
R. uniseriata Sala, Guerrero & Ferrario	RUNI	+	+	+	+	+
Rhoicosphenia abbreviata (C. Ag.) Lange-Bertalot	RABB	+	+	+	+	+
Sellaphora bacillum (Ehr.) D.G.Mann	SEBA	+		+		+
S. capitata D.G.Mann & S.M.McDonald	SECA	+	+			+
S. pupula (Kütz.) Mereschkovsky	SPUP	+	+	+	+	+
S. seminulum (Grun.) Mann	SSEM	+	+	+	+	+
Stauroneis smithii Grunow	SSMI		+			
Staurosira venter (Ehr.) Cleve & J.D.Möller	SSVE					+
Surirella angusta Kützing	SANG		+	+		+
S. brebissonii var. *kuetzingii* Krammer & Lange-Bertalot	SBKU	+	+	+	+	+
S. minuta Brébisson ex Kützing	SUMI	+	+	+	+	+
S. splendida (Ehr.) Kützing	SSPL			+		+
Tabellaria flocculosa (Roth) Kützing	TFLO		+	+	+	
*Thalassiosira*sp. Cleve						+
Tryblionella angustata W. Smith	TANG					+
T. apiculata W.Gregory	TAPI	+	+	+	+	+
T. hungarica (Grun.) Frenguelli	THUN				+	+
T. levidensis W. Smith	TLEV				+	+
Ulnaria ulna (Nitz.) Compère	UULN	+	+	+	+	+*

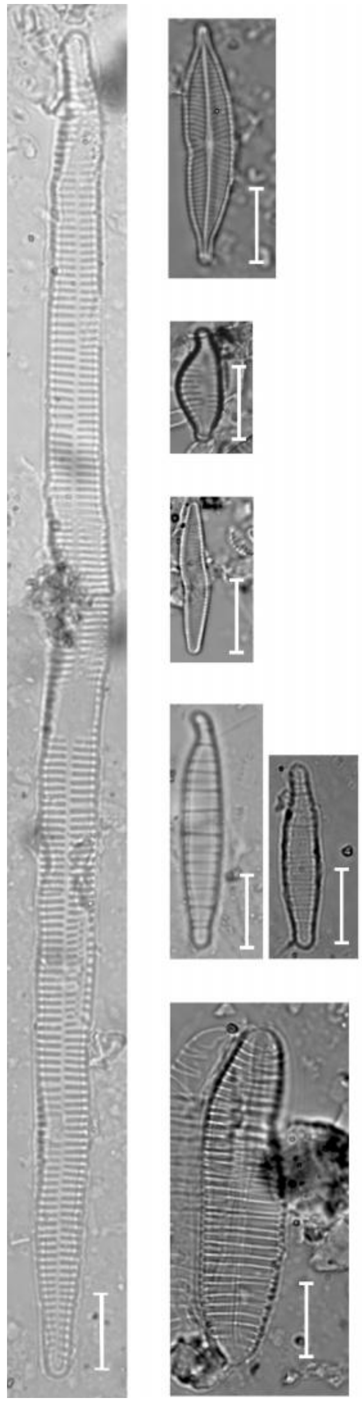


Слика 8. Број таксона силикатних алги у оквиру родова нађених у Великој Морави

Најучесталији таксони у Великој Морави, присутни у преко 75 % узорака, били су: *A. pediculus*, *C. placentula* var. *euglypta*, *C. subminuscula*, *D. vulgaris*, *G. parvulum*, *G. pumilum* var. *rigidum*, *N. cryptotenella*, *N. lanceolata*, *N. tripunctata*, *N. abbreviata*, *N. amphibia*, *N. dissipata*, *N. frustulum* var. *inconspicua*, *R. sinuata*, *R. uniseriata*, *R. abbreviata* и *U. ulna*. Међу набројаним таксонима издвајају се *N. dissipata* и *A. pediculus* као најфреквентнији, присутни у 98% узорака.

Током годину дана истраживања Велике Мораве, као најбројнији таксони издвојили су се: *A. pediculus*, *C. subminuscula*, *Cyclotella atomus*, *Diatoma problematica*, *Gomphonema olivaceum*, *N. lanceolata*, *N. abbreviata* и *N. dissipata.*

У Великој Морави су на свим локалитетима забележене тератолошке форме бентосних силикатних алги (слика 9). Код таксона *Diatoma moniliformis*, *D. vulgaris*, *Fragilaria recapitellata*, *F. vaucheriae*, *Navicula capitatoradiata* и *Ulnaria ulna* уочен је измењен облик (тератологија типа 1), док је код *D. vulgaris* уочен и измењен образац трансапикалних ребара (тератологија типа 2). Деформисане валве *D. vulgaris* забележене су у узорцима са локалитета Варварин у октобру (чинећи 0,41 % укупне бројности идентификованих таксона), Ћуприја у јануару (0,59 %), Љубичево у новембру (0,58 %) и заједно са *U. ulna* у децембру (заједно 1,98 % – *D. vulgaris* 1,78 % и *U. ulna* 0,20 %). Тератолошка форма таксона *D. moniliformis* чинила је 0,21 % заједнице силикатних алги на локалитету Варварин у априлу и 0,18 % на локалитету Багрдан у мају. *F. recapitellata* и *F. vaucheriae* чиниле су 0,37 % укупне бројности силикатних алги на локалитету Марковачки мост у јулу.



Слика 9. Тератолошке форме бентосних силикатних алги Велике Мораве, скала 10 µm: *Ulnaria ulna* (а), *Navicula capitatoradiata* (б), *Fragilaria recapitellata* (в), *F. vaucherie* (г), *Diatoma moniliformis* (д, ђ) и *D. vulgaris* (е)

4.1.1.1. Нови налаз за флору алги Србије – *Mayamaea cahabaensis* Morales & Manoylov

На свим локалитетима на Великој Морави уочено је присуство врсте *Mayamaea cahabaensis* Morales & Manoylov (слика 10), која до сада није забележена у флори алги Србије.

Ред: Naviculales

Фамилија: Naviculales incertae sedis

Род: Mayamaea

Врста: ***Mayamaea cahabaensis***

Референца: Morales и Manoylov (2009)

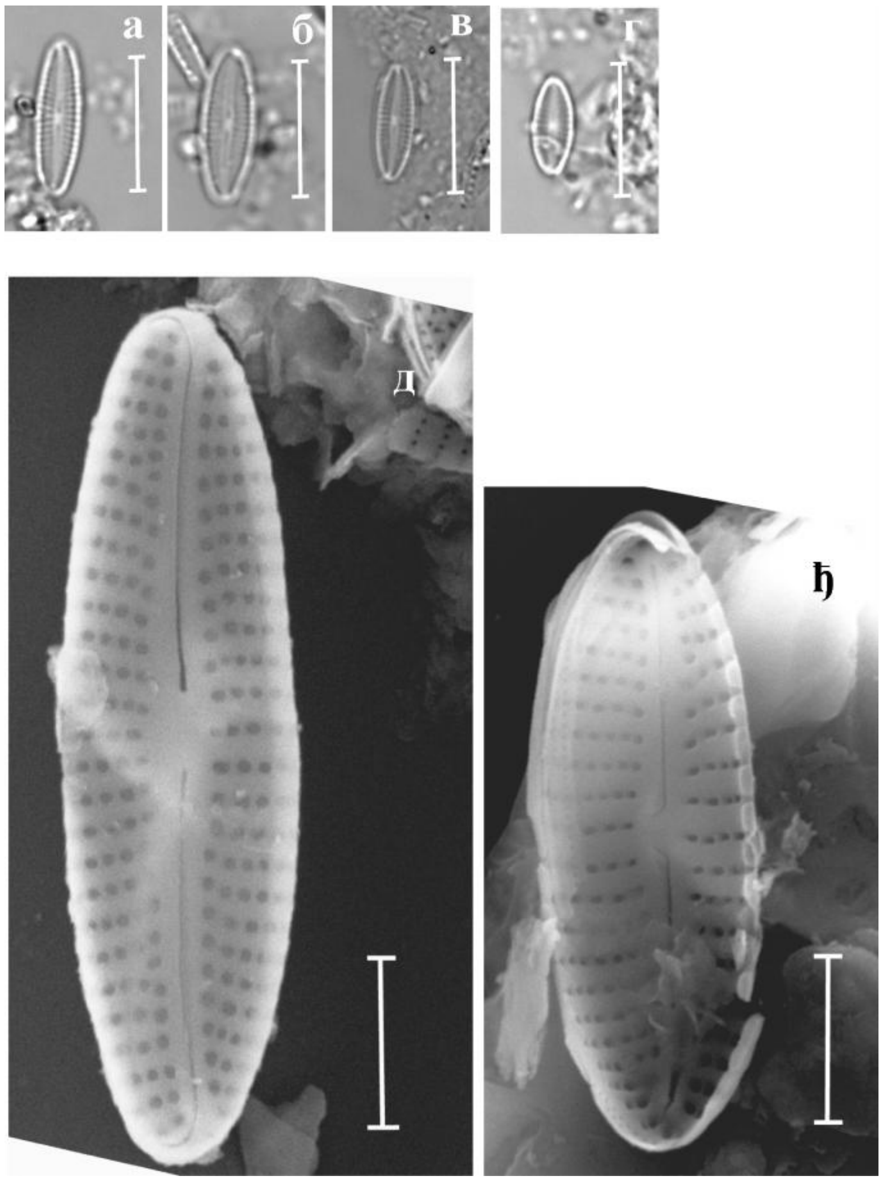
Опис: Валве елиптичне, 5–14 μm дужине и 1,5–3,7 μm ширине. Попречне пруге паралелне или благо радијалне на вентралној страни. Карактери посматрани светлосним микроскопом који ову врсту одвајају од других припадника рода су дорзивентралност валве и изражене попречне пруге. За индетификацију на СЕМ-у: Попречне пруге се састоје од округлих ареола варијабилног броја. Ареоле прекривене хименима који су смештени према спољној површини валве. Рафа филиформна и благо савијена према вентралној страни валве. Проксимални крајеви рафе један насупрот другог гледано са спољне стране и јако савијени на исту страну и према дорзалној страни валве посматрано са унутрашње стране. Треминални крајеви рафе савијени на врховима у истом правцу и према вентралној страни валве. На врховима са унутрашње стране благо подигнута хеликтоглоса. Аксијало поље представља задебљали стернум. Цингулум се сатоји од најамање два елемента по фрустули. Валвокопула широка са унутрашњим делом на коме се налази један ред ареола. Копуле се не примећују.

Слични таксони: *Eolimna comperei* Ector, Coste & Iserentant, детаљан опис разлика у Morales и Manoylov (2009); неки аутори укључују могућност синонимике (Falasco и Bona, 2013).

Опште распрострањење: реке јужног дела САД, реке северозападне Италије, Сава (наша истраживања, део тока од Леве Мартинске Веси до Штитара).

Распрострањење у Србији: Велика Морава (Варварин, Ћуприја, Багрдан, Марковачки мост и Љубичево) и Сава (Сремска Митровица, Шабац, Београд).

Екологија: налази се у топлијој, благо алкалној води, у великој бројности јавља се у еутрофним условима.



Слика 10. *Mayamaea cahabaensis*; фотографије са светлосног микроскопа, скала 10 µm (а, б, в, г) и скенинг електронског микроскопа, скала 2 µm (спољашња страна валве – д; унутрашња страна валве – ђ)

4.1.2. Сезонска динамика

У пролећном периоду (табела 9), највећи број таксона забележен је на локалитету Багрдан у априлу (45) и на локалитету Ћуприја у мају (42), док је најмањи број таксона идентификован на локалитету Варварин у априлу (32) и на локалитетима Варварин и Марковачки мост у мају (по 35).

Табела 9. Укупан број и релативна бројност таксона (%) присутних у заједници силикатних алги Велике Мораве у пролећном периоду (април и мај 2010. године)

Таксон	Локалитет								
	Варварин		Ћуприја	Багрдан		Марк. мост		Љубичево	
	април	мај	мај	април	мај	април	мај	април	мај
	Укупан број таксона								
	32	35	42	45	39	33	35	35	37
	Релативна бројност (%)*								
Amphora inariensis	5,8		7,9						
A. pediculus	24,6	11,3	53,3	21,2	41,0	16,3	32,3	6,6	6,7
Craticula subminuscula	5,4	8,2		11,0			5,0		
Diatoma moniliformis						8,0			
Fistulifera saprophila		24,2			7,2	5,6			
Gomphonema olivaceum	8,9	6,1		15,0		17,1		6,7	
Mayamaea atomus		5,0							
M. permitis		8,6			10,0		9,2		
Melosira varians								18,7	
Navicula cryptotenella							5,9		
N. gregaria									
N. lanceolata	19,4	7,6	5,2	9,6		21,3		34,9	32,8
N. reichardtiana									
Nitzschia abbreviata							7,2		
N. dissipata		9,9		5,0			14,2		8,9
Surirella brebissonii var. *kuetzingii*	12,8			10,0		6,6			13,4
Укупно (%)	76,9	80,9	66,4	71,7	58,1	74,8	73,9	66,9	61,8

* приказани су таксони са релативном бројношћу већом од 5%

У априлу и мају, укупно је 16 таксона силикатних алги присутно са релативном бројношћу већом од 5 %. Таксони присутни са највећом релативном бројношћу у априлу су били: *A. pediculus*, *G. olivaceum*, *N. lanceolata* и *M. varians*, док су мају забележени: *A. pediculus, F. saprophila* и *N. lanceolata*.

Највеће процентуално учешће таксона са релативном бројношћу већом од 5 % у укупној бројности, забележено је у узорцима из Варварина у мају (80,9 %). Осам таксона одређују највећи део укупне релативне бројности, од којих је један доминантан (*Fistulifera saprophila*, 24,2 %), а остали су субдоминантни са високим релативним бројностима. Најмање процентуално учешће таксона релативне бројности веће од 5 % у укупној бројности било је на локалитету Багрдан у мају (58,1 %). Од три забележена таксона, један је доминантан (*A. pediculus*, 40 %), док су остала два далеко мање бројна.

Из групе таксона са релативном бројношћу мањом од 5 % у априлу (нису обухваћене табелом 9), издваја се *N. cryptotenella*, чија је бројност варирала од 2,5 % (Љубичево) до 4,5 % (Варварин) и *N. reichardtiana*, са бројношћу од 0,4 (Љубичево) до 4,2% (Марковачки мост). У мају је релативна бројност *N. frustulum* var. *inconspicua* варирала у опсегу од 0,4 % (Ћуприја) до 3,9 % (Багрдан).

Током летњег периода (табела 10), највећи број таксона идентификован је на локалитету Љубичево у јуну и јулу (37 и 43) и на локалитетима Багрдан и Љубичево у августу (41). Најмањи број таксона забележен је на локалитетима Марковачки мост у јуну (30), Ћуприја у јулу (31) и Варварин у августу (34).

У делу 2010. године од јуна до августа, укупно је 18 таксона силикатних алги присутно са релативном бројношћу већом од 5 %. У јуну су највећу релативну бројност имали таксони *A. pediculus*, *C. subminuscula* и *N. abbreviata*, у јулу *A. pediculus*, *C. placentula* var. *euglypta*, *C. subminuscula* и *N. abbreviata*, док су највећу релативну бројност у августу имале врсте *A. pediculus*, *C. meneghiniana*, *C. atomus*, *N. abbreviata* и *N. frustulum* var. *inconspicua.*

Највеће процентуално учешће таксона са релативном бројношћу већом од 5 % у укупној бројности, забележено је на локалитету Ћуприја у јулу (82,6 %). Седам таксона има највећи удео у бројности, од којих је *A. pediculus* доминантна (35,3 %). Најмање процентуално учешће таксона из ове групе у укупној бројности забележено је на локалитету Љубичево у јулу (53,9 %), а сачињавали су га два кодоминантна таксона, *A. pediculus* (15,5%) и *C. subminuscula* (14,7 %), док су преостала три таксона присутна са нижом, али уједначеном бројношћу.

Табела 10. Укупан број и релативна бројност таксона (%) присутних у заједници силикатних алги Велике Мораве у летњем периоду (јун, јул и август 2010. године)

Таксон	Локалитет														
	Варварин			Ћуприја			Багрдан			Марк. мост			Љубичево		
	јун	јул	август	јун	јул	август	јун	јул	август	јун	јул	август	јун	јул	август
	Укупан број таксона														
	34	33	34	36	31	37	34	34	41	30	37	37	37	43	39
	Релативна бројност (%)*														
Amphora inariensis					8,7		7,1		9,9					7,2	
A. pediculus	17,7	18,7		45,9	35,3	7,4	21,6	22,1	21,4	23,2	17,9		47,7	15,5	
Cocconeis placentula var. *euglypta*					5,0		6,4	21,9	7,8						
C. placentula var. *lineata*								11,2							
Craticula subminuscula	9,9	8,8	11,5	7,4			14,1	8,9		17,5	15,5	7,4	5,6	14,7	
Cyclotella atomus															23,0
C. meneghiniana						12,9									38,4
Eolimna minima					6,5	12,9		5,6	7,1						
Fistulifera saprophila	9,0														
Mayamaea cahabaensis						5,1									
M. permitis	5,0														
Navicula cryptotenella										8,0					
Nitzschia abbreviata	17,5	16,2	6,9	15,7	11,8	20,3	13,0		8,4	7,0	22,0	17,3			
N. dissipata													10,8	7,2	
N. fonticola			13,1												
N. frustulum var. inconspicua	14,3	20,1	24,2		9,2	11,0				8,9	11,8	40,1			
N. palea	7,2		15,1							7,2				9,3	
Reimeria uniseriata					6,1										
Укупно (%)	80,6	63,7	70,8	69,0	82,6	69,7	62,2	69,7	54,6	71,9	67,2	64,8	64,1	53,9	61,4

* приказани су таксони са релативном бројношћу већом од 5%

Из групе таксона са релативном бројношћу мањом од 5 % (нису представљене у табели 10), издвајају се у јуну *D. moniliformis* са бројношћу од 1,4 % (Багрдан) до 2,1 % (Марковачки мост) и *R. sinuata* са бројношћу од 0,6 % (Варварин) до 2,5 % (Ћуприја). У јулу се бројност *G. pumilum* var. *rigidum* кретала од 0,2 % (Марковачки мост) до 2,8 % (Варварин), *G. tergestinum* од 1,8 % (Ћуприја) до 3,9 % (Марковачки мост), *N. cryptotenella* од 0,9 % (Ћуприја) до 3,6 % (Љубичево), *N. amphibia* од 0,7 % (Марковачки мост) до 2,3 % (Варварин) и *R. sinuata* од 0,4 % (Багрдан) до 2,6 % (Варварин). У августу се издвајају *N. cryptotenella* са релативном бројношћу у опсезима од 0,4 % (Љубичево) до 4,4 % (Варварин) и *S. seminulum* од 0,2 % (Варварин) до 4,2 % (Багрдан).

У јесењем периоду (табела 11), највећи број таксона је идентификован на локалитету Варварин у септембру, октобру и новембру (53, 50 и 57, редом) и на локалитету Љубичево у новембру (57). Најмањи број таксона је забележен на локалитету Багрдан у септембру (40), Марковачком мосту у октобру (43) и Ћуприји у новембру (44).

Табела 11. Укупан број и релативна бројност таксона (%) присутних у заједници силикатних алги Велике Мораве у јесењем периоду (септембар, октобар и новембар 2010. године)

Таксон	Локалитет														
	Варварин			Ћуприја			Багрдан			Марк. мост			Љубичево		
	септембар	октобар	новембар	септембар	октобар	новембар	септембар	октобар	новембар	септембар	октобар	новембар	септембар	октобар	новембар
	Укупан број таксона														
	52	50	57	43	49	44	40	46	46	41	43	49	42	47	57
	Релативна бројност (%)*														
Amphora inariensis								13,7							
A. pediculus	6,0			11,8	9,8		35,2	26,2	19,9	6,4				5,4	
Cocconeis placentula var. euglypta	6,4	9,1			6,9		7,6	8,8	7,6						
Cyclotella atomus													40,4		
C. meneghiniana													21,3	8,7	
Diatoma vulgaris		6,4	5,5			5,9				5,5	5,0	6,8			
Eolimna minima				8,9		13,6	11,3	6,0							
Mayamaea cahabaensis	9,0				5,7	5,5				9,5	5,1				
Navicula capitatoradiata	9,2	12,6													
N. cryptotenella						8,7				7,9	5,9	6,2		9,3	
N. tripunctata		8,9									6,9	5,5			6,0
Nitzschia abbreviata			6,2	19,1	14,3	16,2	7,4		6,8	9,5	7,8				
N. amphibia		6,8													
N. dissipata	5,1		35,1	7,9	9,0	13,8			13,3	19,8	21,5	48,9		32,8	34,3
N. fonticola		11,7	5,0												
N. frustulum var. inconspicua	11,1			10,1	6,9	6,9		8,5	10,3	5,3	25,3				
Ulnaria ulna										6,6					
Укупно (%)	46,9	55,4	51,8	57,9	52,5	70,8	61,3	63,2	57,9	70,6	77,5	67,3	61,7	56,2	40,4

* приказани су таксони са релативном бројношћу већом од 5%

У делу 2010. године од септембра до новембра, укупно 17 таксона силикатних алги чинило је групу са релативном бројношћу већом од 5 %. Таксони са највећом релативном бројношћу у септембру били су: *A. pediculus*, *C. atomus*, *N. abbreviata*, *N. dissipata* и *N. frustulum* var. *inconspicua*. У октобру су врсте *A. pediculus*, *N. capitatoradiata*, *N. abbreviata*, *N. dissipata* и *N. frustulum* var. *inconspicua* забележени са највећом релативном бројношћу, док су у новембру то били *A. pediculus*, *N. abbreviata* и *N. dissipata*.

Највеће процентуално учешће таксона са релативном бројношћу већом од 5 % у укупној бројности, забележено је у узорцима са локалитета Марковачки мост у октобру (77,5 %). Највећи удео у бројности имају кодоминантне *N. frustulum* var. *inconspicua* (25,3 %) и *N. dissipata* (21,5 %), док су остали таксони из ове групе присутни са мањом, али уједначеном бројношћу. Најмање процентуално учешће таксона из ове групе у укупној бројности забележено је на локалитету Љубичево у новембру (40,4 %), чинили су их доминантна *N. dissipata* (34,3 %) и субдоминантна *N. tripunctata* (6 %). Од таксона који нису приказани у табели, са већим процентуалним учешћем у заједници издвајају се *H. montana* (4,9 %), *D. vulgaris* (4,7 %), *N. cryptotenella* (3,3 %) и *G. sciotense* (3,1 %), док су остали забележени таксони били мање бројни.

Из групе таксона са релативном бројношћу мањом од 5 % (нису представљени у табели 11), у септембру се издвајају *A. eutrophilum* са релативном бројношћу од 4,1 % (Варварин) и 3,7 % (Ћуприја), *M. permitis*, чија је бројност варирала од 0,8 % (Варварин) до 3,5 % (Ћуприја), *N. tripunctata* од 0,5 % (Багрдан) до 2,8 % (Марковачки мост), *N. palea* од 0,7 % (Ћуприја) до 2,6 % (Љубичево) и *S. seminulum* од 0,2 % (Багрдан и Марковачки мост) до 4,4 % (Ћуприја). У октобру се издвајају *R. abbreviata* са релативном бројношћу у опсегу од 0,2 % (Љубичево) до 3,5 % (Варварин) и *U. ulna* од 0,4 % (Ћуприја) до 3,3 % (Варварин). У новембру је забележена релативна бројност *N. capitatoradiata* варирала од 1 % (Багрдан) до 4,1 % (Варварин) и *N. amphibia* од 0,2 % (Љубичево) до 4,8 % (Варварин).

Током зимског периода (табела 12), највећи број таксона је забележен на локалитетима Љубичево у децембру 2010. године (51), Багрдан у јануару и фебруару 2011. године (38 и 37) и Ћуприја у марту 2011. године (47). Најмањи број таксона је идентификован на локалитетима Варварин и Марковачки мост у децембру (по 28), Варварин у јануару (25), Ћуприја у фебруару (27) и Љубичево у марту (24).

У периоду од децембра 2010. до марта 2011. године, укупно је 26 таксона силикатних алги чинило групу са релативном бројношћу већом од 5 %. Таксони са највећом релативном бројношћу у децембру су: *A. pediculus, D. vulgaris, G. olivaceum* и *N. dissipata*. У јануару се као најбројнији издвајају: *A. pediculus*, *G. olivaceum* и *N. dissipata*, у фебруару су то: *A. pediculus, D. problematica*, *G. olivaceum, N. lanceolata*, *N. dissipata* и *R. abbreviata*, док су у марту таксони са највећом релативном бројношћу: *A. pediculus*, *D. problematica, G. olivaceum* и *N. lanceolata*.

Највеће процентуално учешће таксона са релативном бројношћу већом од 5 % у укупној бројности, забележено је на локалитету Варварин у марту (86,5 %), где су највећи удео у заједници имале кодоминантне *N. lanceolata* (37,3 %) и *D. problematica* (36,7 %). Најмање процентуално учешће таксона из ове групе у укупној бројности забележено је на локалитету Љубичево у децембру (38, 1 %), а чине је таксони уједначене бројности. Од таксона који нису обухваћени анализом, са већим процентуалним учешћем у заједници издвајају се *A. pyrenaicum* и *N. capitatoradiata* по 3,6 %, *N. tripunctata* 4,4 %, *N. cryptotenella* 4,6 %, *N. frustulum* var. *inconspicua* 4,6 % и *N. fonticola* 4,8 %.

Из групе таксона са релативном бројношћу мањом од 5 % (нису представљени у табели 12), у децембру се издвајају *A. pyrenaicum*, чија је бројност варирала од 0,6 % (Марковачки мост) до 3,6 % (Љубичево), *G. pumilum* var. *rigidum*, од 0,6 % (Марковачки мост) до 4,2 % (Варварин), *N. lanceolata* од 0,6% (Марковачки мост и Ћуприја) до 3,6 % (Багрдан) и *R. abbreviata* од 1,2 % (Марковачки мост) до 4,6 % (Варварин). У јануару је релативна бројност *N. capitatoradiata* била у опсегу од 0,6 % (Љубичево) до 3,2 % (Багрдан), док се за *N. reichardtiana* кретала од 0,8 % (Ћуприја) до 4,3 % (Варварин). У фебруару се бројност *E. silesiacum* кретала од 0,6 % (Љубичево) до 4 % (Багрдан) и *R. sinuata* од 0,2 % (Варварин) до 3,9 % (Ћуприја). У фебруару се издвајају *F. recapitellata*, са релативном бројношћу од 0,6 % (Љубичево) до 3,8 % (Марковачки мост) и *N. tripunctata* са бројношћу од 0,7 % (Варварин) до 4,8 % (Багрдан).

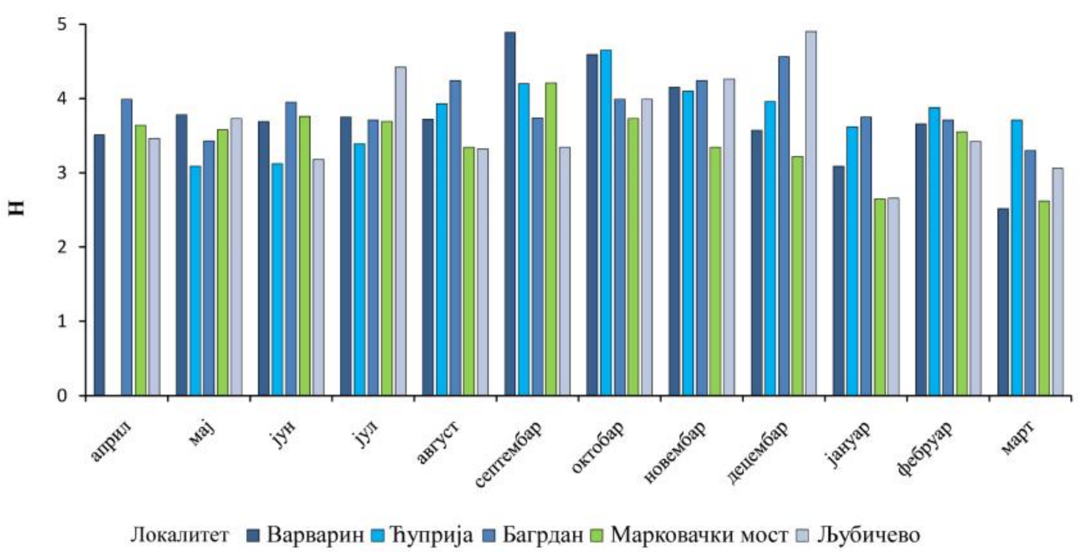
Табела 12. Укупан број и релативна бројност таксона (%) присутних у заједници силикатних алги Велике Мораве у зимском периоду (децембар 2010. године, јануар, фебруар и март 2011. године)

Таксон	Локалитет																			
	Варварин				Ћуприја				Багрдан				Марк. мост				Љубичево			
	децембар	јануар	фебруар	март	децембар	јануар	фебруар	март	децембар	јануар	фебруар	март	децембар	јануар	фебруар	март	децембар	јануар	фебруар	март
	Укупан број таксона																			
	28	25	31	30	43	39	27	47	37	38	37	27	28	27	34	36	51	34	32	24
	Релативна бројност таксона (%)*																			
Amphora inariensis	13,3												6,5							
A. pediculus	28,6	19,4				33,9	7,0		15,9	7,7	23,3	28,0	29,2				6,9		6,1	
Cocconeis placentula var. *euglypta*							10,6		5,8	5,0	6,8						7,9			
Cyclotella meneghiniana																	5,2			
Diatoma moniliformis ssp. *ovalis*															5,7					
D. problematica		7,2	7,8	36,7		5,1									28,7	30,3				
D. vulgaris							9,4		5,8								9,3			
Gomphonema olivaceum		29,4	19,1	7,2			12,9	5,2			19,7	24,2	23,9		7,5	15,4				9,0
G. tergestinum													5,3							
Hallamphora montana									9,4											
Melosira varians										5,4										
Navicula cryptotenella														11,9	5,7			5,4	8,8	
N. cryptotenella																				
N. lanceolata			16,9	37,3		5,5		41,1			7,2	11,0			5,5	35,7				47,2
N. tripunctata			10,6		14,2	7,1			5,1	12,1	7,6			17,6	9,2			7,7	9,2	
N. abbreviata	6,6								6,5											
Nitzschia amphibia					6,0															
N. dissipata		19,6	7,2		26,9	16,1		5,0		33,1				48,1	18,9		8,7	59,3	40,7	
N. frustulum var. *inconspicua*	14,3				12,3															
Reimeria sinuata												5,0	11,4							
R. uniseriata													7,2							
Rhoicosphenia abbreviata							17,6				10,0	6,7								
Surirella brebissonii var. *kuetzingii*			6,4	5,2		7,3		9,8		6,7										11,8
S. minuta			11,9																	
Ulnaria ulna							10,2													
Укупно (%)	62,8	75,5	79,9	86,5	59,3	75,0	67,6	61,0	48,6	70,0	74,5	74,8	83,4	77,6	81,3	81,3	38,1	72,4	64,8	68,0

* приказани су таксони са релативном бројношћу већом од 5%

4.1.3. Вредности Shannon-овог индекса диверзитета

Највеће вредности Shannon-овог индекса диверзитета на испитиваним локалитетима дуж тока Велике Мораве током 12 месеци истраживања (слика 11) забележене су на локалитетима Варварин (4,89) и Марковачки мост (4,21) у септембру и на локалитету Ћуприја (4,65) у октобру. На локалитетима Багрдан (4,56) и Љубичево (4,9), највеће вредности Shannon-овог индекса диверзитета забележене су током децембра. Најниже вредности индекса диверзитета су на готово свим локалитетима примећене почетком године: Љубичево (2,66) у јануару, Варварин (2,52), Багрдан (3,3) и Марковачки мост (2,62) током марта. На локалитету Ћуприја (3,09) најнижа вредност је забележена у мају.



Слика 11. Shannon-ов индекс диверзитета (H) по месецима узорковања на локалитетима дуж тока Велике Мораве

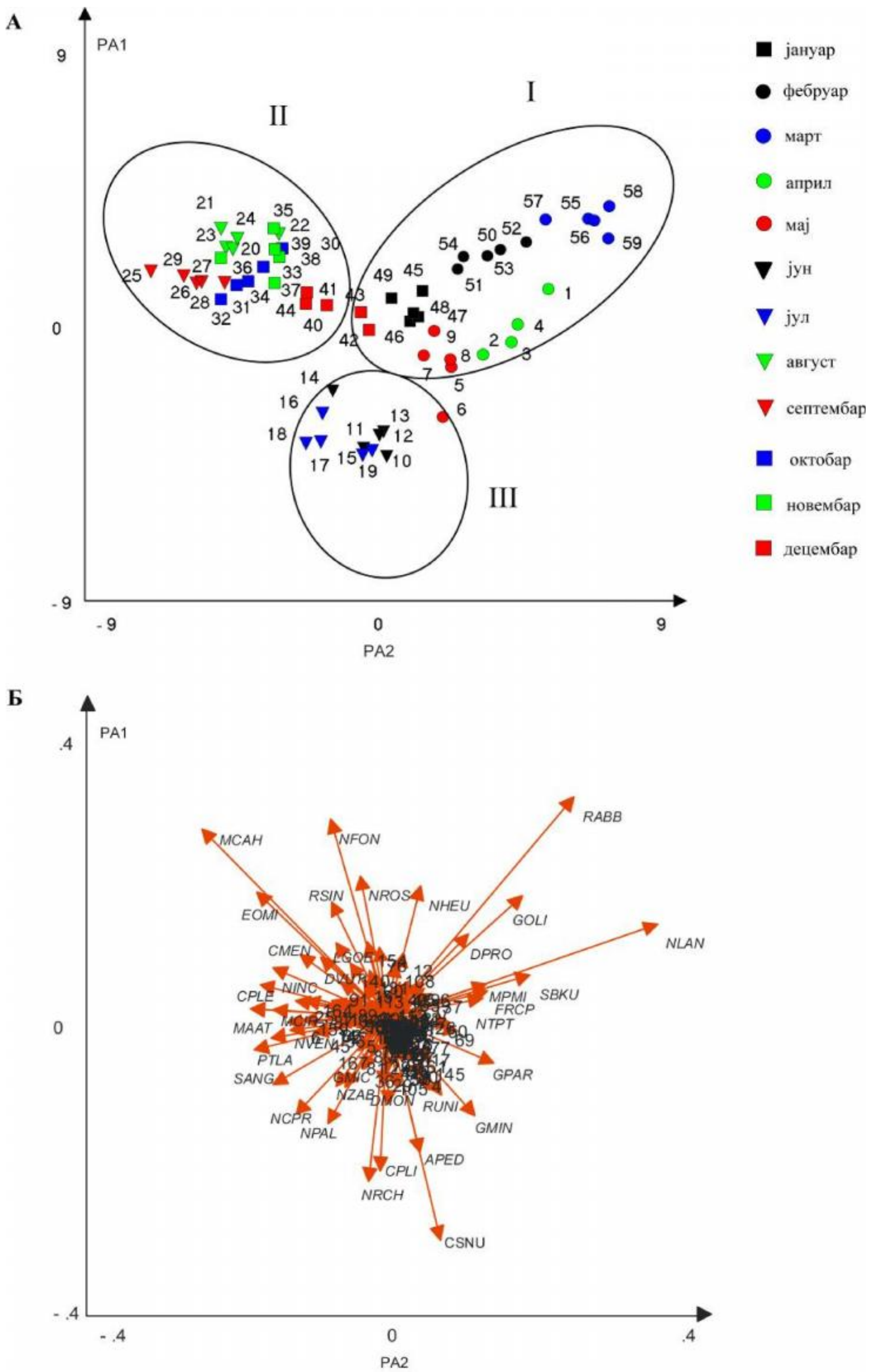
Посматрајући промене Shannon-овог индекса диверзитета током годину дана, на свим локалитетима се уочава генерални тренд опадања вредности од априла 2010. ка марту 2011. Од априла до јуна на испитиваним локалитетима се запажају вредности индекса које су варирале од 3,18 (Љубичево, јун) до 3,78 (Варварин, мај). Изузетак је локалитет Ћуприја, на коме су забележене нешто ниже ведности. Од августа до новембра долази до скока вредности индекса диверзитета на локалитетима Варварин, Ћуприја и Марковачки мост, који се кретао у опсегу од 3,34 (Марковачки мост, новембар) до 4,89 (Варварин, септембар), при чему је углавном био већи од 4. Од децембра до марта вредности индекса на овим локалитетима опадају. На локалитетима Багрдан и Љубичево, запажају се два максимума вредности Shannon-овог индекса диверзитета. Први, мањи, током јула (4,42 – Љубичево) и августа (4,24 – Багрдан) и други који је почео порастом вредности у октобру (3,99 – оба локалитета), да би се у децембру забележила највећа вредност (4,9 – Љубичево), након чега долази до пада од јануара до марта 2011. године.

4.1.4. Статистичка анализа бентосне заједнице силикатних алги реке Велике Мораве

Применом дискриминантне анализе главних компоненти (DAPC) у оквиру софтвера „FLORA”, добијени су резултати који указују на разлике у оквиру 12 месеци узорковања на Великој Морави (од априла 2010. до марта 2011.). Ради лакшег сагледавања односа изворни DAPC графикон је раздвојен на два, тако да први показује положај узорака груписаних на основу месеци у којима су прикупљени (слика 12 А), док су на другом издвојени таксони који су највише допринели разлици између група (слика 12 Б).

Прва оса (PA1) описује 31,2% укупне варијабилности, док друга (PA2) описује 18,8%. Према првој оси издвајају се две велике групе: у првој се налазе узорци прикупљени у периоду од јануара до априла (I), другу групу чине узорци из периода од августа до децембра (II). Трећу мању гупу чине узорци прикупљени у мају, јуну и јулу (III), и она представља прелаз између две главне групе.

Таксони које највише доприносе издвајању прве групе највећу бројност су достигли у јанару, фебруару, марту и априлу: *D. problematica*, *G. olivaceum*, *N. lanceolata*, *N. tripunctata*, *R. abbreviata* и *S. brebissonii* var. *kuetzingii*. За групу узорака од августа до децембра, издвојили су се следећи таксони: *C. placentula* var. *euglypta*, *C. meneghiniana*, *E. minima*, *M. cahabaensis*, *N. fonticola* и *N. frustulum* var. *inconspicua*, који су највећу бројност имали у периоду од августа до новембра, док је за *R. sinuata* највећа бројност забележена у децембру. У мају, јуну и јулу таксони *A. pediculus*, *C. subminuscula*, *N. abbreviata* и *N. palea* достижу највећу бројност.



Слика 12. DAPC график на основу заједнице бентосних силикатних алги Велике Мораве (PA1 – 31,2 % и PA2 – 18,8 % варијабилности); А. груписање узорака по месецима; Б. таксони које највише доприносе издвајању група (кодирани као у табели 5)

4.2. Физичке и хемијске карактеристике воде Велике Мораве

За анализу физичко-хемијских параметара воде Велике Мораве коришћена су мерења на локалитетима Варварин, Багрдан и Љубичево у периоду од априла 2010. до марта 2011. године (Хидролошки годишњак – квалитет вода, 2010; Резултати испитивања квалитета површинских и подземних вода, 2011) (табеле 13, 14 и 15). Мерења нису извршена једино у марту на локалитету Варварин и у октобру на локалитету Багрдан.

Температура воде Велике Мораве постепено расте од априла 2010. до летњих месеци када достиже максимум. Највиша измерена температура воде била је на локалитету Варварин у августу (23 °C) и на локалитетима Багрдан и Љубичево (24,8 °C и 25,2 °C) у јулу. Након тога, у октобру температура нагло опада и током зимских месеци бележе се минималне вредности. Најнижа температура воде на Великој Морави забележена је на локалитету Варварин (2 °C) у јануару 2011. године и на локалитетима Багрдан и Љубичево (3,4 °C и 4,2 °C) у фебруару. Од фербуара температура воде је у порасту.

У периоду испитивања pH вредност воде Велике Мораве креће се у опсезима благо алкалне воде. Пораст вредности се бележи током летњих месеци, када су највеће вредности биле на локалитетима Варварин и Љубичево у јулу, августу и септембру (8,4) и Багрдан у јуну 2010. године (8,5). Најниже pH вредности су примећене на свим локалитетима у априлу (7,6 – 8).

Електропроводљивост је у Великој Морави највећа била крајем лета и почетком јесени, док се у пролећном периоду бележе најниже вредности . На локалитету Варварин варирала је од 377 µS/cm у априлу до 500 µS/cm у августу 2010. године, на локалитету Багрдан од 326 µS/cm у марту 2011. до 512 µS/cm у септембру 2010. и на локалитету Љубичево од 315 µS/cm у априлу до 569 µS/cm у октобру 2010.

Промене у концентрацији раствореног кисеоника и засићења воде кисеоником, односно сатурацији кисеоника на локалитетима Варварин и Багдран имају исти тренд од априла до септембра 2010, док се током зимског периода стање мења, тако да сатурација кисеоника опада, док концентрација раствореног кисеоника расте. Током периода истраживања на локалитету Љубичево запажа се да када концентрација раствореног кисеоника расте, сатурација опада. Најниже врадности раствореног кисеоника примећене су на свим локалитетима у јуну (9,6 mg/l, 9,3 mg/l и 9,1 mg/l), а највише на локалитету Варварин у јануару (12,6 mg/l), Багрдан и Љубичево у фебруару (11,2 mg/l и 13,3 mg/l). Најнижа сатурација кисеоника забележена је на локалитету Варварин у децембру (89 %) и на локалитетима Багрдан и Љубичево у јануару (80 % и 96 %), док је највиша на свим локалитетима била у августу (123 %, 165 % и 152 %).

На Великој Морави од априла до јуна долази до пораста вредности суспендованих материја у води, када се бележе највеће вредности на свим локалитетима (Варварин 1102 mg/l, Багрдан 119 mg/l и Љубичево 543 mg/l), да би од јула дошло до пада вредности које су наредних месеци без великих варирања. Најмање вредности су биле на локалитету Варварин у октобру (7 mg/l), Багрдан у новембру (3 mg/l) и Љубичево у јануару (3 mg/l).

Концентрација амонијум јона у Великој Морави на локалитету Варварин варира од 0,01 mg/l у мају до 0,59 mg/l у јуну, Багрдан од 0,01 mg/l у априлу, јуну и јулу до 0,56 mg/l у јануару и Љубичево од 0,01 mg/l у марту до 0,9 mg/l у августу. Забележене концентрације нитрата су се на локалитету Варварин кретале у опсегу од 0,2 mg/l у септембру, новембру, јануару и фебруару до 1,1 mg/ у јуну, на локалитету Багрдан од 0,1 mg/l у мају до 2,1 mg/l у децембру и на локалитету Љубичево од 0,3 у новембру до 2,1 mg/l у мају. Концентрација нитрита се на локалитету Варварин креће у опсегу од 0,007 mg /l у августу до 0,08 mg/l у септембру, Багрдан од 0,007 mg/l у марту до веома повећаних вредности од августа до новембра са максимумом од 0,3 mg/l у августу и на локалитету Љубичево од 0,02 mg/l у мају до 0,11 mg/l у септембру.

Повећане концентрације фосфата у води пореклом су из отпадних вода које садрже детерџенте или вештачких ђубрива и у мањој мери органофосфатних инсектицида. На локалитету Варварин концентрација ортофосфата варира од 0,0025 mg/l у фебруару до 0,144 mg/l у септембру, Баградн од 0,039 mg/l у јулу до 0,197 mg/l у новембру и Љубичево од 0,029 mg/l у јулу до 0,185 mg/l у јануару.

Сулфати су у води Велике Мораве на локалитету Варварин били у опсегу од 29 mg/l у мају до 47 mg/l у јуну. На локалитетима Багрдан и Љубичево минималне вредности су забележене у мају (22 mg/l и 19 mg/l), а максималне у августу (96 mg/l и 84 mg/l).

Вредности укупне тврдоће у води са Велике Мораве су на локалитету Варварин варирале од 175 mg $CaCO_3$/l у августу до 276 mg $CaCO_3$/l у септембру 2010., Багрдан од 175 mg $CaCO_3$/l у марту 2011. до 292 mg $CaCO_3$/l у септембру 2010. и на Љубичеву од 177 mg $CaCO_3$/l у априлу до 314 mg $CaCO_3$/l у октобру 2010. Укупну тврдоћу чине све калцијумове и магнезијумове соли. У води Велике Мораве калцијум је заступљенији у већим концентрацијама у односу на магнезијум.

На Великој Морави се издвајају неке од измерених концентрација метала. Концентрација кадмијума се на локалитету Варварин кретала од 0,05 µg/l (октобар) до 0,28 µg/l (септембар), Багрдан од 0,01 µg/l (јул и август) и Љубичево од 0,025 µg/l (октобар) до 0,1 µg/l (април, оба локалитета). Концентрација цинка на локалитету Багрдан је забележена у опсегу од 7,4 µg/l (март) до 46 µg/l (јун), док се на локалитету Варварин кретала од 11,5 µg/l (август) до 34,2 µg/l (јануар) и Љубичево од 3,9 µg/l (септембар) до 37,9 µg/l (мај). Концентрација олова је на локалитету Варварин варирала од 0,05 µg/l (септембар и октобар) и Љубичево од 0,25 µg/l (јул, септембар, октобар, новембар) до 2 µg/l (април, оба локалитета), док је на локалитету Багрдан била у опсегу од 0,025 µg/l (фебруар и март) до 0,7 µg/l (септембар и јануар). Концентрација гвожђа се на локалитету Варварин кретала од 90 µg/l (новембар) до 490 µg/l (октобар), Багрдан од 60 µg/l (новембар) до 210 (септембар) и Љубичево од 50 µg/l (октобар) до 210 µg/l (септембар). Концентрација мангана је на локалитету Варварин била од 5 µg/l (мај – новембар) до 40 µg/l (јануар и фебруар), Багрдан од 20 µg/l (јул, август и децембар) до 110 µg/l (мај) и Љубичево од 5 µg/l (јул, септембар, новембар, јануар, фебруар и март) до 130 µg/l (мај). Концентрација живе се на локалитету Варварин кретала од 0,05 µg/l (сви месеци осим августа) до 0,1 µg/l (август) и на локалитетима Багрдан и Љубичево од 0,05 µg/l (април, јун, јул, јануар, фебруар и март) до 0,2 µg/l (новембар и децембар) и 0,05 µg/l (децембар).

Табела 13. Вредности физичких и хемијских параметара воде Велике Мораве измерене на локалитету Варварин

Параметар	Јединица	2010. година									2011. година	
		април	мај	јун	јул	август	септембар	октобар	новембар	децембар	јануар	фебруар
Температура (T)	°C	12,0	15,5	20,5	22,5	23,5	18,0	10,0	9,0	6,0	2,0	4,0
pH		7,9	8,0	8,3	8,4	8,4	8,4	8,0	8,0	8,0	8,0	8,1
Електропроводљивост (EC)	µS/cm	377	379	420	480	500	467	447	407	395	434	442
Растворени кисеоник (DO)	mg/l	10,5	9,7	9,6	10,1	10,4	9,9	10,8	10,5	11,2	12,6	12,4
Сатурација кисеоника (O_2%)	%	98	97	107	118	123	104	95	90	89	90	94
Суспендоване материје	mg/l	161	70	1102	21	26	11	7	20	50	28	17
Амонијум јон (NH_4^+)	mg/l	0,37	0,01	0,59	0,06	0,02	0,04	0,02	0,14	0,06	0,27	0,27
Нитрати (NO_3^-)	mg N/l	0,50	0,50	1,10	0,40	0,40	0,20	0,50	0,20	0,90	0,20	0,20
Нитрити (NO_2^-)	mg N/l	0,009	0,030	0,063	0,040	0,007	0,080	0,053	0,050	0,035	0,031	0,018
Сулфати (SO_4^{2-})	mg/l	31	29	47	37	35	40	38	40	35	42	45
Ортофосфати (PO_4^-)	mgP/l	0,091	0,079	0,125	0,074	0,015	0,144	0,117	0,094	/	0,064	0,0025
Калцијум (Ca^{2+})	mg/l	56	54	54	58	36	66	71	56	58	44	57
Магнезијум (Mg^{2+})	mg/l	17,0	15,1	17,9	23,0	21,0	27,0	16,0	24,0	19,4	24,0	28,0
Укупна тврдоћа (TH)	mg $CaCO_3$/l	210	196	208	237	175	276	245	240	226	209	256
Цинк (Zn)	µg/l	18,0	19,9	31,0	31,7	11,5	12,0	24,8	17,6	30,6	34,20	31,8
Кадмијум (Cd)	µg/l	0,10	0,07	0,17	0,25	0,08	0,28	0,05	0,06	0,10	0,12	0,20
Олово (Pb)	µg/l	2,00	0,60	0,25	1,80	0,50	0,05	0,05	0,90	0,90	0,80	0,25
Бакар (Cu)	µg/l	30,0	10,9	8,7	11,0	13,8	13,5	9,5	24,7	16,6	5,5	8,0
Гвожђе (Fe)	µg/l	110	130	160	160	100	170	490	90	130	140	140
Манган (Mn)	µg/l	20	5	5	5	5	5	5	5	20	40	40
Жива (Hg)	µg/l	0,05	0,05	0,05	0,05	0,10	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Никл (Ni)	µg/l	3,0	4,8	2,9	6,0	3,2	4,2	4,8	3,2	5,4	5,1	5,0
Арсен (As)	µg/l	4,0	2,8	2,3	4,5	4,5	4,3	3,2	2,1	2,4	2,8	2,5

Подаци Републичког хидрометеоролошког завода Србије и Агенције за заштиту животне средине у Београду, Србија

Табела 14. Вредности физичких и хемијских параметара воде Велике Мораве измерене на локалитету Багрдан

Параметар	Јединица	2010. година								2011. година		
		април	мај	јун	јул	август	септембар	новембар	децембар	јануар	фебруар	март
Температура (T)	°C	11,1	17,0	18,2	24,8	24,2	20,0	10,2	4,2	5,0	3,4	6,6
pH		8,0	8,3	8,3	8,4	8,4	8,5	8,0	8,0	8,0	8,0	8,1
Електропроводљивост (EC)	µS /cm	375	406	441	444	435	512	451	370	431	376	326
Растворени кисеоник (DO)	mg/l	9,9	10,0	9,3	7,9	13,7	9,7	9,8	10,8	10,2	11,2	11,4
Сатурација кисеоника (O_2%)	%	90	104	99	96	165	107	87	83	80	84	93
Суспендоване материје	mg/l	31	37	119	68	18	6	3	6	7	14	55
Амонијум јон (NH_4^+)	mg/l	0,01	0,13	0,01	0,01	0,44	0,42	0,09	0,11	0,56	0,14	0,08
Нитрати (NO_3^-)	mg N/l	1,50	0,10	1,20	0,50	0,80	0,50	0,25	2,10	2,00	1,90	1,40
Нитрити (NO_2^-)	mg N/l	0,016	0,075	0,087	0,033	0,140	0,310	0,268	0,038	0,098	0,047	0,007
Сулфати (SO_4^{2-})	mg/l	31	22	53	28	96	46	42	43	38	38	26
Ортофосфати (PO_4^-)	mgP/l	0,075	0,081	0,140	0,039	0,077	0,161	0,197	0,108	0,106	0,121	0,095
Калцијум (Ca^{2+})	mg/l	56	59	73	59	63	69	61	64	55	50	50
Магнезијум (Mg^{2+})	mg/l	21,2	12,5	16,7	22,0	18,0	29,0	25,0	12,0	24,0	23,0	12,0
Укупна тврдоћа (TH)	mg $CaCO_3$/l	227	198	250	239	232	292	255	210	234	220	175
Цинк (Zn)	µg/l	24,0	17,0	46,0	8,2	18,1	44,7	10,8	12,8	20,2	19,8	7,4
Кадмијум (Cd)	µg/l	0,10	0,04	0,09	0,01	0,01	0,05	0,04	0,07	0,07	0,04	0,04
Олово (Pb)	µg/l	0,50	0,25	0,25	0,25	0,25	0,70	0,50	0,60	0,70	,025	0,25
Бакар (Cu)	µg/l	21,0	9,9	9,7	11,5	7,6	24,2	7,3	3,7	13,2	4,1	3,6
Гвожђе (Fe)	µg/l	140	140	150	150	70	210	60	70	110	160	80
Манган (Mn)	µg/l	70	110	30	20	20	10	10	20	10	10	10
Жива (Hg)	µg/l	0,05	0,10	0,05	0,05	0,10	0,20	0,20	0,20	0,05	0,05	0,05
Никл (Ni)	µg/l	2,0	3,7	4,1	3,6	3,1	6,5	3,6	3,1	3,4	4,6	2,0
Арсен (As)	µg/l	3,0	2,7	3,8	3,2	3,5	4,2	2,3	1,7	2,1	2,0	1,9

Подаци Републичког хидрометеоролошког завода Србије и Агенције за заштиту животне средине у Београду, Србија

Табела 15. Вредности физичких и хемијских параметара воде Велике Мораве измерене на локалитету Љубичево

Параметар	Јединица	2010. година									2011. година		
		април	мај	јун	јул	август	септембар	октобар	новембар	децембар	јануар	фебруар	март
Температура (T)	°C	11,2	12,6	19,7	25,8	25,2	20,0	12,3	12,2	4,3	6,7	4,2	9,4
pH		7,6	7,9	7,8	8,4	8,4	8,4	8,0	7,9	7,7	7,9	7,8	7,9
Електропроводљивост (EC)	µS/cm	315	359	430	458	371	551	569	499	452	420	452	341
Растворени кисеоник (DO)	mg/l	11,1	10,1	9,1	9,8	12,4	10,4	9,4	11,6	12,8	11,7	13,3	11,1
Сатурација кисеоника (O_2%)	%	101	96	98	121	152	115	98	108	98	96	102	97
Суспендоване материје	mg/l	395	192	543	36	12	10	5	11	30	3	5	49
Амонијум јон (NH_4^+)	mg/l	0,05	0,17	0,25	0,71	0,95	0,09	0,02	0,13	0,21	0,31	0,13	0,01
Нитрати (NO_3^-)	mg N/l	1,7	2,1	0,5	0,5	1,0	2,2	0,5	0,3	1,7	0,5	0,5	1,6
Нитрити (NO_2^-)	mg N/l	0,108	0,020	0,078	0,040	0,062	0,118	0,062	0,079	0,045	0,097	0,037	0,052
Сулфати (SO_4^{2-})	mg/l	29	19	47	37	84	44	60	52	35	44	44	33
Ортофосфати (PO_4^-)	mgP/l	0,091	0,094	0,122	0,029	0,045	0,176	0,159	0,149	0,104	0,185	0,0970	0,115
Калцијум (Ca^{2+})	mg/l	45	55	65	59	45	70	79	70	69	63	66	46
Магнезијум (Mg^{2+})	mg/l	13,9	13,1	14,0	26,0	24,0	26,0	28,0	23,0	27,0	21,0	20,0	18,0
Укупна тврдоћа (TH)	mg $CaCO_3$/l	177	191	221	256	223	283	314	271	285	244	247	188
Цинк (Zn)	µg/l	13,0	37,9	8,3	9,6	14,8	3,9	7,1	6,6	11,5	11,3	15,4	4,9
Кадмијум (Cd)	µg/l	0,100	0,090	0,125	0,125	0,125	0,125	0,025	0,125	0,040	0,040	0,060	0,030
Олово (Pb)	µg/l	2,00	0,60	0,50	0,25	0,60	0,25	0,25	0,25	0,60	0,60	0,50	0,60
Бакар (Cu)	µg/l	33,0	12,0	14,7	10,2	14,2	7,0	6,2	10,5	7,8	11,2	9,2	3,4
Гвожђе (Fe)	µg/l	170	160	100	130	90	210	80	50	70	110	130	120
Манган (Mn)	µg/l	50	130	10	5	20	5	10	5	10	5	5	5
Жива (Hg)	µg/l	0,05	0,10	0,05	0,05	0,20	0,10	0,20	0,10	0,40	0,05	0,05	0,05
Никл (Ni)	µg/l	3,0	4,5	2,8	2,9	4,1	4,9	3,4	3,0	3,8	3,8	4,7	3,4
Арсен (As)	µg/l	3,0	2,2	3,1	3,0	2,8	4,3	3,2	2,2	2,3	2,3	2,1	2,2

Подаци Републичког хидрометеоролошког завода Србије и Агенције за заштиту животне средине у Београду, Србија

4.3. Статистичка анализа утицаја физичких и хемијских параметара на састав заједнице бентосних силикатних алги реке Велике Мораве

Анализа утицаја физичких и хемијских параметара на састав заједнице силикатних алги Велике Мораве извршена је на основу података са три локалитета: Варварин, Багрдан и Љубичево. Анализа укључује 34 узорка, за које су били доступни подаци мерења физичких и хемијских параметара. За два узорка (локалитети Багрдан у октобру 2010. и Варварин и марту 2011. године), физичко-хемијски параметри нису мерени, стога су и резултати идентификације силикатних алги за те локалитете искључени из даље статистичке анализе.

Mantel-ов тест (коефицијент сличности генерализована Еуклидова дистанца) је показао да постоји статистички значајна корелација ($r=0{,}121$; $p=0{,}175$) између измерених срединских параметара и састава заједнице бентосних силикатних алги Велике Мораве.

Применом претходне селекције (FS) ($p<0{,}05$) из прве групе параметара (основни физичко-хемијски параметри) и из друге групе додатних параметара (метали и металоиди), издвојено је укупно осам најважнијих за заједницу силикатних алги: шест из прве групе (T, TH, NO_3^-, Mg^{2+}, pH и EC) и два из друге групе (As и Pb) (табела 16).

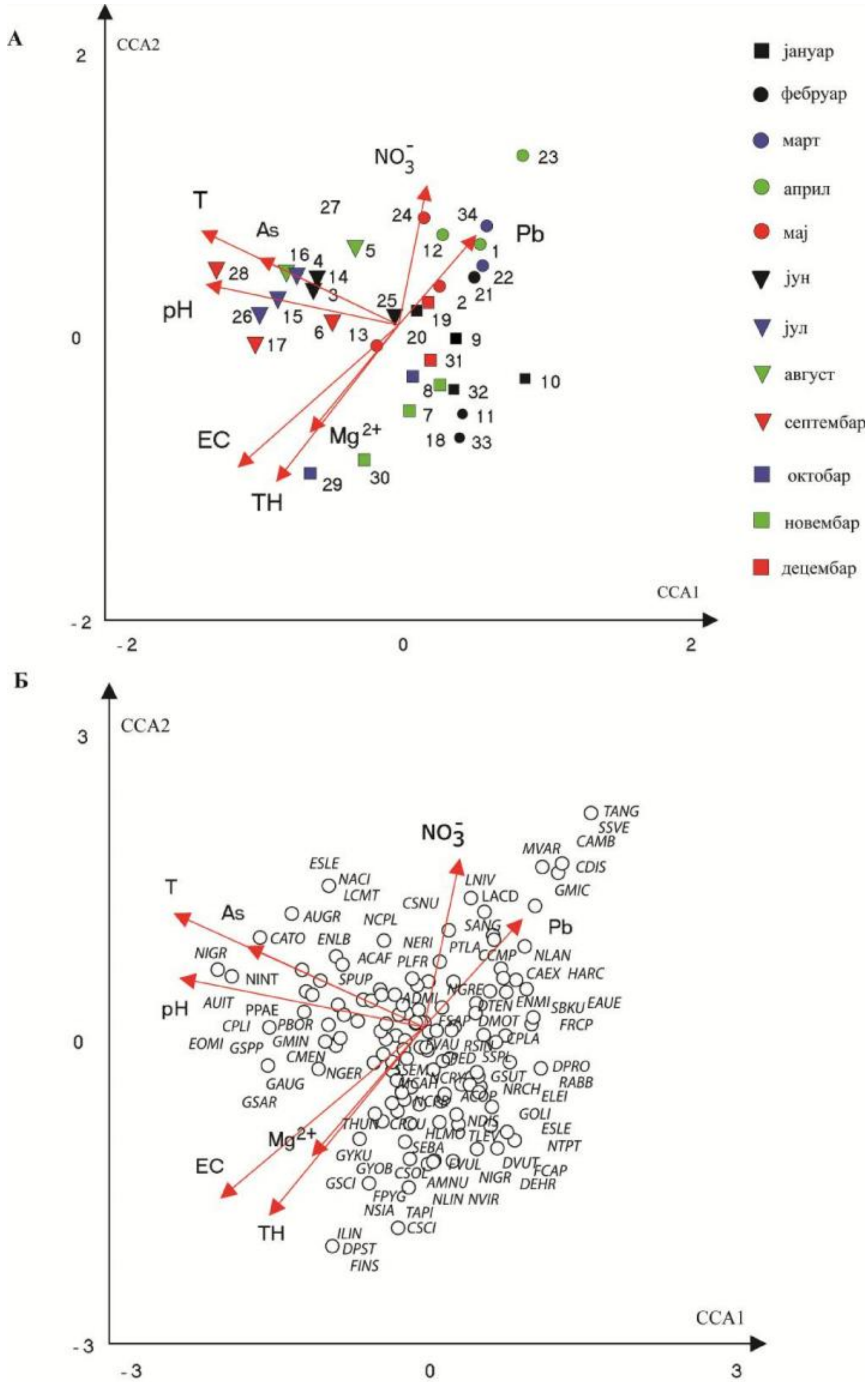
Табела 16. Најзначајнији срединскифактори на основу претходне селекције ($p<0{,}05$)

Варијабла	**Својствена вредност**	**F статистика**	**Вероватноћа**
Температура (T)	0,293	3,206	0,001
Укупна тврдоћа (TH)	0,2399	2,58	0,001
Нитрати (NO_3^-)	0,1752	1,845	0,006
Магнезијум (Mg^{2+})	0,1578	1,653	0,003
pH	0,1287	1,336	0,037
Електропроводљивост (EC)	0,1189	1,23	0,011
Арсен (As)	0,1728	1,818	0,03
Олово (Pb)	0,1638	1,719	0,037

На основу канонијске кореспондентне анализе (CCA) утврђен је однос између заједнице силикатних алги Велике Мораве и осам издвојених срединских параметара (слике 13 А и 13 Б).

У односу на прву CCA осу, која описује 29 % укупне варијабилности, као најзначајнији фактор издваја се pH, а прате га температура и арсен. Ова три фактора која дефинишу прву канонијску осу, међусобно су позитивно корелисана. У односу на прву осу издвајају се узорци из летњег и део узорака из јесењег периода године (лева страна графика), као и узорци зимског и пролећног и највећи део узорака из јесењег периода године (десна страна графика). Према параметрима прве осе који имају највећи утицај на заједницу силикатних алги, групишу се узорци од јуна до септембра 2010. са локалитета Варварин, од маја до септембра 2010. са локалитета Баргдан и од јула до септембра 2010. године са локалитета Љубичево. У оквиру групе таксона који су у позитивној корелацији са наведеним параметрима могу да се издвоје *C. placentula* var. *lineata*, *N. capitellata*, *E. minima*, планктонске *A. granulata*, *L. comta* и веома бројне *C. atomus* и *C. meneghiniana*. Са друге стране градијента pH, As и T, налазе се узорци од октобра 2010. до фебруара 2011. са локалитета Варварин и од децембра 2010. до марта 2011. са локалитета Љубичево. Међу врстама чија се бројност повећава у хладнијем делу године, према CCA анализи издвајају се *D. problematica, E. leibleinii, E. silesiacum G. olivaceum, N. reichardtiana* и *N. tripunctata*.

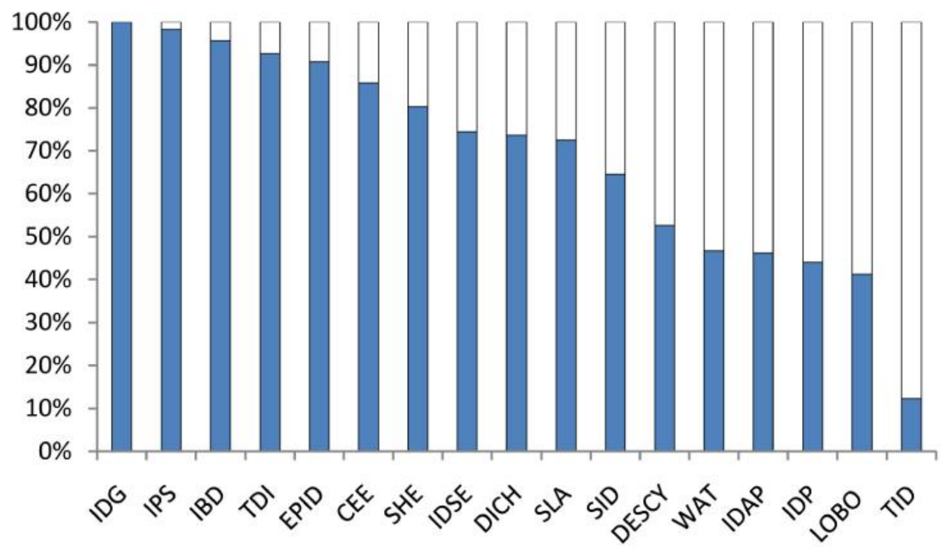
Према другој CCA оси, која описује 23,2 % укупне варијабилности, најзначајнији фактор су нитрати. Са њима је позитивно корелисано олово. У односу на NO_3^- и Pb, груписани су узорци из фебруара и марта 2011. године са локалитета Багрдан и из априла и маја 2010. са локалитета Љубичево и Варварин. У оквиру групе таксона позитивно корелисаних са наведеним факторима, по повећању бројности у овом делу године издвајају се *F. recapitellata, H. arcus, M. circulare, N. lanceolata* и *S. brebissonii* var. *kuetzingii*. Према CCA графику, Pb и NO_3^- су негативно корелисани са електропроводљивошћу, укупном тврдоћом воде и магнезијумом, у односу на које се групишу узорци из новембра са локалитета Багрдан и из октобра и новембра са локалитета Љубичево. Таксони који се издвајају су *Gyrosigma sciotense* и *G. kuetzingii*.



Слика 13. CCA график на основу заједнице бентосних силикатних алги и издвојених срединских параметара у Великој Морави (раздвајање појединачних вредности; Monte Carlo пермутациони тест; CCA1– 29 % и CCA2 – 23,2% укупне варијабилности узорака); А. односи између срединских параметара и узорака; Б. односи између срединских параметара и таксона (кодирани као у табели 8)

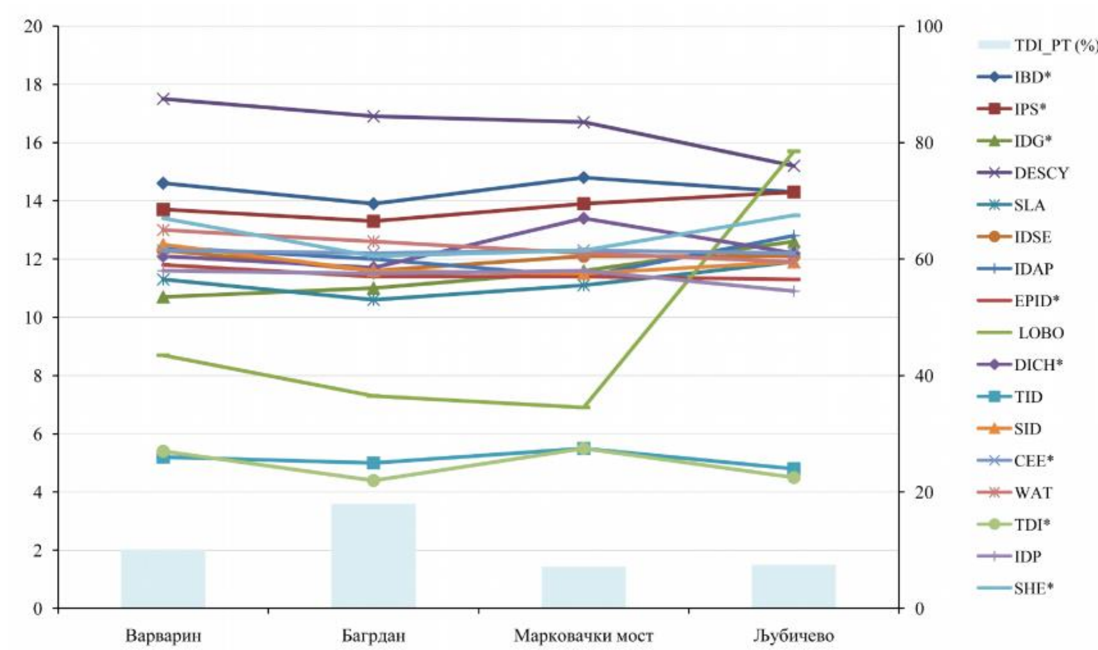
4.4. Квалитет воде реке Велике Мораве на основу дијатомних индекса

На основу резултата идентификације бентосних силикатних алги у узорцима из Велике Мораве, израчунате су вредности дијатомних индекса за сваки од пет локалитета током 12 месеци истраживања. У зависности од базе података која подржава сваки од индекса, при њиховом израчунавању за Велику Мораву коришћен је различит број идентификованих таксона (слика 14). За појединачне месеце означени су индекси за чије је израчунавање коришћено више од 80% идентификованих таксона (слике 15 – 26, звездицом су означени индекси за чије је израчунавање коришћено више од 80% идентификованих таксона).



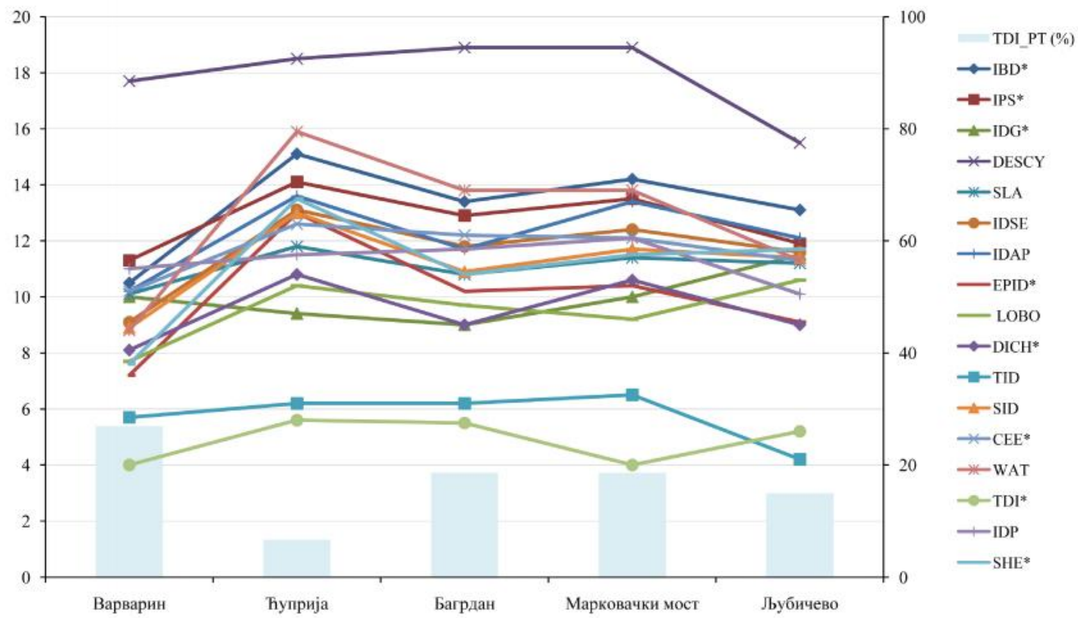
Слика 14. Просечно учешће таксона (%) коришћених у израчунавању дијатомних индекса за Велику Мораву

Дијатомни индекси у априлу 2010. у Великој Морави имају тренд благог пада вредности од Варварина ка Љубичеву (слика 15). IBD, IPS и DESCY указују на добар квалитет воде, док највећи број индекса (IDG, SLA, IDSE, IDAP, EPID, DICH, SID, CEE, WAT и IDP) указује на умерен квалитет (табела 17). LOBO и TID генерално говоре о лошем квалитету воде. Имајући у виду да је удео покретних таксона толерантних на загађење (TDI_PT) мањи од 20 % (не постоји значајно органско загађење), вредности TDI индекса указују на повишену концентрацију нутријената и лош квалитет воде на локалитетима Варварин и Марковачки мост, док за Багрдан и Љубичево указују на веома високу концентрацију нутријената и веома лош квалитет воде (табела 17).



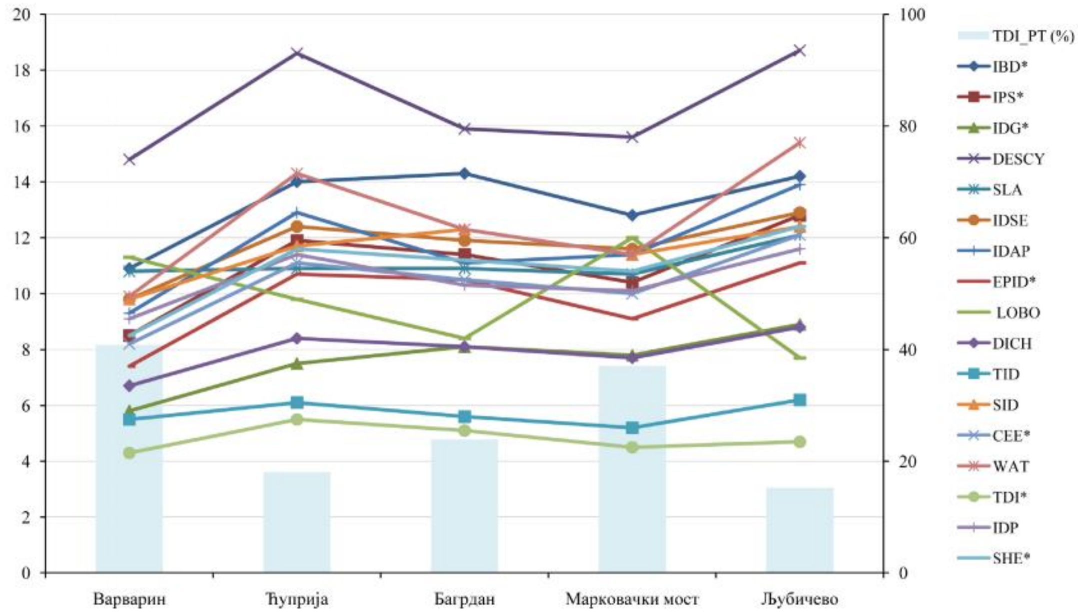
Слика 15. Вредности дијатомних индекса у априлу 2010. године за локалитете на Великој Морави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса)

Дијатомни индекси у мају 2010. за Велику Мораву генерално показују пораст вредности на локалитеу Ћуприја, у односу на Варварин, док су на осталим локалитетима уједначених вредности (слика 16). На највећем броју локалитета у мају, вредности индекса указују на умерен квалитет воде. Само је на основу индекса DESCY вода веома доброг квалитета. На лош квалитет воде на локалитету Варварин указују вредности EPID, LOBO, DICH, SID, TID и SHE (табела 17). На локалитету Варварин TDI индекс указује на веома високу концентрацију нутријената и веома лош квалитет воде. Вредност параметра TDI_PT је 27 %, што значи да органско загађење доприноси еутрофикацији. Иста класа воде се бележи на Марковачком мосту, али је TDI_PT мањи од 20 %, као и на осталим локалитетима који имају високу концентрацију нутријената и лош квалитет воде (табела 17).



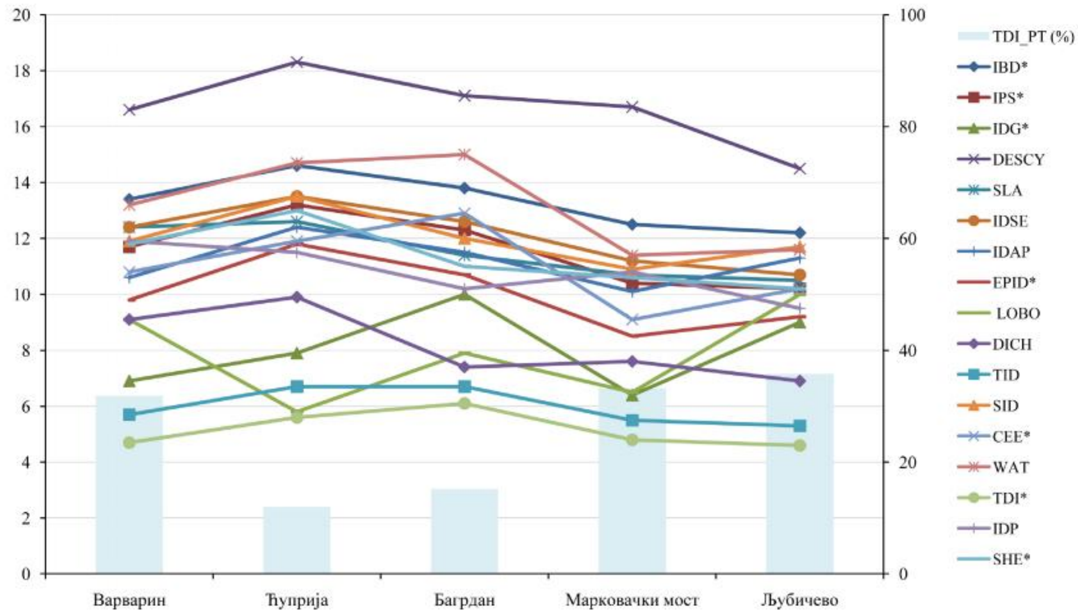
Слика 16. Вредности дијатомних индекса у мају 2010. године за локалитете на Великој Морави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса)

Дијатомни индекси у јуну 2010. за Велику Мораву највеће вредности имају на локалитетима Ћуприја и Љубичево, док су на осталим локалитетима уједначене (слика 17). Примећује се да је опсег у којем се крећу вредности индекса нижи у односу на пролећни период (април и мај). Током јуна, на веома добар и добар квалитет воде указују индекси IBD и DESCY, док већина индекса указује на умерен (IPS, SLA, IDSE, IDAP, EPID, LOBO, SID, CEE, IDP и SHE), или лош квалитет воде (IDG, DICH, и TID) (табела 17). Вредности TDI индекса указују на повишену концентрацију нутријената и лош квалитет воде на локалитетима Ћуприја (TDI_PT је 18 %, не постоји значајно органско загађење) и Багрдан (TDI_PT је 23,9 %, органско загађење доприноси еутрофикацији). На локалитетима Варварин, Марковачки мост и Љубичево се на основу вредности TDI индекса конастатује веома висока концентрација нутријената и веома лош квалитет воде. Вредности TDI_PT на локалитетима Варварин и Марковачки мост (40,8 % и 37,1 %) указују да органско загађење доприноси еутрофикацији, док на локалитету Љубичево то није случај (табела 17).



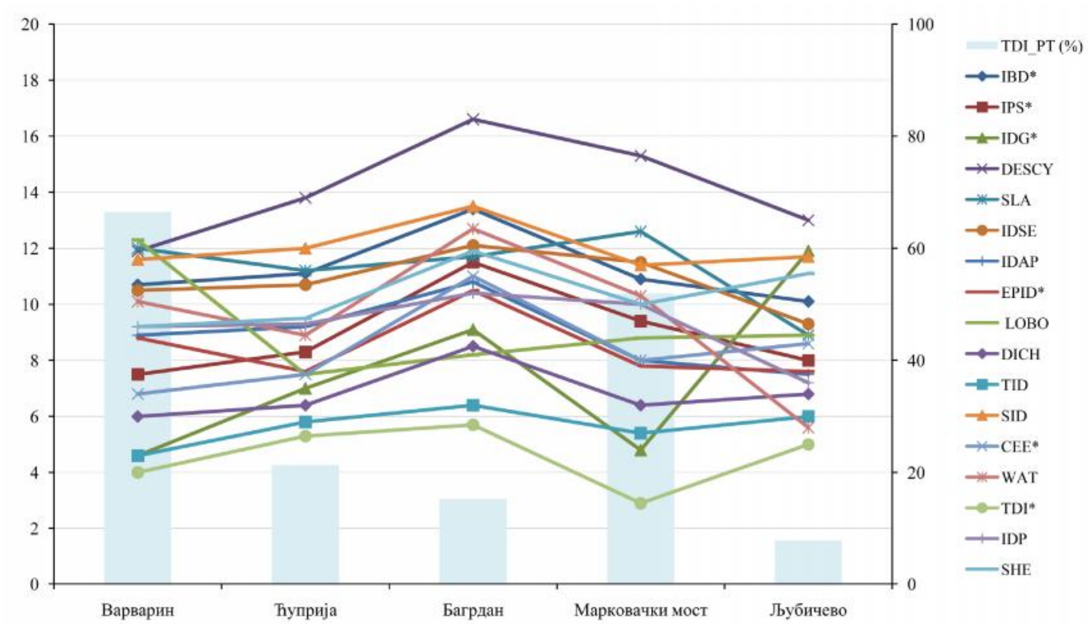
Слика 17. Вредности дијатомних индекса у јуну 2010. године за локалитете на Великој Морави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса)

Дијатомни индекси у јулу 2010. за Велику Мораву показују генерални тренд смањења вредности од локалитета Варварин ка локалитету Љубичево, док су опсези у којима се крећу слични јунским (слика 18). Индекс DESCY указује на веома добар квалитет воде или заједно са IBD, IPS и WAT на скоро свим локалитетима на добар квалитет воде (табела 17). Остали индекси показују умерен (SLA, IDSE, IDAP, EPID, SID, CEE, IDP и SHE), или лош квалитет воде (LOBO, DICH и TID). На локалитетима Ћуприја и Багрдан, вредности TDI индекса указују на повишену концентрацију нутријената и лош квалитет воде (TDI_PT < 20 %). На локалитетима Варварин, Марковачки мост и Љубичево бележи се веома висока концентрација нутријената и веома лош квалитет воде, уједно вредности TDI_PT од 31,9 %, 33,2 % и 35,8 %, редом, указују да органско загађење доприноси еутрофикацији (табела 17).



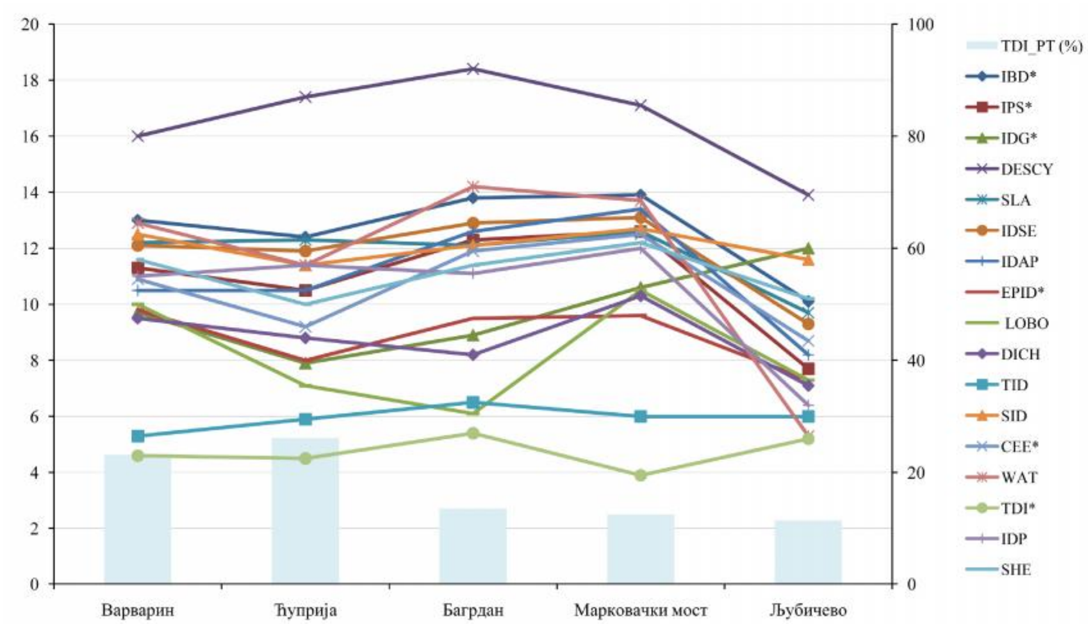
Слика 18. Вредности дијатомних индекса у јулу 2010. године за локалитете на Великој Морави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса)

Дијатомни индекси у августу 2010. за Велику Мораву највеће вредности имају на локалитету Багрдан, док су на осталим локалитетима вредности уједначене (слика 19). Као и претходних месеци, DESCY индекс (добар квалитет воде, према категоризацији) показује најбољи квалитет воде, у односу на остале индексе (табела 17). Остали индекси углавном указују на умерен (IBD, SLA, IDSE, SID, WAT, IDP и SHE), или лош квалитет воде (IPS, IDG, IDAP, EPID, LOBO, DICH, TID и CEE). На локалитетима Багрдан и Љубичево вредности TDI индекса указују на повишену концентрацију нутријената и лош квалитет воде (TDI_PT < 20 %). На локалитету Ћуприја такође се бележи повишена концетрација нутријената и лош квалитет воде, на локалитетима Варварин и Марковачки мост веома висока концетрација нутријената и веома лош квалитет воде, али вредности параметра TDI_PT (21,3 %, 66,5 % и 51,9 %, редом) указују да органско загађење доприноси еутрофикацији (табела 17).



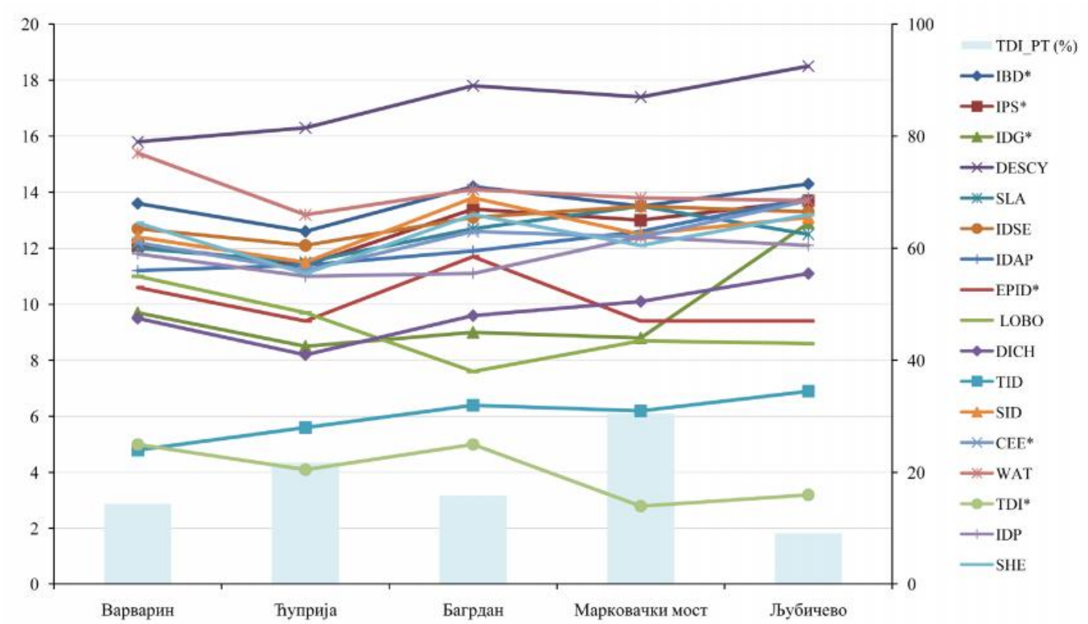
Слика 19. Вредности дијатомних индекса у августу 2010. године за локалитете на Великој Морави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса)

Дијатомни индекси у септембру 2010. за Велику Мораву имају нешто веће вредности у односу на претходни месец. Највеће вредности су забележене на локалитетима Багрдан и Марковачки мост (слика 20). На најбољи квалитет воде на локалитетима указују индекси IBD и DESCY (добар и веома добар) (табела 20). Већина индекса има вредности које углавном одговарају умереном (IPS, IDG, SLA, IDSE, IDAP, EPID, SID, CEE, IDP и SHE) и лошем квалитету воде (LOBO, DICH, TID). На локалитетима Варварин и Ћуприја TDI индекс указује на веома високу концентрацију нутријената и веома лош квалитет воде, али вредности параметра TDI_PT од 23,2 % и 26,1 % указују да органско загађење доприноси еутрофикацији. На осталим локалитетима не постоји значајно органско загађење (TDI_PT < 20 %): на основу вредности TDI индекса, на локалитету Марковачки мост бележе се веома високе концентрације нутријената и веома лош квалитет воде, док је на локалитетима Багрдан и Љубичево повишена концетрација нутријената и лош квалитет воде (табела 17).



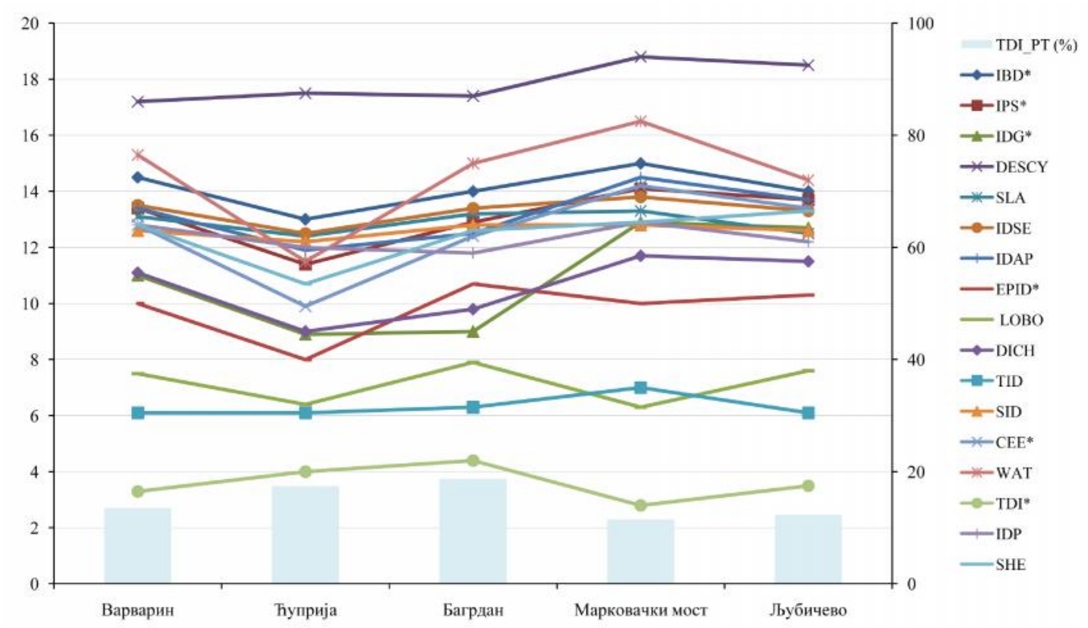
Слика 20. Вредности дијатомних индекса у септембру 2010. године за локалитете на Великој Морави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса)

Дијатомни индекси у октобру 2010. за Велику Мораву генерално показују пораст вредности од локалитета Варварин ка локалитету Љубичево (слика 21). Вредности индекса IBD, IPS, IDSE, WAT и DESCY у односу на остале индексе показују најбољи квалитет воде на испитиваним локалитетима, који је углавном добар (или веома добар према DESCY) (табела 17). Већина индекса (IDG, SLA, IDAP, EPID, DICH, SID, CEE, IDP и SHE) има вредности које одговарају умереном квалитету воде, док LOBO и TID углавном указују на лош. На локалитетима Варварин и Багрдан на основу вредности TDI индекса, бележи се повишена концентрација нутријената и лош квалитет воде, док је на локалитетима Ћуприја, Марковачки мост и Багрдан веома висока концетрација нитријената и веома лош квалитет воде. Параметар TDI_PT указује да органско загађење доприноси еутрофикацији на локалитету Ћуприја (21,8 %) и Марковачки мост (30,5 %) (табела 17).



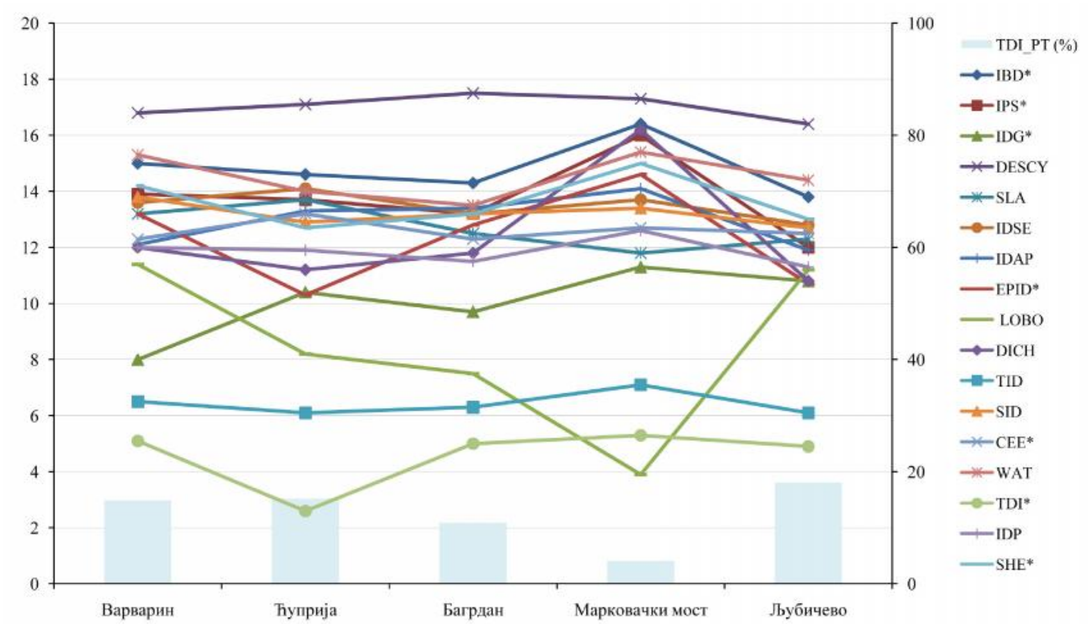
Слика 21. Вредности дијатомних индекса у октобру 2010. године за локалитете на Великој Морави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса)

Дијатомни индекси у новембру 2010. за Велику Мораву генерално имају најниже вредности на локалитету Ћуприја, а највише на локалитету Марковачки мост, док су на осталим локалитетима вредности индекса уједначене (слика 22). DESCY указује на веома добар квалитет воде на свим локалитетима, док IBD, IPS, SLA, IDSE, IDAP и WAT указују на добар квалитет воде на највећем броју локалитета (табела 17). Вредности IDAP, DICH, SID, CEE, IDP и SHE одговарају умереном квалитету воде, а LOBO и TID лошем. Индекс TDI на свим локалитетима има јако ниске вредности које указују на веома високе концентрације нутријената и веома лош квалитет воде (TDI_PT < 20 %, не постоји значајно органско загађење) (табела 17).



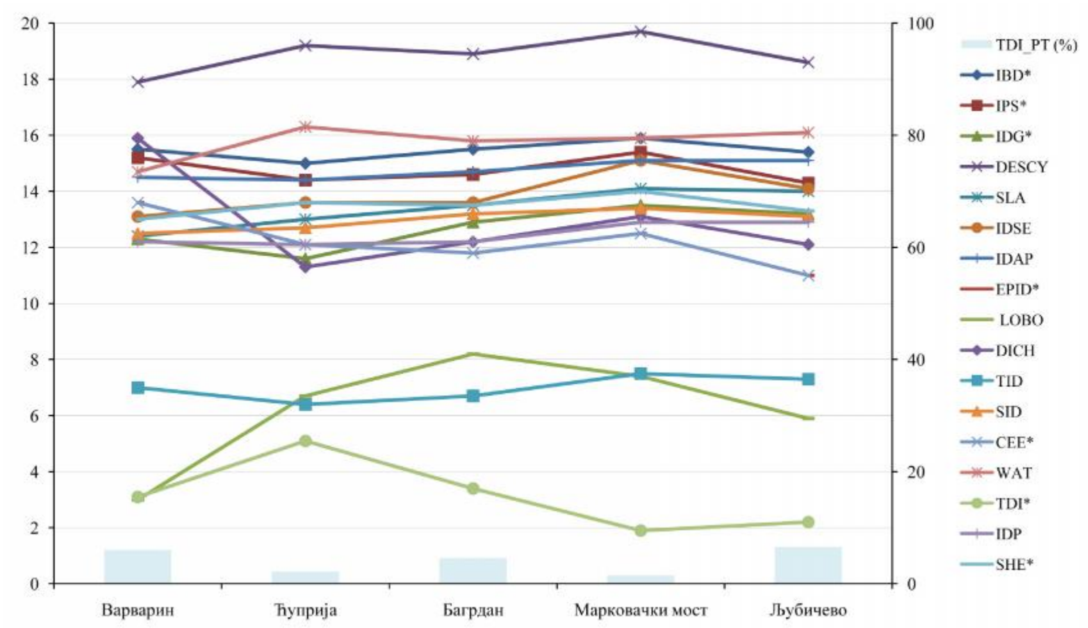
Слика 22. Вредности дијатомних индекса у новембру 2010. године за локалитете на Великој Морави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса)

Дијатомни индекси у децембру 2010. за Велику Мораву имају највише вредности на локалитету Марковачки мост, најниже на Љубичеву, док су на осталим локалитетима вредности индекса уједначене (слика 23). DESCY указује на веома добар квалитет воде на скоро свим локалитетима (табела 17). Вредности индекса IBD, IPS, IDSE, IDAP, SID, WAT и SHE углавном указују на добар квалитет воде, док IDG, SLA, EPID, DICH, CEE и IDP углавном указују на умерен квалитет воде. На локалитетима Варварин, Багрдан и Марковачки мост вредности TDI индекса одговарају повишеној концентрацији нутријената и лошем квалитету воде, док на локалитетима Ћуприја и Љубичево одговарају веома високој концентрацији нутријената и веома лошем квалитету воде (TDI_PT < 20 %, не постоји значајно органско загађење) (табела 17).



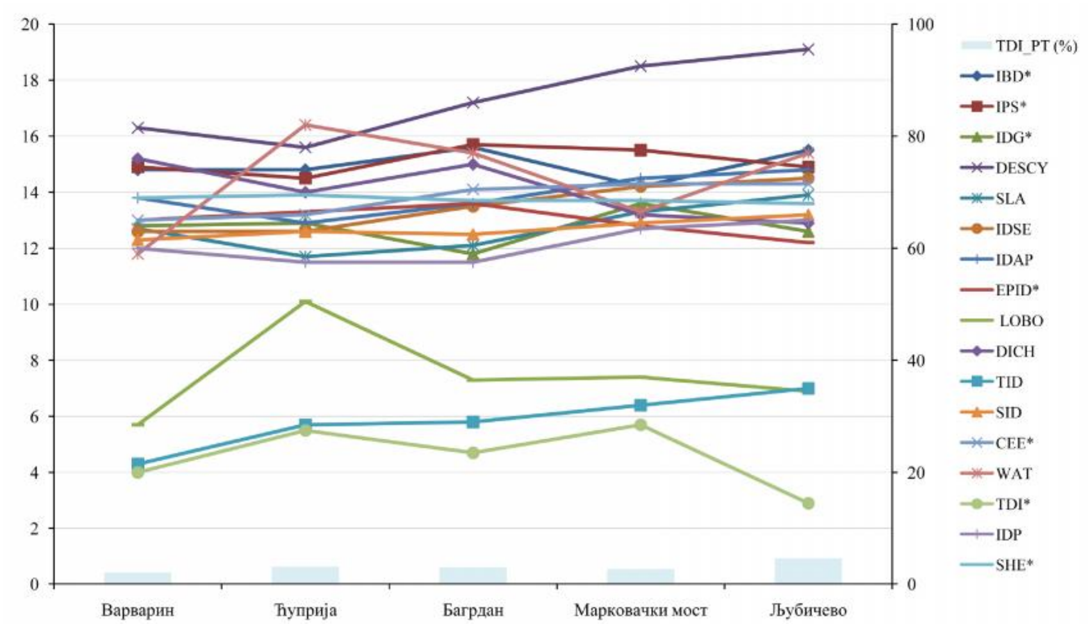
Слика 23. Вредности дијатомних индекса у децембру 2010. године за локалитете на Великој Морави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса)

Дијатомни индекси у јануару 2010. за Велику Мораву имају уједначене вредности, које су се за велики број индекса (IBD, IPS, SLA, IDSE, IDAP, SID, WAT и SHE) кретале у опсегу одговарајућем за добар квалитет воде (слика 24). Вредности DESCY индекса указују на веома добар квалитет воде на свим локалитетима (табела 17). Вредности индекса EPID, DICH, CEE и IDP одговарају углавном умереном квалитету воде, док LOBO и TID одговарају лошем. На локалитету Ћуприја вредности TDI индекса одговарају повишеној концентрацији нутријената и лошем квалитету воде, а на осталим локалитетима TDI указује на веома лош квалитет воде и веома високу концентрацију нутријената (TDI_PT < 20 %, не постоји значајно органско загађење) (табела 17).



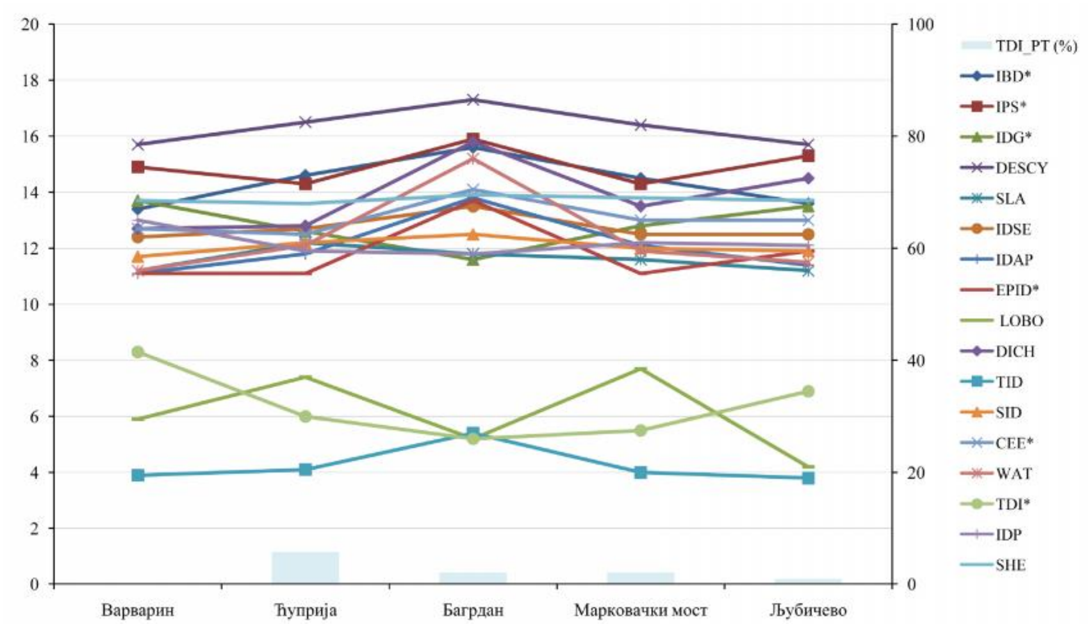
Слика 24. Вредности дијатомних индекса у јанару 2011. године за локалитете на Великој Morави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса)

Дијатомни индекси у фебруару 2010. за Велику Мораву имају уједначене вредности (слика 25). Као и претходног месеца, кретале су се у опсегу одговарајућем веома добром квалитету воде (DESCY) и добаром за велики број индекса (IBD, IPS, IDSE, IDAP, EPID, DICH, CEE, WAT и SHE) (табела 17). Вредности индекса IDG, SLA, SID и IDP одговарају углавном умереном квалитету воде. На локалитетима Ћуприја и Марковачки мост вредности TDI индекса одговарају повишеној концентрацији нутријената и лошем квалитету воде, док на осталим локалитетима TDI указује на веома лош квалитет воде и веома високу концентрацију нутријената (TDI_PT < 20 %, не постоји значајно органско загађење) (табела 17).



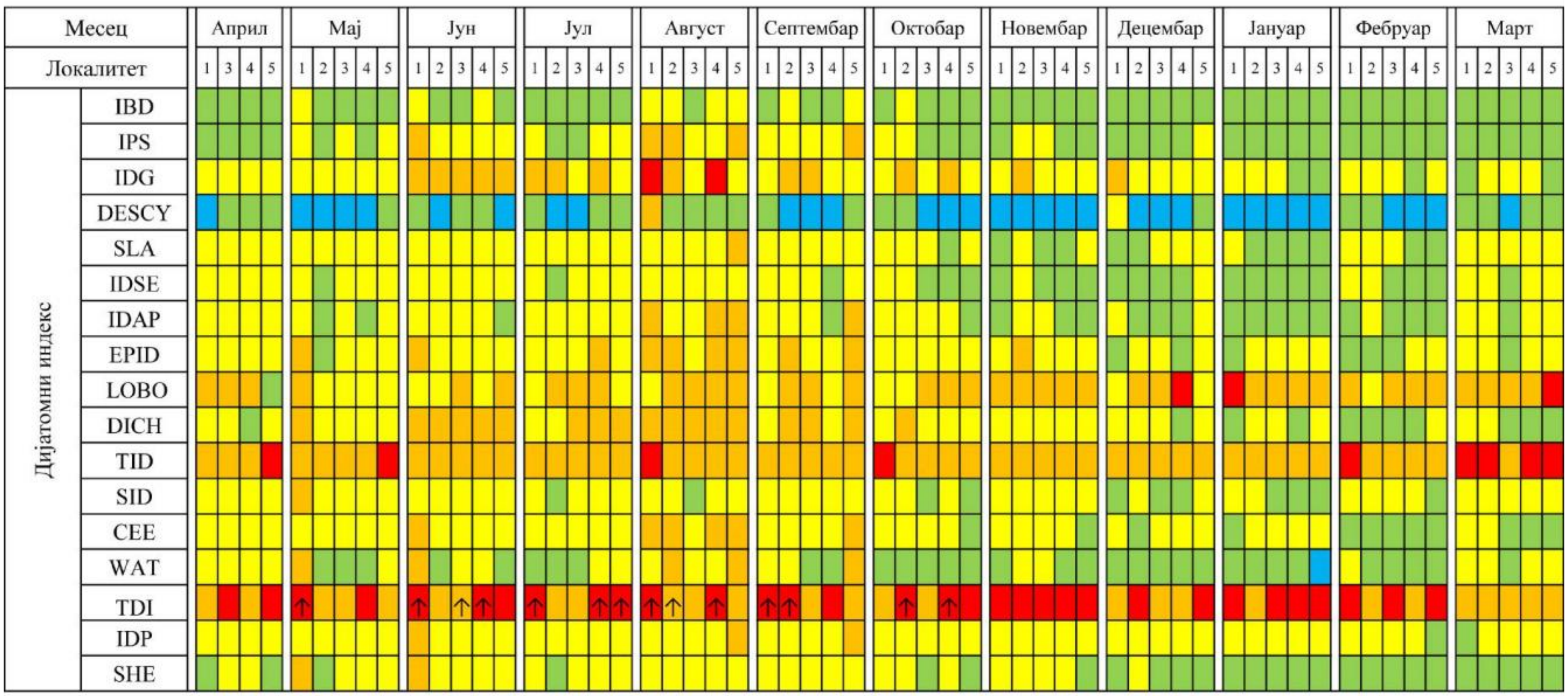
Слика 25. Вредности дијатомних индекса у фебруару 2011. године за локалитете на Великој Морави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса)

Дијатомни индекси у марту 2011. за Велику Мораву имају највише вредности на локалитету Багрдан, док су на осталим локалитетима вредности индекса уједначене (слика 26). Вредности индекси IBD, IPS, DESCY, DICH, CEE и SHE углавном указују на добар квалитет воде, док IDG, SLA, IDSE, IDAP, EPID, SID, WAT и IDP указују на умерен квалитет воде (табела 17). Веома лошем квалитету воде одговарају ведности TID индекса. На свим локалитетима вредности TDI индекса одговарају повишеној концентрацији нутријената и лошем квалитету воде (TDI_PT < 20 %, не постоји значајно органско загађење) (табела 17).



Слика 26. Вредности дијатомних индекса у марту 2011. године за локалитете на Великој Морави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса)

Табела 17. Квалитет воде Велике Мораве (од априла 2010. до марта 2011. године) на испитиваним локалитетима (1 – Варварин, 2 **-** Ћуприја, 3 – Багрдан, 4 – Марковачки мост и 5 – Љубичево), према вредностима дијатомних индекса: веома добар (плава боја), добар (зелена), умерен (жута), лош (наранџаста) и веома лош (црвена) (Prygiel и Coste, 2000 према Coste и сар., 2009); за TDI индекс стрелицом су означени локалитети на којима органско загађење доприноси еутрофикацији (вредности параметра TDI_PT > 20 %), на локалитетима без ознаке (TDI_PT < 20 %) не постоји значајно органско загађење



4.4.1. Статистичка анализа односа дијатомних индекса и одабраних физичких и хемијских параметара за реку Велику Мораву

Shapiro–Wilk-ов тест нормалности је показао да вредности већине израчунатих дијатомних индекса за Велику Мораву немају нормалну дистрибуцију, а како и вредности одабраних физичко-хемијских параметара (сем електропроводљивости) не могу да се апроксимирају нормалном расподелом, у даљој анализи су коришћене непараметарске Spearman-ове корелације.

Spearman-ове корелације између дијатомних индекса и селектованих срединских фактора (табела 18), показују да су скоро сви дијатомни индекси (осим TID) значајно негативно корелисани са температуром, док је LOBO значајно позитивно корелисан. Исти индекси, укључивши највећи број индекса, значајно су негативно корелисан са параметрима pH и As (са изузетком LOBO, TID, SID и TDI). Индекси IPS, EPID и DICH значајно су негативно корелисани са EC, док је индекс SID значајно позитивно корелисан са TH. Индекс TID није корелисан ни са једним од параметара. Статистичка анализа није показала корелацију ни једног дијатомног индекса са Mg^{2+} и Pb.

Табела 18. Корелациони коефицијент (Spearman-ове корелације; $p<0,05$) за селектоване параметре и дијатомне индексе за Велику Мораву (од априла 2010. до марта 2011. године)

Параметар/ Дијатомни индекс	**T**	**TH**	**NO_3^-**	**Mg^{2+}**	**pH**	**EC**	**As**	**Pb**
IBD	**-0,80**	-0,07	0,05	-0,07	**-0,51**	-0,30	**-0,53**	0,18
IPS	**-0,81**	-0,13	0,00	-0,07	**-0,55**	**-0,35**	**-0,58**	0,17
IDG	**-0,51**	0,10	0,18	0,20	**-0,46**	-0,18	**-0,42**	0,04
DESCY	**-0,41**	0,08	-0,26	-0,06	**-0,37**	0,01	**-0,34**	0,10
SLA	**-0,61**	0,31	-0,28	0,27	**-0,36**	0,24	**-0,36**	0,27
IDSE	**-0,68**	0,22	-0,09	0,12	**-0,42**	0,03	**-0,53**	0,17
IDAP	**-0,70**	0,06	-0,07	0,02	**-0,59**	-0,14	**-0,55**	0,15
EPID	**-0,77**	-0,19	0,12	-0,19	**-0,45**	**-0,40**	**-0,45**	0,16
LOBO	**0,42**	-0,14	0,08	-0,17	0,04	0,03	0,31	0,13
DICH	**-0,88**	-0,12	0,05	-0,04	**-0,58**	**-0,36**	**-0,54**	0,27
TID	-0,16	0,34	-0,15	0,23	-0,03	0,27	-0,16	0,04
SID	**-0,54**	**0,34**	-0,02	0,16	-0,32	0,11	-0,34	0,14
CEE	**-0,77**	0,10	-0,03	0,10	**-0,53**	-0,14	**-0,61**	0,06
WAT	**-0,53**	0,18	-0,16	0,00	**-0,37**	0,03	**-0,38**	0,13
TDI	**0,35**	-0,17	0,32	-0,31	0,31	-0,22	0,24	-0,11
IDP	**-0,69**	0,12	**-0,35**	0,08	**-0,50**	-0,01	**-0,44**	0,26
SHE	**-0,79**	-0,04	0,15	-0,05	**-0,60**	-0,32	**-0,53**	0,24

* вредности статистички значајних коефицијената су подебљане

4.5. Индикативни еколошки потенцијал реке Велике Мораве

Оцена еколошког статуса водних тела, према Оквирној директиви о водама (WFD, 2000) заснива се на коришћењу биолошких елемената квалитета и пратећих физичко-хемијских и хидроморфолошких елемената, како би се добила што потунија слика стања. У сврху испитивања дијатомних индекса, одређен је индикативни еколошки потенцијал водних тела на Великој Морави обухваћених нашим истраживањем (табела 19). Заснован је на два параметра – дијатомним индексима IPS и CEE, који описују фитобентос као један од биолошких елемената квалитета, у складу са законом Републике Србије и Правилником о параметрима еколошког и хемијског статуса површинских вода и параметрима хемијског и квантитативног статуса подземних вода (Сл. гласник РС, 74/2011).

У току периода истраживања, водно тело VMOR_3 најбољи еколошки потенцијал достиже у зимском периоду године, од децембра 2010. до марта 2011. године, и оцењује се као добар и бољи. У летњим месецима, од јуна до септембра 2010. године бележи се најлошији еколошки потенцијал, оцењен као слаб, док се у пролећном и јесењем делу године, у арилу, мају, октобру и новембру, категорише као умерен. Класе еколошког статуса/потенцијала за водно тело VMOR_3, на основу IPS индекса, готово увек указују на лошију класу у односу на CEE, осим у марту 2011. Разлике у класама еколошког статуса/потенцијала за водно тело VMOR_3 су нарочито уочљиве у периоду од априла до новембра 2010, када износе чак две класе.

Еколошки потенцијал водног тела VMOR_2 је највећим делом године добар и бољи, осим у августу и септембру када је слаб. Класе еколошког статуса на основу IPS и CEE индекса су или уједначене или IPS указује на лошију класу, осим у јануару 2011. године.

Табела 19. Индикативни еколошки потенцијал водних тела на Великој Морави за једногодишњи период, од априла 2010. до марта 2011. године

Локалитети		Варварин / Ћуприја / Багрдан / Марковачки мост		Љубичево	
Водно тело		VMOR_3		VMOR_2	
Параметар		IPS	CEE	IPS	CEE
Месец					
Април	Класа	III	I	I	I
	Еколошки потенцијал	умерен		добар и бољи	
Мај	Класа	III	II	II	II
	Еколошки потенцијал	умерен		добар и бољи	
Јун	Класа	IV	II	II	I
	Еколошки потенцијал	слаб		добар и бољи	
Јул	Класа	IV	II	II	II
	Еколошки потенцијал	слаб		добар и бољи	
Август	Класа	IV	III	IV	III
	Еколошки потенцијал	слаб		слаб	
Септембар	Класа	IV	II	IV	III
	Еколошки потенцијал	слаб		слаб	
Октобар	Класа	III	I	II	I
	Еколошки потенцијал	умерен		добар и бољи	
Новембар	Класа	III	I	II	II
	Еколошки потенцијал	умерен		добар и бољи	
Децембар	Класа	II	I	II	I
	Еколошки потенцијал	добар и бољи		добар и бољи	
Јануар	Класа	II	I	I	II
	Еколошки потенцијал	добар и бољи		добар и бољи	
Фебруар	Класа	II	I	I	I
	Еколошки потенцијал	добар и бољи		добар и бољи	
Март	Класа	I	I	I	I
	Еколошки потенцијал	добар и бољи		добар и бољи	

4.6. Бентосна заједница силикатних алги реке Саве

4.6.1. Флористички састав

Идентификацијом силикатних алги у узорцима фитобентоса из Саве утврђено је присуство 184 таксона у оквиру 55 родова (табела 20). Највећи број таксона чине представници родова *Navicula* (26), *Nitzschia* (17) и *Gomphonema* (16). Преглед броја таксона по родовима је приказан на слици 27.

Најучесталије врсте у Сави, присутне у преко 75 % узорака, биле су *A. pyrenaicum, A. pediculus, C. pediculus, C. placentula* var. *euglypta*, *D. vulgaris, N. antonii, N. cryptotenella*, *N. capitatoradiata*, *N. tripunctata*, *N. dissipata* и *N. fonticola*. Неки од таксона присутних у 50 – 75 % узорака, били су фреквентнији на одређеним деловима тока. У горњем делу тока од Бохињске Бистрице до Загреба, издвојили су се: *A. minutissimum*, *E. silesiacum*, *F. vaucheriae, G. minutum* и *N. reichardtiana*. У делу тока од Ругвице ка Београду запажа се већа фреквентност *C. lancettula*, *C. subminuscula*, *E. minima*, *G. sciotense*, *H. montana* и *N. amphibia*, у односу на узводне локалитете.

Током четири периода истраживања реке Саве, као најбројнији таксони, са релативном бројношћу од преко 25 % укупне бројности заједнице присутне на локалитету, издвојили су се: *A. minutissimum, A. pyrenaicum*, *A. subatomus*, *A. pediculus*, *C. placentula* var. *euglypta*, *E. minima*, *L. mutica*, *M. cahabaensis*, *N. capitatoradiata*, *N. cryptotenella*, *N. recens*, *N. abbreviata*, *N. fonticola* и *N. frustulum* var. *inconspicua*.

Табела 20. Преглед таксона силикатних алги реке Саве идентификованих у узорцима фитобентоса из септембра 2011., 2012., 2014. и 2015. године (по секторима, слика 7) (+ присуство таксона; +* присуство таксона и његове тератолошке форме; ▲ први налаз за територију Србије)

Bacillariophyta	**Код таксона**	**Сектор**																								
		Бохињска Бистрица	Мојстрана	Радовљица	Литија	Храстник	Врхово	Бланце	Кршко	Чатеж	Загреб	Ругвица	Лева Мартинска Вес	Лукавец Посавски	Крапје	Јасеновац	Млака	Орубица	Славонски Брод	Славонски Шамац	Штитар	Жупања	Ушће Босута	Сремска Митровица	Шабац	Београд
Achnanthidium eutrophilum (Lan.-Bert.) Lange-Bertalot	ADEU																								+	
A. exiguum (Grun.) Czarnecki	ADEG																									+
A. latecephalum Kobayasi	ADLA																								+	
A. minutissimum (Kütz.) Czarnecki	ADMI	+		+	+		+	+	+	+	+	+		+			+				+		+	+	+	+
A. pyrenaicum (Hust.) Kobayasi	ADPY	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+			+	+	+	+	+	+	+	+	+
A. saprophilum (Kobay. & May.) Round & Bukhtiyarova	ADSA																									+
A. subatomus (Hust.) Lange-Bertalot	ADSU				+		+	+		+	+	+														
Amphora copulata (Kütz.) Schoeman & Archibald	ACOP				+		+	+	+	+	+	+	+		+			+	+		+	+		+	+	+
A. inariensis Krammer	AINA	+		+	+	+	+	+	+	+		+	+						+	+	+	+	+	+	+	+
A. ovalis (Kütz.) Kützing	AOVA						+	+		+		+								+	+		+	+		
A. pediculus (Kütz.) Grunow	APED	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Aneumastus stroesei (Østr.) Mann	ANSS	+	+																							
Caloneis bacillum (Grun.) Cleve	CBAC						+													+						+
C. lancettula (Sch.) Lange-Bertalot & Witkowski	CLCT	+		+	+		+			+		+	+		+		+	+	+			+	+	+	+	+
C. silicula (Ehr.) Cleve	CSIL																		+						+	
Cocconeis disculus (Schum.) Cleve	CDIS		+																							
C. neodiminuta Krammer	CNDI			+		+				+														+		
C. pediculus Ehrenberg	CPED	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+			+	+	+	+	+	+	+	+	+

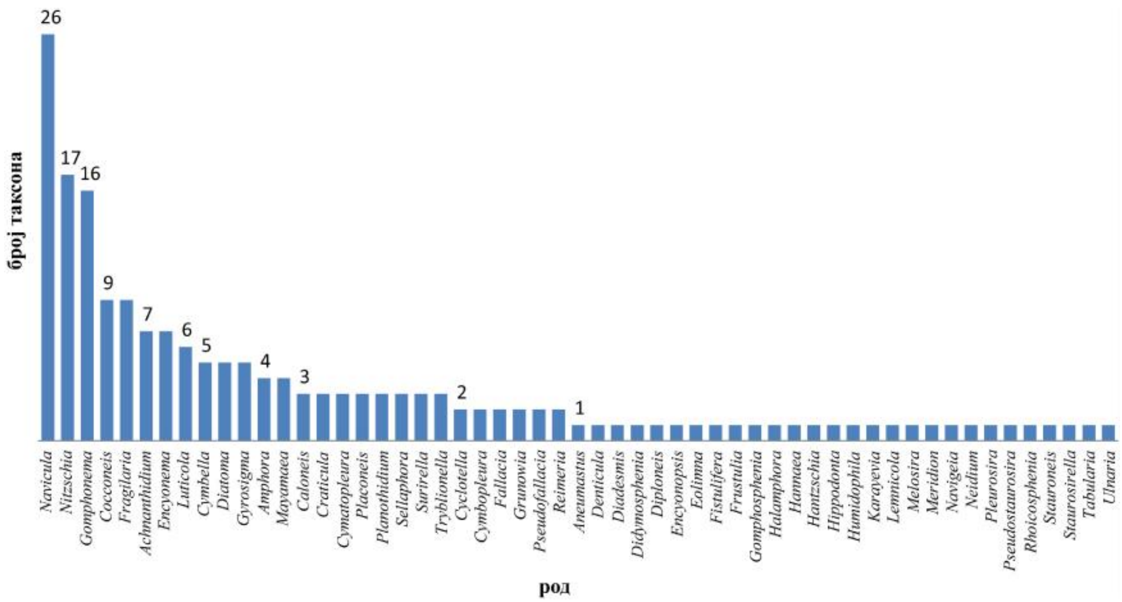
C. placentula Ehrenberg var. *placentula*	CPLA		+	+	+		+											+							+	
C. placentula sensu lato Ehrenberg	CPLE	+		+	+					+									+			+		+		+
C. placentula var. *euglypta* (Ehr.) Grunow	CPLE		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
C. placentula var. *klinoraphis* Geitler	CPLK		+							+																
C. placentula var. *lineata* (Ehr.) Van Heurck	CPLI		+	+	+	+	+		+	+	+		+	+	+	+		+	+			+			+	
C. pseudolineata (Geit.) Lange-Bertalot	COPL		+	+	+	+	+		+				+	+		+			+	+		+		+	+	
Craticula ambigua (Ehr.) D.G.Mann	CAMB																							+	+	
C. cuspidata (Kütz.) D.G. Mann	CRCU								+					+												+
C. subminuscula (Mang.) C.E.Wetzel & L.Ector	CSNU						+			+	+	+	+			+	+		+	+	+	+	+	+	+	
Cyclotella atomus Hustedt	CATO												+													
C. meneghiniana Kützing	CMEN						+	+	+	+	+	+	+	+					+		+	+	+	+	+	
Cymatopleura elliptica (Bréb.) W.Smith	CELL																			+						+
C. solea (Bréb.) W. Smith	CSOL									+			+									+	+	+		+
C. solea var. *apiculata* (Smith) Ralfs	CSAP				+		+															+		+		
Cymbella compacta Østrup	CCMP			+																				+		
C. excisa Kützing	CAEX	+	+	+			+	+	+	+	+					+						+	+	+		+
C. excisiformis Krammer	CEXF		+							+																
C. lanceolata (Agar.) Agardh	CLAN										+															+
C. tumida (Bréb.) Van Heurck	CTUM				+		+			+	+								+			+	+	+	+	+
Cymbopleura amphicephala (Näg.) Krammer	CBAM		+																							
C. lata (Grun. ex Cleve) Krammer	CYBL																						+			
Denticula tenuis Kützing	DTEN	+		+	+		+			+												+		+		
Diadesmis confervacea Kützing	DCOF													+										+	+	
Diatoma ehrenbergii f. *capitulata* (Grun.) Lange-Bertalot	DECA					+			+																+	
D. ehrenbergii Kützing	DEHR		+	+	+*					+*									+			+				
D. moniliformis Kützing	DMON		+							+								+				+		+	+	+
D. problematica Lange-Bertalot	DPRO																				+		+	+		+
D. vulgaris Bory	DVUL	+	+	+	+	+*	+	+	+	+*	+	+	+		+				+	+	+	+	+	+	+	+
Didymosphenia geminata (Lyng.) M. Schmidt	DGEM	+	+	+			+					+							+							
Diploneis oblongella (Näg. ex Kütz.) Cleve-Euler	DOBL																							+		+
Encyonema auerswaldii Rabenhorst	EAUE	+		+	+		+			+	+		+													
E. caespitosum Kützing	ECAE						+					+														
E. lange-bertalotii Krammer	ENLB					+																				
E. leibleinii (Agar.) W.J.Silva, R.Jahn, T.A.Veiga Ludwig & M.Menezes	ELEI			+			+														+			+		+

E. minutum (Hil.) D.G.Mann	ENMI	+		+	+		+	+		+		+												+		
E. silesiacum (Blei.) D.G. Mann	ESLE	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+			+			+		+		+
E. ventricosum (Agar.) Grunow	ENVE	+	+	+	+	+	+	+	+	+									+			+		+		
Encyonopsis microcephala (Grun.) Krammer	ENCM			+																						
Eolimna minima (Grun.) Lange-Bertalot	EOMI				+		+				+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Fallacia pygmaea (Kütz.) Stickle & D.G.Mann	FPYG						+																			
F. subhamulata (Grun.) D.G.Mann	FSBH				+	+															+		+	+	+	+
Fistulifera saprophila (Lan.-Bert. & Bon.) Lange-Bertalot	FSAP																		+					+		
Fragilaria acus (Kütz.) Lange-Bertalot	FRAC		+		+			+		+	+													+		+
F. austriaca (Grun.) Lange-Bertalot	FAUT		+	+																						
F. capucina Desmazières var. *capucina*	FCAP			+	+	+				+																
F. construens f. *venter* (Ehr.) Hustedt	FCVE															+										
F. perminuta (Grun.) Lange-Bertalot	FPEM																						+	+		
F. recapitellata Lange-Bertalot & Metzeltin	FRCP			+																						
F. rumpens (Kütz.) Carlson	FRUM				+																					
F. tenera (Sm.) Lange-Bertalot	FTEN																								+	
F. vaucheriae (Kütz.) J.B.Petersen	FVAU	+		+	+	+	+	+	+	+		+	+									+	+	+		+
Frustulia vulgaris (Thw.) De Toni	FVUL			+	+					+												+		+		+
Gomphonema acuminatum Ehrenberg	GACU									+																
G. affine Kützing	GAFF																							+		+
G. elegantissimum Reichardt & Lange-Bertalot	GELG																	+								
G. gracile Ehrenberg	GGRA																									+
G. italicum Kützing	GITA						+			+	+										+			+	+	+
G. lagenula Kützing	GLGN																									+
G. micropus Kützing	GMIC			+	+														+			+		+		
G. minutum (Agar.) Agardh	GMIN	+		+	+	+		+		+	+		+	+				+				+		+	+	+
G. olivaceolacuum (Lan.-Bert. & Reich.) Lange-Bertalot & Reichardt	GOLL	+		+																						
G. olivaceum (Horn) Brébisson	GOLI			+	+	+	+			+	+			+	+				+			+	+	+	+	+
G. parvulum (Kütz.) Kützing	GPAR			+	+	+	+		+	+	+	+	+			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
G. pseudoaugur Lange-Bertalot	GPSA																									+
G. pumilum (Grun.) Reichardt & Lange-Bertalot	GPUM		+													+					+					
G. pumilum var. *rigidum* Reichardt & Lange-Bertalot	GPRI		+					+		+				+				+	+			+		+		
G. subclavatum (Grun.) Grunow	GSLC				+																					
G. tergestinum (Grun.) Fricke	GTER		+	+	+		+	+	+	+		+												+		

Gomphosphenia lingulatiformis (Lan.-Bert. & Reich.) Lange-Bertalot	GPLI																							+		+
Grunowia solgensis (Cle.) Aboal	GRSO						+				+	+										+				
G. tabellaria (Grun.) Rabenhorst	NSIT				+		+			+							+									
Gyrosigma acuminatum (Kütz.) Rabenhorst	GYAC												+													
G. attenuatum (Kütz.) Rabenhorst	GYAT			+	+		+			+	+											+				+
G. kuetzingii (Grun.) Cleve	GYKU				+		+								+	+		+	+		+	+	+	+	+	+
G. obtusatum (Sull. & Worml.) Boyer	GYIOB															+			+	+	+	+		+		+
G. sciotense (Sull.) Cleve	GSCI	+			+			+		+	+		+		+	+	+	+				+	+	+		+
Halamphora montana (Kras.) Levkov	HLMO				+	+	+			+		+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Hannaea arcus (Ehr.) R.M.Patrick	HARC																							+		
Hantzschia amphioxys (Ehr.) Grunow	HAMP				+					+									+			+		+		
Hippodonta capitata (Ehr.) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski	HCAP				+		+												+					+	+	
Humidophila contenta (Grun.) Lowe, Kociolek, Johansen, Van de Vijver, Lange-Bertalot & Kopa	HUCO				+					+		+							+			+		+		
Karayevia ploenensis (Hust.) Bukhtiyarova	KAPL																							+	+	+
Lemnicola hungarica (Grun.) Round & Basson	LHUN																								+	
Luticola acidoclinata Lange-Bertalot	LACD																		+			+		+		+
L. binodeformis Levkov, Metzeltin & A.Pavlov	LBND																					+				
L. goeppertiana (Blei.) D.G.Mann	LGOE						+					+										+	+	+	+	+
L. mutica (Kütz.) D.G. Mann	LMUT				+				+	+									+			+		+		+
L. nivalis (Ehr.) Mann	LNIV																							+		
L. ventricosa (Kütz.) Mann	LVEN																		+					+		
Mayamaea atomus (Kütz.) Lange-Bert.	MAAT									+						+			+					+		
M. cahabaensis Morales & Manoylov ▲	MCAH									+			+	+	+	+	+	+	+	+	+			+	+	+
M. fossalis (Kras.) Lange-Bert.	MAFO																		+							
M. permitis (Hust.) K.Bruder & Medlin	MPMI						+			+	+		+			+	+		+			+		+	+	+
Melosira varians C.Agardh	MVAR						+	+	+										+	+			+	+		+
Meridion circulare (Grev.) C. Agardh var. *circulare*	MCIR				+							+												+		
Navicula antonii Lange-Bertalot & Rumrich	NANT	+		+	+		+			+	+	+	+	+		+		+	+	+	+	+	+	+	+	+
N. capitatoradiata Germain	NCPR				+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+		+	+	+	+		+	+	+
N. cari Ehrenberg	NCAA																									+
N. caterva Hohn & Hellermann	NCTV						+															+		+		+
N. cryptocephala Kützing	NCRY				+		+									+			+	+		+		+	+	+
N. cryptotenella Lange-Bertalot	NCTE	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
N. erifuga Lange-Bertalot	NERI															+			+	+	+	+	+	+	+	+

N. germainii Wallace	NGER									+										+			+	+		+
N. gregaria Donkin	NGRE	+		+	+	+	+			+						+			+			+	+	+		+
N. lanceolata (Agar.) Ehrenberg	NLAN				+		+		+	+		+	+					+	+		+	+	+	+	+	+
N. menisculus Schumann	NMEN																	+					+			
N. radiosa Kützing	NRAD		+																					+		
N. recens (Lan.- Bert.) Lange-Bertalot	NRCS				+												+		+	+	+	+	+	+	+	+
N. reichardtiana Lange-Bertalot	NRCH	+	+	+	+	+	+	+	+	+			+			+						+	+	+		+
N. reinhardtii (Grun.) Grunow	NREI	+	+																							
N. rostellata Kützing	NROS									+	+			+		+	+		+	+	+	+	+	+	+	+
N. simulata Manguin	NSIA																		+			+				+
N. splendicula VanLandingham	NSPD	+	+	+																						
N. tripunctata (Muel.) Bory	NTPT	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
N. trivialis Lange-Bertalot	NTRV	+			+		+			+		+		+		+			+			+		+	+	+
N. trophicatrix Lange-Bertalot	NTCX																									+
N. upsaliensis (Grun.) Peragallo	NUSA				+	+														+		+	+		+	
N. vandamii Schoeman & Archibald var. *vandamii*	NVDA																						+			
N. veneta Kützing	NVEN						+						+	+					+			+		+	+	+
N. viridula (Kütz.) Ehrenberg	NVIR										+				+			+	+		+	+	+	+	+	+
N. viridulacalcis Lange-Bertalot	NVCC	+		+																						
Navigeia decussis (Østr.) Bukhtiyarova	NGDU						+																	+		
Neidium dubium (Ehr.) Cleve	NEDU						+						+					+					+			
Nitzschia abbreviata Hustedt	NZAB									+							+		+	+	+			+	+	+
N. amphibia Grunow	NAMP						+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	
N. angustatula Lange-Bertalot	NZAG																			+				+		
N. capitellata Hustedt	NCPL									+						+				+			+	+	+	+
N. clausii Hantzsch	NCLA																					+		+	+	+
N. dissipata (Kütz.) Grunow	NDIS	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+
N. filiformis (Sm.) Van Heurck	NFIL																					+		+	+	+
N. filiformis var. *conferta* (Rich.) Lange-Bertalot	NFIC																					+			+	+
N. fonticola (Grun.) Grunow	NFON	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+		+	+	+	+	+	+	+	+
N. frustulum (Kütz.) Grunow	NIFR												+												+	+
N. frustulum var. inconspicua (Grun.) Grunow	NINC						+				+							+	+		+	+	+	+	+	+
N. intermedia Hantzsch	NINT																				+					
N. linearis (Agar.) W. Smith	NLIN	+																	+							

N. palea (Kütz.) W. Smith	NPAL			+		+	+	+	+	+	+	+	+	+			+		+	+	+	+	+	+	+	+
N. sigmoidea (Nitzs.) W.Smith	NSIO																							+		
N. sociabilis Hustedt	NSOC																						+			
N. subtilis (Kütz.) Grunow	NISU																		+							
Placoneis gastrum (Ehr.) Mereschkowsky	PGAS													+												
P. paraelginensis Lange-Bertalot	PPAE																		+							
P. symmetrica (Hust.) Lange-Bertalot	PSYM														+	+		+	+	+	+	+			+	
Planothidium dubium (Grun.) Round & Bukhtiyarova	PTDU	+		+																						
P. frequentissimum (Lan.-Bert.) Lange-Bertalot	PLFR	+			+		+			+			+					+	+	+			+	+	+	+
P. lanceolatum (Bréb. ex Kütz.) Bukhtiyarova	PTLA		+		+		+			+									+			+		+		
Pleurosira laevis (Ehr.) Compère	PLEV																							+		+
Pseudofallacia monoculata (Hust.) Liu, Kociolek & Wang	PMOC																		+							
P. tenera (Hust.) Liu, Kociolek & Wang	PFTN																		+					+		
Pseudostaurosira parasitica (Sm.) Morales	PPRS																							+		
Reimeria sinuata (Greg.) Kociolek & Stoermer	RSIN	+	+	+	+	+	+			+	+	+						+	+			+	+	+		+
R. uniseriata Sala, Guerrero & Ferrario	RUNI		+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
Rhoicosphenia abbreviata (Agar.) Lange-Bertalot	RABB				+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+		+	+	+
Sellaphora bacillum (Ehr.) D.G.Mann	SEBA						+													+						
S. pupula (Kütz.) Mereschkovsky	SPUP				+		+			+		+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+		
S. seminulum (Grun.) Mann	SSEM												+		+	+	+		+		+	+	+	+	+	+
Stauroneis smithii Grunow	SSMI																			+						
Staurosirella pinnata (Ehr.) D.M.Williams & Round	SPIN											+														
Surirella angusta Kützing	SANG				+																	+		+	+	+
S. brebissonii var. *kuetzingii* Krammer & Lange-Bertalot	SBKU				+	+	+		+	+									+			+				+
S. minuta Brébisson ex Kützing	SUMI							+		+																
Tabularia fasciculata (Agar.) Williams & Round	TFAS																							+		+
Tryblionella angustata W. Smith	TANG						+																+		+	
T. apiculata W.Gregory	TAPI																					+				
T. levidensis W. Smith	TLEV																					+	+		+	+
Ulnaria ulna (Nitz.) Compère	UULN	+			+		+		+	+	+	+	+	+					+	+		+		+		+

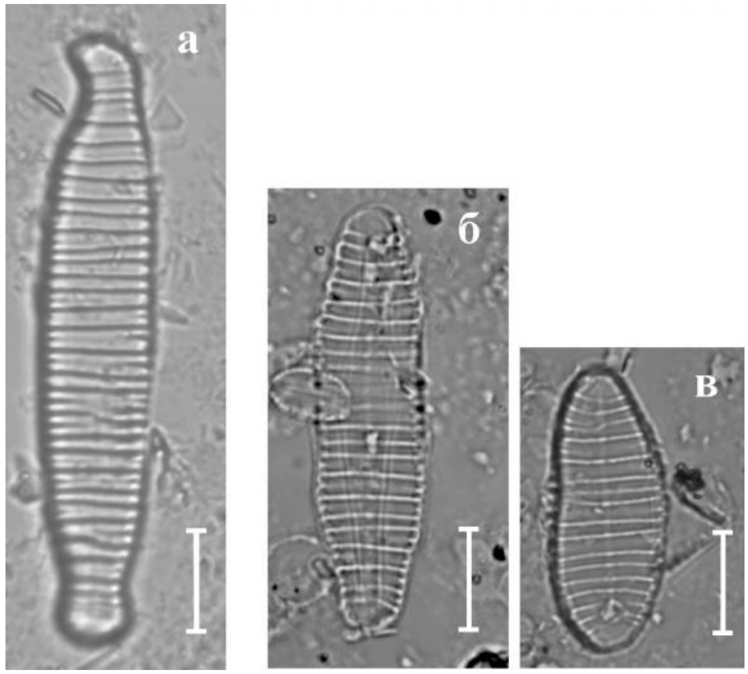


Слика 27. Број таксона у оквиру родова нађених у реци Сави

Током периода истраживања, у Сави су забележене два потенцијално инвазивна таксона силикатних алги – *Didymosphenia geminata* и *Diadesmis confervacea*. *D. geminata* је идентификована у горњем току на локалитетима Бохињска Бистрица, Мојстрана, Радовљица (узводно) и Врхово (испод бране), и у средњем току на локалитетима Ругвица и Славонски Брод (узводно), са релативном бројношћу која се кретала од 0,2 % до 1,1 %. *D. confervacea* је присутна у средњем току Саве на локалитету Лукавец Посавски и у доњем току на локалитету Сремска Митровица (узводно) и Шабац (узводно), са ниском релативном бројношћу од 0,3 % до 0,6 %.

У узорцима из Саве уочено је присуство врсте *Mayamaea cahabaensis* Morales & Manoylov (слика 10), која до сада није забележена у флори Србије. Идентификована је у средњем и доњем делу тока (табела 20).

У реци Сави забележене су тератолошке форме бентосних силикатних алги (слика 28) на три локалитета. Деформисане валве припадале су таксонима *Diatoma ehrenbergii* и *D. vulgaris*, код којих је уочен измењен облик (тератологија типа 1), док је код *D. vulgaris* такође уочен и измењен образац трансапикалних ребара (тератологија типа 2). Тератолошке форме *D. ehrenbergii* су забележене у узорку са локалитета Литија (низводно) из септембра 2014. године (чинећи 0,99 % укупне бројности идентификованих таксона), док је тератолошка форма *D. vulgaris* забележена у узорку са локалитета Храстник из септембра 2012. године (0,31 %). Деформисане валве обе врсте су у узорку са локалитета Чатеж (низводно) из септембра 2014. имале удео од 0,95 % у заједници силикатних алги (*D. ehrenbergii* – 0,71 % и *D. vulgaris* – 0,24 %).



Слика 28. Тератолошке форме бентосних силикатних алги Саве, скала 10 µm: *Diatoma ehrenbergii* (а) и *D. vulgaris* (б, в)

4.6.2. Динамика у септембру 2011., 2012., 2014. и 2015. године

Током периода истраживања, број таксона био је уједначен: 100 таксона (38 родова) је идентификовано у узорцима из септембра 2011, 110 таксона (40 родова) из септембра 2012, 111 таксона (39 родова) из септембра 2014. и 131 таксон (37 родова) из септембра 2015. Најмањи број таксона током истраживаног периода забележен је на локалитетима Крапје (24), Млака (25), Радовљица (низводно) (32) и Мојстрана (35). Највећи број таксона забележен је на локалитетима Сремска Митровица (узводно) и Шабац (узводно) (по 47), Сремска Митровица (низводно) (46), Београд (узводно) (56) и Врхово (испод бране) (65).

У септембру 2011. укупно су 23 таксона забележена са релативном бројношћу већом од 5 % у заједници силикатних алги на истраживаним локалитетима (табела 21). Таксони са највећом релативном бројношћу су: *A. pediculus*, *C. placentula* var. *euglypta*, *E. minima*, *M. cahabaensis*, *N. cryptotenella*, *N. rostellata* и *N. abbreviata*.

Табела 21. Укупан број и релативна бројност таксона (%) присутних у заједници силикатних алги реке Саве у септембру 2011. године

Таксон	Локалитет							
	Лева Мартинска Вес	Крапје	Орубица	Славонски Шамац	Ушће Босута	Ср. Митровица (узв.)	Шабац (узв.)	Остружница
	Укупан број таксона							
	42	24	34	41	37	47	47	38
	Релативна бројност (%)*							
Achnanthidium pyrenaicum		11,7						
Amphora pediculus	26,9		12,6	5,9				
Cocconeis pediculus				5,6				
C.placentula var. *euglypta*		6,6	6,4	19,7			5,7	
Cyclotella meneghiniana	9,4					5,9		
Eolimna minima		19,9	10,4				13,6	20,9
Gyrosigma sciotense					6,0			
Halamphora montana							6,8	
Mayamaea cahabaensis	8,0	37,0	13,8	7,4				
M. permitis	7,6							
Navicula cryptotenella	5,6		12,3		30,9	6,2		
N. recens						5,9		13,5
N. rostellata				9,7	18,3	17,7	5,4	9,2
N. tripunctata			6,1					
Nitzschia abbreviata							17,3	
N. capitellata						7,8		
N. dissipata					9,3	9,3		
N. filiformis var. *conferta*								7,7
N. fonticola							5,7	
N. palea				6,5				
Reimeria uniseriata		6,0						
Rhoicosphenia abbreviata			6,1					
Sellaphora seminulum								16,3
Укупно (%)	57,6	81,3	67,8	54,7	64,6	52,8	54,5	67,5

* приказани су таксони са релативном бројношћу већом од 5%

Највеће процентуално учешће таксона са релативном бројношћу већом од 5 % у укупној бројности, забележено је на локалитету Крапје (81,3 %). Пет таксона одређује највећи део укупне релативне бројности, од којих је доминантан *Mayamaea cahabaensis* (37 %). Најмање процентуално учешће таксона из испитиване групе забележено је на локалитету Сремска Митровица (узводно) (52,8 %) са доминантном *N. rostellata* (17,7 %), док су остали таксони присутни са нижом, али уједначеном бројношћу.

Велики број таксона идентификован током септембра 2011., имају релативне бројности мање од 1 %. Из групе таксона са релативном бројношћу мањом од 5 % (нису представљени у табели 21), издвајају се *S. seminulum* (4,7 %) и *C. placentula* var. *euglypta* (4,5 %) на Левој Мртинској Веси, *N. reichardtiana* (4,8 %) на ушћу Босута и *N. antonii* (4,5 %) на локалитету Шабац.

У септембру 2012. у заједници силикатних алги на истраживаним локалитетима забележен је укупно 21 таксон са релативном бројношћу већом од 5 % (табела 22). Највећу релативну бројност су имали: *A. minutissimum*, *A. pediculus*, *C. placentula* var. *euglypta*, *E. minima*, *H. montana*, *M. cahabaensis*, *N. capitatoradiata*, *N. cryptotenella*, *N. tripunctata*, *N. abbreviata*, *N. dissipata*, *N. frustulum* var. *inconspicua* и *N. palea*.

Највеће процентуално учешће таксона са релативном бројношћу већом од 5 % у укупној бројности, забележено је на локалитету Сремска Митровица (узводно) (83,8 %). Три доминантна таксона *N. frustulum* var. *inconspicua* (29 %), *N. abbreviata* (20,9 %) и *H. montana* (20,3 %), имали су највећи удео у заједници. Најмање процентуално учешће врста из испитиване групе забележено је на локалитету Сремска Митровица (низводно) (50,3 %) са најбројнијим таксоном *N. palea* (16,8 %).

Из групе таксона са релативном бројношћу мањом од 5 % (нису представљени у табели 22), у горњем делу тока издвајају се *E. silesiacum* (4,6 % – Врхово; 3,1 % – Кршко; 4,4 % – Брежице), *A. pediculus* (4,9 % – Бланце), *N. fonticola* (4,0 % – Бланце; 4,9 % – Кршко) и у средњем и доњем делу тока *N. tripunctata* (4,7 % – Млака), *N. palea* и *N. frustulum* var. *inconspicua* (4,9 % и 4,6 % – Славонски Брод), *N. erifuga* и *E. minima* (4,83 % и 4,55 % – Шабац, низводно) и *M. permitis* (4,4 % – Београд, узводно).

Табела 22. Укупан број и релативна бројност таксона (%) присутних у заједници силикатних алги реке Саве у септембру 2012. године

Таксон	Локалитет													
	Храстник	Врхово (испод бране)	Бланце (испод бране)	Кршко (низв. од моста)	Брежице (мост)	Ругвица	Лукавец Посавски	Млака	Славонски Брод	Штитар	Ушће Босута	Ср. Митровица (узв.)	Ср. Митровица (низв.)	Београд (узв.)
	Укупан број таксона													
	34	34	32	34	35	42	31	25	30	42	42	30	46	31
	Релативна бројност (%)*													
Achnanthidium minutissimum		11,3	17,6		5,0	9,3								
Amphora copulata		7,7												
A. pediculus		20,8				9,9		25,0		9,1				
Cocconeis placentula var. *euglypta*	12,3	5,9				17,7	66,1	13,4	6,8					
Eolimna minima								16,6	23,2	21,7	13,2			14,4
Gomphonema pumilum var. *rigidum*							7,0							
Halamphora montana						13,7						20,3	5,4	11,7
Mayamaea cahabaensis								11,6	18,9					
Navicula capitatoradiata	12,0	5,1	10,8	25,8	12,1	6,7								
N. cryptotenella	9,8	5,9	17,9	12,3	6,5					7,7	29,9			
N. germainii											5,2			
N. recens												6,7	9,7	15,5
N. reichardtiana				5,7	8,0									
N. rostellata									13,0	10,0	15,2	7,0	12,5	
N. tripunctata	7,7	8,5	17,0	8, 1	8,9									
Nitzschia abbreviata									11,1	10,6		20,9		5,9
N. dissipata					18,9									
N. fonticola	19,1	9,5			7,7									
N. frustulum var. *inconspicua*												29,0	6,0	31,9
N. palea				6,8									16,8	
Reimeria uniseriata								6,6						
Укупно (%)	60,9	74,6	62,8	58,7	67,2	57,3	73,0	73,1	73,1	59,1	63,5	83,8	50,3	79,5

* приказани су таксони са релативном бројношћу већом од 5%

У септембру 2014. године у заједници силикатних алги на истраживаним локалитетима забележено је укупно 20 таксона са релативном бројношћу већом од 5 % (слика 23). Највећу релативну бројност су имали: *A. pyrenaicum*, *C. placentula* sensu lato, *E. minima*, *H. contenta*, *L. mutica*, *N. cryptotenella* и *N. recens*.

Највеће процентуално учешће таксона са релативном бројношћу већом од 5 % у укупној бројности, забележено је на локалитету Радовљица (узводно) (70,9 %), на коме је *A. pyrenaicum* забележен као доминантан (30,0 %), док су остали били присутни са мањом и уједначеном бројношћу. Најмање процентуално учешће врста из испитиване групе забележено је на локалитету Литија (низводно) (38,8 %) са најбројнијим *L. mutica* (13,5 %) и *C. placentula* sensu lato (11,3 %) и на локалитету Београд (узводно) (38,9 %) са најбројнијим *N. recens* (13,5 %) и *A. inariensis* (10,6 %).

Табела 23. Укупан број и релативна бројност таксона (%) присутних у заједници силикатних алги реке Саве у септембру 2014. године

Таксон	Локалитет												
	Бохињска Бистица	Радовљица (узв.)	Радовљица (низв.)	Литија (низв.)	Чатеж (узв.)	Чатеж (низв.)	Славонски Брод (узв.)	Жупања (узв.)	Жупања (низв.)	Ср. Митровица (узв.)	Ср.Митровица (низв.)	Београд (узв.)	Београд (марина)
	Укупан број таксона												
	36	33	32	45	42	42	43	45	43	44	44	56	36
	Релативна бројност (%)*												
Achnanthidium minutissimum	8,4	13,0											
A. pyrenaicum	30,0	29,8	38,7		8,7	15,8							
Amphora inariensis						5,2						10,6	
A. pediculus				8,7	5,5	6,1							
Cocconeis placentula sensu lato	8,9	5,2	8,6	11,3	11,1	16,3	5,4	18,7	7,6	7,4			12,7
Encyonema silesiacum	5,9	5,8	7,0										
E. ventricosum	7,1	9,2	9,6										
Eolimna minima							25,2					8,0	11,6
Gomphonema parvulum													12,4
Gyrosigma obtusatum								5,7					
Hantzschia amphioxys									5,7				
Humidophila contenta							21,5			15,7			
Luticola mutica				13,5			7,2	7,6	40,8	25,9			
L. ventricosa									5,9				
Navicula cryptotenella					12,0								
N. recens											35,6	13,5	29,5
N. reichardtiana					5,5								
N. tripunctata				5,2	8,7			8,1					
Nitzschia dissipata	7,3	7,8								5,2	12,8	6,8	
N. palea											5,6		
Укупно (%)	67,7	70,9	63,9	38,8	51,6	43,4	59,4	40,1	60,0	54,2	54,0	38,9	66,2

*приказани су таксони са релативном бројношћу већом од 5%

У септембру 2014. већи број таксона са релативном бројношћу између 5 % и 2 % учествује у заједници, у односу на остале периоде испитивања (нису обухваћени табелом 23). Међу њима се издвајају *A. minutissimum* (3,8 % – Литија, низводно; 3,0 % – Чатеж, узводно; 3,8 % – Чатеж, низводно), *D. vulgaris* (3,3 % – Радовљица; 3,8 % – Литија, низводно; 3,2 % – Жупања, узводно; низводно; 4,6 % – Београд, низводно), *N.*

cryptotenella (4,5 % – Четеж, низводно; 3,8 % – Жупања узводно, 3,2 – Жупања, низводно; 4,0 % – Сремска Митровица, узводно; 3,4 % – Београд, узводно), *N. dissipata* (3,3 % – Радовљица, низводно; 4,7 % – Чатеж, узводно; 3,5 % – Чатеж, низводно ; 3,8 % – Жупања узводно), и *S. seminulum* (4,9 % – Београд, узводно и 2,7 5 – Београд, низводно).

Табела 24. Укупан број и релативна бројност таксона (%) присутних у заједници силикатних алги реке Саве у септембру 2015. године

Таксон	Локалитет												
	Мојстрана	Радовљица (узв.)	Литија (узв.)	Литија (низв.)	Врхово (испод бране)	Чатеж (узв.)	Загреб (узв.)	Јасеновац (узв.)	Славонски Брод (узв.)	Жупања (узв.)	Ср. Митровица (низв.)	Шабац (узв.)	Београд (узв.)
	Укупан број таксона												
	35	37	37	36	65	37	41	36	41	51	48	50	41
	Релативна бројност (%)*												
Achnanthidium minutissimum		43,7	9,0				7,0						
A. pyrenaicum	13,4	19,3				10,9	19,7						
A. subatomus			27,7	13,8		37,6	33,1						
Amphora pediculus				17,9	7,9					5,7		12,6	
Cocconeis pediculus						6,2						7,25	
C. placentula var. *euglypta*	9,0					7,9	5,0	7,0	5,6				
C. placentula var. *lineata*	6,2												
C. pseudolineata	25,9												
Craticula subminuscula								8,9			7,1		5,5
Denticula tenuis		6,1											
Diatoma vulgaris						5,3							
Encyonema minutum		5,4											
Eolimna minima					8,5			9,2	5,6		13,7		
Gomphonema lagenula													7,3
Grunowia solgensis					17,3								
Halamphora montana											11,1		6,6
Mayamaea cahabaensis								7,4	8,4				
Navicula antonii										7,0		12,1	
N. capitatoradiata					5,6								
N. cryptotenella				9,3	6,1	7,5		26,0		6,3			
N. recens													36,1
N. rostellata									8,6	7,9			
N. tripunctata			5,5	15,0									
Nitzschia clausii													8,6
N. fonticola			27,7	8,0			7,0						
N. frustulum var. *inconspicua*									8,4	12,0	26,6		
Reimeria sinuata	5,0												
Sellaphora seminulum								22,9	23,7	17,7	7,1	5,4	
Укупно (%)	59,5	74,4	69,9	66,1	45,4	75,4	71,8	81,4	60,4	56,6	65,6	37,4	63,9

*приказани су таксони са релативном бројношћу већом од 5%

У септембру 2015. године укупно је 28 таксона из заједнице силикатних алги забележено са релативном бројношћу већом од 5 % на истраживаним локалитетима (табела 24). Најбројнији таксони били су: *A. minutissimum*, *A. pyrenaicum*, *A. subatomus*, *A. pediculus*, *C. pseudolineata*, *G. solgensis*, *N. cryptotenella*, *N. recens*, *N. tripunctata*, *N. fonticola*, *N. frustulum* var. *inconspicua* и *S. seminulum*.

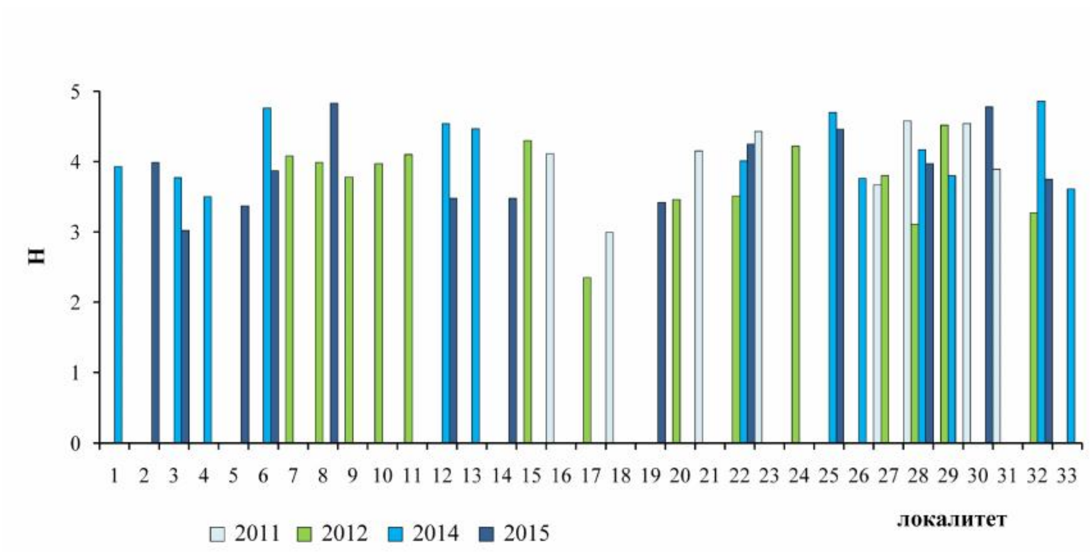
Највеће процентуално учешће таксона са релативном бројношћу већом од 5 % у укупној бројности, забележено је на локалитету Јасеновац (узводно) (71,8 %), на коме су доминирали *N. cryptotenella* (26,0 %) и *S. seminulum* (22,9 %), док су остали таксони присутни са нижом и уједначеном бројношћу. Најмање процентуално учешће таксона из испитиване групе забележено је на локалитету Шабац (узводно) (37,4 %) са кодоминантним *C. pediculus* (12,6 %) и *N. antonii* (12,1 %).

Из групе таксона са релативном бројношћу мањом од 5 % (нису обухваћени табелом 24), по бројности се у горњем делу тока издавајају *E. ventricosum* (3,4 % – Мојстрана; 4,8 % – Радовљица, узводно), *N. fonticola* (4,1 % – Радовљица, узводно; 4,2 % – Врхово, испод бране; 4,3 % – Чатеж, узводно) и *N. palea* (4,4 % Врхово, испод бране), док су и у средњем и доњем делу тока са већом релативном бројношћу присутне *R. abbreviata* (4,5 % – Славонски Брод, узводно), *H. montana* и *N. upsaliensis* (по 4,8 % – Шабац, узводно) и *N. rostellata* (4,2 % – Београд, узводно).

4.6.3. Вредности Shannon-овог индекса диверзитета

Вредносто Shannon-овог индекса диверзитета на испитиваним локалитетима дуж тока Саве (слика 29) током септембра 2011. кретале су се од 2,99 (локалитет број 18 – Крапје) до 4,58 (лок. 28 – Сремска Митровица, узводно). У септембру 2012. године вредности су варирале од 2,35 (лок. 17 – Лукавец Посавски) до 4,52 (лок. 29 – Сремска Митровица, низводно). Током септембра 2014. забележене су вредности индекса диверзитета између 3,5 (лок. 4 – Радовљица, низводно) и 4,86 (лок. 32, Београд, узводно), док су се током 2015. кретале узмеђу 3,02 (лок. 3 – Радовљица, узводно) и 4,83 (лок. 8 – Врхово). Готово сваког септембра током четири године истраживања, уочава се генерални тренд пораста вредности Shannon-овог индекса диверзитета од горњег ка доњем делу тока. Изузетак је 2012. година, када се запажа супротан тренд.

Посматрајући промене Shannon-овог индекса диверзитета дуж Саве током целокупног истраживања, пад диверзитета се бележи на делу тока од Лукавеца Посавског до Млаке (лок. 17 – 20), где је варирао између 2,35 и 3,46, редом. На делу тока од Бохињске Бистрице до Леве Мартинске Веси (између лок. 1 и 16), кретао се од 3,02 (Радовљица, узводно; лок. 3) до 4,83 (Врхово, испод бране; лок. 8), док је на делу тока од Орубице до Београда (лок. 21-33) варирао од 3,11 (Сремска Митровица, узводно) до 4,86 (Београд, узводно).



Слика 29. Shannon-ов индекс диверзитета (H) у септембру током четири периода истраживања Саве (локалитети 1 – 33, табела 7)

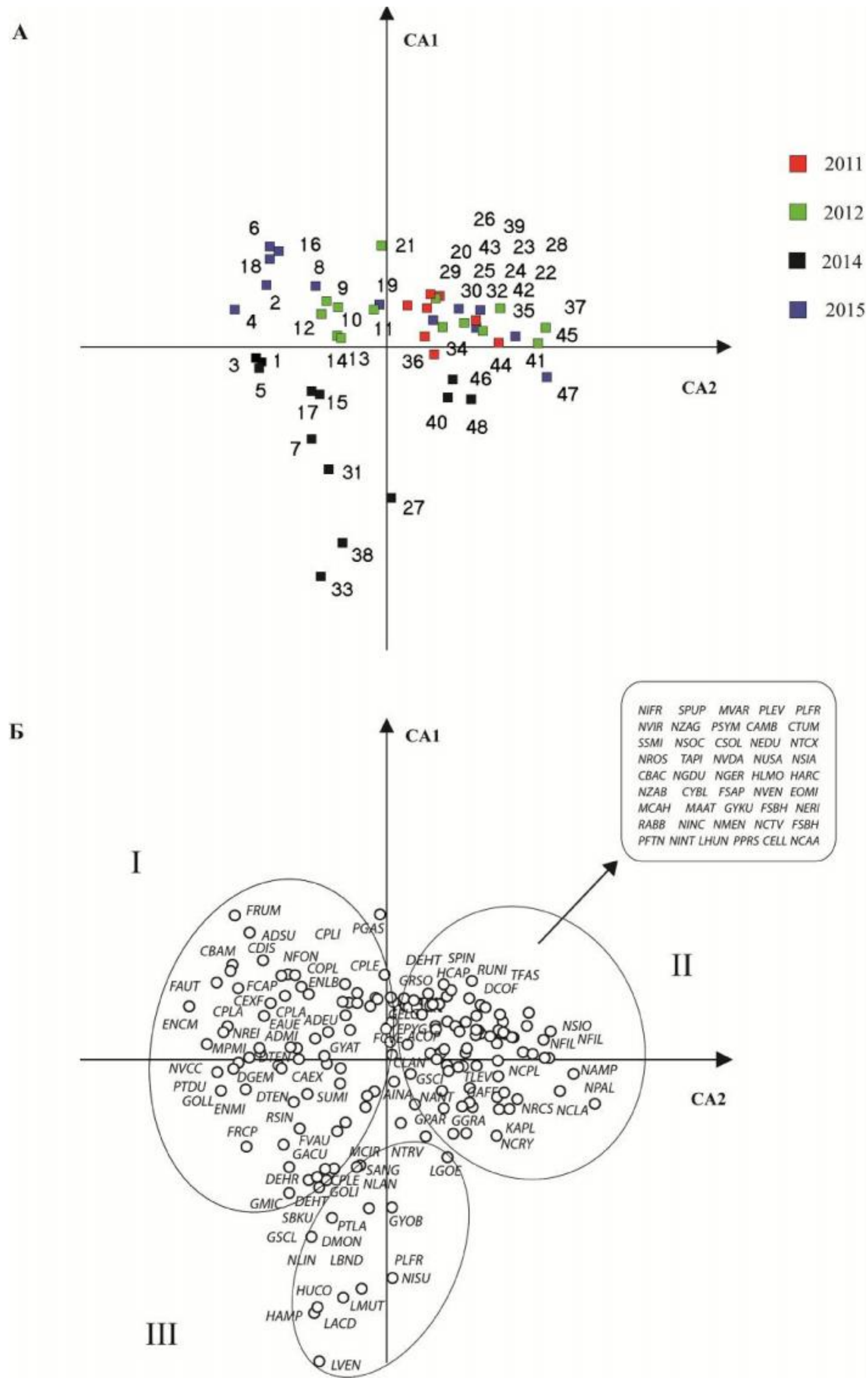
4.6.4. Статистичка анализа бентосне заједнице силикатних алги реке Саве

Резултати анализе заједнице бентосних силикатних алги Саве на основу података из периода истраживања (септембар 2011., 2012., 2014. и 2015.), применом кореспондентне анализе (CA) употребом софтвера „FLORA” , приказани су на слици 30. Ради лакшег сагледавања односа изворни CA график раздвојен је на два, тако да први показује односе између узорака (укупно 48) (30 А), а други односе између таксона (184 таксона) (30 Б). Прва оса (CA1) описује 11,38 % укупне варијабилности, док друга описује 9,24 %. На представљеним графицима, могу да се издвоје три групе узорака и таксона. Прву групу (I) чине узорци са дела тока од Бохињске Бистрице до Ругвице, другу групу (II) чине узорци прикупљени са локалитета од Леве Мартинске Веси до Београда, док трећу издвојену групу (III) формирају узорци из септембра 2014. године, са локалитета од Славонског Брода, (узводно) до Сремске Мировице (узводно).

Из прве групе издвајају се следећи таксони по већој учесталости и/или бројности у описаном делу тока: *A. minutissimum*, *A. subatomus*, припадници рода *Cocconeis* (*C. placentula* var. *placentula*, *C. placentula* var. *klinoraphis*, *C. placentula* var. *lineata* и *C. pseudolineata*), *Encyonema* (*E. auerswaldii*, *E. caespitosum* и *E. lange-bertalotii, E. minutum*), *Fragilaria* (*F. acus*, *F. austriaca* и *F. capucina* var. *capucina*), врсте *D. tenuis, G. pumilum* var. *rigidum*, *G. tergestinum*. Неки од таксона су идентификовани само у овом делу тока, као што су *G. olivaceolacuum*, *N. reinhardtii*, *N. splendicula* и *N.viridulacalcis*.

Другу групу чине припадници родова *Mayamaea* (*M. atomus*, *M. cahabaensis*, *M. permitis*), највећи део идентификованих таксона рода *Nitzschia*, род *Sellaphora* (*S. bacillum*, *S. pupula* и *S. seminulum*) и *Navicula* (*N. recens, N. erifuga, N. germainii, N. rostellata, N. viridula* као најбројније и/или најфреквентније у овом делу тока).

У трећој групи издвајају се *Humidophila contenta* и припадници рода *Luticola*: *L. acidoclinata*, *L. binodeformis*, *L. mutica* и *L. ventricosa*.



Слика 30. СА график на основу заједнице силикатних алги Саве (СА1 – 11,38 %, СА2 – 9,24 % укупне варијабилности); А. груписање узорака и Б. груписање таксона према периодима истраживања (септембар 2011., 2012., 2014. и 2015. године); тасксони су кодирани као у табели 20

4.7. Физичке и хемијске карактеристике воде Саве

За анализу физичко-хемијских параметара воде Саве коришћена су мерења Института „Јожеф Стефан” на истраживаним локалитетима дуж тока Саве у септембру 2014. (период високих вода) и 2015. године (период ниских вода) (табеле 25 и 26). Мерења нису обухватила једино локалитет Бохињска Бистрица у септембру 2014.

Температура воде током септембра 2014. и 2015. године постепено расте од горњег ка доњем делу тока Саве. Током истраживања 2014. најнижа вредност од 10,84 °C забележена је на локалитету Радовљица (узводно), а 2015. износила је 9,9 °C на локалитету Мојстрана. Највиша температура воде у септембру 2014. од 17,26 °C била је измерена на локалитету Београд (узводно), док је у септембру 2015. износила 23,8 °C на Јасеновцу (узводно) и 23,7 °C на локалитету Београд (узводно).

Измерене pH вредности реке Саве током периода испитивања припадају благо алкалној и алкалној средини. У септембру 2014. pH вредност варира од 7,55 на локалитету Жупања (низводно) до 8,71 на локалитету Сремска Митровица (низводно). Током септембра 2015. pH вредност се креће у опсегу од 7,1 на локалитету Мојстрана до 8,8 на локалитету Литија (узводно).

Електропроводљивост је у реци Сави током септембра 2014. имала благи тренд пораста од горњем ка доњем делу тока, са највишом вредношћу од 381 µS/cm (Чатеж, низводно) и најмањом од 277 µS/cm (Радовљица, узводно). Током септембра 2015. године уочава се доста израженији тренд пораста вредности од горњег ка доњем делу тока. Највиша електропроводљивост од 427 µS/cm забележена је на локалитету Жупања (узводно), а најнижа од 100 µS/cm на локалитету Литија (низводно).

У реци Сави током септембра 2014. вредности алкалитета имају изражен пораст од горњег ка доњем делу тока, са варирањем од 1,75 meq/kg на локалитету Радовљица (узводно) до 2,76 meq/kg на локалитету Београд (узводно). Током истраживања у септембру 2015. године, примећује се да концентрације алкалитета варирају у већим опсезима у односу на септембар 2014, па је на готово свим локалитетима (изузетак су прва два) измерен алкалитет преко 3 meq/kg. Најнижа вредност од 2,908 meq/kg забележена је на локалитету Радовљица (узводно), док је највиша вредност од 4,08 meq/kg забележена на локалитету Јасеновац (узводно).

Током истраживања у септембру 2014. године, највише вредности концентрације раствореног кисеоника од 4,83 mg/l измере су на локалитету Сремска Митровица (низводно), а најниже од 2,41 mg/l на локалитету Литија (низводно). Засићење воде кисеоником, односно сатурација кисеоника је варирала од 130 % на локалитету Чатеж (узводно) до 74 % на локалитету Жупања (узводно). Током септембра 2015. године, забележене су исте промене за оба параметра дуж готово целог тока. На локалитету Јасеновац (узводно) измерене су минималне вредности концентрације раствореног кисеоника (5,9 mg/l) и сатурације кисеоника (69 %), док су максималне вредности раствореног кисеоника измерене на локалитетима Литија (узводно) (9,2 mg/l) и Загреб (узводно) (9,1) и сатурације кисеоника на локалитету Загреб (узводно) (69 %).

У септембру 2014. у реци Сави, вредности раствореног органског угљеника су вариралe од 2,41mg/l C (Литија, низводно) до 3,87 mg/l C (Жупања, низводно). Током истраживања у септембру 2015. године концентрација раствореног органског угљеника је расла од горњег ка доњем делу тока, крећући се у опсегу од 1,41 mg/l C (Мојстрана) до 3,08 mg/l C (Жупања, узводно).

У септембру 2014. најнижа вредност оксидо-редукционог потенцијала је забележена на локалитету Литија (низводно) (-21,6 mV), док је највиша вредност измерена је на локалитету Сремска Митровица (узводно) (21,4 mV). У септембру 2015. најнижа вредност оксидо-редукционог потенцијала примећена је на локалитету Жупања (узводно) (-74,7 mV), док је највиша забележена на локалитету Литија (низводно) (90 mV).

Концентрација нитрата у реци Сави у септембру 2014. године кретала се у опсегу од 1,69 mg/l на локалитету Чатеж (низводно) до 3,86 mg/l на локалитету Београд (марина). У септембру 2015. године на највећем броју локалитета, од Литије (узводно) до Жупање (уводно), концентрација нитрата била је већа од 4 mg/l. Минимална вредност од 1,44 mg/l забележена је на локалитету Мојстрана, док је максимална од 6,69 mg/l забележена на локалитету Литија (низводно).

Концентрација сулфата у води током оба периода мерења имају исти тренд повећања од горњег ка доњем делу тока. У септембру 2014. вредности параметра су варирале од 2,53 mg/l (Чатеж, низводно) до 13,4 mg/l (Београд, марина), док су у септембру 2015. варирале од 8,6 mg/l (Мојстрана) до 26,38 mg/l (Жупања, узводно).

Концентрација фосфора у води реке Саве током септембра 2014. варира од 2,27 µg/l (Радовљица, узводно) до 12,53 µg/l (Жупања, узводно), док током септембра 2015. године варира од 5,24 µg/l (Мојстрана) до 203 µg/l (Јасеновац, узводно).

У септембру 2014. у Сави су измерене најниже вредности калцијума (20,9 mg/l) и магнезијума (3,1 mg/l) на локалитету Славонски Брод (узводно), док је највиша вредност калцијума (63 mg/l) забележена на локалитету Чатеж (низводно) и магнезијума (12,1 mg/l) на локалитету Литија (низводно). Током истраживања у септембру 2015. године, калцијум је имао најниже концентрације на локалитету Мојстрана (42,29 mg/l), док су највише биле на локалитету Жупања (узводно) (74,62 mg/l). Минимална концентрације магнезијума је забележена на локалитету Сремска Митровица (низводно) (10,01 mg/l), док је највиша зебележена на локалитету Загреб (узводно) (16,74).

Измерене концентрације натријума у септембру 2014. се крећу у опсегу од 0,7 mg/l на локалитету Чатеж (узводно) до 6,01 mg/l на локалитету Београд (узводно), док се током септембра 2015. крећу од 1,76 mg/l на локалитету Мојстрана до 18,03 mg/l на локалитету Жупања (узводно). Вредности калијума у септембру 2014. варирају од 0,3 mg/l на локалитету Славонски Брод (узводно) до 1,55 mg/l на локалитету Сремска Митровица (низводно), док се у септембру 2015. крећу од 0,28 mg/l на локалитету Мојстрана до 2,05 на локалитету Жупања (узводно).

Током периода истраживања приметан је тренд пораста концентрације силицијума од локалитета у горњем, ка локалитетима у доњем делу тока. У септембру 2014. концентрација силицијума варира од 0,8 mg/l (Мојстрана) до 3,79 mg/l (Београд , узводно), док у септембру 2015. варира од 0,74 mg/l (Радовљица, узводно) до 2,14 mg/l (Београд, узводно). У септембру 2014. године бележе се веће концентрације у доњем делу тока у односу на септембар 2015.

Из групе метала у Сави издвајају се неке од вредности. У септембру 2014. године то је концентрација арсена у опсегу од 0,22 µg/l (Радовљица, узводно и низводно) до 1,27 µg/l (Београд, узводно), док се у септембру 2015. кретала од 0,145 µg/l (Мојстрана) до 2,09 µg/l (Београд, узводно). Концентрација мангана је током 2014. варирала од 0,08 µg/l (Литија, узводно) до 2,97 µg/l (Сремска Митровица, низводно), док је 2015. године била у опсегу од 0,298 µg/l (Мојстрана) до 74,3 µg/l (Славонски Брод, узводно). Концентрација олова се у септембру 2014. се кретала од 0,0005 µg/l (Радовљица, узводно) до 0,38 µg/l (Сремска Митровица, низводно) и у септембру 2015. од 0,045 µg/l (Мојстрана) до 1,8 µg/l (Врхово, испод бране). Концентрација цинка је у септембру 2015. варирала од 1,51 µg/l (Радовљица, узводно) до 7,11 µg/l (Сремска Митровица, узводно), док се у септебру 2015. кретала у опсегу од 0,758 µg/l (Мојстрана) до 7,87 µg/l (Јасеновац, узводно). Концентрација гвожђа се у септембру 2014. кретала од 3,16 µg/l (Радовљица, низводно) до 13,88 µg/l (Славонски Брод, узводно), док је у септембру 2015. године варирала од 2,56 µg/l (Мојстрана) до 228 µg/l (Врхово, испод бране).

Табела 25. Вредности физичких и хемијских параметара воде Саве у септембру 2014. године

Параметар	Јединица	Локалитет											
		Радов. (узв.)	Радов. (низв.)	Литија (низв.)	Чатеж (узв.)	Чатеж (низв.)	Сла. Брод (узв.)	Жупања (узв.)	Жупања (низв.)	Ср. Митрови ца (узв.)	Ср. Митрови ца (низв.)	Београд (узв.)	Београд (марина)
Температура (T)	°C	10,84	11,52	13,53	14,07	13,33	15,25	15,73	16,12	16,49	16,66	17,26	17,16
pH		7,7	8,44	7,81	7,85	7,73	7,66	7,55	7,95	7,61	8,71	7,57	8,03
Електропроводљивост (EC)	µS/cm	277	286	290	340	381	320	350	367	327	320	340	334
Алкалитет (Alk)	meq/kg	1,75	1,90	1,83	2,19	2,15	2,34	1,88	1,91	2,50	2,34	2,76	2,71
Растворени кисеоник (DO)	mg/l	9,78	9,44	8,2	13	12,22	8,04	7,63	7,3	7,73	7,7	7,3	7,31
Сатурација кисеоника (O_2%)	%	93,3	91,2	82,6	130	117	81,6	74	75,2	79,8	80	77,5	76,2
Растворени органски угљеник (DOC)	mg/l C	3,15	2,49	2,41	2,91	2,74	3,64	2,98	3,87	2,98	4,83	2,95	2,59
Оксидо-редукциони потенцијал (ORP)	mV	146	68,3	-21,6	-2	-5,1	17,1	4	6,7	21,4	3,7	19,4	14,3
Нитрати (NO_3^-)	mg/l	2,11	2,33	3,27	3,77	1,69	1,82	3,22	2,55	3,52	3,60	2,26	3,86
Сулфати (SO_4^{2-})	mg/l	6,60	6,34	5,68	8,17	2,53	4,94	11,90	3,32	12,22	12,14	11,24	13,40
Калцијум (Ca^{2+})	mg/l	42,5	43,5	37,9	28,1	63,0	20,9	52,4	24,8	48,1	52,4	52,7	52,9
Магнезијум (Mg^{2+})	mg/l	9,4	10,0	12,1	6,0	11,2	3,1	8,9	4,3	8,2	9,1	9,5	9,6
Натријум (Na^+)	mg/l	0,8	1,11	2,33	0,70	2,25	0,00	2,82	0,46	2,21	2,53	6,01	5,84
Калијум (K^+)	mg/l	0,27	0,44	1,28	0,41	1,09	0,30	1,45	0,52	1,48	1,55	0,72	0,56
Силицијум (Si)	mg/l	0,8	1,02	2,84	1,18	2,20	1,17	3,63	1,75	3,43	3,78	3,79	3,71
Хлор (Cl^-)	mg/l	2,85	3,14	3,60	3,97	1,55	1,45	6,57	1,56	6,22	6,20	3,99	6,21
Бром (Br^-)	mg/l	0,000	0,001	0,000	0,009	0,000	0,015	0,006	0,000	0,006	0,013	0,000	0,010
Флуор (F^-)	mg/l	0,05	0,04	0,03	0,04	0,03	0,04	0,04	0,05	0,04	0,04	0,07	0,05
Сребро (Ag)	µg/l	0,02	0,00	0,00	0,03	0,01	0,02	0,0005	0,13	0,08	0,04	0,0005	0,04
Арсен (As)	µg/l	0,22	0,22	0,26	0,30	0,35	0,53	0,59	0,70	1,02	1,17	1,27	1,10
Баријум (Ba)	µg/l	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Кадмијум (Cd)	µg/l	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0092
Кобалт (Co)	µg/l	0,0025	0,01	0,03	0,01	0,01	0,02	0,05	0,02	0,03	0,03	0,02	0,03
Хром (Cr)	µg/l	0,06	0,07	0,10	0,07	0,07	0,31	0,23	0,26	0,28	0,27	0,18	0,30
Бакар (Cu)	µg/l	0,39	0,51	0,67	0,72	0,65	1,14	1,26	2,08	2,53	1,43	1,50	3,71
Гвожђе (Fe)	µg/l	3,24	3,16	4,44	4,45	3,40	13,88	10,04	8,44	10,91	10,92	4,79	8,08
Манган (Mn)	µg/l	0,24	0,23	0,08	0,20	0,31	0,50	2,88	0,12	0,79	2,97	1,35	2,49
Молибден (Mo)	µg/l	0,83	0,71	0,23	0,50	0,41	0,29	0,30	0,29	0,36	0,30	0,39	0,34
Никал (Ni)	µg/l	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	1,135	1,881	2,082	2,095	2,122	1,584	1,734
Фосфор (P)	µg/l	2,27	3,13	6,05	9,46	3,90	5,04	12,53	4,56	6,00	3,80	7,35	4,51
Олово (Pb)	µg/l	0,0005	0,08	0,01	0,05	0,08	0,23	0,11	0,05	0,09	0,38	0,11	0,23
Рубидијум (Rb)	µg/l	0,56	0,57	1,00	0,91	0,88	0,60	0,64	0,67	0,67	0,62	0,65	0,58
Селен (Se)	µg/l	0,06	0,04	0,04	0,02	0,05	0,05	0,06	0,05	0,06	0,06	0,08	0,04
Стронцијум (Sr)	µg/l	69,65	72,53	55,37	91,35	80,90	101,11	94,97	110,62	121,60	121,81	116,37	115,12
Ванадијум (V)	µg/l	0,13	0,14	0,22	0,33	0,43	0,61	0,70	0,69	0,73	0,76	0,79	0,86
Цинк (Zn)	µg/l	1,51	3,54	3,58	3,41	3,64	3,26	2,86	2,92	7,11	3,17	2,47	1,92

Подаци Института „Јожеф Стефан” у Љубљани, Словенија

Табела 26. Вредности физичких и хемијских параметара воде Саве у септембру 2015. године

Параметар	Јединица	Локалитет												
		Мојстр.	Радов. (узв.)	Литија (узв.)	Литија (низв.)	Врхово (испод бране)	Чатеж (узв.)	Загреб (узв.)	Јасено. (узв.)	Сл. Брод (узв.)	Жупања (узв.)	Ср. Митрови ца (низв.)	Шабац (узв.)	Београд (узв.)
Температура (T)	°C	9,9	14,5	17,6	17,7	20,2	23,1	22,6	23,8	24,8	24,1	22,6	22,4	23,7
pH		7,1	8,2	8,8	7,4	8,4	7,9	7,9	7,4	7,8	8,3	8,48	8,08	8,44
Електропроводљивост (EC)	µS/cm	210	230	260	100	280	320	285	270	336	427	293	336	324
Алкалитет (Alk)	meq/kg	2,921	2,908	3,790	3,882	3,843	3,924	4,077	4,080	3,969	3,716	3,229	3,389	3,635
Растворени кисеоник (DO)	mg/l	8,8	10,5	9,2	8,4	8,4	8,9	9,1	5,9	8,2	6,85	7,69	8,18	7,28
Сатурација кисеоника (O2%)	%	80,7	102,7	101	94,6	96,6	105,8	107,4	69	100	82,2	89,2	94,2	85,9
Растворени органски угљеник (DOC)	mg/l C	1,41	1,66	1,93	1,93	2,12	2,14	2,32	2,84	2,78	3,08	2,29	2,58	2,40
Оксидо-редукциони потенцијал (ORP)	mV	44	16	-13	90	-1	3	20	85	-16,6	-74,7	-27,3	4,1	-44,8
Нитрати (NO_3^-)	mg/l	1,44	2,92	6,48	6,69	6,53	4,57	4,23	5,39	4,32	4,56	2,11	2,21	2,42
Сулфати (SO_4^{2-})	mg/l	8,60	8,94	12,43	12,01	19,46	17,51	17,88	16,56	24,66	26,38	15,96	18,71	17,82
Калцијум (Ca^{2+})	mg/l	42,29	46,80	62,16	62,37	61,43	61,77	64,11	63,30	66,27	74,62	60,63	62,48	58,07
Магнезијум (Mg^{2+})	mg/l	14,00	10,71	14,58	15,11	15,61	15,93	16,74	16,55	15,95	15,97	10,01	11,66	9,99
Натријум (Na^+)	mg/l	1,76	2,29	6,24	6,15	8,23	7,60	8,41	8,74	7,64	18,03	7,76	9,58	7,54
Калијум (K^+)	mg/l	0,28	0,50	1,29	1,22	1,54	1,45	1,81	1,95	1,66	2,05	1,18	1,27	1,25
Силицијум (Si)	mg/l	0,92	0,74	0,98	0,91	1,12	1,16	1,21	1,91	2,01	2,04	2,01	2,11	2,14
Хлор (Cl^-)	mg/l	2,82	3,56	9,07	9,05	9,84	9,24	10,16	10,21	9,19	47,71	18,66	24,36	18,29
Бром (Br^-)	mg/l	н. п*	0,03	0,07	0,08	0,08	0,09	0,09	0,09	н. п	0,08	н. п	н. п	н. п
Флуор (F^-)	mg/l	0,07	0,06	0,06	0,05	0,06	0,06	0,06	0,08	0,08	0,07	0,05	0,06	0,06
Сребро (Ag)	µg/l	0,00	0,00	0,044	0,049	0,021	0,00	0,00	1,18	0,03	0,137	0,00	7,73	0,00
Арсен (As)	µg/l	0,145	0,285	0,378	0,388	0,743	0,615	0,692	1,42	1,36	1,62	1,46	1,66	2,09
Баријум (Ba)	µg/l	0,0094	0,00968	0,0179	0,0182	0,0233	0,0189	0,0213	0,0248	0,0222	0,027	0,0201	0,0223	0,0199
Кадмијум (Cd)	µg/l	0,000	0,000	0,005	0,005	0,034	0,006	0,007	0,03	0,018	0,016	0,01	0,005	0,015
Кобалт (Co)	µg/l	0,017	0,086	0,107	0,093	0,303	0,116	0,111	0,196	0,313	0,218	0,136	0,105	0,16
Хром (Cr)	µg/l	0,115	0,382	0,47	0,584	0,558	0,319	0,293	0,386	0,417	0,517	0,416	0,486	0,506
Бакар (Cu)	µg/l	0,79	2,44	1,12	1,76	1,81	1,47	2,38	1,69	1,57	1,36	1,03	1	2,26
Гвожђе (Fe)	µg/l	2,56	26,5	23,4	19,2	228	28,5	30,7	172	182	114	58,1	43,2	86,5
Манган (Mn)	µg/l	0,298	3,48	16,8	5,18	50,5	13,4	11,9	50,9	74,3	49,9	23,5	19,7	27,8
Молибден (Mo)	µg/l	0,559	1,24	0,612	0,667	1,44	1,09	1,13	0,833	0,762	0,774	0,469	0,608	0,901
Никал (Ni)	µg/l	1,05	0,279	2,38	2,01	5,03	0,497	0,61	5,61	19,2	22,5	1,07	1,23	33,1
Фосфор (P)	µg/l	5,24	45,4	112	106,3	116	54,9	60,7	203	115	125	47,4	54,0	92,6
Олово (Pb)	µg/l	0,045	0,207	0,106	0,328	1,8	0,19	0,197	0,703	0,556	0,385	0,464	0,307	0,516
Рубидијум (Rb)	µg/l	1,59	3,32	5,85	5,73	7,6	6,7	7,8	8,69	6,5	8,68	5,5	6,27	5,88
Селен (Se)	µg/l	0,095	0,088	0,149	0,085	0,093	0,096	0,089	0,146	0,093	0,129	0,101	0,113	0,124
Стронцијум (Sr)	µg/l	139	90	113	112	128	121	127	123	154	159	121	134	118
Ванадијум (V)	µg/l	0,191	0,243	0,338	0,342	0,719	0,554	0,579	1,11	1,26	1,22	0,756	0,84	1,17
Цинк (Zn)	µg/l	0,758	5,85	7,15	2,52	8,2	1,63	1,63	7,87	4,89	2,9	3,04	1,63	4,19

*н.п – није примењиво *Подаци Института „Јожеф Стефан” у Љубљани, Словенија*

4.8. Статистичка анализа утицаја физичких и хемијских параметара на састав заједнице бентосних силикатних алги реке Саве током септембра 2014. и 2015. године

Анализа утицаја физичких и хемијских параметара на састав заједнице силикатних алги реке Саве урађена је за септембар 2014. (период високих вода) и септембар 2015. године (период ниских вода).

Mantel-ов тест (коефицијент сличности генерализована Еуклидова дистанца) је показао да постоји статистички значајна корелација (r=0,188; p=0,092) између измерених срединских параметара и састава заједнице бентосних силикатних алги.

Применом претходне селекције (FS) (p<0,05) из две групе фактора издвојено је укупно 11 најважнијих за заједницу силикатних алги (табела 27), пет из прве групе основних физичко – хемијских фактора и макронутријената (T, NO_3^-, Si, Mg^{2+} и Alk) и шест из друге групе додатних параметара – метала и металоида (As, Fe, F^-, Pb, Rb и Mo).

Табела 27. Најзначајнији срединскi фактори на основу претходне селекције (p<0,05)

Варијабла	Својствена вредност	F статистика	Вероватноћа
Температура (T)	0,458	2,903	0,000
Нитрати (NO_3^-)	0,231	1,380	0,012
Силицијум (Si)	0,243	1,457	0,022
Магнезијум (Mg^{2+})	0,219	1,305	0,044
Алкалитет (Alk)	0,418	2,624	0,050
Арсен (As)	0,553	3,596	0,000
Гвожђе (Fe)	0,268	1,616	0,000
Флуор (F^-)	0,229	1,368	0,028
Олово (Pb)	0,231	1,380	0,034
Рубидијум (Rb)	0,444	2,803	0,040
Молибден (Mo)	0,252	1,516	0,044

На основу канонијске кореспондентне анализе (CCA) утврђен је однос између заједнице силикатних алги и 11 издвојених срединских параметара (слика 31 А и Б). Дуж прве CCA осе (описује 24,2 % варијабилности), од десне ка левој страни, запажају се промене у флористичком саставу (од узводних ка низводним секторима реке). Највећа дисперзија у саставу (бројност и број таксона) се примећује у средњем делу тока. У односу на најважније срединске факторе према првој CCA оси издвајају се As и Si, међусобно позитивно корелисани. Према другој CCA оси (описује 21,1%

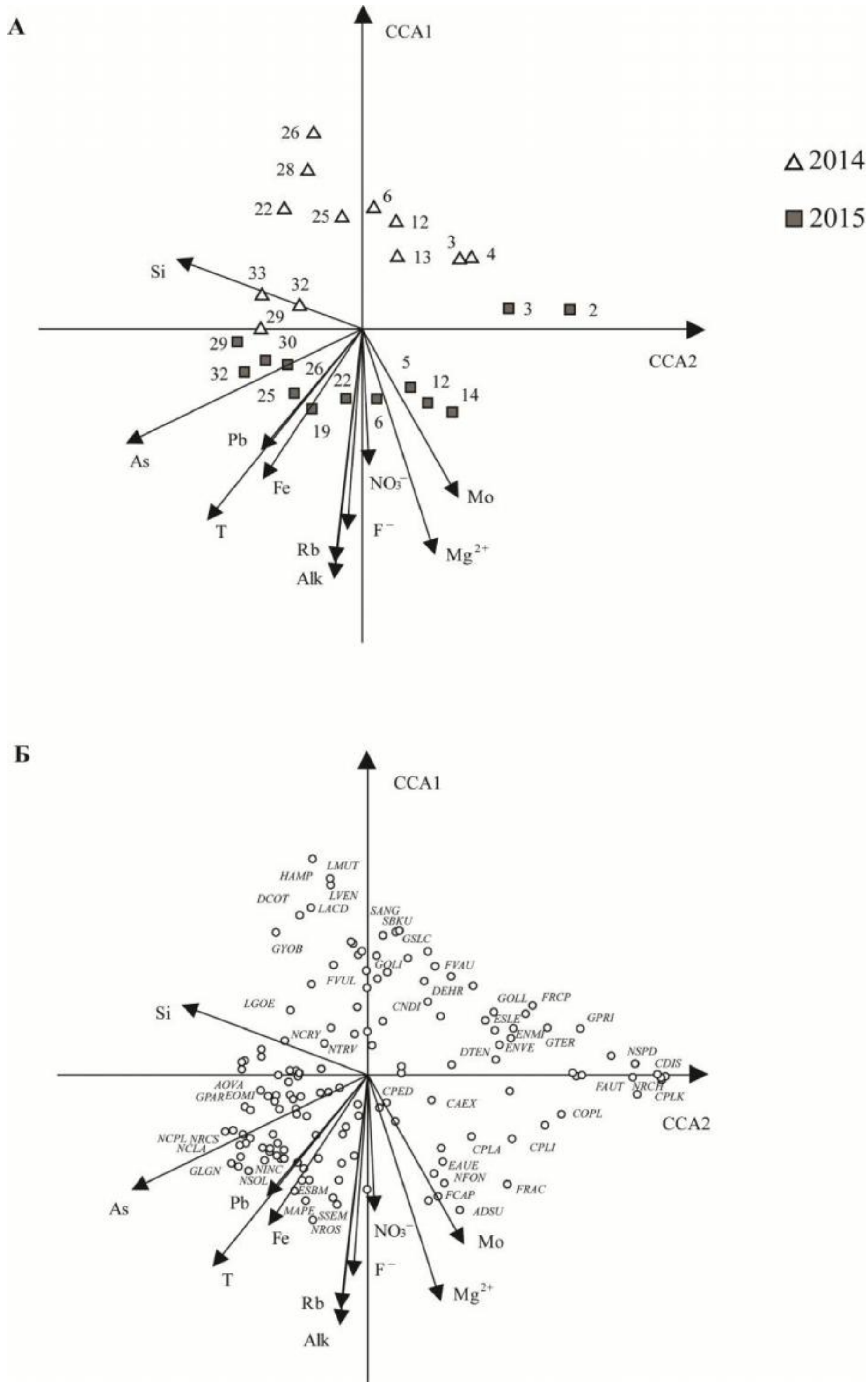
варијабилности) групишу се локалитети из септембра 2014. (периода високих вода; горњи део графика) и 2015. године (период ниских вода; доњи део графика). Према другој CCA оси, издвајају се алкалинитет, рубидијум и магнезијум, док је силицијум негативно корелисан са њима.

Локалитети у горњем току Саве (субалпски и алпски део) се налазе на десној страни CCA дијаграма, сем локалитета Врхово (испод бране). На узводним локалитетима доминантни таксони су *Achnanthidium* sp., *Cocconeis* sp., *Encyonema* sp., *Fragilaria* sp. и *Gomphonema* sp., док су на низводним локалитетима доминантни родови *Cymatopleura*, *Eolimna*, *Mayamaea*, *Nitzschia* и *Navicula.* У средњем току реке, *Humidophila contenta* и *Luticola* се издвајају у септембру 2014.

На основу CCA графика, са повећањем концентрације арсена, расте бројност *N. recens* и *E. minima*. Неке од врста присутних у низводним секторима, *N. capitellata* и *N. clausii*, достигле су највећу бројност код Београда, док је на локалитету Врхово *N. solgensis* била доминантна. Други параметри, корелисани са арсеном, као што су Pb, Fe и T имали су највише утицаја на локалитете средњег дела тока, где су *N. frustulum* var. *inconspicua*, *E. subminuscula* и *M. permitis* биле веома бројне. Локалитет Врхово (испод бране) се издваја од осталих локалитета у горњем делу тока. Примећује се већа сличност са локалитетима у доњем току, са таксонима који толеришу повећане концентрације As, Pb и Fe.

Таксони *A. ovalis*, *G. parvulum*, *L. goeppertiana*, *N. cryptocephala*, *N. trivialis* и *E. minima* су везане за повећане концентрације Si, док *C. pediculus*, *C. placentula* var. *lineata*, *C. placentula* var. *placentula*, *C. pseudolineata*, *C. excisa* и *E. auerswaldii* имају већу бројност на локалитетима горњег тока, са ниским консентрацијама Si.

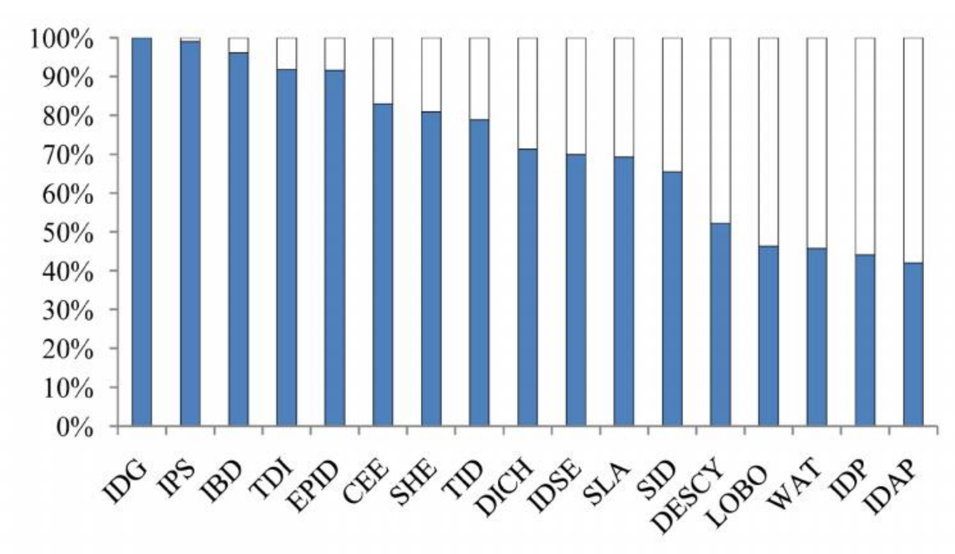
У средњем току Саве, најбројније врсте су биле *S. seminulum* и *N. rostellata*, где је према CCA графику највећи утицај алкалитета, Rb и F. При повећаним концентрацијама Mg^{2+}, Mo и NO_3^-, издвајају се таксони *N. fonticola*, *A. subatomus*, *F. capucina* var. *capucina* и *F. acus*. На делу тока од Литије до Загреба, са изузетком локалитета Врхово највећу бројност су имале врсте *N. fonticola* (присутна у скоро свим узорцима) и *A. subatomus* (идентификована у делу тока од Мојстране до Загреба). Таксони чија је бројност била већа при ниским концентрацијама Mg^{2+}, Mo и NO_3^- везани су за узорке прикупљене у септембру 2014., и то су: *L. acidoclinata*, *L. ventricosa*, *L. mutica*, *H. contenta*, *H. amphioxys*, *F. vulgaris* и *G. obtusatum*.



Слика 31. CCA график на основу заједнице бентосних силикатних алги и издвојених срединских параметара на реци Сави (раздвајање појединачних вредности, Monte Carlo пермутациони тест; описано 24,2% (CCA1) и 21,1% (CCA2) укупне варијабилности); А. односи између срединских параметара и локалитета (означени као у табели 4); Б. одоси између срединских параметара и таксона (кодирани као у табели 18)

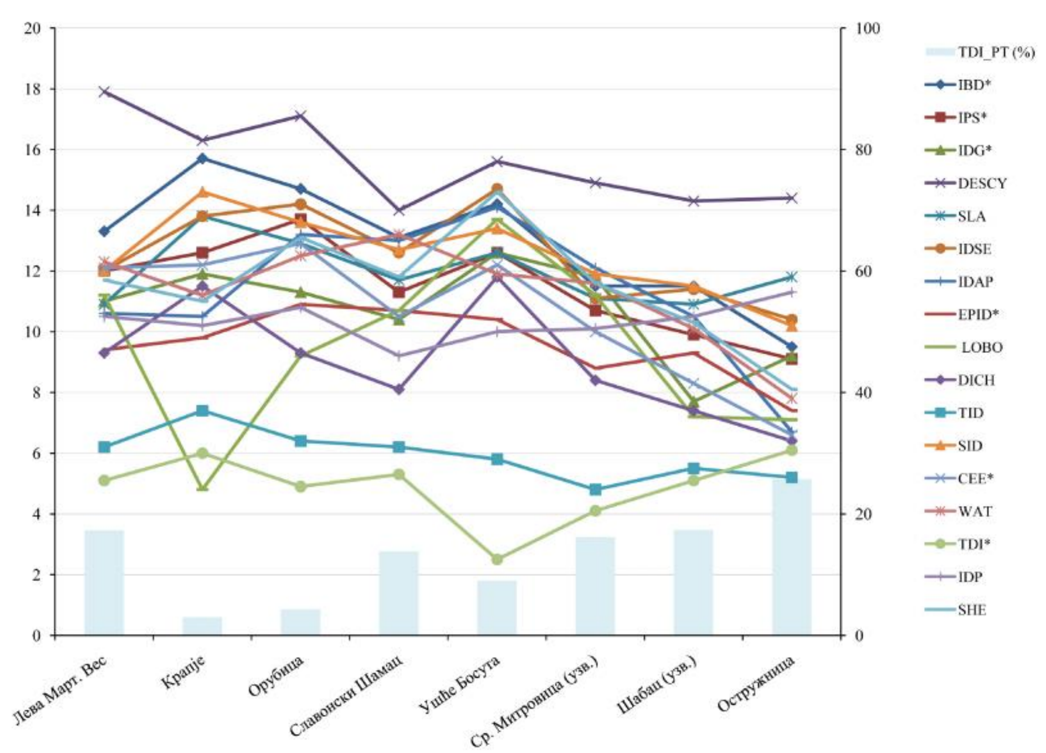
4.9. Квалитет воде реке Саве на основу дијатомних индекса

На основу резултата анализе заједнице бентосних силикатних алги у узорцима из Саве септембра 2011., 2012., 2014. и 2015. године, израчунате су вредности дијатомних индекса за испитиване локалитете дуж целог тока. У зависности од базе података која подржава сваки од индекса, при њиховом израчунавању за Саву коришћен је различит број идентификованих таксона (слика 32). За сваки од појединачних периода истраживања означени су индекси за чије је израчунавање коришћено више од 80% идентификованих таксона (слике 33 – 36, звездицом су означени индекси за чије је израчунавање коришћено више од 80% идентификованих таксона).



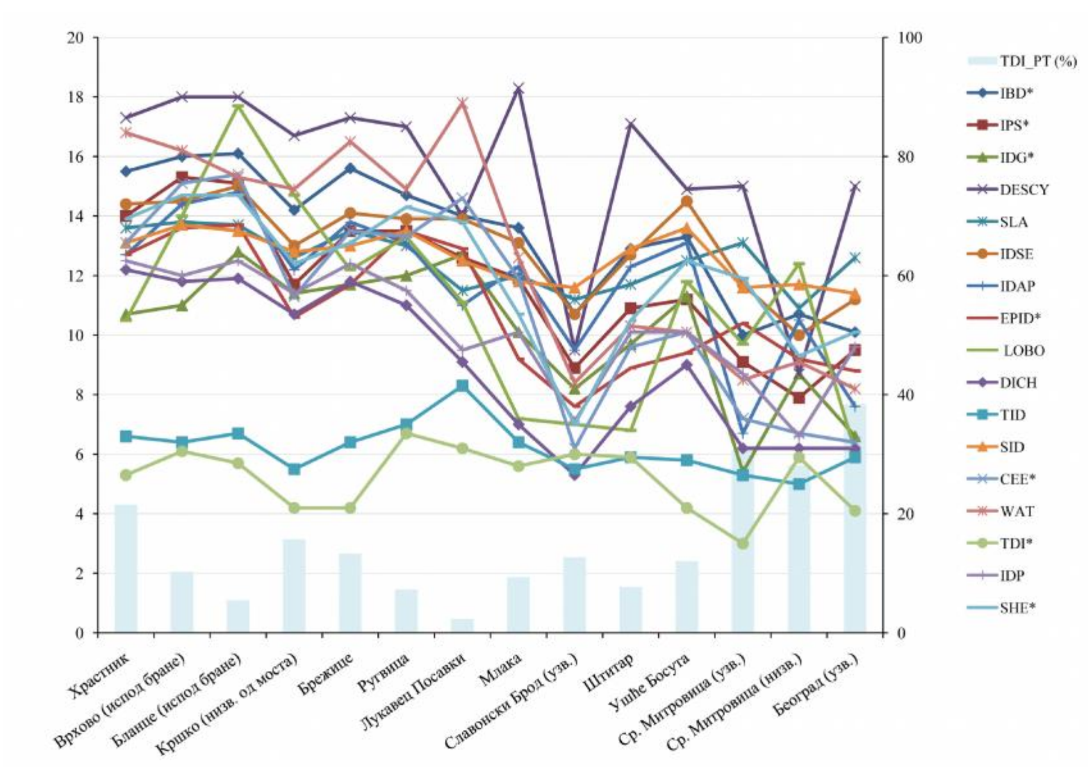
Слика 32. Просечно учешће таксона (%) коришћених у израчунавању дијатомних индекса за Саву

Дијатомни индекси у септембру 2011. године за Саву показују тренд смањења вредности од локалитета у средњем ка локалитетима у доњем делу тока (Лева Мартинска Вес – Остружница), при чему се од локалитета Сремска Митровица бележи нагли пад вредности (слика 33). Вредности највећег броја индекса одговарају умереном квалитету воде (IPS, IDG, SLA, IDSE, EPID, CEE, WAT и IDP) (табела 28). На најбољи квалитет воде указују индекси DESCY (веома добар и добар) и IBD (добар квалитет на на највећем делу тока), док на лош указују DICH и TID. Индекс TID даје информације о повишеној концентрацији нутријената и лошем квалитету воде (Лева Мартинка Вес, Крапје, Славонски Шамац, Шабац, узводно и Остружница) и веома високим концентрацијама нутријената и веома лошем квалитету воде (Орубица, ушће Босута и Сремска Митровица, узводно). На већини локалитета не постоји значајно органско загађење (удео покретних таксона толерантних на загађењење – TDI_PT < 20 %), осим на локалитету Остружница на коме органско загађење доприноси еутрофикацији (вредност TDI_PT је 25,8 %) (табела 28).



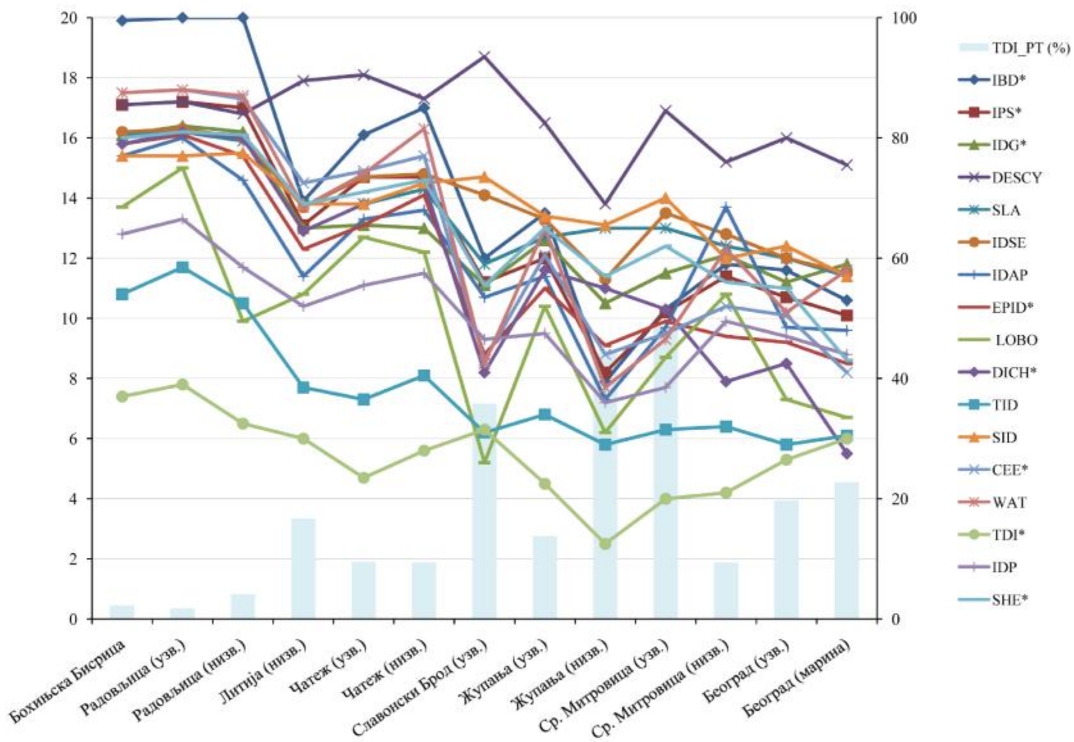
Слика 33. Вредности дијатомних индекса у септембру 2011. године за локалитете на Сави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса)

Дијатомни индекси у септембру 2012. године за Саву имају тренд смањења вредности од локалитета у горњем ка локалитетима у доњем делу тока (слика 34). Од локалитета Храстник до локалитета Ругвица бележе се уједначене вредности индекса, након чега долази до пада на делу тока од Лукавеца Посавског до ушћа Босута (најниже вредности на локалитету Славонски Брод, узводно), при чему се од локалитета Сремска Митровица (узводно) бележи нагли пад вредности ка локалитету Београд (узводно). На готово свим локалитетима DESCY индекс указује на веома добар и добар квалитет воде, док DICH, TID и IDP указују на веома лош и лош (табела 28). Вредности TDI индекса одговарају веома високој концентрацији нуртијената и веома лошем квалитету воде на локалитетима Кршко (низводно од моста), Брежице, ушће Босута, Сремска Митровица (узводно) и Београд (узводно), док на осталим локалитетима одговарају повишеној концентрацији нутријената и лошем квалитету воде. На локалитетима Храстник, Сремска Митровица (узводно и низводно) и Београд (узводно), вредности параметра TDI_PT указују да органско загађење доприноси еутрофикацији (21,5 %, 30,7 %, 28,1 % и 38,4 %, редом). За остале вредности индекса се примећује да на делу тока од Храстника до Ругвице углавном указују на добар квалитет воде, док на делу тока од Лукавеца Посавског до Београда указују на умерен (IBD, IPS, IDG, SLA, IDAP, EPID, SID и SHE) и лош квалитет воде (LOBO) (табела 28).



Слика 34. Вредности дијатомних индекса у септембру 2012. године за локалитете на Сави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса)

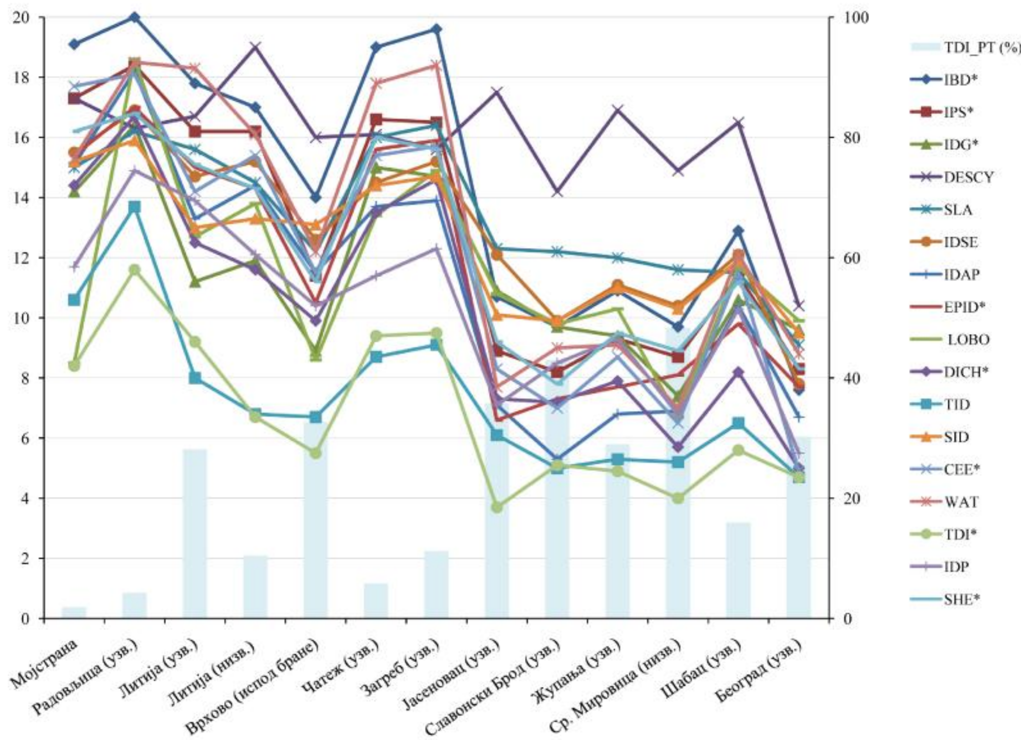
Дијатомни индекси у септембру 2014. године за Саву, као и претходних година, имају тренд смањења вредности од локалитета у горњем ка локалитетима у доњем делу тока (слика 35). Од Бохињске Бистрице до Чатежа (низводно) бележи се постепен пад вредности индекса, да би се на локалитету Славонски Брод (узводно), као и 2012. године, бележиле најниже вредности индекса. Од локалитета Сремска Митровица (узводно) бележи се нагли пад вредности ка локалитету Београд (марина). На готово свим локалитетима DESCY и SID индекси указују на веома добар и добар квалитет воде, док TID и LOBO указују на веома лош и лош (табела 28). Вредности TDI индекса одговарају веома високој концентрацији нуртијената и веома лошем квалитету воде на локалитету Чатеж (узводно) и на локалитетима од Жупање (узводно) до Сремске Митровице (низводно), док на осталим локалитетима одговарају повишеној концентрацији нутријената и лошем квалитету воде. На локалитетима Славонски Брод (узводно) и Жупања (узводно и низводно), вредности параметра TDI_PT указују да органско загађење доприноси еутрофикацији (35,8 %, 44,4 % и 48,6 %, редом). За остале индексе се примећује да на делу тока од Бохињске Бистрице до Чатежа (низводно) указују углавном на добар или веома добар квалитет воде, док на делу тока од Славонског Брода (узводно) до Београда (марина) одређују умерен (IBD, IPS, IDG, SLA, IDAP, EPID, IDP и SHE) и лош квалитет воде (DICH) (табела 28).



Слика 35. Вредности дијатомних индекса у септембру 2014. године за локалитете на Сави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса)

Дијатомни индекси у септембру 2015. године за Саву, као и претходних година, имају тренд смањења вредности од локалитета у горњем ка локалитетима у доњем делу тока (слика 36). Од Мојстране до Загреба (узводно) бележи се постепен пад вредности индекса, са изузетком локалитета Врхово (испод бране) на коме се у горњем делу тока бележе најниже вредности. Од локалитета Јасеновац (узводно) долази до наглог пада вредности које се даље до локалитета Београд (узводно) крећу у уједначеним опсезима. На готово свим локалитетима DESCY индекс указује на веома добар и добар квалитет воде, док TID и IDP указују на веома лош и лош (табела 28). Вредности TDI индекса одговарају веома високој концентрацији нуртијената и веома лошем квалитету воде на делу тока од Јасеновца (узводно) до Београда (узводно). На поменутом делу тока изузетак је локалитет ушће Босута на коме се, заједно са локалитетима Мојстрана, Литија (узводно) и Храстник, бележе вредности индекса које одговарају повишеној концентрацији нутријената и лошем квалитету воде. На осталим локалитетима утврђене су умерене концентрације нутријената и квалитет воде. На локалитетима Литија (узводно), Врхово (испод бране), делу тока од Јасеновца (узводно) до Сремске

Митровице (низводно) и на локалитету Београд (узводно), вредности параметра TDI_PT указују да органско загађење доприноси еутрофикацији (28,1%, 32,7 %, 35,8 %, 43,0 %, 29,0 %, 48,3 % и 30,2 %, редом). За остале индексе се примећује да на делу тока од локалитета Мојстана до Загреба (узводно) указују углавном на добар или веома добар квалитет воде, док на делу тока од локалитета Јасеновац (узводно) до Београда (узводно) углавном одређују умерен (IBD, IDG, SLA, IDSE, SID) и лош квалитет воде (IPS, IDAP, EPID, DICH, CEE, WAT, SHE) (табела 28).



Слика 36. Вредности дијатомних индекса у септембру 2015. године за локалитете на Сави (прва оса) и TDI_PT (%) (друга оса)

Табела 28. Квалитет воде реке Саве (септембар 2011., 2012., 2014. и 2015. године) на испитиваним локалитетима (бројеви локалитета дати су у табели 7), према дијатомним индексима: веома добар (плава боја), добар (зелена), умерен (жута), лош (наранџаста) и веома лош (црвена) (Prygiel и Coste, 2000 према Coste и сар., 2009); за TDI индекс стрелицом су означени локалитети на којима органско загађење доприноси еутрофикацији (вредности параметра TDI_PT > 20 %), на локалитетима без ознаке (TDI_PT <20 %) не постоји значајно органско загађење

Година		2011							
	Локалитет	16	18	21	23	27	28	30	31
Дијатомни индекс	IBD								
	IPS								
	IDG								
	DESCY								
	SLA								
	IDSE								
	IDAP								
	EPID								
	LOBO								
	DICH								
	TID								
	SID								
	CEE								
	WAT								
	TDI								↑
	IDP								
	SHE								

Година		2012													
	Локалитет	7	8	9	10	11	15	17	20	22	24	27	28	29	32
Дијатомни индекс	IBD														
	IPS														
	IDG														
	DESCY														
	SLA														
	IDSE														
	IDAP														
	EPID														
	LOBO														
	DICH														
	TID														
	SID														
	CEE														
	WAT														
	TDI	↑											↑	↑	↑
	IDP														
	SHE														

Година		2014												
	Локалитет	1	3	4	6	12	13	22	25	26	28	29	32	33
Дијатомни индекс	IBD													
	IPS													
	IDG													
	DESCY													
	SLA													
	IDSE													
	IDAP													
	EPID													
	LOBO													
	DICH													
	TID													
	SID													
	CEE													
	WAT													
	TDI							↑		↑	↑			↑
	IDP													
	SHE													

Година		2015												
	Локалитет	2	3	5	6	8	12	14	19	22	25	29	30	32
Дијатомни индекс	IBD													
	IPS													
	IDG													
	DESCY													
	SLA													
	IDSE													
	IDAP													
	EPID													
	LOBO													
	DICH													
	TID													
	SID													
	CEE													
	WAT													
	TDI			↑		↑			↑	↑	↑	↑		↑
	IDP													
	SHE													

4.9.1. Статистичка анализа односа дијатомних индекса и одабраних физичких и хемијских параметара за реку Саву

Shapiro–Wilk-ов тест нормалности показао је да вредности дијатомних индекса имају нормалну дитрибуцију и у даљој анализи је коришћен параметарски т-тест. Резултати т-теста ($p<0,05$), показују да не постоји статистички значајна разлика између дијатомних индекса у септембру 2014. и септембру 2015. године (период вискоких и ниских вода) (табела 29).

Табела 29. Параметарски т-тест ($p<0,05$) на основу вредности дијатомних индекса у септембру 2014. (високе воде) и септембру 2015. године (ниске воде)

Дијатомни индекс	**IBD**	**IPS**	**IDG**	**DESCY**	**SLA**	**IDSE**	**IDAP**	**EPID**	**LOBO**
p	0,877	0,991	0,141	0,282	0,861	0,301	0,460	0,919	0,215
Дијатомни индекс	**DI-CH**	**RTI**	**RSI**	**CEE**	**WAT**	**TDI**	**IDP**	**SHE**	
p	0,343	0,797	0,076	0,617	0,985	0,121	0,896	0,539	

Pearson-ове корелације између дијатомних индекса и селектованих срединских фактора показују да су са највећим делом дијатомних индекса температура, As, Fe и Si били значајно негативно корелисани током септембра 2014. године (високе воде), док је Mo био значајно позитивно корелисан (табела 30). Током септембра 2015. године (ниске воде), температура, As, Fe и Si били су значајно негативно корелисани са највећим делом дијатомних индекса.

Табела 30. Корелациони коефицијент* (Pearson-ове корелације; p<0,05) за селектоване параметре и дијатомне индексе у септембру 2014. (високе воде) и септембру 2015. (ниске воде)

Параметар 2014/ Дијатомни индекс 2014	**Alk**	**As**	**F^-**	**Fe**	**Mg^{2+}**	**Mo**	**NO_3^-**	**Pb**	**Rb**	**Si**	**T**
IBD	-0,51	**-0,73**	-0,26	**-0,68**	0,41	**0,81**	-0,35	-0,40	0,09	**-0,58**	**-0,91**
IPS	-0,53	**-0,74**	-0,30	**-0,69**	0,42	**0,81**	-0,29	-0,41	0,14	**-0,58**	**-0,91**
IDG	**-0,58**	**-0,66**	-0,22	**-0,65**	0,45	**0,87**	-0,21	-0,40	-0,08	-0,52	**-0,90**
DESCY	-0,18	**-0,59**	-0,41	-0,13	0,02	0,20	-0,23	-0,27	0,41	-0,43	-0,50
SLA	**-0,72**	**-0,76**	-0,27	**-0,70**	0,33	**0,82**	-0,35	**-0,63**	0,11	**-0,65**	**-0,94**
IDSE	-0,54	**-0,78**	-0,40	-0,45	0,20	**0,75**	-0,38	-0,39	0,09	**-0,68**	**-0,91**
IDAP	-0,42	-0,55	-0,34	-0,48	0,40	**0,72**	-0,19	-0,08	0,03	-0,42	**-0,77**
EPID	**-0,66**	**-0,80**	-0,32	**-0,76**	0,42	**0,80**	-0,32	**-0,60**	0,22	**-0,61**	**-0,95**
LOBO	-0,52	-0,54	-0,33	**-0,60**	0,50	**0,58**	0,03	-0,38	0,33	-0,26	**-0,68**
DICH	**-0,78**	**-0,85**	-0,33	**-0,70**	0,27	**0,68**	-0,36	**-0,74**	0,31	**-0,66**	**-0,90**
TID	**-0,63**	**-0,71**	-0,21	**-0,64**	0,38	**0,88**	-0,36	-0,47	-0,08	**-0,61**	**-0,94**
SID	**-0,62**	**-0,81**	-0,34	-0,32	-0,04	**0,62**	**-0,59**	-0,56	0,07	**-0,78**	**-0,85**
CEE	**-0,66**	**-0,79**	-0,32	**-0,79**	0,48	**0,73**	-0,27	-0,57	0,30	-0,55	**-0,92**
WAT	-0,50	**-0,64**	-0,33	**-0,75**	**0,60**	**0,72**	-0,14	-0,34	0,19	-0,38	**-0,82**
TDI	-0,14	-0,44	-0,05	-0,41	0,37	**0,60**	-0,38	-0,14	-0,12	-0,37	**-0,64**
IDP	-0,46	**-0,65**	-0,22	**-0,68**	0,44	**0,75**	-0,33	-0,29	0,14	-0,51	**-0,85**
SHE	**-0,74**	**-0,82**	-0,34	**-0,64**	0,31	**0,71**	-0,35	**-0,65**	0,26	**-0,62**	**-0,92**
Параметар 2015/ Дијатомни индекс 2015	**Alk**	**As**	**F^-**	**Fe**	**Mg^{2+}**	**Mo**	**NO_3^-**	**Pb**	**Rb**	**Si**	**T**
IBD	-0,18	**-0,91**	-0,28	**-0,61**	0,24	0,28	0,14	-0,39	-0,41	**-0,90**	**-0,66**
IPS	-0,25	**-0,90**	-0,34	**-0,69**	0,13	0,22	0,10	-0,46	-0,50	**-0,91**	**-0,72**
IDG	-0,20	**-0,68**	0,00	**-0,58**	0,15	0,35	-0,10	-0,52	-0,42	**-0,70**	-0,52
DESCY	0,00	**-0,62**	-0,06	-0,22	0,46	-0,13	0,41	-0,13	-0,05	-0,52	-0,43
SLA	-0,05	**-0,89**	-0,15	-0,55	0,36	0,22	0,23	-0,45	-0,30	**-0,84**	-0,53
IDSE	-0,22	**-0,92**	-0,23	-0,55	0,25	0,22	0,20	-0,35	-0,39	**-0,89**	**-0,70**
IDAP	-0,35	**-0,88**	-0,40	**-0,62**	0,01	0,32	0,07	-0,31	-0,54	**-0,92**	**-0,76**
EPID	-0,25	**-0,88**	-0,40	**-0,70**	0,08	0,25	0,07	-0,45	-0,51	**-0,90**	**-0,68**
LOBO	0,01	-0,46	-0,13	-0,45	0,06	0,41	0,19	-0,41	-0,09	-0,54	-0,22
DICH	-0,24	**-0,90**	-0,17	-0,55	0,21	0,36	0,09	-0,37	-0,45	**-0,90**	**-0,68**
TID	-0,50	**-0,78**	-0,13	-0,53	-0,07	0,35	-0,17	-0,37	**-0,60**	**-0,79**	**-0,74**
SID	-0,33	**-0,88**	-0,29	**-0,56**	0,13	0,38	0,02	-0,29	-0,49	**-0,89**	**-0,71**
CEE	-0,27	**-0,91**	-0,27	**-0,61**	0,19	0,24	0,09	-0,38	-0,50	**-0,90**	**-0,74**
WAT	-0,08	**-0,83**	-0,36	**-0,63**	0,18	0,31	0,21	-0,41	-0,36	**-0,87**	-0,56
TDI	-0,27	**-0,79**	-0,26	**-0,63**	0,03	0,34	0,00	-0,48	-0,48	**-0,82**	-0,59
IDP	-0,21	**-0,86**	-0,28	-0,52	0,19	0,25	0,25	-0,34	-0,37	**-0,86**	**-0,64**
SHE	-0,26	**-0,88**	-0,35	**-0,70**	0,13	0,23	0,07	-0,46	-0,48	**-0,89**	**-0,70**

* вредности статистички значајних коефицијената су подебљане

4.10. Индикативни еколошки потенцијал реке Саве на делу тока у Србији

Индекси IPS и CEE су параметри који описују фитобентос као један од биолошких елемената квалитета, у складу са законом Републике Србије и Правилником о параметрима еколошког и хемијског статуса површинских вода и параметрима хемијског и квантитативног статуса подземних вода (Сл. гласник РС, 74/2011). У сврху испитивања употребе дијатомних индекса IPS и CEE у оцени еколошког статуса/потенцијала водних тела, одређен је индикативни еколошки потенцијал водних тела на Сави обухваћених нашим истраживањем (табела 31).

Индикативни еколошки потенцијал водног тела SA_1 је лошији у односу на водно тело SA_2. Једино се у септембру 2014. бележи исти, добар и бољи еколошких потенцијал испитиваних водних тела. У току периода истраживања, водно тело SA_2 достиже добар и бољи еколошки потенцијал у септембру 2011. и 2014. године и умерен еколошки потенцијал у септебру 2012. и 2015. године. Вредности индекса IPS и CEE готово увек указују на исте класе еколошког статуса. У септембру 2011. и 2012. еколошки потенцијал водног тела SA_1 је слаб, и у септембру 2015. године лош. Вредности индекса CEE углавном указују на лошију класу еколошког статуса.

Табела 31. Индикативни еколошки потенцијал водних тела на Сави током септембра 2011., 2012., 2014. и 2015. године

<table>
<tr><th colspan="3">Локалитети</th><th colspan="2">Ушће Босута / Ср. Миторвица (узводно и низводно) / Шабац (узводно)</th><th colspan="2">Остружница / Београд (узводно и марина)</th></tr>
<tr><th colspan="3">Водно тело</th><td colspan="2">SA_2</td><td colspan="2">SA_1</td></tr>
<tr><th colspan="3">Параметар</th><td>IPS</td><td>CEE</td><td>IPS</td><td>CEE</td></tr>
<tr><th rowspan="8">Година</th><td rowspan="2">2011</td><td>Класа</td><td>II</td><td>II</td><td>III</td><td>IV</td></tr>
<tr><td>Еколошки потенцијал</td><td colspan="2">добар и бољи</td><td colspan="2">слаб</td></tr>
<tr><td rowspan="2">2012</td><td>Класа</td><td>III</td><td>III</td><td>III</td><td>IV</td></tr>
<tr><td>Еколошки потенцијал</td><td colspan="2">умерен</td><td colspan="2">слаб</td></tr>
<tr><td rowspan="2">2014</td><td>Класа</td><td>II</td><td>II</td><td>II</td><td>II</td></tr>
<tr><td>Еколошки потенцијал</td><td colspan="2">добар и бољи</td><td colspan="2">добар и бољи</td></tr>
<tr><td rowspan="2">2015</td><td>Класа</td><td>II</td><td>III</td><td>III</td><td>V</td></tr>
<tr><td>Еколошки потенцијал</td><td colspan="2">умерен</td><td colspan="2">лош</td></tr>
</table>

5. Дискусија

Истраживања квалитативног и квантитативног састава бентосне заједнице силикатних алги река, праћење њихове сезонске и просторне динамике, коришћење за процену сапробности и трофије воде, а последњих година, у складу са Оквирном директивом о водама и законском регулативом у Србији, употреба бентосних силикатнох алги као једног од биолошких елемената квалитета у процени еколошког статуса/потенцијала вода, предмет је већег броја истраживања у Србији. Комплексно су истраживане углавном мале и средње реке у сливу Дунава (Andrejić, 2012; Krizmanić и сар, 2013; Vidaković, 2013; Vasiljević и сар, 2014; Jakovljević и сар, 2016 а, 2016 б), канал Дунав-Тиса-Дунав (Jakovljević и сар., 2014) и барско-мочварни екосистем Засавица (Predojević., 2017).

Алголошка проучавања равничарских река уобичајено су се заснивала на фитопланктону (Descy и Gosselain, 1994; Köhler, 1993; Wu и сар., 2010; Grabowska и Mazur-Marzec, 2016; Čađo и сар., 2006 а; Čađo и сар., 2006 б; Ržaničanin и сар., 2005; Obušković и Kalafatić, 1979; Симић и сар., 2010), обзиром да се према Концепту речног континуума (Vannote и сар., 1980) фитопланктонска заједница сматра значајним примарним продуцентом у доњим токовима река. Само неки аутори указују на значајну улогу бентосних алги као примарних продуцената и извора хране у еутрофним равничарским рекама (Werner и Köhler, 2005). Алголошка истраживања река Велике Мораве и Саве до сада су се првенствено односила на заједницу фитопланктона (Obušković, 1979; Obušković и Kalafatić 1979, Obušković и Martinović, 1987; Martinović-Vitanović, 1994, 1996; Laušević и сар., 1998; Čađo и сар., 2006 б), док су испитивања заједница бентосних силикатних алги ових река започета последњих година (Simić и сар., 2015; Vasiljević и сар., 2017).

Према истраживањима Simić и сарадника (2015), у саставу биоценозе фитобентоса Саве најразноврснији је раздео силикатних алги (81,7 % укупног броја таксона), прате га зелене алге (11,11 %) и цијанобактерије (6,54 %). У Дунаву је такође у оквиру раздела силикатних алги забележена знатно већа разноврсност у односу на остале групе алги, од којих се по фреквентности издвајају цијанобактерије, зелене и црвене алге (Makovinska и Hlubikova, 2015; Simić и сар., 2010). У Великој Морави (локалитет непосредно пре ушћа у Дунав), силикатне алге су имале највећи удео у укупном броју таксона фитобентоса (65 %), док су их пратиле зелене алге (35 %) (Симић и сар., 2010).

С обзиром да су претходна истраживања бентосних силикатних алги Велике Мораве и Саве сведена на мали број радова, који не омогућавају поређење промена на истраживаним водотоковима, добијени резултати су анализирани у складу са доступним истраживањима других великих и средњих водотокова.

Идентификацијом бентосних силикатних алги утврђено је присуство 162 таксона у Великој Морави и 184 таксона у Сави, што је у складу са сличним истраживањима Нишаве у којој је идентификовано 177 таксона (Andrejić и сар., 2012), равничарске реке Домел у Холандији – 188 таксона (De Jonge и сар., 2008), као и Тисе у Мађарској – 145 таксона епифитних таксона (Szabó и сар., 2005). Најобимнија истраживања велике реке, а у складу са препорукама Оквирне директиве о водама (WFD, 2000), извршена су у оквиру три циклуса Заједничког истраживања Дунава (JDS1, 2 и 3) (Makovinska и Hlubikova, 2015; Liška и сар., 2015). Подаци националног тима Србије у оквиру JDS2 истраживања, указују на присуство 68 таксона на делу тока Дунава који пролази кроз Србију (Симић и сар., 2010). Највећи број таксона силикатних алги (391) на целом току Дунава дуж 2.345 km, идентификован је током JDS2 истраживања.

У Великој Морави је забележено 17, а у Сави 11 најучесталијих таксона, присутних у преко 75 % узорака. Међу заједничким су: *A. pediculus*, *C. placentula* var. *euglypta*, *D. vulgaris*, *N. cryptotenella*, *N. tripunctata* и *N. dissipata*. У Великој Морави се по фреквентности издвајају још и: *C. subminuscula*, *G. parvulum*, *G. pumilum* var. *rigidum*, *N. lanceolata*, *N. abbreviata*, *N. amphibia*, *N. frustulum* var. *inconspicua*, *R. sinuata*, *R. uniseriata*, *R. abbreviata* и *U. ulna*, док су за Саву специфичне: *A. pyrenaicum*, *C. pediculus*, *N. antonii*, *N. capitatoradiata* и *N. fonticola*.

Најбројнији таксони у Сави, уједно су забележени и као најучесталији (присуни у преко 75 % узорака): *A. pediculus*, *C. placentula* var. *euglypta*, *N. capitatoradiata*, *N. cryptotenella* и *N. fonticola*, док су у Великој Морави били: *A. pediculus*, *C. placentula* var. *euglypta*, *C. subminuscula*, *N. lanceolata*, *N. abbreviata*, *N. dissipata* и *N. frustulum* var. *inconspicua*. На основу аутеколошких особина, набројани таксони Саве и Велике Мораве убрајају се у еутрофне и хипереутрофне таксоне (Besse-Lototskaya и сар., 2011; Hofmann и сар., 2011). Наши налази су у складу са истраживањима Дунава, где су таксони из родова *Amphora*, *Cocconeis*, *Eolimna*, *Gyrosigma*, *Luticola*, *Navicula*, *Nitzschia*, *Rhoicosphenia* и *Reimeria* издвојени као најбројнији и најучесталији на локалитетима дуж тока (Makovinska и Hlubikova, 2015).

Имајући у виду динамику узорковања реке Саве (у септембру током четири године) и Велике Мораве (сваког месеца у току једне године), као и физичко-географске особине токова (табеле 6 и 7), даље ће особине заједнице бентосних силикатних алги бити дискутоване са становишта сезонске динамике у Великој Морави и просторне динамике у Сави.

Током годину дана истраживања реке Велике Мораве, у јесењем периоду (септембар, октобар и новембар 2010. године) бележи се највећи број таксона на испитиваним локалитетима, који је варирао од 40 (септембар, Багрдан) до 57 (новембар, Варварин). У зимском периоду (децембар 2010, јануар, фебруар и март 2011. године) долази до смањења броја таксона и идентификује се најмањи број, који се кретао у опсегу од 24 у јануару до 51 (децембар, Љубичево), при чему је у највећем делу узорака број таксона варирао од 24 до 39. Током пролећног и летњег периода године, број таксона је био у сличном опсегу, у пролећном од 32 до 45 (април, Варварин и Багрдан) и у летњем од 31 до 43 (јул, Ћуприја и Љубичево).

Сезонске промене заједнице бентосних силикатних алги на истраживаним локалитетима осликава дискриминантна анализа главних компоненти (DAPC) (слика 12). Уочавају се две велике групе узорака према сезонској динамици: у првој се налазе узорци од јануара до априла, другу групу чине узорци од августа до децембра. Трећу мању групу чине узорци из маја, јуна и јула, и она представља прелаз између две главне групе.

Amphora pediculus је најбројнији таксон дуж тока реке Велике Мораве, присутан током свих месеци, али најучесталији и најбројнији у периоду од априла до јула (на локалитету Ћуприја у мају забележио је највећу релативну бројност од 53,32 %). У пролећном периоду, априлу и мају 2010, поред *A. pediculus* са великим учешћем у заједници издвајају се и *N. lanceolata*, *G. olivaceum*, *N. dissipata*, а у мају на локалитету Варварин доминира *F. saprophila* (24,2 %) (табела 9). У летњем периоду, током јуна, јула и августа 2010. године, доминантне чланове заједнице силикатних алги чине *A. pediculus*, *N. abbreviata*, *N. frustulum* var. *inconspicua* (табела 10), док им се током јесењег периода (табела 11), у септембру и октобру 2010. придружује и *N. dissipata*. Поред поменутих врста, током септембра и октобра запажа се доминација *C. atomus* (22,97 % и 40,43 %) и *C. meneghiniana* (38,42 % и 21,29 %) на локалитету Љубичево. У новембру се смањује бројност *N. frustulum* var. *inconspicua.* Током зимског периода (табела 12), у децембру 2010. и јануару 2011. године, међу најбројнијим члановима заједнице налазе се *A. pediculus, N. dissipata* и *G. olivaceum*. У фебруару и марту 2011. године запажа се појава *D. problematica* (у марту са уделом у заједници од 36,73 % – Варварин и 30,25 % – Марковачки мост), *R. abbreviata* и *N. lanceolata*.

Присуство планктонских таксона *C. atomus* и *C. meneghiniana* у узорцима фитобентоса на локалитету Љубичево није необична појава. Makovinska и Hlubikova (2015) издвајају два локалитета на Великој Морави, која је била део истраживања Дунава, са готово монокултуром *C. meneghiniana*, присутне са 92 % и 85 % релативне бројности у узорцима. Перифитон великих река може да буде значајан рефугијум за планктонске врсте, многе могу да преживе или се чак прошире у перифитону и касније пређу у планктон (Ács и сар., 2003 у Makovinska и Hlubikova, 2015).

Истраживања бентосних силикатних алги у реци Сави, спроведена током септембра 2011., 2012., 2014. и 2015. године на укупно 33 локалитета, планирана су у складу са до тада познатим водостајима на изабраним локалитетима, унутар подручја ниских и средње ниских вода, што омогућава боље теренске услове. Очекиван водостај забележен је током септембра 2011, 2012. и 2015. (Хидролошки годишњак, 2012, 2013, 2016; Meteorološki i hidrološki bilten br. 9, 2011, 2012, 2015; Pregled hidroloških razmer površinskih voda v Sloveniji, 2011, 2012, 2015). У пролеће и касно лето у Србији, Хрватској и Словенији биле су присутне велике падавине, праћене бујицама и поплавама. У току теренског истраживања, река Сава је достигла ниво средњих и високих вода и границу редовне одбране од поплава (Хидролошки годишњак, 2015; Meteorološki i hidrološki bilten br. 9, 2014; Pregled hidroloških razmer površinskih voda v Sloveniji, 2014).

У периоду истраживања реке Саве, примећује се приближан број таксона током сваког од испитивања, са трендом повећања броја од горњег ка доњем делу тока (табеле 21 − 24). Најмањи број таксона бележи се у горњем и средњем току, који се кретао од 24 (Крапје) до 35 (Мојстрана), док се највећи број таксона бележи у доњем току, који је варирао од 47 (Сремска Митровица и Шабац, узводно) до 56 (Београд, узводно), са изузетком Врхова (испод бране) у горњем току, где је забележено 65 таксона.

Подаци о квалитативном и квантитативном саставу заједнице силикатних алги дуж тока Саве од горњег тока до улива у Дунав, указују на одређену правилност у просторном распореду врста. На основу груписања варијабли на СА графику (слика 30

А и Б) издвајају се три групе локалитета и са њима повезаних врста. Прве две, веће групе, указују на раздвајање узорака са два дела тока, од Бохињске Бистрице (937 rkm, 507 m н. в) до Ругвице (657 rkm, 98 m н. в) и од Леве Мартинске Веси (622 rkm, 95 m н. в) до Београда (2 rkm, 69 m н. в). Трећу групу чине узорци са локалитета од Славонског Брода (360 rkm, 82 m н. в) до Сремске Митровице (118 rkm,72 m н. в), на којима је прикупљање материјала извршено 2014. године (високе воде).

Дуж тока Саве, састав заједнице се мења од доминације форми блиско причвршћених за супстрат на локалитетима у горњем делу тока (прва група), до покретних форми, доминантних на локалитетима низводно од Леве Мартинске Веси (друга група) (слика 30). Резултати истраживања су у складу са поставком „еколошких гилди” (енгл. *ecological guild*) силикатних алги. Passy (2006) дефинише три еколошке гилде на основу способности да искористе ресурсе и избегну физичке притиске као што су јака струја, конзумирање од стране хербивора, итд. Гилду „ниских форми раста” (енгл. *low profile*) чине „кратки” таксони који се причвршћују за супстрат или целом површином или апикално, солитарни центрични и споро покретни облици. Фаворизоване су у staништима сиромашним нутријентима, под великим физичким притисцима и свој максимум достижу у епипсамној заједници. Гилду „високих форми раста” (енгл. *high profile*) чине таксони „дуге” форме укључујући усправне, филаментозне, гранате, облике причвршћене дршкама за подлогу, колонијске центричне. Највећи број достижу на локалитетима богатим нутријентима, али су осетљиве на повећану брзину тока и изложене су притисцима од стране хербивора. У односу на станиште, доминантне су у епилитону и епифитону. Гилду „покретних форми” (енгл. *motile*) сачињавају брзо покретни облици. У односу на остале еколошке гилде на таксоне у покретној не утичу ограничења ресурса или физички притисци, јер имају способност да пронађу станиште које им највише одговара. Сачињавају је углавном еутрофне или врсте толерантне на загађење и постају доминантне на стаништима богатим нутријентима где су незнатно погођене притисцима. Гилда покретних форми се најчешће везује за епипелну заједницу. Резултати наших истраживања дуж тока Саве потврђују промену доминантних еколошких гилди у складу са претходном поделом. Просторни распоред врста дуж тока Саве је под снажним утицајем физичко-географских фактора (Passy, 2001; Potapova и Charles, 2002; Soinien и сар., 2004). У деловима реке са брзим током и подлогом у којој преовладавају стене и камење (табела 7, слика 30), доминирају таксони из родова особених за еколошку гилду ниских форми раста, али на неким локалитетима и за еколошку гилду високих форми раста (*Achnanthidium*, *Cocconeis*, *Encyonema*, *Fragilaria*, *Gomphonema*). У споријем, средњем и доњем делу тока са доминацијом супстрата ситније фракције као што су песак и муљ, доминирају таксони који чине еколошку гилду покретних форми, у оквиру родова *Mayamaea*, *Nitzschia*, *Sellaphora* и *Navicula*.

На основу заједнице бентосних силикатних алги Саве, забележена разлика у дистрибуција врста указује да би локалитет Ругвица могао да се сматра прелазном зоном у типу водотока. У истраживању Borojević и сарадника (2017) показно је да у примењеној статистичкој анализи бентосне силикатне алге јасно групишу сличне типове река и да могу да се користе као значајни дескриптори локалитета и да тиме заједнице силикатних алги у различитим типовима водотокова Хрватске одражавају типологију засновану на абиотичким факторима.

Према резултатима CA анализе, трећа група обухвата узорке из реке Саве са дела тока од Славонског Брода до Сремске Митровице (узорци из септембра 2014. године). Од врста се издвајају *H. contenta* и припадници рода *Luticola*: *L. acidoclinata*, *L. binodeformis*, *L. mutica* и *L. ventricosa*. У току сезоне високих вода *H. contenta* је била бројна на поменутом сектору реке, забележена је чак као кодоминантна (21,5 %) (табела 23) са *E. minima* (25,2 %). *L. mutica* се такође издваја по бројношћу, присутна са чак 40,84% релативне бројности. Набројани таксони се углавном јављају на влажним стаништима и земљишту (Hofmann и сар., 2011). Њихово присуство у води објашњава се спирањем са околног земљишта током кишног периода и поплава током 2014. године.

Поред резултата CA анализе, промене у релативној бројности покретних таксона је могуће пратити и преко додатног параметра за корекцију TDI индекса – TDI_PT (Kelly и Whitton, 1995; Kelly и сар., 2001). Параметар указује на процентуални удео валви покретних таксона у испитиваној заједници силикатних алги. Поред истраживања Passy (2006), и други аутори повећање процента покретних таксона, поред промене супстрата ка доминацији ситних фракција, повезују и са повећањем загађења. Тако, у случају високих и средњих антриопогених притисака на велике реке у виду рударства, пољопривреде, урбанизације, хидроморфолошких промена тока и рекреације на води, запажа се повећање процента валви које припадају толерантним, полисапробним, еутрофним и покретним родовима (Fore и Grafe, 2002). Промену заједнице силикатних алги брдске реке у којој су врсте покретних родова постале доминантне после пресецања менадра узводно и ослобађања ситног песка и ђубрења околног земљишта, описао је Kelly (2003). Током спроведених истраживања Саве, промене вредности параметра TDI_PT (%) су у складу са резултатима CA анализе. Проценат валви покретних таксона се повећава од горњег ка доњем делу тока и тај градијент можемо да повежемо са променом супстрата и повећањем загађења низводно (табела 7). У Великој Морави физичко-географске разлике локалитета (табела 8) су далеко мање изражене него у Сави, па тако ни просторни градијент промене овог параметра није уочљив. Међутим, на основу параметра TDI_PT (%), уочавају се промене процентуалног учешћа покретних таксона чији се удео у заједници силикатних алги значајно повећава у периоду од маја до септембра и достиже максимум у јуну, јулу и августу (од 35,8 % до 66,5 % на појединим локалитетима, табеле 17 – 19). Тих месеци на Великој Морави доминирају таксони који се у односу на сапробност карактеришу као β-мезосапробни, α-мезосапробни и α- до полиспробни, док у односу на трофију доминирају еуртофни таксони (Van Dam и сар., 1994). На основу мерења нутријената у води, у летњим месецима се запажају повећане вредности (табеле 13 – 15), али ово није правило јер се повећане вредности бележе и у априлу 2010., децембру и јануару 2011. године.

Водостај Велике Мораве у периоду истраживања био је највиши крајем зиме, а најнижи у летњим месецима (Хидролошки годишњак, 2011, 2012). Суспендоване материје у води, органског и неогранског порекла, јављају се као последица природних процеса (глина и муљ који доспевају у воду ерозијом са дна током високих водостаја када се брзина воде повећава, или спирањем околног земљишта, затим од микроскопских организама у води) или антропогених активности (отпадне комуналне и индустријске воде, спирањем са пољопривредних површина). Иако се према Passy (2006) покретни такосни везују за епипелон, у Великој Морави се у летњем периоду мери низак водостај, уобичајен за тај део године. Концентрација суспендованих материја је у Великој Морави највеће вредности имала од априла до јула (табеле 13, 14 и 15), вероватно антропогеног порекла (Kolarević и сар., 2012). У мају је као доминантан таксон забележен *F. saprophila* (24,16 %), док је следећег месеца забележена са учесталошћу од 9 %. *F. saprophila* се категорише као α-мезо-полисапробан и као еутрофни таксон (Van Dam и сар., 1994). За мај је специфично да се међу таксонима који су били бројни запажа и појава *M. atomus* (5 %) и *M. permitis*

(8,5 %), које заузимају сличну нишу као *F. saprophila* и које су бројне у отпадним канализационим водама (посебно *M. permitis*) (Lange-Bertalot, 2001).

Иако је број врста један од најстаријих показатеља разноврсности, концепт хетерогености укључује и расподелу бројности међу идентификованим таксонима (Krebs, 2001). Дуж тока Велике Мораве највише вредности Shannon-овог индекса диверзитета забележене су у септембру, октобру и новембру (Варварин, Ћуприја и Марковачки мост) и у октобру, новембру и децембру (Багрдан и Љубичево) (слика 11), што указује да је у тим месецима забележено највише таксона и да је тада њихова дистрибуција била најуједначенија. Најниже вредности Shannon-овог индекса диверзитета почетком 2011. године на већини локалитета упућују да је број таксона у тим месецима био најмањи, и да је њихова дистрибуција тада била најмање уједначена.

Имајући увид у целокупан период истраживања реке Саве, Shannon-ов индекс диверзитета показује тренд повећања вредности од локалитета у горњем ка локалитетима у доњем делу тока. Одступање од тренда и пад вредности индекса бележи се у средњем току, од Лукавеца Посавског до Млаке (узорци из септембра 2012. године) (слика 29), што говори о најмањем забележеном броју таксона и о њиховој најмање уједначеној дистрибуцији. Високе вредности Shannon-овог индекса диверзитета на локалитетима у доњем делу тока и на локалитету Врхово у септембру 2015. указују да је број таксона тада био највећи, али и да је њихова дистрибуција била уједначена. Супротно очекивању, велике разлике у водном режиму између септембра 2014. и осталих периода испитивања нису имале утицај на вредности Shannon-овог индекса диверзитета. Под притисцима високог водостаја, који прати повећање брзине тока, повећана мутноћа и смањена достуност светлости, било је очекивано да број и абунданца бентосних силикатних алги буде далеко мања у односу на периоде ниских вода, што није био случај. Поред присуства таксона очигледно доспелих у воду спирањем са околног земљишта, као што су *H. contenta* и припадници рода *Luticola*, могуће је да су на вредности индекса диверзитета утицала брза имиграција неких популација из притока (Peterson, 1996). Силикатне алге су се показале као веома отпорне на притисак као што је поплава, чак и након поплава долази до брзе колонизације перифитона, која је евидентна неколико сати након повлачења воде (Grimm и Fisher, 1989). Иако су бентосне силикатне алге великих река у којима доминирају ситније фракције супстрата далеко мање изучаване од брдско-планинских река и потока са доминацијом стена и камења различите величине, резултати нашег истраживања указују да су и велике реке важно станиште за бентосне силикатне алге.

Промене физичких и хемијских особина воде током времена утичу на сезонске варијације заједнице бентосних силикатних алги. На сезонску динамику бентосних силикатних алги реке Велике Мораве, највећи утицај имају pH, температура воде и арсен (слика 13). Ова три еколошка фактора су на испитиваним локалитетима највеће вредности достигли током летњих месеци (табеле 13 – 15). Међусобно позитивно корелисани према CCA анализи, највећи утицај имају на заједницу алги присутну од јуна до септембра. Бројност врста *C. placentula* var. *lineata*, *N. capitellata*, *E. minima*, *A. granulata*, *L. comta*, *C. atomus* и *C. meneghiniana* расте са повећањем вредности pH, температуре и концентрације арсена. На супротном крају градијента ових параметара, налазе се узорци из зимског перода, од новембра до марта. Према повећаној бројности у овом делу године издвајају се *D. problematica*, *E. leibleinii*, *E. silesiacum*, *G. olivaceum*, *N. reichardtiana* и *N. tripunctata*. У истраживању дистрибуције силикатних алги према сезонским и срединским факторима, Potapova и Charles (2002) истичу три најважнија еколошка градијента: дистрибуцију таксона од узводних ка низводним деловима тока, минерални састав воде и pH и варијацију температуре. Особина силикатних алги да реагују на сезонске промене температуре добро је позната (Patrick, 1971; Patrick и сар., 1969; Lowe, 1974). Забележено је да припадници рода *Cocconeis* имају тенденцију да повећају бројност у односу на температурни градијент (Vinson и Rushforth, 1989; Patrick, 1971), док *D. mesodon* и *E. prostratum* (синоним *E. leibleinii*) имају релативно низак темпераурни оптимум (Potapova и Patrick, 2002). У природним условима, ефекти температуре су повезани и са другим факторима (DeNicola, 1996). Тако, у слатководним стаништима зависи од сунчевог зрачења и, на већој скали, од географске ширине и надморске висине, док на мањој скали на температуру воде утиче прилив подземних вода, притоке, хидролошки режим реке. Anderson (2000) истиче да утицај температуре на силикатне алге у језерима треба да се тумачи са опрезом и да су други фактори, као што су pH или нутријенти од значаја на локалном или регионалном нивоу. Многе од врста које су према нашем истраживању позитивно корелисане са pH, температуром и арсеном описане су као алкалофилне (pH > 7) или еутрофне (Kovács и сар., 2006). Пољопривредне активности, коришћење пестицида и хербицида, непрерађене индустријске воде које се уливају у Велику Мораву (табела 8), могу да буду извор арсена за који се показало да је значајан параметар који утиче на заједницу силикатних алги у овој реци. Измерене концентрације арсена у води нису биле веће од 5 µg/l, која представља граничну вредност за II класу воде према класификационој шеми Транснационалне мониторинг мреже за слив Дунава (TNMN Yearbook, 2004).

Према другој CCA оси најзначајнији фактор су нитрати, са којима је позитивно корелисано олово. У односу на NO_3^- и Pb, груписани су узорци из фебруара и марта са Багрдана и из априла и маја са Љубичева и Варварина (слика 13). Повећање концентрације нутријената у виду азотних једињења указују на загађење пореклом из комуналних отпадних вода или са пољопривредних површина (Vrzel и сар., 2016). У Великој Морави доминантно фекално и органско загађење, пореклом из отпадних вода, али и загађење које се везује за пољопривредну делатност региструју и Kolarević и сарадници (2012) праћењем микробиолошких параметара. Према CCA графику, Pb и NO_3^- су негативно корелисани са електропроводљивошћу, укупном тврдоћом воде и магнезијумом, у односу на које се групишу узорци из новембра са Багрдана и из октобра и новембра са Љубичева. Последња група наведених параметара су međусобно позитивно корелисани. Велика Морава протиче кроз регион интензивне пољопривреде. Употреба земљишта у пољопривредне сврхе често доводи до повећања електропроводљивости воде, што се одражава на заједницу алги (Leland, 1995; Carpenter и Waite, 2000). Електропроводљивост првенствено указује на концентрацију катјона (калцијума и магнезијума). Иако је у води Велике Мораве калцијум заступљенији у већим концентрацијама у односу на магнезијум (табеле 13 – 15) и има већи удео у укупној тврдоћи, магнезијум се показао као важнији фактор за заједницу бентосних силикатних алги. У истраживањима корелација бентосних силикатних алги САД у односу на кондуктивитет и састав јона, резултати указују да су заједнице силикатних алги континуирано распоређене низ градијенте испитиваних параметара (Potapova и Charles, 2003).

CCA анализом утицаја физичко-хемијских фактора на заједницу бентосних силикатних алги у реци Сави током периода високих (септембар 2014.) и периода ниских вода (септембар 2015.), показало се да су арсен и силицијум најзначајнији фактори за забележену заједницу, према првој CCA оси (слика 31). Измерене концентрације ова два срединска фактора су се током периода и високих и ниских вода повећавале од локалитета у горњем ка локалитетима у доњем делу тока (табеле 25 и 26). Према другој CCA оси примећује се раздвајање узорака прикупљених током периода високих вода (септембар 2014.) и периода ниских вода (септембра 2015.)

(слика 31). Главни фактори који одређују градијент друге CCA осе су алкалитет, рубидијум и магнезијум.

N. recens и *E. minima* су биле веома бројне на локалитетима у доњем току, на којима су измерене највеће концентрације арсена (табеле 25 и 26). На повећане концентрације овог металоида, сигурно су имали утицај и многи индустријски објекти, испуштање непрерађених индустријских вода, а пре свега термоелектрана и пепелиште које се налази 12 km узводно од Београда (Popovic и сар., 2001), као и велике пољопривредне површине у сливу реке (табела 7). Једини локалитет са горњег дела тока Саве који је према CCA анализи, имао више сличности са низводним локалитетима (слика 30) је Врхово (испод бране). Врхово је под великим утицајем металне и хемијске индустрије која се налази у регионима узводно од бране (Vidmar и сар., 2016; Vrzel и сар., 2016). Према резултатима, доминантна *N. solgensis* и субдоминантна *E. minima* су корелисане са повећаним нивоима As, али и Pb и Fe (највише концентрације измерене на локалитету Врхово) (табела 26). Повећана бројност *N. recens,* као и *E. minima* на локалитетима на којима су забележене више концентрације As у складу је са истраживањима Morin и сарадника (2012), који описују толерантне врсте из средина загађеним металима. *N. recens* је већ позната као један од доминантних таксона у великим рекама ниске надморске висине са седиментом ситне фракције (Várbíró и сар., 2012). Makovinska и Hlubikova (2015) је издвајају као један од доминантних и најучесталијих таксона у Дунаву. Сматра се поузданим таксоном за описивање еутрофних и хипереутрофних услова (Besse-Lototskaya и сар., 2011). Иако се традиционално и *N. recens* и *E. minima* сматрају показатељима вишег трофичког статуса, према нашим истраживањима толеришу и друге врсте притисака, као што су повећане концентрације метала.

Поред арсена, као веома важан фактор за бентосне силикатне аге у Сави издвојио се силицијум. Количина суспеноване материје је у Сави током 2014. године била повећана због поплава које су раствориле седимент речног дна и спрале околно зељиште (Vidmar и сар., 2016), па се и силицијум, као саставни део различитих минерала, ослобађао у воду током процеса хемијске хидролизе. Концентрације силицијума су током периода високих вода на низводним локалитетима биле два до три пута више него на узводним (табела 25). Поред природних процеса, растворени силицијум у води потиче и од антропогених активности. У Сави је забележен јак антропогени притисак, као што су хидроцентрале, индустрија, пољопривредне активности, загађење из великих градова (Vidmar и сар., 2016; Vrzel и сар., 2016). Резултати указују да на низводним локалитетима, велики део таксона који се издвајају према CCA анализи, припада еколошкој гилди покретних форми (*L. goeppertiana*, *N. cryptocephala*, *N. trivialis* и *E. minima*), док су на узводним локалитетима са ниским концентрацијама Si, доминантни таксони ниских форми раста рода *Cocconeis*, што је у складу са истраживањима о повећању броја покретних врста силикатних алги низ градијент природних или антропогених притисака (Fore и Grafe, 2002). Обзиром да је силицијум есенцијална компонента ћелијског зида силикатних алги, наши резултати подржавају виђење да су концентрације силицијума лимитирајући фактор за развијање разноврсних и бројних заједница бетосних силикатних алги (Bondoc и сар., 2016).

Неколико студија указује на силикатне алге као индикаторе загађења металима (De Jonge и сар., 2008; Fore и Grafe, 2002; Gold и сар., 2003; Ivorra и сар., 1999; Morin и сар., 2008, Sabater, 2000). Према истраживањима De Jonge и сарадника (2008), силикатне алге реагују на ниже концетрације метала, у односу на друге организме. Ова особина се може објаснити краћим временом генерације у односу на остале биондикаторе (Round, 1991) и малом величином, што им омогућава да брзо одговоре на промене у животној средини. Утицај метала на силикатне алге повезује се са појавом деформисаних љуштурица појединих врста, односно тератолошких форми (Falasco и сар., 2009). Морфолошке промене се огледају у промени облика љуштурице, образаца трансапикалних ребара, величине или изгледа рафе. Током наших истраживања тератолошке форме бентосних силикатних алги су забележене на обе истраживане реке (слике 9 и 28). У Великој Морави су биле присутне на свим локалитетима (Варварин, Ћуприја, Багрдан, Марковачки мост и Љубичево) и укључивале су следеће таксоне: *F. recapitellata, F. vaucheriae, D. moniliformis, D.vulgaris* и *U. ulna*. Све су имале измењен облик (тератологија типа 1), док је код *D. vulgaris* примећен и измењен образац трансапикалних ребара (тератологија типа 2) (Falasco и сар., 2009). У Сави су деформисане валве забележене на локалитету Литија (низводно), Храстник и Чатеж (низводно). Припадале су таксонима *D. ehrenbergii* и *D. vulgaris*, код којих је уочен измењен облик (тератологија типа 1), док је код *D. vulgaris* такође уочен и измењен образац трансапикалних ребара (тератологија типа 2).

Према истраживањима Morin и сарадника (2012), овакве промене углавном нису честе и могу да се сматрају природном појавом. Аутори даље истичу да се просечна вредност од 10 ‰ (1 %) тератолошких форми у узорку сматра граничном вредношћу да би се морфолошке промене сматрале показатељем загађења металима. У узорцима са Саве и Велике Мораве само је на локалитету Љубичево у децембру забележена вредност која би се сматрала индикативном за загађење металима (1,98 % деформисаних валви од укупне бројности идентификованих таксона у узорку). Иако су на овом локалитету идентификована два таксона деформисаних силикатних алги (*U. ulna* и *D. vulgaris*), представљеном резултату највише је допринела *D. vulgaris* (1,78 % релативне бројности). Резултати физичко-хемијске анализе воде Велике Мораве у децембру 2010. на локалитету Љубичево указују на изузетно високу концентарцију растворене живе (0,4 µg/l) у односу на узорке воде из осталих месеца и локалитета. Максимална дозвољена концентрација живе у површинским водама износи 0,07 µg/l, према стадардима Европске Уније (EU, 2013). Неки резултати истраживања река са повећаним концетрацијама тешких метала (Fernández и сар., 2017), показали су да се у многим од металима најзагађенијим узорцима јављају деформитети љуштурица испод прага од 10 ‰ (према Morin и сар., 2012), па закључују да деформитети указују на стрес, али не и на његов интензитет.

Током периода истраживања, у Сави су забележене две потенцијално инвазивне врсте силикатних алги – *Didymosphenia geminata* и *Diadesmis confervacea*.

У случају инвазивних врста, компетитивне способности се сматрају веома важним у ширењу ареала и доминацији у некој средини. *D. geminata* се у литератури описивала као врста која насељава планинске, олиготрофне реке и језера (Krammer и Lange-Bertalot, 1986). У природи може да се нађе причвршћена за супстрат у виду појединачних ћелија без дршке или у полулоптастим колонијама са дршкама (Whitton и сар., 2009). Последњих година све је више извештаја који указују на њену инвазивну природу (Blanco и Ector, 2009; Kawecka и Sanecki, 2003; Kilroy и сар., 2009; Kumar и сар., 2008). Регистрована је у широком спектру срединских услова, где може да се јави у маси и прекрије чак и цело дно реке. Сматра се да је до ширења ове врсте дошло преко чамаца, кајака, пецањем (Kilroy и сар., 2008) или интродукцијом риба (Bhatt и сар., 2008). У Србији је први пут забележена у језерима Шар-планине (Urošević, 1994) и касније у рекама Дунаву (Obušković и Masliković, 1997; Čađo и сар., 2007), Тиси (Pujin и сар., 1999; Martinović-Vitanović и Kalafatić, 2002; Subakov-Simić и Cvijan, 2004), Сави (Čađo и сар., 2006 б, 2008; Marinković и сар., 2016) и каналу Нови Сад–Савино Село (Krizmanić и сар, 2015).

Врста *D. confervacea* се до скоро сматрала тропском врстом, мада је већ широко распростањена у умереном региону. Сматра се термофилном врстом, налажена је у у ефлуентима из електричних централа у Француској (Coste и Ector, 2000), али се указује и на могућност да је индикатор загревања континенталних вода умереног региона. У Европи је, поред Француске, регистрована у Великој Британији, Немачкој, Мађарској, Словачкој (Coste и Ector, 2000), Италији (Lai и сар., 2010) и Србији (Krizmanić и сар., 2015; Simić и сар., 2016; Predojević, 2017).

Током спроведених истраживања Саве, врста *D. geminata* је идентификована у горњем току на локалитетима Бохињска Бистрица, Мојстрана, Радовљица (узводно) и Врхово (испод бране), и у средњем току на локалитетима Ругвица и Славонски Брод (узводно), са релативном бројношћу која се кретала од 0,2 % до 1,1 %. Врста *D. confervacea* је присутна у средњем току Саве на локалитету Лукавец Посавски. У Србији, у доњем току Саве, забележена је на локалитету Сремска Митровица (узводно) и Шабац (узводно), са ниском релативном бројношћу од 0,3 % до 0,6 %.

У појединим узорцима са Велике Мораве и Саве у великој бројности је забележена врста силикатне алге идентификована као *Mayamaea cahabaensis* (слика 10). У Великој Морави (први налаз), ова врста је забележена у периоду од септембра до децембра са релативном бројношћу која се кретала од 5,53 % (Ћуприја) – 9,54 % (Ћуприја), док је на Сави (први налаз на територији Србије) била најбројнија на делу тока од Леве Мартинске Веси до Славонског Брода. Релативна бројност је варирала од 7,38 % (Јасеновац) до 37,05 % (Крапје). Са становишта биомониторинга, *M. cahabaensis* припада „спорним” таксонима. Мале димензије, таксономски карактери за идентификацију који нису увек видљиви светлосним микроскопом, као и употреба СЕМ микроскопа за поузданију идентификацију, чине је таксоном који је до сада највероватније био погрешно идентификован. На основу наших резултата (слика 10), СЕМ микрографије указују да је највећи број критеријума за њену идентификацију потврђен (Morales и Manoylov, 2009). Морфолошки је веома слична *Eolimna comperei* Ector, Coste & Iserentant, која је често била идентификована у Европи (Coste и Ector, 2000; Blanco и сар., 2010; Novais, 2011). Према Falasco и Bona (2013), сличне еколошке преференце и морфолошке особине могу да указују на потенцијалу синонимику *M. cahabaensis* и *E.comperei*. Релативна бројност *M. cahabaensis* се у узорцима из јужног дела САД кретала од 1 % до 40 % (Morales и Manoylov, 2009). У италијанским рекама показала се бројном на истраживаним локалитетима, чинећи и до 50% релативне бројности заједнице силикатних алги (Falasco и Bona, 2013), при чему у свом истраживању аутори истичу њено повећано ширење. Morales и Manoylov (2009) указују да, када је доминантан, овај таскон коегзистира са *N. amphibia*, *S. seminulum*, *A. minutissimum*, *A. pediculus*, *C. placentula* var. *lineata* и *R. abbreviata*. *M. cahabaensis* је као доминантна једино забележена на Сави на локалитету Крапје (37 %), али је и на другим локалитетима, где је била мање бројна, могла да се нађе поред врста које су претходно описане. *M. cahabaensis* је еутрофна врста (Morales и Manoylov, 2009) и јавља се у већој бројности на локалитетима на којима постоје антропогени притисци у виду интензивне пољопривреде (Falasco и Bona, 2013), што је у складу са нашим налазима (табеле 6 и 7).

Истраживања бентосних силикатних алги Велике Мораве и Саве заснивају се на методологији ОДВ. Главне смернице се односе на узорковање са истог типа супстрата (епилитни узорак) током целог истраживања (EN 13946, 2003), коришћење стандардизоване методе припреме и одређивања квалитативног и квантитативног састава заједнице (EN 14407, 2004). Циљ је добијање резултата који током развијања система оцене квалитета воде и еколошког статуса могу да се пореде. Из истраживачког угла, реална слика флористичког састава бентосних силикатних алги, као и друге потенцијално важне еколошке информације, добиле би се узорковањем са свих микростаништа доступних на локалитету. Прикупљање узорака са различитих површина би допринело документовању и карактеризацији образаца распрострањења врста и давало више информација о антропогеним утицајима на водотоке, у односу на узорковање само са једног типа подлоге (Smucker и Vis, 2010). Употреба силикатних алги у мониторинг системима према ОДВ, укључује захтевну идентификацију ове веома бројне групе алги до нивоа врсте или нижег, као и квантификацију, процесе који уз брз развој таксономије силикатних алги траже доста времена и стручно знање. Иако се оцена еколошког статуса/потенцијала река, према смерницама ОДВ, на основу бентосних силикатних алги сматра стандардизованом процедуром, ипак постоје извесне препреке о којима су писали многи аутори (Kahlert и сар., 2016; Brabcová и сар., 2017; Werner и сар., 2016; Poikane и сар., 2016). Ипак, евидентно је да параметри који служе за осликавање фитобентоса у мониторинзима, имају јасан емпиријски однос са различитим антропогеним притисцима, бентосне силикатне алге показују већу осетљивост и прецизност у поређењу са другим групама организама и стандардизовано узорковање је широко у употреби (Poikane и сар., 2016).

На основу квалитативног и квантитативног састава силикатних алги Велике Мораве и Саве за истраживане локалитете израчунате су вредности свих дијатомних индекса, доступних у софтверу OMNIDIA. Међу индексима који при израчунавању вредности користе преко 80% идентификованих врста по локалитету на оба водотока издвајају се: IPS, IDG, IBD, TDI, EPIDI, CEE и SHE (слике 14 и 32). При томе, индекси IPS и IDG користе између 93 % и 100 % идентификованих таксона.

Индекс IPS већ има широку употребу у многим земљама Европе (Kelly, 2013; Eloranta и Andersson 1998; Kwandrans и сар., 1998; Goma и сар., 2005; Ács и сар., 2003, 2004; Trábert и сар., 2017; Makovinska и Hlubikova, 2015), јер као подршку користи велику базу података која покрива готово све врсте нашег поднебља и која се редовно надограђује. Укључен је и у наш национални систем оцене квалитета воде на основу фитобентоса (Сл. гласник 74/2011). IDG индекс се такође истакао у нашем истаживању, а заснива се на истим принципима као IPS, само што употребљава родове присутних врста за рачунање вредности. У истраживању Kelly и сарадника (1995) истиче се да IDG индекс, иако се заснива на родовима, пружа реалну процену квалитета воде, а не захтева таксономско знање потребно да би се израчунале вредности IPS индекса. Према новијим истраживањима, за поуздану процену квалитета воде засноване на силикатним алгама, најбоља таксономска резолуција је ниво врсте, у поређењу са нивоом рода (Bennett и сар., 2014). Сматра се да употреба једноставнијих модела није одговарајућа за процену квалитета воде на екорегионалном нивоу, а који се тражи према ОДВ (Rimet и Bouchez, 2012).

У Великој Морави, током годину дана истраживања (од априла 2010. до марта 2011. године), сви дијатомни индекси бележе најниже вредности од маја до августа, указујући на смањење квалитета воде (слике 16 – 19, табела 17). Након летњег периода долази до постепеног пораста вредности индекса и побољшања квалитета воде (табела 17). Највише вредности индекса се достижу у децембру, јануару и фебруару. Вредности TDI индекса, осмишљеног да указује на ниво трофичности, одговарају високој и веома високој концентрацији нутријената и лошем или веома лошем квалитету воде током целог истраживања (табела 17). Параметар TDI_PT, са улогом у потврди поузданости TDI, на већини локалитета током јуна, јула и августа има вредности веће од 20 % што индикује да органско загађење доприноси еутрофикацији. Индекси који су указивали на најбољи квалитет воде су DESCY, IDP, IPS и WAT, док су на најлошији квалитет воде указивали LOBO, TID, DICH и TDI. Остали индекси углавном су били индикатори умереног или лошег квалитета воде. Посматрајући ток Велике Мораве, од Варварина ка Љубичеву, не запажа се правилност у вредностима индекса на локалитетима, током сваког од месеца истраживања. Разлике су биле условљене локалним променама физичких и хемијских услова.

Корелације дијатомних индекса са групом најзначајнијих фактора на Великој Морави показују да су скоро сви дијатомни индекси (осим TID) значајно негативно корелисани са температуром, што значи да се са порастом температуре смањују вредности индекса и квалитет воде. Значајна позитивна корелација LOBO са температуром показује супротно, тј. да са порастом температуре расту и вредности овог индекса. LOBO је настао у Бразилу (Lobo и сар., 2002) и према нашим резултатима индикује углавном лош и веома лош квалитет воде, посебно у зимском периоду године када већина индекса указује на побољшање квалитета воде. Обзиром на порекло индекса и да се за његово израчунавање користи мали удео идентификованих таскона, како смо раније истакли, резултати су очекивани. Највећи број индекса је значајно корелисан са параметрима pH и арсеном (са изузетком LOBO, TID, SID и TDI), што значи да осликавају забележене односе између силикатних алги Велике Мораве и најзначајнијих срединских параметара за посматрану заједницу.

За разлику од Велике Мораве, на Сави постоји јасно смањивање вредности индекса од горњег, ка доњем делу тока (слике 33 – 36). У горњем току највећи број индекса указује на добар или умерен квалитет воде, док на средњем и доњем току исти индекси указују на умерен и лош квалитет воде. Главни „прелаз” ка нижим вредностима евидентан је на делу тока Чатеж – Загреб – Ругвица. Овакав резултат је у складу да променама у саставу заједнице на овом делу тока, према нашим резултатима CA анализе (слика 30). Поједини индекси одступају од уочене промене, па тако DESY показује на готово свим локалитетима добар и веома добар квалитет воде, док TID, IDP и TDI указују на умерен и лош квалитет воде (или веома лош у случају TDI индекса). Параметар TDI_PT, углавном на локалитетима у средњем и доњем делу тока има вредности веће од 20 %, што индикује да органско загађење доприноси еутрофикацији.

Корелације дијатомних индекса са групом најзначајнијих фактора на Сави показују да је највећи број индекса био значајно негативно корелисан са температуром, арсеном, гвожђем и силицијумом. Повећање вредности параметара доводи до смањења вредности индекса, односно указује на погоршање квалитета воде.

Дијатомни индекси су осмишљени да процењују првенствено органско загађење и оптерећење нутријентима (Lecointe и сар., 1993). Да би систем процене који се заснива на неколико биолошких индекса био поуздан, потребан је холистички приступ у биомониторингу, уместо да се бентосне силикатне алге користе само за представљање гардијента нутријената (Besse-Lototskayaи сар., 2011). Наши резултати указују да утицаји различитих загађивача у испитиваном типу река не могу да се разграниче, да су бентосне силикатне алге добри индикатори присуства вишеструких притисака и да дијатомни индекси могу да се употребљавају на првом месту као показатељи нивоа опште деградације у великим рекама.

Значај бентосних силикатних алги у оцени квалитета воде препознат је и Оквирном директивом о водама (WFD, 2000), као и нашом законском и подзаконском регулативом (Сл. гласник РС, 74/2011). Бентосне силикатне алге, односно фитобентос према терминологији коришћеној у Правилнику, су један од биолошких елемената квалитета за одређивање еколошког статуса/потенцијала водних тела. У Србији се користе два параметра: индекси IPS и CEE, чије вредности у зависности од типа водног тела указују на одређени еколошки статус/потенцијал.

За водно тело VMOR_3 које припада типу 2 водотока, уочљива је велика разлика у класама еколошког статуса према IPS и CEE индексу, где IPS указује на лошију класу (табела 31). Разлика је далеко мање уочљива у случају водног тела VMOR_2, за који је квалитет воде оцењен према границама класа за тип 1 водотока, класе еколошког статуса на основу IPS и CEE индекса су или уједначене или IPS указује на лошију класу. Индикативни еколошки потенцијал је за два водна тела исти само током августа и септембра, када се констатују најлошије класе еколошког статуса и од децембра 2010. до марта 2011, када се бележе најбоље класе (табела 31). Током осталих месеци водно тело VMOR_3 је увек лошијег еколошког потенцијала у односу на VMOR_2. На Великој Морави нису уочене значајне разлике у заједници силикатних алги које би раздвојиле локалитете и указале на њихову просторну динамику, већ су најуочљивије сезонске промене. С обзиром да оба индекса указују на исти тип промена, разлика између класа не би требало да буде велика као у случају водног тела VMOR_3. На основу заједнице силикатних алги према нашим истраживањима локалитет Љубичево нема карактеристике које би га сврстале у тип 1 водотока.

Индикативни еколошки потенцијал Саве током истраживања у септембру, указује на лошији потенцијал водног тела SA_1 (Остружница и Београд, узводно и

Београд, марина) од водног тела SA_2 (од Шапца, узводно до ушћа Босута). Водна тела дуж тока Саве у Србији припадају типу 1 водотока, па разлика између класа еколошког статуса на основу IPS и CEE индекса није уочљива, као и у случају Велике Мораве.

Према правилнику Сл. гласник РС, 74/2011, не постоје разлике у границама класа за CEE у односу на типове водотока. Резултати CEE индекса из Саве и Велике Мораве, указују да би за овај дијатомни индекс требало да се успоставе нове границе класа, јер за тип 2 водотока нису одговарајуће. Такође, на Великој Морави, локалитет Љубичево више одговара типу 2 водног тела, на основу заједнице силикатних алги. Према резултатима претходне CCA анализе, у односу на pH, температуру и арсен као најзначајније факторе који утичу на заједницу, најуочљивије груписање врста бентосних силикатних алги било је у односу на топлији и хладнији период године. Такође, индекс диверзитета, као и састав најбројнијих таксона, указују на уједначену заједницу дуж тока, где су највеће промене уочљиве на сезонском нивоу.

Статус површинских вода утврђује се на основу еколошких, хидроморфолошких и хемијских елемената. Општи циљ ОДВ је постизање доброг еколошког и доброг хемијског статуса свих водних тела, а за значајно измењена и вештачка водна тела постизање доброг еколошког потенцијала и доброг хемијског статуса. Оцена еколошког статуса/потенцијала према захтевима ОДВ је државно питање, а концепт типологије вода представља сложен задатак, јер текуће воде треба поделити у функционалне целине које се одликују низом заједничких особина и могу се приказати преко биолошких карактеристика. Пажљиво доношење закључака о квалитету површинских вода и наставак рада на тестирању употребљивости различитих методологија је неопходно, како би се развио стабилан систем процене и повећала поузданост одређивања квалитета воде (Симоновић и сар., 2010).

6. Закључци

- Током истраживања идентификовано је присуство 184 таксона бентосних силикатних алги у Сави и 162 таксона у Великој Морави. Забележена разноврсност уједначена је са бројем таксона идентификованих у водотоцима сличног типа у региону.

- Доминантни и учестали таксони бентосних силикатних алги Саве и Велике Мораве убрајају се у еутрофне и хипереутрофне таксоне, што је забележено и у истраживањима Дунава. То су, пре свега, *Amphora pediculus*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Navicula capitatoradiata*, *N. cryptotenella* и *Nitzschia fonticola* у Сави, односно *Amphora pediculus*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Craticula subminuscula*, *Navicula lanceolata*, *Nitzschia abbreviata*, *N. dissipata* и *N. frustulum* var. *inconspicua* у Великој Морави.

- На основу дискриминантне анализе главних компоненти (DAPC), уочава се сезонски условљена промена заједнице бентосних силикатних алги Велике Мораве са значајнијим променама у периоду пролеће – лето (мај – јул), док су састав и структура приближнији у периодима јануар – април и август – децембар.

- На сезонску динамику бентосних силикатних алги Велике Мораве, највећи утицај имају pH, температура и арсен.

- Дуж тока Велике Мораве физичко-географске разлике локалитета су далеко мање изражене него у Сави, па тако ни просторни градијент није уочљив. Запажају се промене процентуалног учешћа покретних таксона, чији се удео у заједници силикатних алги значајно повећава у периоду од маја до септембра и достиже максимум у јуну, јулу и августу. Тих месеци на Великој Морави доминирају таксони који се у односу на сапробност карактеришу као β-мезосапробни, α-мезосапробни и α- до полиспробни, док у односу на трофију доминирају еутрофни таксони.

- На Великој Морави, највећи број таксона и највеће вредности Shannon-овог индекса диверзитета забележене су у јесењем периоду (септембар, октобар и новембар 2010. године), док су најмањи број врста и најмање вредности Shannon-овог индекса диверзитета забележене у зимском периоду (јануар, фебруар и март 2011. године).

- Дуж тока Саве, на основу CA анализе, састав заједнице се мења од доминације форми блиско причвршћених за супстрат (горњи ток), до покретних форми (средњи и доњи ток, низводно од Ругвице). Овај резултат у складу је са општим променама реке Саве, где она прелази из суб-алпијске реке (словеначки сектор) у типичну, низијску равничарску реку, са доминацијом ситнијих фракција минералног супстрата у подлози (шљунак, песак и муљ).
- Најзначајнији срединскиi параметри који утичу на заједницу силикатних алги бентоса Саве су, према нашим резултатима, арсен и силицијум, при чему је највећи утицај идентификован за локалитете у доњем току ове реке.
- Таксони *Navicula recens*, *Eolimna minima* и *Nitzschia solgensis* су отпорни на повећано присуство арсена, док се за последња два наведена може констатовати да су су отпорни и на присуство олова и гвожђа.
- Током истраживања реке Саве, и број врста и Shannon-ов индекс диверзитета показују тренд повећања вредности од локалитета у горњем ка локалитетима у доњем току. Под притисцима високог водостаја, било је очекивано да број и абунданца бентосних силикатних алги буде далеко мања у односу на периоде ниских вода, што није био случај. Велике разлике у водном режиму између септембра 2014. и осталих периода испитивања нису имале утицај на вредности Shannon-овог индекса диверзитета, што потврђује отпорност бентосних силикатних алги на такву врсту притиска. Резултати нашег истраживања указују да су и велике реке важно станиште за бентосне силикатне алге.
- Интересантан је налаз врсте *Mayamaea cahabaensis*, која је по први пут идентификована у Сави и у Великој Морави (а самим тим и у флори силикатних алги Србије), посебно што је овај таксон бележен са великом бројношћу. Чињеница да је налаз ове врсте први пут потврђен за ове реке, највероватније је последица непоуздане идентификације у претходном периоду, којој су допринели мала димензија алге, таксономски карактери за идентификацију који нису увек видљиви светлосним микроскопом, као и потреба за коришћењем СЕМ микроскопа за поузданију идентификацију.
- У Сави су забележене две потенцијално инвазивне врсте силикатних алги – *Didymosphenia geminata* и *Diadesmis confervacea*, присутне са малом бројнишћу.

- Тератолошке форме алги забележене су на свим локалитетима на Великој Морави и на неколико локација на Сави. Вредност од 2 % учешћа тератогених форми на локалитету Љубичево (Велика Морава) је индикативна за повећане концентрације метала у средини, што се може довести у везу са повећаним присуством живе које је измерена на овом сектору. Сходно овом налазу, потврђено је да удео тератолошких форми има биоиндикаторски потенцијал.
- На основу анализе 17 дијатомних индекса, заснованих на забележеној заједници бентосних силикатних алги река Велике Мораве и Саве, можемо констатовати да су за оцену статуса великих река у региону најпоузданији IPS, IDG, IBD, TDI, EPIDI, CEE и SHE, а према уделу у заједници који сачињавају индикаторске врсте (више од 80 %), при чему индекси IPS и IDG користе између 93 % и 100 % врста. На основу овога резултата, као и чињенице да је IPS у употреби у већем броју европских држава у рутинском мониторингу, те је добро опробан, можемо сматрати да је овај индекс најпрепоручљивији за употребу.
- Дијатомни индекси су осетљиви на повећане концентрације As и Fe, иако су осмишљени и сматрају се првенствено индикаторима органског загађења и оптерећења нутријентима. На основу овога разматрања, силикатне алге се могу сматрати поузданим индикатором присуства вишеструких притисака у случају великих равничарских река и могу се користити као параметар генералне деградације.
- Наши резултати још једном потврђују неопходност холистичког приступа у биомониторингу, односно коришћење већег броја индекса са циљем високе поузданости система биомониторинга.
- Индекс IPS пружа поузданију оцену у односу на други индекс прописан националном регулативом – CEE, у случају Велике Мораве.
- На основу разматрања индикативног еколошког статуса/потенцијала две испитиване реке, може са се закључи да се стање Велике Мораве побољшава низ ток, док се у случају Саве погоршава низ ток. Пошто квалитет воде на основу дијатомних индекса у случају Велике Мораве не указује на поменуте промене, потребно је размотрити промену граница класа CEE индека за тип 2 водотокова и размотрити померање границе водних тела тако да локалитет Љубичево припада типу 2 водотока. На основу испитиване заједнице

силикатних алги нису уочене значајне просторне разлике између локалитета на Великој Морави, већ су доминанатне сезонске разлике.

- Истраживања потврђују поузданост употребе стандардне методологије узорковања бентосних силикатних алги за рутински мониторинг. Примењена процедура прикупљања биолошког материјала у нашој студији омогућава добијање поредивих података. Портебно је, међутим, обавити даља истраживања да би се утврдила ефикасност ове методологије у случају истраживачких студија, односно анализирати колико би прикупљање узорака са различитих подлога утицало на податке о разноврсности бентосних силикатних алги.

7. Литература

Ács, É., Szabó, K., Kiss, K. T., Hindák, F. (2003). Benthic algal investigations in the Danube river and some of its main tributaries from Germany to Hungary. Biologia Bratislava, 58 (4): 545–554.

Ács, É., Szabó, K., Tóth, B., Kiss, K. T. (2004). Investigation of benthic algal communities, especially diatoms of some Hungarian streams in connection with reference conditions of the Water Framework Directives. Acta Botanica Hungarica, 46 (3–4): 255–278.

Allan, J. D., Castillo, M. M. (2007). Stream ecology: structure and function of running waters. Springer Netherlands, 436 pp.

Anderson, N. J. (2000). Miniview: diatoms, temperature and climatic change. European Journal of Phycology, 35 (4): 307–314.

Andrejić, J. Z. (2012). Florističko-ekološka analiza silikatnih algi (Bacillariophyta) reke Nišave i pritoka Jerme i Temske. Doktorska disertacija. Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet, 279 str.

Andrén, C., Jarlman, A. (2008). Benthic diatoms as indicators of acidity in streams. Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie, 173 (3): 237–253.

AQEM (2002). Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, Contract No: EVK1-CT1999-00027.

Barber, H.G, Haworth, E. Y. (1981). A Guide to the Morphology of the Diatom Frustule. Freshwater Biological Association. Scientific Publication No. 44, Cumbria, 112 pp.

Barnese, L. E., Lowe, R. L. (1992). Effects of substrate, light, and benthic invertebrates on algal drift in small streams. Journal of North American Benthological Society, 11 (1): 49–59.

Bellinger, B. J., Cocquyt, C., O'Reilly, C. M. (2006). Benthic diatoms as indicators of eutrophication in tropical streams. Hydrobiologia, 573 (1): 75–87.

Bellinger, E. G., Sigee, D.C. (2010). Freshwater algae: identification and use as bioindicators. John Wiley and Sons, Ltd., United Kingdom, 271 pp.

Bennett, J. R., Sisson, D. R., Smol, J. P., Cumming, B. F., Possingham, H. P., Buckley, Y. M. (2014). Optimizing taxonomic resolution and sampling effort to design cost-effective ecological models for environmental assessment. Journal of applied ecology, 51 (6): 1722–1732.

Bennion, H., Juggins, S., Anderson, N. J. (1996). Predicting epilimnetic phosphorus concentrations using an improved diatom-based transfer function and its application to lake eutrophication management. Environmental Science and Technology, 30 (6): 2004–2007.

Besse-Lototskaya, A., Verdonschot, P.F., Coste, M., Van de Vijver, B. (2011). Evaluation of European diatom trophic indices. Ecolical Indicators, 11 (2): 456–467.

Bhatt, J. P., Bhaskar, A., Pandit M. K. (2008). Biology, distribution and ecology of *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) Schmidt an abundant diatom from the Indian Himalayan rivers. Aquatic Ecology, 47 (3): 347–353.

Blanco, C. Cejudo-Figueiras, I., Álvarez-Blanco, E., Bécares, L., Hoffmann, L., Ector, L. (2010). Atlas de las diatomeas de la cuenca del Duero. Área de Publicaciones. Universidad de León, 386 pp.

Blanco, S., Ector, L. (2009). Distribution, ecology and nuisance effects of the freshwater invasive diatom *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) M. Schmidt: a literature review. Nova Hedwigia, 88 (3–4): 347–422.

Blaženčić, J. (2000). Sistematika algi. IV izdanje. NNK, Beograd, 298 str.

Bondoc, K.G.V., Heuschele, J., Gillard, J., Vyverman, W., Pohnert, G. (2016). Selective silicate-directed motility in diatoms. Nature Communicatons, 7.

Borojević, K. K., Udovič, M. G., Žutinić, P., Várbíró, G., Plenković-Moraj, A. (2017). Do benthic diatom assemblages reflect abiotic typology: a case study of Croatian streams and rivers. Acta Botanica Croatica, 76 (1): 80–90.

Brabcová, B., Marvan, P., Opatřilová, L., Brabec, K., Fránková, M., Heteša, J. (2017). Diatoms in water quality assessment: to count or not to count them? Hydrobiologia, 795 (1): 113–127.

Burkholder, J. M., Wetzel, R. G. (1990). Epiphytic alkaline phosphatase on natural and artificial plants in an oligotrophic lake: Re-evaluation of the role of macrophytes as a phosphorus source for epiphytes. Limnology and Oceanography, 35 (3): 736–747.

Burkholder, J.M. (1996). Interactions of benthic algae with their substrata. In: R.J. Stevenson, M.L. Bothwell, R.L. Lowe (eds.). Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems. Academic, San Diego, pp. 253–297.

Čađo, S., Miletić, A, Đurković, A. (2007). Phytoplankton, physicochemical and saprobiological characteristics of the Danube river, on the stretch through Serbia. BALWOIS Conference, Ohrid, Republic of Macedonia.

Čađo, S., Miletić, A, Đurković, A. (2008). The composition and biomass of phytoplankton of the Sava River. BALWOIS Conference, Ohrid, Republic of Macedonia, pp. 1–11.

Čađo, S., Miletić, A., Bugarski, R. (2006 a). Phytoplankton biomass of the Danube river (Serbia). Jugoslovensko drustvo za zaštitu voda, pp. 67–72.

Čađo, S., Miletić, A., Dopuđa-Glišić, T., Denić, L. (2006 б). Physical-chemical characteristics and phytoplankton composition of the Sava River on its lower flow stretch through Serbia. In 36th Conference of the International Association for Danube Research-IAD, Proceedings, Vienna-Klosterneuburg, pp. 184–188.

Carpenter, K. D., Waite, I. R. (2000). Relations of habitat-specific algal assemblages to land use and water chemistry in the Willamette Basin, Oregon. Environmental Monitoring and Assessment, 64 (1): 247–257.

Cemagref (1982). Etude des méthodes biologiques quantitative d'appréciation de la qualité des eaux. Rapport Division Qualité des Eaux Lyon – Agence financière de Bassin Rhône–Méditerranée–Corse, Pierre-Bénite, 218 pp.

Coste, M., Boutry, S., Tison-Rosebery, J., Delmas, F. (2009). Improvements of the Biological Diatom Index (BDI): Description and efficiency of the new version (BDI-2006). Ecological indicators, 9 (4): 621–650.

Coste, M., 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.

Cox, E. J. (2011). Morphology, cell wall, cytology, ultrastructure and morphogenetic studies. In: Seckbach, J., Kociolek, P. (eds.). Cellular origin, life in extreme habitats and astrobiology Vol. 19: The Diatom World. Springer Netherlands, pp. 21–45.

Cumming, B. F., Smol, J. P. (1993). Development of diatom-based salinity models for paleoclimatic research from lakes in British Columbia (Canada). Twelfth international diatom symposium. Springer, Dordrecht, pp. 179–196.

De Jonge, M., Van de Vijver, B., Blust, R., Bervoets, L. (2008). Responses of aquatic organisms to metal pollution in a lowland river in Flanders: a comparison of diatoms and macroinvertebrates. Science of the Total Environment, 407(1): 615–629.

Dell'Uomo, A. (2004). 'L'Indice Diatomico de Eutrofizzacione/Polluzione (EPI-D) nel Monitoraggio delle Acque Correnti. Linee Guida. APAT: Roma, 101 pp.

DeNicola, D. M. (1996). Periphyton responses to temperature at different ecological levels. In: Stevenson, R. J., Bothwell, M. L. Lowe, R. L. (eds.). Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems. Academic, San Diego, pp. 150–176.

Descy, J. P., Gosselain, V. (1994). Development and ecological importance of phytoplankton in a large lowland river (River Meuse, Belgium). Hydrobiologia, 289: 139–155.

Descy, J.P. (1979). A new approach to water quality estimation using diatoms. Nova Hedwigia, 64: 305–323.

Descy, J.P., M. Coste (1991). A test methods for assessing water quality based on diatoms. Verhandlung Internationale Vereingung de Limnologie, 24: 2112–2116.

Dudley, T. L. (1992). Beneficial effects of herbivores on stream macroalgae via epiphyte removal. Oikos, 65 (1): 121–127.

Đikanović, V., Tomović, J., Zorić, K., Vranković, J., Vasiljević, B., Zindović, B., Todorović, A. (2010). Biological data and WFD implementation in Serbia. Conference Proceedings. Balkans regional young water professionals conference, Belgrade, pp. 44-47.

Eldund, M. B., Stoermer, E. F. (1997). Ecological, evolutionary, and systematic significance of diatom life histories. Jornal of Phycology, 33 (6): 897–918.

Eloranta, .P, Andersson, K. (1998). Diatom indices in water quality monitoring of some South Finnish rivers. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie, 26:1213–1215.

EN 13946 (2003). Water quality – Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers. Geneva: Comité European de Normalisation.

EN 14407 (2004). Water quality – Guidance standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatom samples from running waters. Geneva: Comité European de Normalisation.

EU (2013). Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy.

Falasco, E., Bona, F. (2013). Recent findings regarding non-native or poorly known diatom taxa in north-western Italian rivers. Journal of Limnology, 72 (1).

Falasco, E., Bona, F., Badino, G., Hoffmann, L., Ector, L. (2009). Diatom teratological forms and environmental alterations: a review. Hydrobiologia, 623 (1): 1–35.

Falkowski, P.G., Raven, J.A. (1997). Aquatic Photosynthesis. Malden, MA, Blackwell Science, 375 pp.

Fernández, M. R., Martín, G., Corzo, J., de la Linde, A., García, E., López, M., Sousa, M. (2017). Design and testing of a new diatom-based index for heavy metal pollution. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, https://doi.org/10.1007/s00244-017-0409-6.

Fore, L. S., Grafe, C. (2002). Using diatoms to assess the biological condition of large rivers in Idaho (USA). Freshwater Biology, 47 (10): 2015–2037.

Gaiser, E. E., Bachmann, R. W. (1993). The ecology and taxonomy of epizoic diatoms on Cladocera. Limnology and Oceanography, 38 (3): 628–637.

Gaul, U., Geissler, U., Henderson, M., Mahoney, R., Reimer, C. W. (1993). Bibliography on the fine-structure of diatom frustules (Bacillariophyceae). Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia, 144: 69–238.

Geitler, L. (1932). Der Formwechsel der pennaten Diatomeen. Archiv fur protistenkunde, 78: 1–226.

Gold, C., Feurtet-Mazel, A., Coste., M., Boudou, A. (2003). Impacts of Cd and Zn on the development of periphytic diatom communities in artificial streams located along a river pollution gradient. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 44: 189–197.

Gomà, J, Ortiz, R., Cambra, J., Ector, L. (2004). Water quality evaluation in Catalonian Mediterranean rivers using epilithic diatoms as bioindicators. Vie Milieu, 54 (2–3): 81–90.

Gómez, N., Licursi, M. (2001). Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. Aquatic Ecology, 35 (2): 173–181.

Grabowska, M., Mazur-Marzec, H. (2016). The influence of hydrological conditions on phytoplankton community structure and cyanopeptide concentration in dammed lowland river. Environmental monitoring and assessment, 188 (8): 488.

Greenacre, M. J. (1984). Theory and applications of correspondence analysis. Academic Press, London, 364 pp.

Grimm, N. B., Fisher, S. G. (1989). Stability of periphyton and macroinvertebrates to disturbance by flash floods in a desert stream. Journal of the North American Benthological Society, 8 (4): 293–307.

Gross, E. M. (2003). Allelopathy of aquatic autotrophs. Critical Reviews in Plant Sciences, 22 (3–4): 313–339.

Guiry, M. (2012). How many species of algae are there? Journal of Phycology, 48: 1057–1063.

Guiry, M.D., Guiry, G.M. (2017). AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. http://www.algaebase.org (searched on 26 June 2017).

Hall, R. I, Smol, J. P. (1992). A weighted—averaging regression and calibration model for inferring total phosphorus concentration from diatoms in British Columbia (Canada) lakes. Freshwater Biology, 27 (3): 417–434.

Harwood, D. M., Gersonde, R. (1990). Lower Cretaceous diatoms from ODP Leg 113 Site 693 (Weddell Sea) part 2, resting spores, chrysophycean cysts, and endoskeletal dinoflagellates, and notes on the origins of diatoms. Proceedings of the Ocean Drilling Program, Scientific Results, 113: 403–425

Hlúbiková, D. Hindáková, A., Haviar, M., Miettinen, J. (2007). Application of diatom water quality indices in influenced and non-influenced sites of Slovak rivers (Central

Europe). Archiv für Hydrobiologie. Supplementband. Large rivers, 17 (3–4): 443–464.

Hofmann, G., Werum, M., Lange-Bertalot, H. (2011). Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa. Ganter Verlag K. G., Germany, 908 pp.

http://www.hidmet.gov.rs/ciril/hidrologija/karakteristicne_v.php. Републички хидрометеоролошки завод Србије. Карактеристичне вредности водостаја. (приступљено 16.09.2017.)

Hürlimann, J., P. Niederhauser (2002). Méthodes d'étude et d'appréciation de l'état de Santé des Cours d'eau: Diatomées–Niveau R (Région). Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage: Berne.

Illies, J. (1978). Limnofauna Europaea. 2. Auflage., Gustav Fischer Verlag: Stuttgart, New York, 532 pp.

Ivorra, N., Hettelaar, J., Tubbing, G.M.J., Kraak, M.H.S., Sabater, S., Admiraal, W. (1999). Translocation of microbenthic algal assemblages used for in situ analysis of metal pollution in rivers. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 37: 19–28.

Jakovljević, O. S., Krizmanić, J. Ž., Cvijan, M. V. (2014). Water quality assessment of the DTD canal system by diatom indices. Matica Srpska Journal for Natural Sciences, 127: 23–33.

Jakovljević, O. S., Popović, S. S., Vidaković, D. P., Stojanović, K. Z., Krizmanić, J. Ž. (2016 a). 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., Krizmanić, J. (2016 б). Benthic diatoms of the Vrla River (Serbia) and their application in the water ecological status assessment. Oceanological and Hydrobiological Studies, 45 (3): 304–315.

Jovanović, M, Rosić, N. (2010). Proračun prelivanja kamenog praga u rečnom koritu pri malim vodama. Vodoprivreda 0350-0519, 42 (243–245): 55–60.

Kahlert, M., Ács, É., Almeida, S. F., Blanco, S., Dreßler, M., Ector, L., Karjalainen, S.M, Liess, A., Mertens, A., van der Wal, J., Vilbaste, S. (2016). Quality assurance of diatom counts in Europe: towards harmonized datasets. Hydrobiologia, 772 (1): 1–14.

Karadžić, B. (2013). FLORA: A Software Package for Statistical Analysis of Ecological Data. Water Research and Management, 3 (2): 45–54.

Karadžić, B., Marinković, S. (2009). Kvantitativna ekologija. Insitut za biološka istraživanja „Siniša Stanković“, Beograd, 489 str.

Kawecka, B., Sanecki, J. (2003). *Didymosphenia geminata* in running waters of southern Poland–symptoms of change in water quality? Hydrobiologia, 495 (1–3): 193–201.

Keithan, E. D., Lowe, R. L., DeYoe, H. R. (1988). Benthic diatom distribution in a Pennsylvania stream: role of pH and nutrients. Journal of Phycology, 24 (4): 581–585.

Kelly, M. (2013). Data rich, information poor? Phytobenthos assessment and the Water Framework Directive. European Journal of Phycology, 48 (4): 437–450.

Kelly, M. G. (2003). Short term dynamics of diatoms in an upland stream and implications for monitoring eutrophication. Environmental Pollution, 125 (2): 117–122.

Kelly, M. G., Penny, C. J.,Whitton, B. A. (1995). Comparative performance of benthic diatom indices used to assess river water quality. Hydrobiologia, 302: 179–188.

Kelly, M.G, Adams, C., Graves, A. C., Jamieson, J., Krokowski, J., Lycett, E. B., Murray-Bligh, J., Pritchard, S., Wilkins, C. (2001). The Trophic Diatom Index: A User's Manual. Revised Edition. Environment Agency, Bristol, 135 pp.

Kelly, M.G., Whitton B.A. (1995). The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. Journal of Applied Phycology, 7: 433–444.

Kilroy, C., Larned, S. T. , Biggs, B. F. J. (2009). The non-indigenous diatom *Didymosphenia geminata* alters benthic communities in New Zealand rivers. Freshwater Biology, 54 (9): 1990–2002.

Kireta, A.R., Reavie, E.D., Sgro, G.V., Angradi, T.R., Bolgrien, D.W., Hill, B.H., 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.

Köhler, J. (1993). Growth, production and losses of phytoplankton in the lowland River Spree. I. Population dynamics. Journal of Plankton Research, 15 (3): 335–349.

Kolarević S., Knežević-Vukčević J., Paunović M., Vasiljević B., Kračun Margareta, Gačić Z., Vuković-Gačic B. (2012). Seasonal Variations of Microbiological Parameters of

Water Quality of the Velika Morava River, Serbia. Archives of Biological Sciences, 64 (3): 1017–1027.

Komatina, D., Grošelj, S. (2015). Transboundary Water Cooperation for Sustainable Development of the Sava River Basin. In: Milačić R., Ščančar J., Paunović M. (eds.). The Handbook of Environmental Chemistry Vol. 31: The Sava River. Springer, Heidelberg, New York, Dordrecht, London, pp. 229–248.

Kovács, C., Kahlert, M., Padisák, J. (2006). Benthic diatom communities along pH and TP gradients in Hungarian and Swedish streams. Journal of Applied Phycology, 18 (2): 105–117.

Krammer, K. (1997 a). Die cymbelloiden Diatomeen, Teil 1. Bibliotheca Diatomologica 36. J. Cramer, Berlin-Stuttgart, 382 pp.

Krammer, K. (1997 б). Die cymbelloiden Diatomeen, Teil 2. Bibliotheca Diatomologica 37. J. Cramer, Berlin-Stuttgart, 469 pp.

Krammer, K. (2000). Diatoms of Europe. Volume 1: The genus Pinnularia. A.R.G. Gantner Verlag K.G., 703 pp.

Krammer, K. (2002). Diatoms of Europe. Volume 3: Cymbella. A.R.G. Gantner erlag K.G., 584 pp.

Krammer, K. (2003). Diatoms of Europe. Volume 4: Cymbopleura, Delicata, Navicymbula, Gomphocymbellopsis, Afrocymbella. A.R.G. Gantner Verlag K.G., 530 pp.

Krammer, K., Lange-Bertalot, H. (1986). Bacillariophyceae 1, Teil: Naviculaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (eds.). Süsswasser flora von Mitteleuropa, Band 2/1. Gustav Fischer Verlag, Jena, 876 pp.

Krammer, K., Lange-Bertalot, H. (1988). Bacillariophyceae 2/2, Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surierellaceae. In: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, D. Mollenhauer, (eds.). Süsswasserflora von Mitteleuropa, Band 2/2. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 596 pp.

Krammer, K., Lange-Bertalot, H. (2004). Bacillariophyceae 2/3, Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, D. Mollenhauer (eds.). Süsswasserflora von Mitteleuropa, Band 2/3. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 598 pp.

Krammer, K., Lange-Bertalot, H. (2011). Bacillariophyceae 2/4, Teil: Achnanthaceae, Kristische Ergänzungen zu Navicula (Lineolate) und Gomphonema. In: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, D. Mollenhauer (eds.). Süsswasserflora von Mitteleuropa, Band 2/4. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 468 pp.

Krebs, C. J. (2001). Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance. Benjamin Cummings, an imprint of Addison Wesley Longman, Inc. 5th Ed., 695 pp.

Krebs, C.J. (2014). Ecological Methodology, 3rd ed. (in prep). Chapter 13. Species Diversity Measures. http://www.zoology.ubc.ca/~krebs/books.html

Krejci, M.E., Lowe, R.L. (1986). The importance of sand grain mineralogy and topography in determining micro-spatial distribution of epipsammic diatoms. Journal of the North American Benthological Society, 5: 221–229.

Krizmanić, J. (2009). Floristička, taksonomska i ekološka istraživanja silikatnih algi sa rafom (Bacillariohyceae, Bacillariophycideae, Bacillariphyta) Srbije. Doktorska disertacija. Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet, 595 str.

Krizmanić, J., Predojević, D., Trbojević, I., Vidaković, D., Jakovljević, O., 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, pp. 81.

Krizmanić, J., Subakov Simić, G. , Predojević, D. (2013). Algae as water quality bioindicators of the River Djetinja. Proceedings of 6 th International Conference “Water & Fish”. Belgrade, Zemun, pp. 342–348.

Kumar, S., Spaulding, S. A., Stohlgren, T. J. (2008). Potential habitat distribution for the freshwater diatom *Didymosphenia geminata* in the continental US. Frontiers in Ecology and the Environment. 7 (8): 415–420.

Kupferberg, S. (1997). Facilitation of periphyton production by tadpole grazing: functional differences between species. Freshwater Biology, 37: 427–439.

Kwandrans, J., Eloranta, P., Kawecka, B., Woitan, K. (1998). Use of benthic diatom communities to evaluate water quality in rivers of Southern Poland. Journal of Applied Phycology, 10 (2): 193–201.

Lai, G. G., Padedda, B. M., Pulina, S., Virdis, T., Sechi, N., Lugliè, A. (2010). Diatoms and quality of watercourses in North-Central Sardinia. Vie et Milieu, 60 (3): 209–216.

Lamberti, G. A. (1996). The role of periphyton in benthic food webs. In: Stevenson, R. J., Bothwell, M. L., Lowe, R. L. (eds.). Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems. Academic Press, San Diego, CA., pp. 533–573.

Lange-Bertalot, H. (1993). 85 Neue Taxa und über 100 weitere neu definierte Taxa ergänzend zur Süsswasserflora von Mitteleuropa, Volume 2/1-4. Bibliotheca Diatomologica, 27. J. Cramer, Berlin-Stuttgart, 454 pp.

Lange-Bertalot, H. (2001). Diatoms of Europe. Volume 2: Navicula sensu stricto, 10 genera separated from Navicula sensu lato, Frustulia. A.R.G. Gantner Verlag K.G, 526 pp.

Laušević, R., Nikitović. J., Tomašević, V. (1998). Phytoplankton in River Sava near Belgrade. Ekologija, 33 (1–2): 29–40.

Leclerq, L., Maquet., B. (1987). Deux nou-veaux indices chimique et diatomique de qualite d'eau courante. Application au Samson et a ses affluents. Comparaison avec d'autres indices chi-miques, biocenotiques et diatomiques. Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, 113 pp.

Lecointe, C., Coste, M., Prygiel, J. (1993). Omnidia: software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. Hydrobiologia, 269/270: 509–513.

Leland, H. V. (1995). Distribution of phytobenthos in the Yakima River basin, Washington, in relation to geology, land use and other environmental factors. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 52 (5): 1108–1129.

Lenoir, A., Coste, M. (1996). Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French National Water Board network. In: Whitton B. A., Rott E. (eds.). Use of Algae for Monitoring Rivers II. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, 29–43.

Levkov, Z., Metzeltin, D., Pavlov, A. (2013). Luticola and Luticolopsis. In: Lange-Bertalot, H. (ed.). Diatoms of Europe: Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Volume 7. Koeltz Scientific Books, Köningstein, 698 pp.

Liška, I., Wagner, F., Sengl, M., Deutsch, K., Slobodnik, J. (2015). Joint Danube Survey 3. A Comprehensive Analysis of Danube Water Quality. International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna, Austria, 369 pp.

Lobo, E. A., Callegaro, V. L., Bender, P. (2002). Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadoras da qualidade da água em rios e arroios da Região Hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. Santa Cruz do Sul: EDUNISC, 126 pp.

Lowe, R. L. (1974). Environmental requirements and pollution tolerance of freshwater diatoms. USEPA 670/4-74-005. USEPA. Cincinnati, OH. https://nepis.epa.gov

Lowe, R. L. (2011). The importance of scale in understanding the natural history od diatom communities. In: Seckbach, J., Kociolek, P. (eds.). The Diatom World. Vol. 19 of the series Cellular Origin, Life in Extreme Habitats and Astrobiology. Springer Netherlands, pp. 295–311.

Makovinska, J., Hlubikova, D. (2015). Phytobenthos of the River Danube. In: Liska, I. (ed.). The Handbook of Environmental Chemistry, Vol. 39: The Danube River Basin. Springer Berlin Heidelberg, pp. 317–340.

Mann D.G., Droop S.J.M. (1996) Biodiversity, biogeography and conservation of diatoms. In: Kristiansen J. (ed.). Biogeography of Freshwater Algae. Developments in Hydrobiology, Vol. 118. Springer, Dordrecht, pp 19–32.

Manoylov, K. M. (2009). Intra- and interspecific competition for nutrients and light in diatom cultures. Journal of Freshwater Ecology, 24 (1): 145–157.

Mantel, N., (1967). The detection of disease clustering and a generalized regression approach. Cancer Research, 27 (2): 209–220.

Marinković, N., Krizmanić, J., Karadžić, V., Karadžić, B., Vasiljević, B., Paunović, M. (2016). Algal diversity along the Serbian stretch of the Sava River. Water Research and Management, 6 (2): 27–33.

Marković V., Atanacković A., Tubić B., Vasiljević B., Simić V., Tomović J., Nikolić V., Paunović M. (2011). Indicative status assessment of the Velika Morava River based on aquatic macroinvertebrates. Water Research and Management, 1 (3): 47–53.

Martinović-Vitanović, V. (1996). Ekološka studija Obedske bare. Javno preduzeće za gazdovanje šumama „Srbija šume”, Beograd, Geokarta.

Martinović-Vitanović, V., Kalafatić, V. (2002). Limnological investigations of the Tisa River in Yugoslavia – Joint Investigations of the Danube River on the Territory of the FR Yugoslavia within the International JDS-ITR Program. Public Report of Serbia, Ministry for Protection of Natatural Resources and Environmental and Federal Hydrometeorological Institute, Belgrade, pp. 29–52.

Martinović-Vitanović, V., Kalafatić, V. (2004). Kvalitet vode Save na području Beograda u 2003. godini – Saprobiološka analiza. Vodoprivreda, 36: 385–391.

Maznah, W. O., Mansor, M. (2002). Aquatic pollution assessment based on attached diatom communities in the Pinang River Basin, Malaysia. Hydrobiologia, 487 (1): 229–241.

McCormick, P., Cairns, J. (1994). Algae as indicators of environmental change. Journal of Applied Phycology, 6: 509–526.

McGarrigle, M., Lucey, J., Ó Cinnéide, M. (2010). Water quality in Ireland 2007-2009. Apendix 3.1 of the Report. Environmenat Protection Agency Ireland. http://www.epa.ie/pubs/data/water/riverstatusassessment.html

Medley, C. N., Clements, W. H. (1998). Responses of diatom communities to heavy metals in streams: the influence of longitudinal variation. Ecological applications, 8 (3), 631–644.

Medlin, L. K. (2014). Evolution of the Diatoms: VIII. Re-examination of the SSU-Rrna gene using multiple outgroups and a cladistic analysis of valve features. Journal of Biodiversity, Bioprospecting and Development, 1 (3): 1–16.

Medlin, L. K. (2016). Evolution of the diatoms: major steps in their evolution and a review of the supporting molecular and morphological evidence. Phycologia, 55 (1): 79–103.

Medlin, L. K., Kaczmarska, I. (2004). Evolution of the diatoms: V. Morphological and cytological support for the major clades and a taxonomic revision. Phycologia, 43 (3): 245–270.

Meteorološki i hidrološki bilten br. 9 (2011). Državni hidrometeorološki zavod Republike Hrvatske, Zagreb.

Meteorološki i hidrološki bilten br. 9 (2012). Državni hidrometeorološki zavod Republike Hrvatske, Zagreb.

Meteorološki i hidrološki bilten br. 9 (2014). Državni hidrometeorološki zavod Republike Hrvatske, Zagreb.

Meteorološki i hidrološki bilten br. 9 (2015). Državni hidrometeorološki zavod Republike Hrvatske, Zagreb.

Morales, E. A., Manoylov, K. M. (2009). *Mayamaea cahabaensis* sp. nov. (Bacillariophyceae), a new freshwater diatom from streams in the southern United States. Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia, 158 (1): 49–59.

Morin, S., Cordonier, A., Lavoie, I., Arini, A., Blanco, S., Duong, T. T., Tornés, E., Bonet, B., Corcoll, N., Faggiano, L., Laviale, M., Pérès, F., Becares, E., Coste, M., Feurtet-Mazel, A., Fortin, C., Guasch, H., Sabater, S. (2012). Consistency in diatom response to metal-contaminated environments. In: Guasch, H., Ginebreda, A., Geiszinger, A. (eds.). Emerging and priority pollutants in rivers. Springer Berlin Heidelberg, pp. 117–146.

Morin, S., Duong, T.T., Dabrin, A., Coynel, A., Herlory, O., Baudrimont, M., Delmas, F., Durrieu G., Schafer, J., Winterton, P., Blanc, G., Coste, M. (2008). Long-term survey of heavy-metal pollution, biofilm contamination and diatom community structure in the Riou Mort watershed, SouthWest France. Environmental Pollution, 151: 532–542.

Moss, B. (1977). Adaptations of epipelic and epipsammic freshwater algae. Oecologia, 28: 103–108.

Navarro-Ortega, A., Acuña, V., Bellin, A., Burek, P., Cassiani, G., Choukr-Allah, R., Dolédec, S., Elosegi, A., Ferrari, F., Ginebreda, A., Grathwohl, P., Jones, C., Rault, P.K., Kok, K., Koundouri, P., Ludwig, R.P., Merz, R., Milacic, R., Munoz, I., Nikulin, G., Paniconi, C., Paunović, M., Petrović, M., Sabater, L., Sabaterb, S., Skoulikidis, N.T., Slob, A., Teutsch, G., Voulvoulis, N., Barcelo, D. (2015). Managing the effects of multiple stressors on aquatic ecosystems under water scarcity. The GLOBAQUA project. Science of the Total Environment, 503: 3–9.

Ndiritu, G. G., Gichuki, N. N., Triest, L. (2006). Distribution of Epilithic Diatoms in Response to Environmental Conditions in an Urban Tropical Stream, Central Kenya. Biodiversity and Conservation, 15 (10): 3267–3293.

Newall, P., Walsh, C.J. (2005). Response of epilithic diatom assemblages to urbanization influences. Hydrobiologia, 532: 53–67.

Novais, M. H. B. D. C. (2011). Estudo das diatomáceas bênticas em sistemas lóticos de Portugal Continental. PhD Thesis, Universidade de Évora, 50 pp.

Obušković, Lj. D. (1979). Pojava „vodenog cveta" vrste *Stephanodiscus astrea* var. *minutula* (Kg.) Grun. u Savskom jezeru kod Beograda. Biosistematika, 5 (2): 127–138.

Obušković, Lj., Kalafatić, V. (1979). Ispitivanje planktona Morave u uslovima pojačanog zagađenja. Prethodno saopštenje. Drugi Kongres ekologa Jugoslavije, Zagreb, str. 1889–1903.

Obušković, Lj., Kalafatić, V., Marković, L. (1985). Višegodišnja ispitivanja kvaliteta vode reke Save u regionu Beograda na osnovu planktona kao bioindikatora. „Zaštita voda '85 ", Sarajevo. Knjiga 1:109–112.

Obušković, Lj., Marković, L. (1987) Fitoplankton i saprobiološke karakteristike reke Save u 1984. Rijeka Sava, Zaštita i korišćenje voda '87, Zagreb. Zbornik radova, pp. 426–431.

Obušković, Lj., Masliković, M. (1997). Studies of phytoplankton and some chemical parameters of the river Danube waters at river section km 1162–1115. Archives of Biological Sciences, 49: 37–42.

Pascher, A. (1921). Uber die einstimmungen zwischen Diatomeen, Heterokonten und Chrysomonaden. Berichte der Deutsch Botanisches Gesellschaft, 39: 236–240.

Passy, S. (2007). Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. Aquatic Botany, 86: 171–178.

Patrick, R. (1971). The effects of increasing light and temperature on the structure of diatom communities. Limnology and Oceanography, 16 (2): 405–421.

Patrick, R., Crum, B., Coles, J. (1969). Temperature and manganese as determining factors in the presence of diatom or blue-green algal floras in streams. Proceedings of the National Academy of Sciences, 64 (2): 472–478.

Paunović, M. (2007). Struktura zajednica makroinvertebrata kao indikator tipova tekućih voda Srbije. Doktorska disertacija. Univerzitet u Beogradu, Biološki faluktet, 218 str.

Peterson, C. G. (1996). Response of benthic algal communities to natural physical disturbance. In: Stevenson, R. J., Bothwell, M. L., Lowe, R. L. (eds.). Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems. Academic Press, San Diego, CA., pp. 375-402.

Poikane, S., Kelly, M., 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.

Popovic, A., Djodjevic, D., Polic, P. (2001). Trace and major element pollution originating from coal ash suspension and transport processes. Environment International, 26 (4): 251–255.

Potapova, M., Charles, D. F. (2003). Distribution of benthic diatoms in US rivers in relation to conductivity and ionic composition. Freshwater Biology, 48 (8): 1311–1328.

Potapova, M.G., Charles, D.F. (2002). Benthic diatoms in USA rivers: distributions along spatial and environmental gradients. Journal of Biogeography, 29 (2): 167–187.

Predojević, D. (2017). Procena ekološkog statusa reke Zasavice na osnovu algoloških parametara. Doktorska disertacija. Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet, 329 str.

Pregled hidroloških razmer površinskih voda v Sloveniji (2011). Poročilo o monitoringu za leto 2011. Agencija Republike Slovenije za okolje, Ljubljana.

Pregled hidroloških razmer površinskih voda v Sloveniji (2012). Poročilo o monitoringu za leto 2012. Agencija Republike Slovenije za okolje, Ljubljana.

Pregled hidroloških razmer površinskih voda v Sloveniji (2014). Poročilo o monitoringu za leto 2014. Agencija Republike Slovenije za okolje, Ljubljana.

Pregled hidroloških razmer površinskih voda v Sloveniji (2015). Poročilo o monitoringu za leto 2015. Agencija Republike Slovenije za okolje, Ljubljana.

Prygiel, J. Coste, M. (1993). The assessment of water quality in the Artois Picardie water basin (France) by the use of diatom indices. Hydrobiologia, 269/270: 343–349.

Prygiel, J., Carpentier, P., Almeida, S., Coste, M., Druart, J.-C., Ector, L., Guillard, D., Honoré, M. A., Iserentant, R., Ledgeanck, P., Lalanne-Cassou, C., Lesniak, C., Mercier, I., Moncaut, P., Nazart, M., Nouchet, N., Peres, F., Peeters, V., Rimet, F., Rumeau, A., Sabater, S., Straub, F., Torrisi, M., Tudesque, L., v.d. Vijver, B., Vidal, H., Vizinet, J., Zydek, N. (2002). Determination of the biological diatom index (IBD NF T 90-354): results of an intercalibration exercise. Journal of Applied Phycology, 14: 19–26.

Prygiel, J., Coste, M. (2000). Guide méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées. Agences de l'Eau—Cemagref, Bordeaux, 178 pp.

Prygiel, J., Leveque, L., R. Iseretant (1996). Un nouvel indice diatomique pratique pour l'evaluation de la qualité des eaux en réseau de surveillance. Revue des Sciences de l'Eau, 9: 97–113.

Pujin, V., Stojković, S., Dukuć, N., Miljanović, B., Maletin, S., Sekulić, A. Todorović, I. (1999). Hidrobionti – pokazatelji kvaliteta vode reke Tise. 28. Konferencija o aktuelnim problemima zaštite voda "Zaštita voda '99", Soko Banja, str. 230–242.

Rimet, F., Bouchez, A. (2012). Biomonitoring river diatoms: implications of taxonomic resolution. Ecological indicators, 15 (1): 92–99.

Rott, E., Hofmann, G., Pall, K., Pfister, P., Pipp, E., (1997). Indikationslisten für Aufwuchsalgen, Teil 1: Saprobielle Indikation. Bundesministerium für Land- und Forstwirt-schaft, Wien.

Rott, E., Pfister, P., Van Dam, H., Pipp, E., Pall, K., Binder, N., Ortler, K. (1999). Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 2: Trophieindikation sowie geochemische Präferenz, taxonomische und toxikologische Anmerkungen. Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Wien.

Round, F. E. (1990). Diatom communities their response to changes in acidity. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences, pp. 243–249.

Round, F. E. (1991). Diatoms in river water-monitoring studies. Journal of Applied Phycology, 3 (2): 129–145.

Round, F. E., Lee, K. (1989). Studies on freshwater Amphora species IV. The Amphora epiphytic on other diatoms. Diatom Research, 4 (2): 345–349.

Round, F.E., Crawford, R.M., Mann, D.G. (1990). The Diatoms. Biology and Morphology of the Genera. Cambridge University press, Cambridge, 747 pp.

Ruck, E. C., Theriot, E. C. (2011). Origin and evolution of the canal raphe system in diatoms. Protist, 162 (5): 723–737.

Rumeau, A., M. Coste (1988). Initiation à la systématique des diatomées d'eau douce. Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture, 309: 1–69.

Ržaničanin, A. M., Cvijan, M. V., Krizmanić, J. (2005). Phytoplankton of the Tisa river. Archives of Biological Sciences, 57 (3): 223–235.

Sabater, S. (2000). Diatom communities as indicators of environmental stress in the Guadiamar River, SW. Spain, following a major mine tailings spill. Journal of Applied Phycology, 12 (2): 113–124.

Sava River Basin Analysis Report (2009). International Sava River Basin Commission, Zagreb, Croatia, 289 pp. http://www.savacommission.org/publication

Sava River Basin Management Plan (2013). Background paper No. 1. Surface water bodies in the Sava River Basin. International Sava River Basin Commission, Zagreb, Republic of Croatia, 90 pp.

Sava River Basin Management Plan (2014). International Sava River Basin Commission, Zagreb, Republic of Croatia, 240 pp.

Schöll, F., Birk, S., Böhmer, J. (2012). XGIG Large River Intercalibration Exercise – WFD Intercalibration Phase 2: Milestone 6 Report., 73 pp.

Schwarz, U. (2016). Sava White Book. The River Sava: Threats and Restoration Potential. Radolfzell/Wien: EuroNatur/Riverwatch, 144 pp.

Shannon, C.E. (1948). A mathematical theory of communication. Bell System Technical Journal, 27: 379–423.

Shapiro, S.S., Wilk, M.B., Chen, H.J. (1968). A comparative study of various tests for normality. Journal of the American Statistical Association, 63 (324): 1343–1372.

Simić B. S., Karadžić R. V., Cvijan V. M., Vasiljević M. B. (2015). Algal Communities Along the Sava River. In: Milačić R., Ščančar J., Paunović M. (eds.). The Handbook of Environmental Chemistry Vol. 31: The Sava River. Springer Berlin Heidelberg. pp 229–248.

Simić, B. S., Đorđević, N., Mitrović, A. (2016): Diversity of algae in protected natural habitats – the Mlava springhead and the Krupaj springhead. 2nd International Symposium on Nature Conservation "Nature Conservation-experiences and perspectives", Book of Proceedings, Institute for nature Conservation of Vojvodina Province, Novi Sad, pp. 105–119.

Simić, B. S., Simić, M. V. (2012). Ekologija kopnenih voda. Hidrobiologija I. Drugo izdanje.Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet i Univerzitet u Kragujevcu, Prirodno-matematički fakultet. Zemun. Alta Nova, 295 str.

Simić, S., Pantović, N. (2010). Observations on the rare alga *Thorea hispida* (Thore) Desvaux (Rhodophyta) from Serbia. Cryptogamie Algologie, 31 (3): 343–353.

Simić, S.B., Đorđević, N.B., Vasiljević, B.M. (2014). New record of red alga *Thorea hispida* (Thore) Desvaux (Rhodophyta) in the River Sava (Sremska Mitrovica, Serbia). Water Research and Management, 4 (1): 47–51.

Simonović, P., Piria, M., Zuliani, T., Ilić, M., Marinković, N., Kračun-Kolarević, M., Paunović, M. (2017). Characterization of sections of the Sava River based on fish community structure. Science of the Total Environment, 574: 264–271.

Sims, P. A., Mann, D. G., Medlin, L. K. (2006). Evolution of the diatoms: insights from fossil, biological and molecular data. Phycologia, 45 (4): 361–402.

Sládecěk, V. (1986). Diatoms as indicators of organic pollution. Acta Hydrochimica et Hydrobiologia, 14 (5): 555–566.

Smucker, N. J., Vis, M. L. (2010). Using diatoms to assess human impacts on streams benefits from multiple-habitat sampling. Hydrobiologia, 654 (1): 93–109.

Soininen, J., Paavola, R., Muotka, T. (2004). Benthic diatom communities in boreal streams: community structure in relation to environmental and spatial gradients. Ecography, 27 (3), 330–342.

Stal, L.J. (2010). Microphytobenthos as a biogeomorphological force in intertidal sediment stabilization. Ecological Engineering, 36: 236–245.

StatSoft Inc. (2001). STATISTICA for Windows, version 6.0. www.statsoft.com

Steinberg, C., Schiefele, S. (1988). Biological indication of trophy and pollution of running waters. Wasser Abwasser–Forsch, 21: 227–234.

Steinman, A. D. (1996). Effects of grazers on freshwater benthic algae. In: Stevenson, R. J., Bothwell, M. L., Lowe, R. L. (eds.). Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems. Academic Press, San Diego, CA., pp. 341–373.

Steinman, A. D., McIntire, C. D., Gregory, S.V., Lamberti, G. A., Ashkenas, L. R. (1987). Effects on herbivore type and density on taxonomic strucure and physiognomy of algal assemblages in laboratory streams. Journal of North American Benthological Society, 6: 175–188.

Stevenson, R. J. (1984). Epilithic and epipelic diatoms in the Sandusky River, with emphasis on species diversity and water pollution. Hydrobiologia, 114 (3): 161–175.

Subakov-Simić, G., Cvijan, M. (2004). *Didymosphenia geminata* (Lyngb.) M. Schmidt (Bacillariophyta) from the Tisa River (Serbia) – its distribution and specific morphological and ecological characteristics. Algological Studies, 114 (1): 53–66.

Szabó, K., Kiss, K. T., Taba, G., 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.

Ter Braak, C.J. (1987). The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis, in Theory and models in vegetation science. Springer Netherlands, pp. 69–77.

Tiffany, M. A., Lange, C. B. (2002). Diatoms provide attachment sites for other diatoms: a natural history of epiphytism from southern California. Phycologia, 41 (2): 116–124.

TNMN Yearbook (2004). Water quality in the Danube River Basin – 2004. International Commission for the Protection of the Danube River, 36 pp.

Trábert, Z., Tihamér Kiss, K., Várbíró, G., Dobosy, P., Grigorszky, I., Ács, É. (2017). Comparison of the utility of a frequently used diatom index (IPS) and the diatom ecological guilds in the ecological status assessment of large rivers. Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie, 189 (2): 87–103.

Tuchman, N. C. (1996). The role of heterotrophy in algae. In: Stevenson, R. J., Bothwell, M. L. and Lowe, R. L. (eds.). Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems. Academic Press, San Diego, CA., pp. 229–319.

Tuchman, N. C., Stevenson, J. R. (1991). Effects of Selective Grazing by Snails on Benthic Algal Succession. Journal of North American Benthological Society, 10 (4): 430–443.

Urošević, V. (1994). Alge visokoplaninskih jezera Siriničke strane Šar-planine. Doktorska disertacija. Univerzitet u Prištini.

Van Dam, H., Mertens, A., Sinkeldam, J. (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. Aquatic Ecology, 28 (1): 117–133.

Van Dam, H., Padisák, J., Kovács, C. (2005). BQE Report Phytobenthos, Ecosurv, Ministry of Environment and Water, Hungary, EuropeAid/114951/D/SV/2002-000-180-04-01-02-02, 54 pp.

Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 37 (1): 130–137.

Várbíró, G., Borics, G., Csányi, B., Fehér, G., Grigorszky, I., Kiss, K.T., Tóth, A., Ács, É. (2012). Improvement of the ecological water qualification system of rivers based on the first results of the Hungarian phytobenthos surveillance monitoring. Hydrobiologia, 695 (1): 125–135.

Vasiljević B., Krizmanić J., Ilić M., Marković V., Tomović J., Zorić K., Paunović M. (2014). Water quality assessment based on diatom indices – small hilly streams case study. Water Research and Management, 4 (2): 31–35.

Vasiljević, B., Simić, S. B., Paunović, M., Zuliani, T., Krizmanić, J., Marković, V., Tomović, J. (2017). Contribution to the improvement of diatom-based assessments of the ecological status of large rivers–The Sava River Case Study. Science of The Total Environment, 605-606: 874–883.

Vidaković, D. (2013). Procena ekološkog statusa reke Raške na osnovu epilitskih silikatnih algi. Master rad. Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet, Beograd.

Vidmar, J., Zuliani, T., Novak, P., Drinčić, A., Ščančar, J., Milačič, R. (2016). Elements in water, suspended particulate matter and sediments of the Sava River. Journal of Soils and Sediments, pp. 1–11.

Vilbaste, S. (2004). Application of diatom indices in the evaluation of the water quality in Estonian streams. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology and Ecology, 53 (1): 37–51.

Vinson, D. K., Rushforth, S. R. (1989). Diatom species composition along a thermal gradient in the Portneuf River, Idaho, USA. Hydrobiologia, 185 (1): 41–54.

Vrzel, J., Vuković-Gačić, B., Kolarević, S., Gačić, Z., Kračun-Kolarević, M., Kostić, J., Aborgiba, M., Farnleitner, A., Reischer, G., Linke, R. ,Paunović, M., Ogrinc, N. (2016). Determination of the sources of nitrate and the microbiological sources of pollution in the Sava River Basin. Science of the Total Environment, 573: 1460–1471.

Wallin, M., T. Wiederholm, R. K. Johnson (2003). Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. CIS Working Group 2 (3), 93 pp.

Washington, H. G. (1984). Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. Water Research, 18 (6): 653‒694.

Watanabe, T., Asai, K., Houki, A. (1990). Numerical simulation of organic pollution in flowing waters. Encyclopedia of Environmental Control Technology, Vol. 4. Hazardous Waste Containment and Treatment. P. N. Cheremisinoff., Gulf Publishing Company Houston, pp. 251–284.

Werner, P., Adler, S., Dreßler, M. (2016). Effects of counting variances on water quality assessments: implications from four benthic diatom samples, each counted by 40 diatomists. Journal of Applied Phycology, 28 (4): 2287‒2297.

Werner, P., Köhler, J. (2005). Seasonal Dynamics of Benthic and Planktonic Algae in a Nutrient-Rich Lowland River (Spree, Germany). International review of hydrobiology, 90 (1): 1‒20.

WFD (2000). Water Framework Directive **-** Directive of European Parliament and of the Council 2000/60/EC – Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. European Union, the European Parliament and Council, Luxembourg.

WFD CIS Guidance Document No 13. (2005). Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC). Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

WFD CIS Guidance Document No 2. (2003). Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC). Identification of Water Bodies. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

Whitton, B. A., Ellwood, N. T. W., Kawecka, B. (2009). Biology of the freshwater diatom *Didymosphenia*: a review. Hydrobiologia, 630 (1): 1–37.

Wu, N., Schmalz, B., Fohrer, N. (2010). Distribution of phytoplankton in a German lowland river in relation to environmental factors. Journal of Plankton Research, 33 (5): 807–820.

Yendle, P. W., MacFie, H. J. (1989). Discriminant principal components analysis. Journal of chemometrics, 3 (4): 589–600.

Zelinka, M., Marvan, P. (1961). Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fliessender Gewässer. Arch. Hydrobiol, 57: 389–407.

Ziemann, H., Nolting, E., Rustige, K. H. (1999). Bestimmung des Halobienindex. Biologische Gewässeruntersuchung. Methoden der Biologischen Gewässeruntersuchung, 2: 310–313.

Гавриловић, Љ., Дукић, Д. (2014). Реке Србије. Друго издање. Завод за уџбенике, Београд, 227 стр.

Денић, Љ., Чађо, С., Ђурковић, А., Новаковић, Б., Допуђа-Глишић, Т., Вељковић, Н., Стојановић, З., Миловановић, Ј., Домановић, М. (2015). Статус површинских вода Србије. Анализе и елементи за пројектовање мониторинга. Министарство пољопривреде и заштите животне средине, Агенција за заштиту животне средине, Београд, 232 стр.

Нацрт плана управљања водама за слив реке Дунав (2014). Институт за водопривреду „Јарослав Черни”, Београд. Министарство пољопривреде и заштите животне средине, 202 стр.

Резултати испитивања квалитета површинских и подземних вода за 2011. годину (2011). Агенција за заштиту животне средине, 633 стр.

Симић, С., Пауновић, М. Пантовић, Н., Симић, В. (2010). Фитобентос. У: Пауновић, М., Симоновић, П., Симић, В., С. Симић (едит.). Дунав кроз Србију – Друго заједничко истраживање реке Дунав. Републичка дирекција за воде, Београд, стр. 157–182.

Симоновић, С., Пауновић, М, Атанацковић, А., Васиљевић, Б., Симић, С., Петровић, А., Симић., В. (2010). Квалитет воде и оцена хемијског и еколошког статуса Дунава и његових притока према резултатима „Другог заједничког истраживања реке Дунав”. У: Пауновић, М., Симоновић, П., Симић, В. и С. Симић (едит.). Дунав кроз Србију – Друго заједничко истраживање реке Дунав. Републичка дирекција за воде, Београд, стр. 303-320.

Службени гласник Републике Србије 30/2010. Закон о водама.

Службени гласник Републике Србије 74/2011. Правилник о параметрима еколошког и хемијског статуса површинских вода и параметрима хемијског и квантитативног статуса подземних вода.

Службени гласник Републике Србије 96/2010. Правилник о утврђивању водних тела површинских и подземних вода.

Хидролошки годишњак – квалитет вода (2010). Републички хидрометеоролошки завод Србије.

Хидролошки годишњак (2011). Површинске воде за 2010. годину. Републички хидрометеоролошки завод Србије, Београд.

Хидролошки годишњак (2012). Површинске воде за 2011. годину. Републички хидрометеоролошки завод Србије, Београд.

Хидролошки годишњак (2013). Површинске воде за 2012. годину. Републички хидрометеоролошки завод Србије, Београд.

Хидролошки годишњак (2015). Површинске воде за 2014. годину. Републички хидрометеоролошки завод Србије, Београд.

Хидролошки годишњак (2016). Површинске воде за 2015. годину. Републички хидрометеоролошки завод Србије, Београд.