

ZAJEDNICA MAKROZOOBENTOSA POD ANTROPOGENIM PRITISCIMA U VELIKIM RIJEKAMA

Ćuk, Renata

Doctoral thesis / Doktorski rad

2023

Degree Grantor / Ustanova koja je dodijelila akademski / stručni stupanj: **University of Zagreb, Faculty of Science / Sveučilište u Zagrebu, Prirodoslovno-matematički fakultet**

Permanent link / Trajna poveznica: <https://um.nsk.hr/um:nbn:hr:217:295566>

Rights / Prava: [In copyright](#) / [Zaštićeno autorskim pravom.](#)

Download date / Datum preuzimanja: **2024-11-04**



Repository / Repozitorij:

[Repository of the Faculty of Science - University of Zagreb](#)





Sveučilište u Zagrebu

PRIRODOSLOVNO-MATEMATIČKI FAKULTET
BIOLOŠKI ODSJEK

Renata Ćuk

**ZAJEDNICA MAKROZOOBENTOSA POD
ANTROPOGENIM PRITISCIMA U
VELIKIM RIJEKAMA**

DOKTORSKI RAD

Zagreb, 2023.



University of Zagreb

FACULTY OF SCIENCE
DEPARTMENT OF BIOLOGY

Renata Ćuk

**BENTHIC MACROINVERTEBRATE
ASSEMBLAGES UNDER
ANTHROPOGENIC STRESS IN LARGE
RIVERS**

DOCTORAL THESIS

Zagreb, 2023

Ovaj je doktorski rad izrađen na Zoologijskom zavodu Prirodoslovno-matematičkog fakulteta, pod vodstvom prof. dr. sc. Marka Miliše, u sklopu Sveučilišnog poslijediplomskog doktorskog studija Biologije pri Biološkom odsjeku Prirodoslovno-matematičkog fakulteta Sveučilišta u Zagrebu.

Sveučilište u Zagrebu
Prirodoslovno-matematički fakultet
Biološki odsjek

Doktorski rad

ZAJEDNICA MAKROZOOBENTOSA POD ANTROPOGENIM PRITISCIMA U VELIKIM RIJEKAMA

RENATA ČUK

Biološki odsjek, Prirodoslovno-matematički fakultet, Sveučilište u Zagrebu
Rooseveltov trg 6, 10 000 Zagreb

Brojni pritisci kojima su izložene biološke zajednice u rijekama uključuju organsko opterećenje vode i eutrofikaciju, onečišćenje sedimenta, hidromorfološku degradaciju i utjecaj alohtonih invazivnih vrsta, što je naročito izraženo na velikim nizinskim rijekama. Cilj ove disertacije je bio utvrditi utjecaj navedenih pritisaka na zajednicu makrozoobentosa u hrvatskim velikim rijekama (Mura, Drava, Sava i Dunav). Istraživanje je provedeno u razdoblju 2015. - 2016. godine na 49 mjernih postaja. Utvrđeno je da svi analizirani pritisci imaju utjecaj na sastav i strukturu zajednice makrozoobentosa što se očituje kroz mjerljive vrijednosti pojedinih bioloških metrika. Najveći utjecaj na strukturiranje zajednica imaju alohtone vrste. Procjena hidromorfološkog stanja na temelju makrozoobentosa kroz modul opća degradacija daje relativno pouzdane rezultate. U svrhu procjene organskog opterećenja i eutrofikacije na temelju makrozoobentosa formiran je multimetrički indeks.

(350 stranica / 42 slike / 64 tablice / 854 literaturnih navoda / jezik izvornika: hrvatski)

Ključne riječi: pritisci / organsko opterećenje / eutrofikacija / hidromorfologija / alohtone vrste / kakvoća vode / multimetrički indeks /

Mentor: prof. dr. sc. Marko Miliša

Ocjenjivači: prof. dr. sc. Jasna Lajtner; prof. dr. sc. Sanja Gottstein; dr. sc. Ivan Vučković; zamjena: izv. prof. dr. sc. Krešimir Žganec

University of Zagreb

Doctoral thesis

Faculty of Science

Division of Biology

**BENTHIC MACROINVERTEBRATE ASSEMBLAGES UNDER
ANTHROPOGENIC STRESS IN LARGE RIVERS**

RENATA ČUK

University of Zagreb, Faculty of Science, Department of Biology, Division of Zoology,
Rooseveltov trg 6, Zagreb, Croatia

Biological assemblages in rivers are exposed to numerous pressures including organic loading and eutrophication, sediment pollution, hydromorphological degradation and the influence of non-indigenous species, which all especially applies to large lowland rivers. The aim of this dissertation was to determine the impact of the aforementioned pressures on the benthic macroinvertebrate assemblages in large rivers in Croatia (Sava, Mura, Danube and Drava). The research was conducted in the period 2015 - 2016 at 49 sampling stations. It was found that all study pressures have impacts on the benthic macroinvertebrate assemblages which is reflected in the measurable values of certain biological metrics. Non-indigenous species have the greatest influence on the structuring of assemblages. The assessment of hydromorphological status based on the benthic macroinvertebrates through the general degradation module provides reliable results. For the purpose of assessing organic load and eutrophication based on benthic macroinvertebrates, a multimetric index was formed.

(350 pages / 42 figures / 64 tables / 854 references / original in: Croatian)

Key-words: stressors / organic load / eutrophication / hydromorphology / non-indigenous species / water quality / multimetric index /

Supervisor: Professor Marko Miliša, PhD

Reviewers: Professor Jasna Lajtner, PhD; Professor Sanja Gottstein, PhD; Ivan Vučković, PhD; replacement: Associate Professor Krešimir Žganec, PhD

Životopis mentora: **Prof. dr. sc. Marko Miliša**

Marko Miliša rođen je 6. lipnja 1978. godine u Zagrebu gdje je završio osnovnu i srednju školu (XV. Gimnaziju). Godine 1996. upisao je studij biologije (smjer: ekologija), a diplomirao u lipnju 2001. godine. Doktorirao je 11. lipnja 2007. Od rujna 2001. godine zaposlen je u Zoologijskom zavodu Biološkog odsjeka Prirodoslovno-matematičkog fakulteta. Od srpnja 2023. godine je redoviti profesor u Zoologijskom zavodu Biološkog odsjeka PMF-a.

Na Biološkom odsjeku nastavno djeluje na kolegijima Beskralježnjaci, Invertebrata, Zoologija 2, Načela metodologije znanstvenog rada, Istraživački zadaci u nastavi biologije, Znanstvena komunikacija (uveo je ova dva kolegija), Energetika ekosustava, Načela i metodologija znanstvenog rada u znanostima o okolišu te dvjema terenskim nastavama za studente 2. godine preddiplomskih studija biologije i znanosti o okolišu. Na poslijediplomskom studiju je sunositelj kolegija Stupanj trofije i protok energije u ekosustavu. Bio je mentor 13 diplomskih radova, 11 završnih radova, a 1 studentski rad nagrađen je Rektorovom nagradom. Trenutno vodi 4 doktorske disertacije.

Područje znanstveno-istraživačkog rada dr. sc. Marka Miliše je slatkovodna ekologija, posebno krških ekosustava. Istražuje fenomen osedranja te procese transporta i raspodjele energije u krškim akvatičkim sustavima i njihovu spregu s funkcionalnim ustrojem zajednica dna. Posebno se posvetio procesima koji povezuju kopnene i vodene ekosustave. U trenutnoj fazi svog djelovanja bavi se istraživanjem globalnih promjena u presušujućim vodenim ekosustavima. Dr. sc. Marko Miliša do sada je u koautorstvu ukupno objavio 41 znanstveni rad, od toga 30 u časopisima koje citira baza Web of Science (34 Scopus). Prema WoS bazi 19 je objavljeno u časopisima s natprosječnim čimbenikom odjeka; 12 radova u prvom kvartilu, 9 radova objavljeno je u časopisima koji su unutar 10 % najboljih časopisa u predmetnoj kategoriji u bazi Web of Science, od kojih je dr. sc. Marko Miliša glavni autor na dva. Radovi su prema bazi Web of Science citirani ukupno 558 puta uz h-indeks 13, a prema Scopus bazi 627 puta, uz h-indeks je 15.

Marko Miliša je u koautorstvu objavio dva sveučilišna udžbenika i tri poglavlja u knjizi, a urednik je dvije znanstvene knjige. Sudjelovao je u koautorstvu na preko 60 priloga na znanstvenim skupovima, od toga je osobno prezentirao 17. Održao je 4 pozvana predavanja (3 plenarno) na međunarodnim skupovima i jedno na domaćem skupu. Marko

Miliša sudjelovao je na Erasmus+ obrazovnom projektu, a trenutno je u H2020 projektu kao glavni istraživač u Hrvatskoj. Bio je nacionalni koordinator COST akcije EU. Voditelj je niza međunarodnih kao i domaćih projekata, kako edukacijskih tako i znanstveno-stručnih.

Član je Hrvatskog biološkog društva, National Geographic Society, Hrvatskog ogranka međunarodnog vijeća za velike elektroenergetske sustave (Cigre) te Hrvatskog udruženja slatkovodnih ekologa čiji je bio osnivač i predsjednik u dva mandata. Aktivno sudjeluje u znanstvenim i organizacijskim odborima međunarodnih znanstvenih kongresa od čega je najvažnije istaknuti da je bio predsjednik organizacijskog odbora 11th European Symposium for Freshwater Sciences (SEFS11) 2019. godine u Zagrebu.

Bio je član i voditelj niza odsječkih tijela i povjerenstava, a trenutno je član Povjerenstva za poslijediplomski studij Biološkog odsjeka.

Zahvaljujem:

Mentoru Prof. dr. sc. Marku Miliši na strpljenju i korisnim savjetima

Izv. prof. dr. sc. Krešimiru Žganecu na pomoći u determinaciji i obradi podataka, na korisnim savjetima i vječitom entuzijazmu

kolegama iz Instituta „Josip Juraj Strossmayer“ (bivši Glavni vodnogospodarski laboratorij Hrvatskih voda), a naročito Lidiji Kladarić, Simani Milović, Krešimiru Maldiniju i Andrei Marinović Ruždjak

Luki Blažekoviću na pomoći u terenskom radu

Dr. sc. Ivanu Vučkoviću i čitavoj ekipi iz Elektroprojekta na hidromorfološkim podacima

Dr. sc. Svjetlani Dekić na pomoći u izolaciji i determinaciji

Dr. sc. Ani Atanacković na pomoći u determinaciji

Prof. dr. sc. Mladenu Kučiniću na korisnim savjetima i moralnoj podršci obitelji i prijateljima na razumijevanju i beskrajnoj podršci

Posvećujem roditeljima

Sadržaj

1. UVOD	1
1.1. Ciljevi istraživanja.....	3
1.2. Temeljne hipoteze	4
2. LITERATURNI PREGLED	5
2.1. Makrozoobentos (bentoski makrobekralježnjaci).....	5
2.2. Vodeni okoliš i najvažniji makronutrijenti.....	8
2.2.1. Ugljik (C)	8
2.2.2. Dušik (N).....	10
2.2.3. Fosfor (P)	12
2.3. Pritisci (stresori).....	13
2.3.1. Alohtone vrste	16
2.3.2. Onečišćenje vode.....	21
2.3.3. Siltacija i onečišćenje sedimenta.....	25
2.3.4. Hidromorfološki pritisci	29
2.4. Multimetrički indeks (MMI)	33
2.5. Prirodne značajke Republike Hrvatske	37
2.5.1. Panonsko-peripanonska Hrvatska	38
2.6. Hidrografija i vodna područja Republike Hrvatske	38
2.6.1. Vodno područje rijeke Dunav	40
3. MATERIJALI I METODE	46
3.1. Područje istraživanja	46
3.2. Prikupljanje i analiza prikupljenih podataka	50
3.2.1. Voda	50
3.2.2. Sediment.....	51
3.2.3. Hidromorfološke značajke	53
3.2.4. Makrozoobentos	55
3.3. Obrada podataka i provedba statističkih analiza	58
3.3.1. Voda	58
3.3.1. Makrozoobentos	58
3.3.2. Pritisak 1: Alohtone vrste.....	60
3.3.3. Pritisak 2: Onečišćenje vode	62
3.3.4. Pritisak 3: Onečišćenje sedimenta.....	64

3.3.5. Pritisak 4: Hidromorfološka degradacija.....	66
4. REZULTATI	68
4.1. Fizikalno-kemijski pokazatelji vode i stanje voda	68
4.2. Zajednice makrozoobentosa i stanje voda.....	78
4.2.1. Zajednice makrozoobentosa.....	78
4.2.2. Stanje voda na temelju makrozoobentosa	83
4.2.3. Makrozoobentos i biološke metrike	85
4.3. Pritisak 1: Alohtone vrste.....	87
4.3.1. Alohtone vrste i indeksi biokontaminacije	87
4.3.2. Alohtone vrste, biokontaminacija i okolišne varijable	97
4.3.3. Alohtone vrste, biokontaminacija i biološke metrike.....	104
4.4. Pritisak 2: Onečišćenje vode	108
4.4.1. Postojeći način procjene stanja vode na temelju makrozoobentosa.....	108
4.4.2. Novi multimetrički indeks.....	110
4.4.3. Validacija novog multimetričkog indeksa.....	117
4.5. Pritisak 3: Onečišćenje sedimenta.....	118
4.5.1. Kemijski pokazatelji u sedimentu i stanje sedimenta.....	118
4.5.2. Kemijski pokazatelji u sedimentu i makrozoobentos.....	125
4.6. Pritisak 4: Hidromorfološka degradacija.....	130
4.6.1. Značajke supstrata	130
4.6.2. Hidromorfološko stanje velikih rijeka (Sava, Mura, Dunav, Drava) prema metodi EN 15843:2010.....	136
4.6.3. Hidromorfološko stanje i makrozoobentos	142
4.6.4. Evaluacija postojeće metode za ocjenu hidromorfološke degradacije na temelju makrozoobentosa.....	148
4.6.5. Hidromorfološko stanje i biološke metrike	151
4.7. Makrozoobentos u okolišu s višestrukim pritiscima	152
5. RASPRAVA.....	154
5.1. Pritisak 1: Alohtone vrste.....	154
5.1.1. Alohtone vrste i indeksi biokontaminacije	154
5.1.2. Alohtone vrste, biokontaminacija i okolišne varijable	158
5.1.3. Alohtone vrste, biokontaminacija i biološke metrike.....	161
5.2. Pritisak 2: Onečišćenje vode	165
5.2.1. Postojeći način procjene kakvoće vode na temelju makrozoobentosa	165
5.2.2. Novi multimetrički indeks.....	168

5.3. Pritisak 3: Onečišćenje sedimenta.....	172
5.3.1. Kemijski pokazatelji u sedimentu	172
5.3.2. Kemijski pokazatelji u sedimentu i makrozoobentos.....	177
5.4. Pritisak 4: Hidromorfološka degradacija.....	181
5.4.1. Značajke supstrata i makrozoobentos.....	182
5.4.2. Hidromorfološko stanje istraživanih mjernih postaja prema metodi EN 15843:2010	187
5.4.3. Hidromorfološko stanje i makrozoobentos	190
5.4.4. Evaluacija postojeće metode za ocjenu hidromorfološke degradacije na temelju makrozoobentosa.....	193
5.4.5. Hidromorfološko stanje i biološke metrike	194
5.5. Makrozoobentos u okolišu s višestrukim pritiscima	197
6. ZAKLJUČCI	199
7. LITERATURA	202
8. PRILOZI.....	262

POPIS KRATICA (abecednim redom):

ACI (engl. *Abundance Contamination Index*) – brojčani udio stranih vrsta u zajednici

Akal – Mineralno mikrostanište sastavljeno od finih do srednje velikih čestica u koritu tekućice veličine 0,2 do 2 cm; šljunak

AKA% – udio svojta makrozoobentosa koje preferiraju akal u podlozi

ALP% – udio svojta makrozoobentosa koje preferiraju akal, lital i psamal u podlozi

AQEM (engl. *The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates*) – projekt koji se provodio u Europi u razdoblju 2000. – 2002. godine s ciljem razvoja i testiranja integriranog sustava procjene ekološke kakvoće potoka i rijeka diljem Europe korištenjem makrozoobentosa

ASPT (engl. *Average Score Per Taxon*) – indeks koji ukazuje na prosječnu procijenjenu vrijednost tolerancije na onečišćenje svih svojti unutar zajednice, a izračunava se dijeljenjem BMWP-a s brojem svojti zastupljenih u uzorku.

BEK (engl. *Biological Quality Element*) – biološki element kakvoće, sastavnica vodenog ekosustava koja se može mjeriti pokazateljima kao što su sastav svojti i biomasa, a biološki je indikator promjena u vodenom ekosustavu u odnosu na referentne uvjete.

BMWP (engl. *Biological Monitoring Working Party*) – indeks koji ukazuje na toleranciju svojta bentoskih beskralježnjaka na onečišćenje, a temelji se na bodovima između 1 i 10 koji se dodjeljuju pojedinim svojtama beskralježnjaka na temelju njihove tolerancije na onečišćenje, pri čemu se najosjetljivijima na onečišćenje dodjeljuje najveći broj bodova.

CCA (engl. *Canonical Correspondence Analysis*) – kanonička analiza podudarnosti

CPOM (engl. *Coarse Particulate Organic Matter*) – krupno partikulirana organska tvar

DEP (engl. *Good Ecologic Potential, GEP*) – dobar ekološki potencijal

DOC (engl. *Dissolved Organic Carbon*) – otopljeni organski ugljik

EPT% – udio pripadnika skupina Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera

ER (engl. *Ecoregion*) – ekoregija

FPOM (engl. *Fine Particulate Organic Matter*) – fino partikulirana organska tvar

HMS (engl. *Habitat Modification Survey*) – procjena modifikacije staništa; indeks koji kvantificira vrstu i opseg umjetnih obilježja, odnosno stupanj promjene određene značajke

HMWB (engl. *Heavily Modified Water Body*) – jako izmijenjeno vodno tijelo

HQA (engl. *Habitat Quality Assessment*) – procjena kakvoće staništa; indeks koji kvantificira raznolikost prirodnih značajki

HRIS – hrvatski indikatorski saprobni sustav

HR-SI – hrvatski saprobni indeks

ICPDR (engl. *International Commission for the Protection of the Danube River*) – međunarodna komisija za zaštitu rijeke Dunav

IPCC (engl. *Intergovernmental Panel on Climate Change*) – međuvladin panel o klimatskim promjenama

IUCN (engl. *International Union for Conservation of Nature*) – međunarodna unija za očuvanje prirode

JDS (engl. *Joint Danube Survey*) – zajedničko istraživanje Dunava, projekt s ciljem prikupljanja podataka o elementima kakvoće vode duž cijele duljine rijeke Dunav i njegovih glavnih pritoka.

Ksilal (xylal) – organsko mikrostanište u koritu tekućice koje se sastoji od odumrlih drvenih ostataka, grana i korijenja.

Lital (lithal) – mineralno mikrostanište koje uključuje kameni supstrat raznih frakcija, > 2 cm; stijene, oblutci, valutice, šljunak

MEP (engl. *Maximum Ecological Potential*) – maksimalni ekološki potencijal

MMI (engl. *Multi-Metric Index*) – multimetrički indeks

NIMS (engl. *Non-Indigenous Macroinvertebrate Species*) – alohtone vrste makrozoobentosa

ODV EU (engl. *Water Framework Directive, WFD*) – Okvirna direktiva o vodama

OEK (engl. *Ecological Quality Ratio, EQR*) – omjer ekološke kakvoće; prosječna vrijednost omjera ekološke kakvoće pojedinačnih pokazatelja/indeksa.

P-B indeks – Pantle-Buck saprobni indeks

PBI (tal. *Indice Biotico Esteso, IBE*) – Prošireni Biotički Indeks

PCA (engl. *Principal Component Analysis*) – analiza glavnih komponenata

POC (engl. *Particulate Organic Matter*) – partikulirana organska tvar

PSA% – udio vrsta makrozoobentosa koje preferiraju psamal (pijesak) u podlozi

Psamal (psammal) – mineralno mikrostanište u koritu tekućice sastavljeno od pijeska veličine čestica od 0,063 do 2 mm; pijesak

RCC (engl. *River Continuum Concept*) – koncept riječnog kontinuuma

RCI (engl. *Richness Contamination Index*) – taksonomski udio stranih vrsta u zajednici

RDA (engl. *Redundancy Analysis*) – analiza kanoničke redundancije

RFI (engl. *River Fauna Index*) – indeks riječne faune; indeks koji se koristi u procjeni hidromorfološkog stanja/opće degradacije na osnovu makrozoobentosa

RHS (engl. *River Habitat Survey*) – istraživanje riječnih staništa; metoda koja se koristi za procjenu hidromorfološkog stanja

SBCI (engl. *Site-specific Biocontamination Index*) – indeks biokontaminacije

SMEIH_{VR} (engl. *Slovenian multimetric index for assessing the hydromorphological impact on benthic invertebrates in large rivers*) – slovenski multimetrički indeks za procjenu utjecaja hidromorfoloških značajki na makrozoobentos u velikim rijekama.

SI (engl. *Saprobic Index*) – saprobni indeks

SIHM (Slovenian hydromorphological assessment methodology) – slovenska metodologija procjene hidromorfoloških značajki

TOC (engl. *Total Organic Carbon*) – ukupni organski ugljik

1. UVOD

Svi oblici života na Zemlji vezani su za vodu koja je prostorno i vremenski neravnomjerno raspoređen resurs. Shodno tome i život na Zemlji je nejednako raspoređen, a posebno je to vidljivo u raspodjeli i aktivnosti ljudske vrste. Ljudske aktivnosti ovise o vodnim resursima, a poljoprivreda, urbanizacija i gospodarski razvoj dovode do velikog porasta potrebe za vodom u 20. i 21. stoljeću. Da bi se te potrebe namirile, uslijed ljudskih intervencija dolazi i do ugrožavanja vodnih resursa te vodnoga okoliša što se može odraziti na ljudsko zdravlje i dobrobit, ali i u još većoj mjeri na održivost ekosustava.

Danas su slatkovodni ekosustavi općenito jedni od najugroženijih staništa na Zemlji (Dudgeon i sur., 2006). To se posebno odnosi na velike nizinske rijeke koje su znatno izmijenjene zbog izloženosti raznim antropogenim pritiscima tijekom proteklih nekoliko stoljeća (Urbanič, 2012). Navedeni pritisci uključuju ispuštanje industrijskih i komunalnih otpadnih voda i rashladnih voda, proizvodnju električne energije, plovidbu, komercijalni ribolov, vodozahvate, korištenje zemljišta, zaštitu od poplava i dr. (Stanner i Bordeau, 1995; Schinegger i sur., 2012; Schöll i sur., 2005; Reid i sur., 2019).

Desetljećima se najvećim pritiskom na vodene ekosustave smatralo organsko onečišćenje, uglavnom podrijetlom iz komunalnih otpadnih voda. Taj je pritisak bio osobito izražen u drugoj polovici 20. stoljeća u Europi; međutim, kakvoća vode u zemljama zapadne i srednje Europe znatno se poboljšala posljednjih desetljeća, ponajviše zahvaljujući izgradnji uređaja za pročišćavanje otpadnih voda s drugim i trećim stupnjem pročišćavanja tako da je postalo jasno da i drugi pritisci utječu na kakvoću vode i staništa. Europski i svjetski slatkovodni ekosustavi desetljećima su izloženi djelovanju mnoštva različitih pritisaka kao što su: eutrofikacija (obogaćivanje nutrijentima), organsko opterećenje, hidromorfološke promjene, prisustvo sve većeg broja alohtonih vrsta, teški metali, pesticidi, hormoni, antibiotici, farmaceutici, mikroplastika i mnoga druga zagađivala (EEA 2018). Međutim, unatoč svjesnosti o štetnom utjecaju navedenih pritisaka, tek relativno nedavno je nekima od njih dana važnost i putem zakonske regulative.

Okvirna direktiva o vodama Europske unije (ODV EU) (European Commission, 2000) krovni je propis na području gospodarenja vodama u zemljama Europske unije koja obuhvaća površinske, podzemne, prijelazne i priobalne vode. Glavni ciljevi ODV EU su spriječiti daljnje pogoršanje te zaštititi i poboljšati stanje vodenih ekosustava, odnosno postići barem dobro

stanje za sve površinske vode (Uredba o standardu kakvoće voda, NN 96/19, 20/23). Klasifikacijski sustav kakvoće površinskih voda uključuje pet klasa: vrlo dobru, dobru, umjerenu, lošu i vrlo lošu. Vrlo dobro stanje definirano je kao biološko, kemijsko i hidromorfološko stanje bez ili s vrlo niskim ljudskim utjecajem. Najbolje stanje koje se može postići je „referentno stanje“, a uvjeti koji tamo vladaju su „referentni uvjeti“ i oni su specifični za svaki vodni tip. Ocjena kakvoće temelji se na opsegu odstupanja od tih uvjeta. Dobro stanje znači „malo“ odstupanje, umjereno stanje znači „umjereno“ odstupanje itd. Upravljanje vodama provodi se razvojem integriranih i koordiniranih planova upravljanja riječnim slivovima za sva europska vodna tijela (European Commission, 2000).

Stanje površinskih voda utvrđeno je ocjenom ekološkog stanja i kemijskog stanja vodnih tijela. Klasifikacija ekološkog stanja provodi se na temelju bioloških kao glavnih, te hidromorfoloških, fizikalno-kemijskih te kemijskih elemenata kakvoće kao podržavajućih, čime se u prvi plan stavljaju živi organizmi koji integriraju brojne pritiske kojima su izloženi u svojem vodenom okolišu i otkrivaju dugoročne promjene kakvoće vode i staništa. Dakle, varijacije u sastavu i strukturi skupina vodenih organizama u tekućim vodama mogu ukazivati na razne pritiske (Rosenberg i Resh, 1993; Alba-Tercedor, 1996; Birk i sur., 2012a). Stoga korištenje bioloških elemenata kakvoće ima značajne prednosti u usporedbi s tradicionalnim metodama, gdje su se najčešće koristili fizikalni i kemijski pokazatelji za procjenu kakvoće vode koji odražavaju samo točkasto, odnosno trenutno onečišćenje.

U tu svrhu ODV EU preporuča korištenje različitih skupina vodenih organizama, odnosno bioloških elemenata kakvoće (BEK) - makrozoobentosa, riba, makrofita, bentoskih dijatomeja i fitoplanktona (European Commission, 2000; Springe i sur., 2006). Svaki od bioloških elemenata kakvoće pruža određeni odgovor na neki od pritisaka pa je tako dobro poznato da makrozoobentos dobro odražava stupanj organskog opterećenja, dijatomeje stupanj eutrofikacije, ribe stupanj hidromorfoloških promjena (European Commission, 2000).

Pod utjecajem pritisaka kojemu je vodeni sustav izložen, događaju se znatne promjene u biološkim zajednicama: duž gradijenta toka, gustoća i biomasa pojedinih vrsta, kao i ukupna gustoća i biomasa zajednice, pokazuju karakteristične trendove, npr. što je pritisak veći, to su bentoske zajednice sve siromašnije, a karakterizirane su vrstama koje su sve tolerantnije na reducirajuće uvjete i toksičnost (npr. Tagliapietra i sur., 2012). Međutim, pritisci uglavnom djeluju istovremeno i, posljedično, stanje biološke zajednice odražava kumulativni učinak svih stresora (Ormerod i sur., 2010; Hering i sur., 2015; Birk i sur., 2020; Lemm i sur., 2020; Urbanič i sur., 2020).

U Europi se ekološko stanje redovito procjenjuje u okviru najintenzivnijeg svjetskog programa biološkog praćenja na više od 100 000 vodnih tijela (EEA 2018). Europska agencija za okoliš (2018) je izvijestila o stanju vodnih tijela pri čemu 57 % rijeka, 44 % jezera, 40 % obalnih voda i 66 % prijelaznih voda nije postiglo dobro ekološko stanje. Više od 50 % europskih vodnih tijela pod utjecajem je više od jednog pritiska dok je svega 18 % vodnih tijela površinskih voda bez utvrđenih pritisaka (EEA 2018).

S obzirom na nezgodoljavajuće stanje voda u zemljama članicama i novcima koji se izdvajaju za mjere ublažavanja, od iznimne je važnosti da rezultati procjene kakvoće voda iz programa sustavnog praćenja površinskih voda (monitoringa) budu pouzdani kako bi osobe koje upravljaju vodama mogli donositi ispravne odluke u vezi s mjerama obnove.

1.1. Ciljevi istraživanja

Ova doktorska disertacija ima za cilj istražiti utjecaj antropogenih pritisaka na makrozoobentos na četiri velike rijeke u Republici Hrvatskoj (Dunav, Sava, Drava i Mura) sa sljedećim ciljevima:

- Utvrditi prisutne svojte s posebnim naglaskom na alohtone vrste
- Utvrditi stupanj biokontaminacije stranim vrstama
- Utvrditi stanje vode na istraživanim mjernim postajama obzirom na opterećenje organskim tvarima i nutrijentima
- Izraditi multimetrički indeks za procjenu stanja vode s obzirom na organsko opterećenje i eutrofikaciju na temelju makrozoobentosa
- Utvrditi stupanj onečišćenja sedimenta nutrijentima i metalima te ispitati utjecaj na makrozoobentos
- Ispitati utjecaj hidromorfoloških promjena na makrozoobentos
- (Pr)ocijeniti/vrednovati trenutnu metodu za procjenu hidromorfološke degradacije na temelju makrozoobentosa
- Utvrditi pritisak s najvećim utjecajem na strukturu makrozoobentosa

1.2. Temeljne hipoteze

Glavne hipoteze ovog istraživanja su:

- U velikim rijekama RH prisutan je velik udio alohtonih vrsta makrozoobentosa od kojih neke vrste još nisu zabilježene
- Alohtone invazivne vrste makrozoobentosa utječu na metode procjene stanja voda na temelju makrozoobentosa
- Organsko opterećenje i eutrofikacija u vodi nisu glavni pritisak u velikim rijekama
- Onečišćenje sedimenta je značajniji čimbenik pritiska od organskog opterećenja i eutrofikacije u vodi
- Hidromorfološki pritisak je značajniji čimbenik pritiska od organskog opterećenja i eutrofikacije u vodi
- Svi ispitivani pritisci imaju utjecaj na strukturiranje zajednice makrozoobentosa

2. LITERATURNI PREGLED

2.1. Makrozoobentos (bentoski makrobekralježnjaci)

Makrozoobentos, odnosno bentoski makrobekralježnjaci rasprostranjeni su na svim kontinentima, osim na Antarktici, i čine važnu ekološku komponentu tekućih vodenih ekosustava (Wetzel, 2001). U kopnenim vodama Europe živi preko 10 000 vrsta (Schmidt-Kloiber i Hering, 2015). U tekućicama, makrozoobentos zauzima podloge na dnu (Hauser i Resh, 2017; Moog i sur., 2018). Neke skupine, uglavnom kukci, samo dio života provode u kopnenim vodama dok odrasli stadij provode na kopnu.

Na distribuciju, zastupljenost i produktivnost bentoskih organizama utječu sljedeće odrednice: a) okolnosti u prošlosti koje su omogućile naseljavanje; b) fiziološka ograničenja vrste u svim njezinim životnim ciklusima; c) dostupnost energetskih resursa i d) sposobnost organizma da podnose kompeticiju, predaciju i parazitizam (Reynoldson, 1983; Hutchinson, 1996).

Makrozoobentos ima važnu ulogu u kruženju hranjivih tvari u slatkovodnim ekosustavima (Merritt i sur., 1984; Leslie i Lamp, 2019), a bitan su dio hranidbenih mreža budući da su gotovo svi makrobekralježnjaci potencijalni izvor hrane za veće životinje kao što su ribe i ptice (Vannote i sur., 1980; McDowal, 1990; Johnson i sur., 1993; Callisto i sur., 2001).

Sastav zajednica razlikuje se među regijama, ali i lokalno između različitih vodnih tipova (Bailey, 1983; Lake i sur., 2007; Johnson i Hering, 2009). Uvjeti u lotičkim sustavima u kojima obitava makrozoobentos rezultat su kombinacije prirodnih i antropogenih čimbenika. Iako katkad ostaje nejasno koji su to razlozi i načini koji okolišnu varijablu čine relevantnom za prisutnost i brojnost makrozoobentosa, postoji prevladavajući stav o skupu varijabli koje djeluju na više prostornih i vremenskih skala koje zajedno čine većinu relevantnih pokretača okoliša (eng. *environmental drivers*) za zajednice makrozoobentosa (Verdonschot i sur., 1998; Feld i Hering, 2007; Friberg, 2010; Verberk i sur., 2012; Vileneuve i sur., 2018). Temperatura vode, režim kisika, brzina protoka, sastav i dostupnost hrane i kakvoća staništa smatraju se glavnim prediktorima sastava zajednice i distribucije makrozoobentosa te su stoga i najčešće proučavani okolišni čimbenici.

Temperatura vode je svakako jedan od najznačajnijih čimbenika koji utječe na strukturu zajednice budući da su bentoski makrobekralježnjaci ektotermni organizmi (Verberk i sur., 2011). Posljedično, temperatura ima dominantnu ulogu u njihovom rastu i metabolizmu (Briers

i sur., 2004), odnosno u reguliranju njihovog životnog ciklusa (npr. Chadwick i Feminella, 2001; Durance i Omerod, 2007). Kisik otopljen u vodi je bitan za metabolizam svih aerobnih vodenih organizama. Najveći broj lotičkih makrobeskralježnjaka izravno ovisi o otopljenom kisiku u vodi, budući da često posjeduju škrge ili druge sustave za podvodno disanje (Verberk i sur., 2016). S porastom temperature smanjuje se topljivost kisika u vodi što znači da su ova dva pokazatelja u korelaciji. Međutim, topljivost kisika u vodi ovisi i o drugim varijablama kao što su salinitet, nadmorska visina, struja vode, organsko opterećenje i potrošnja od strane vodenih organizama (Verberk i sur., 2011). Dinamika distribucije kisika u kopnenim vodama osnova je za razumijevanje distribucije, ponašanja i rasta vodenih organizama s obzirom na to da snažno utječe na topljivost hranjivih tvari (Wetzel, 2001), a posljedično i na organsku produkciju u vodotoku (Giller i Malmquist, 1998). Novija meta-analiza ukazuje na ključnu ulogu otopljenog kisika na bioraznolikost makrozoobentosa za razliku od temperature koja nije toliko dobar prediktor (Croijmans i sur., 2021). Protok vode je pokazatelj u ekosustavima tekućica koji je doveo do velikih morfoloških i bihevioralnih prilagodbi makrozoobentosa s obzirom na kretanje, pričvršćivanje, skrivanje, hranjenje i razmnožavanje (Cummins, 1992; Vogel, 1994). Tok vode i njegova brzina interaktivno utječu na stanište vodotoka, rasprostranjenost organizama, njihovo stjecanje bitnih resursa, kompeticiju unutar vrste i među vrstama te učinkovitost predatorstva (Wetzel, 2001). Vrsta i veličina supstrata također je važan prirodni čimbenik u strukturiranju zajednice makrozoobentosa (Cummins i Lauff, 1969; Hynes, 1970; Reice, 1980), s obzirom na to da sediment zajedno sa svojim međuprostorima predstavlja mikrostanište mineralnog supstrata za životinje. Veća se raznolikost i brojnost makrozoobentosa povezuje s dijelovima vodotoka s krupnijim supstratom, a posebno kada je supstrat prekriven makrofitskom vegetacijom dok znatno manju raznolikost i brojnost nalazimo na supstratu s finijim frakcijama (Allan, 1995; Leitner i sur., 2021). Beisel i sur. (2000) ističu da je bogatstvo faune makrozoobentosa veće na mjestima s heterogenim supstratom (sastavljenim od više vrsta supstrata), za razliku od homogenog supstrata, što se može objasniti prisutnošću većeg broja niša i skloništa za makrozoobentos (Erman i Erman, 1984; O'Connor, 1991; Mackay, 1992). Prisutnost i brojnost perifitona (algi) koji predstavlja izvor hrane također utječe na kolonizaciju makrozoobentosa (Lamberti i Resh, 1983; Robinson i sur., 1990).

Distribucija faune unutar vodotoka je izrazito heterogena, što je djelomično rezultat promjenjivih zahtjeva za ishranu, rast i reprodukciju. Na ove zahtjeve snažno utječu promjene u supstratu i vodenom stupcu iznad njega na sezonskoj osnovi (npr. promjene u sadržaju kisika i u unosu žive i mrtve organske tvari). Bentoski organizmi ili posjeduju adaptivne mehanizme

da se nose s tim promjenama, ili ulaze u faze mirovanja dok se ne vrte fiziološki prihvatljiviji uvjeti, ili migriraju u staništa s povoljnijim uvjetima ili pak ugibaju. Adaptivne sposobnosti bentoskih životinja na dinamiku okolišnih pokazatelja temeljne su za njihovu distribuciju, rast i produktivnost te reproduktivni potencijal.

Prema konceptu riječnog kontinuuma (engl. *River Continuum Concept* – RCC), u lotičkim ekosustavima trofički sastav zajednice makrozoobentosa mijenja se duž vodotoka zbog postupnih promjena okolišnih uvjeta i dostupnosti resursa. Unosi alohtone organske tvari smanjuju se nizvodno, dok se autohtona primarna proizvodnja povećava. Kao posljedica toga, mijenjaju se udjeli sakupljača, usitnjivača, strugača i predatora, kao i omjer bruto primarne produktivnosti i disanja zajednice (Vannote i sur., 1980).

Sastav i struktura zajednice makrozoobentosa odražavaju dugoročno stanje ekoloških uvjeta s obzirom da su relativno dugog životnog vijeka (De Pauw i Hawkes, 1994; Tachet i sur., 2002), odnosno, različiti pritisci kojima su izloženi mogu dovesti do strukturnih i funkcionalnih promjena u njihovim zajednicama (npr. Schäfer, 2019; Leitner i sur., 2021). Zahvaljujući relativno dobrom poznavanju ekoloških zahtjeva, odnosno odgovora na različite okolišne varijable i stresore, makrozoobentos se smatra jednim od najboljih pokazatelja staništa i kakvoće vode u tekućicama (Metcalf, 1989; Wright i sur., 2000; Hering i sur., 2004a; Ollis i sur., 2006). Zbog navedenog, a uz dodatne povoljne značajke kao što su široka rasprostranjenost, brojnost, relativno velika veličina, slaba pokretljivost, jednostavnost uzorkovanja i relativno laka identifikacija, makrozoobentos je među najpopularnijim i najčešće korištenim pokazateljima u biološkim metodama za procjenu stanja površinskih voda (Hellawell, 1986; Metcalf, 1989; Rosenberg i Resh, 1993; Metcalf-Smith, 1996; Kazancı i sur., 1997, Reece i Richardson, 2000; Friberg i sur., 2006; Birk i sur., 2012a). Od uvođenja ODV 2000. godine, makrozoobentos predstavlja jedan od pet bioloških elemenata kakvoće koji se koriste u procjeni ekološkog stanja europskih vodenih ekosustava.

Makrozoobentos uključuje sljedeće taksonomske skupine: Porifera (spužve), Bryozoa (mahovnjaci), Hydrozoa (obrubnjaci), Turbellaria (virnjaci), Nematoda (oblići), Nematomorpha (strunaši), Oligochaeta (maločetinaši), Polychaeta (mnogočetinaši), Hirudinea (pijavice), Gastropoda (puževi), Bivalvia (školjkaši), Collembola (skokuni), Hydrachnidia (vodene grinje), Copepoda (veslonošci), Cladocera (rašljoticalci), Isopoda (jednakonošci), Amphipoda (rakušci), Mysida, Decapoda (desetonošci), Ephemeroptera (vodencvjetovi), Trichoptera (tulari), Plecoptera (obalčari), Diptera (dvokrilci), Odonata (vretenca), Coleoptera (kornjaši), Megaloptera (muljari), Heteroptera (raznokrilci) i Lepidoptera (leptiri).

2.2. Vodeni okoliš i najvažniji makronutrijenti

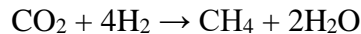
U svrhu što boljeg razumijevanja biogeokemijskih procesa u rijekama, rijeke i njihove doline trebale bi se smatrati hidrološki integriranom komponentom krajolika, a ne ih dijeliti na kopnene i vodene dijelove (Fisher i sur., 2004). Važnost međudjelovanja između geomorfologije, ekologije i hidrologije, te posljedice za biogeokemijske procese sada su prepoznate u širokom rasponu prostornih i vremenskih razmjera (Trimmer i sur., 2012). U propusnim slivovima, podzemna vertikalna i bočna izmjena između riječne vode, podzemne vode i priobalne zone i/ili poplavne ravnice unosi i iznosi organsku tvar, kisik i hranjive tvari što uvelike naglašava važnost samih graničnih područja (ekotona). Jedan od takvih „dinamičnih ekotona“ je površina sedimenta ili neposredno ispod nje gdje se pokreću i odvijaju ciklusi ključnih biotičkih elemenata (C, H, N, P, S) što podiže produktivnost sustava (Gilbert i sur., 1990; Baker i sur., 2000). Većina istraživanja usredotočuje se na jednu hranjivu tvar (obično N ili C) i na sudbinu te tvari u rijeci ili tijekom njenog privremenog prolaska kroz hiporeičnu zonu. Međutim, u novije se vrijeme naglašava međusobna veza elemenata u njihovom kruženju.

2.2.1. Ugljik (C)

Ugljik je temeljni element svih organskih spojeva. U vodenim se ekosustavima ugljik nalazi u dvije operativno definirane frakcije: topljivi organski ugljik (engl. *dissolved organic carbon* - DOC) i partikulirani organski ugljik (engl. *particulate organic carbon* - POC). Svježi POC s visokim sadržajem organske tvari taloži se na površinu sedimenta i postupno se zatrpava dodatnim svježim sedimentom na vrhu pa se sadržaj partikuliranog organskog ugljika smanjuje s dubinom zbog kinetički kontroliranog raspadanja organske tvari.

Kruženje ugljika u slatkovodnim ekosustavima (jezerima, potocima i rijekama) nedavno je ponovno privuklo zanimanje s obzirom na to da su revizije globalnog proračuna ugljika istaknule značajan doprinos koji slatkovodni ekosustavi daju globalnom ciklusu ugljika, unatoč njihovoj relativno maloj veličini (Cole i sur., 2007; Battin i sur., 2008, 2009; Tranvik i sur., 2009). Procjenjuje se da se blizu 3 Pg C god⁻¹ transportira, mineralizira i zakopava u kopnenim vodama, što je usporedivo s količinama ugljika koje proizlaze iz antropogene emisije CO₂ na kopnu, također od ~3 Pg C god⁻¹ (Cole i sur., 2007; Battin i sur., 2009). Osim toga, pažnja se skreće i na značajnu ulogu koju kopnene vode imaju u globalnom proračunu metana (CH₄), pri čemu su emisije CH₄ iz kopnenih voda usporedive s količinama CH₄ na kopnu; no uloga rijeka

u ovoj emisiji CH₄ u kopnene vode ostaje slabo definirana (Tranvik i sur., 2009; Bastviken i sur., 2011). Proces stvaranja metana (metanogeneza) može se napisati jednadžbom:



Metan se stvara u anaerobnim uvjetima i najčešće je koncentriran u sedimentu ispod vodene vegetacije i rubnim dijelovima s pojačanom sedimentacijom, a najmanje koncentracije su u valutičastom sedimentu u „otvorenoj” vodi. Potencijal ukupnog riječnog sedimenta da stvara metan je znatno veći od mogućnosti emisije putem makrofita pa tako cca 94 % metana nikad ne izađe iz sedimenta nego se u aerobnim uvjetima oksidira u CO₂.

Zbog toga se, u svrhu potpunog razumijevanja ciklusa ugljika na Zemlji, svakako treba uključiti i tok ugljika kroz kopnene slatke vode pri čemu je potrebno razmotriti lateralnu razmjenu ugljika između glavnog riječnog kanala, poplavnih nizina, obalnih područja i rubnih močvara te kako ta izmjena modulira i transformira transport ugljika od sliva do obale (Cole i sur., 2007; Battin i sur., 2009).

Tranvik i sur. (2009) smatraju da se oko 50 % od ~ 3 Pg C god⁻¹ prenesenih u kopnene vode (jezera, potoke i rijeke) s kopna gubi kao CO₂, ~ 20 % je zakopano u sedimentu, a oko 30 % se unosi rijekama u more. Unos alohtonog ugljika je stoga ključan za produktivnost rijeka, potoka i mnogih jezera (Meyer, 1989; Cole i Caraco, 2001; Gray i sur., 2001; Richey i sur., 2002; Tank i sur., 2010).

Povećanje učestalosti i jačine oborina i oluja, kao manifestacije klimatskih promjena, mogle bi kroz povećanu eroziju povećati unos ugljika u rijeke iz kopnenih sustava što može objasniti neke od izraženih gubitaka organskog ugljika iz tla diljem Ujedinjenog Kraljevstva (Bellamy i sur., 2005), uz istovremeno povećanje koncentracije otopljenog organskog i anorganskog ugljika u jezerima i rijekama (Jones i sur., 2001; Worrall i sur., 2004; Evans i sur., 2005).

Svakako postoji potreba za boljim razumijevanjem biogeokemije ugljika u rijekama, ali ugljik ne kruži izolirano (Hill i sur., 2000; Arango i Tank, 2008; Böhlke i sur., 2009; Manzoni i sur., 2010). Poznati, ali vjerojatno pojednostavljeni Redfieldov omjer govori nam da primarna proizvodnja zahtijeva uravnotežen protok C i makro hranjivih tvari N i P u omjeru od 106C:16N:1P (Redfield, 1934).

Intersticij bentala i hiporeik se ponašaju kao reaktivno sito ili filter kroz koje tekuća voda nosi čestice i otopljene tvari. Tamo gdje je riječno korito propusno, uvučene suspendirane čestice i otopljeni materijal mogu se prenijeti u korito jakim silaznim tokovima kako bi se taložili i

obrađivali na dubini (Findlay, 1995; Hatch i sur., 2010). Stoga je sediment žarišna točka za materijal koji nosi rijeka, koncentrirajući i alohtonu i autohtonu organsku tvar (Meyer, 1989; Boulton i sur., 1998; Webster i sur., 1999; Cole i sur., 2007; Tank i sur., 2010).

Organska tvar u sedimentu predstavlja izvor elektrona (elektrondonor) i tako potiče reakcije respiracije i fermentacije (troše kisik) te nakon što nestane kisika ovi procesi koriste druge prihvatitelje elektrona npr. nitrata i sulfata (elektronakceptor) (Baker i sur., 1999, 2000; Morrice i sur., 2000).

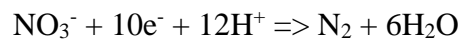
2.2.2. Dušik (N)

Dušik se u slatkovodnim sustavima pojavljuje u brojnim oblicima: otopljeni molekularni N_2 , veliki broj organskih spojeva od aminokiselina, amina, do proteina i otpornih humusnih spojeva niskog sadržaja dušika, amonij (NH_4^+), nitriti (NO_2^-) i nitrati (NO_3^-), a u atmosferu ulazi kroz isparavanje NH_3 (Schlesinger i Hartley, 1992) i mikrobnim proizvodnjom N_2O (Eichner, 1990). N_2O je plin koji pridonosi globalnom zagrijavanju i uništavanju ozona (Vitousek i sur., 1997). Velik dio dušika isparenog u atmosferu ponovno se taloži na kopnu ili na kraju ulazi u vodene ekosustave tako da i atmosfera može biti značajan izvor N i može dati potencijalno velike doprinose eutrofikaciji (Howarth i sur., 1996). Jaworski i sur. (1997) otkrili su da su znatne količine NO_3^- i ukupnog N u rijekama povezani s atmosferskim N koji uglavnom dolazi izgaranjem fosilnih goriva.

Sinteza amonijaka temeljena na Haber-Boschovom procesu je izum koji je ozbiljno promijenio planet (Erisman i sur., 2008) i taj je proces bio osnova za rast svjetske populacije u dvadesetom stoljeću. Primjena dušičnih gnojiva stvara ogromne viškove dušika koji se mogu akumulirati u tlu, erodirati ili ispirati u površinske i podzemne vode, ili ulaziti u atmosferu (Vitousek i sur., 1997), istovremeno uzrokujući višestruke nepovoljne utjecaje na okoliš kao što su eutrofikacija, smanjena bioraznolikost, onečišćeni zrak, emisije stakleničkih plinova i povećani rizici za zdravlje ljudi (Erisman i sur., 2008). Antropogeni dodatak bioraspoloživog dušika biosferi se povećava uzrokujući da više bioraspoloživog N ulazi u podzemne i površinske vode (Johnes i Butterfield, 2002; Galloway i sur., 2004; Buss i sur., 2005; Burgin i Hamilton, 2007; Mulholland i sur., 2008). U SAD-u i Europi, samo 18 % unosa dušika putem gnojiva se može ukloniti, ostavljajući za sobom, u prosjeku, $174 \text{ kg ha}^{-1} \text{ god}^{-1}$ viška dušika (Isermann 1991). Mulholland i sur. (2008) izvješćuju da potoci i rijeke mogu biti važni spremnici za

bioraspoloživi N budući da proračuni N pokazuju da prosječno 20-25 % N dodanog biosferi dopijeva u unutarnja mora ili oceane.

Dušik koji ulazi u površinska vodna tijela kao amonij predstavlja problem za kakvoću vode. Pri visokim pH vrijednostima ravnoteža između amonija i amonijaka pomaknuta je prema toksičnom amonijaku. Nadalje, amonij koji dopijeva u površinska vodna tijela ubrzo se nitrificira; tj. pretvara se u nitrat kroz proces u dva koraka s nitritom kao međuproduktom. Nitrati se uklanjaju iz vodenog okoliša asimilacijom putem biljaka ili mikroba ili respiratornom denitrifikacijom pomoću bakterija. Nitrat se gubi iz vodenog okoliša denitrifikacijom čak i u dobro oksigeniranim sredinama kao što su vodotoci zbog često anaerobne prirode hiporeične zone ili anaerobnih mikromjesta (Hendricks i White, 2000; Mulholland i DeAngelis, 2000; Birgand i sur., 2007). Anaerobni sediment bogat organskom tvari (ugljikom) kakav je karakterističan za poplavna područja ima potencijal za održavanje velikih količina populacije denitrifikacijskih bakterija (Haycock i Burt, 1993). Prema Burtu i sur. (1999) potencijal denitrifikacije općenito raste, s udjelom organske tvari, prema površini tla. Nakon potrošnje kisika, koji je preferirani akceptor elektrona, u procesima mineralizacije organske tvari, nitrati su alternativni akceptor elektrona (Duff i Triska, 2000). Proces denitrifikacije može se napisati jednadžbom:



Površinska vegetacija osigurava lako razgradivi organski ugljik za održavanje denitrifikacijskih bakterija. Denitrifikacijske bakterije najbolje djeluju na spoju anaerobnih i aerobnih zona. Vrsta mikrolokacija sedimenta, stupanj zasićenosti i prisutnost otopljenog organskog ugljika i nitrata ključni su čimbenici koji olakšavaju optimizaciju denitrifikacije u poplavnim područjima. Haycock i Burt (1993) zaključuju da je denitrifikacija najvažniji proces uklanjanja nitrata iz vodenog ekosustava. Procjenjuje se da rijeke denitrificiraju godišnje oko 30 % ukupnog N koji dopijeva u njih, te da su zajedno podzemne vode, jezera i rijeke odgovorne za oko 20 % ukupne globalne denitrifikacije (Seitzinger i sur., 2006; Wollheim i sur., 2008).

Postoje i alternativni procesi transformacije nitrata posredovani mikrobima, uključujući disimilacijsku redukciju nitrata u amonij (DNRA), kemoautotrofnu denitrifikaciju putem oksidacije sumpora ili željeza i anaerobnu oksidaciju amonija (anamoX), kao i procese uklanjanja anorganskih nitrata (Burgin i Hamilton, 2007). Svi oblici otopljenog dušika u površinskim vodnim tijelima podržavaju eutrofikaciju.

Mnoga istraživanja o toksičnosti amonija, nitrita i nitrata u vodi koristila su testove toksičnosti pojedinačnih onečišćivača na različite životinjske vrste (Alcaraz i Espina, 1995; Khatami i sur., 1998; USEPA, 1999; Scott i Crunkilton, 2000) i akutni i kronični učinci dušikovih spojeva utvrđeni su za mnoge vodene organizme (Rubin i Elmaraghy, 1977; Alcaraz i sur., 1999; Schuytema i Nebeker, 1999; Berenzen i sur., 2001). Npr. onečišćenje nitratima u visokim koncentracijama predstavlja izravnu prijetnju zdravlju ljudi i drugim sisavcima i povezuje se s methemoglobinemijom u dojenčadi i toksičnim učincima na stoku (Sandstedt, 1990; Amdur i sur., 1991). Međutim, ono što svakako treba dodatno istražiti su kumulativni toksični učinci amonija, nitrita i nitrata na vodene organizme (Beketov, 2004). Na primjer, toksičnost za rakušca *Gammarus pulex* pojavila se pri koncentracijama 10 puta nižim u okruženju amonija, nitrita i nitrata nego pri izlaganju samom amoniju (Berenzen i sur., 2001), čime dušikovi spojevi postižu sinergistički toksični učinak.

2.2.3. Fosfor (P)

Fosfor je važan biogeni element, sudjeluje u svim metaboličkim procesima organizma u kojima se oslobađa ili nakuplja energija te je osnovni element u izgradnji DNA, RNA, ADP, ATP. U vodene ekosustave P najčešće dolazi erozijom okolnog tla vodom i vjetrom (Hillbricht-Ilkowska i sur., 1995), a porijeklo uključuje mineralizaciju organske tvari koja potječe od truljenja biljaka koje rastu u poplavnoj ravnici, izlučevine stoke koja se uzgaja u okolnom području, fosfatne stijene (slabo topljivih željeznih i kalcijevih fosfata) te deterdžente za pranje rublja i mineralna gnojiva. Nakon ulaska u vodeni ekosustav, P se u obliku fosfata može biološki asimilirati u stanicama ili se imobilizira sorpcijom na glinu i druge komponente tla ili sedimenta (Reddy sur., 1999; Hendricks i White, 2000). Sediment u poplavnim nizinama može sadržavati velike količine vezanog fosfora (SurrIDGE i sur., 2005), te s obzirom na velika adsorpcijska svojstva tla i visoke stope biološkog unosa uvelike se smanjuje mogućnost ulaska P u podzemne vode. Interakcija P sa sedimentom važan je čimbenik koji kontrolira koncentracije otopljenog P u vodenom stupcu.

Slično ciklusu dušika, kruženje P je vrlo složeno jer je povezano s kruženjem drugih elemenata kao što su željezo, aluminij, kalcij i sumpor (Roden i Edmonds, 1997; Reddy i sur., 1999; Hendricks i White, 2000). Fosfat se može taložiti s aluminijem, u tvrdoj vodi može se koprecipitirati s kalcitom, u anaerobnim uvjetima i ekstremno visokim koncentracijama fosfata

i željeza može doći do taloženja vivijanita, a u aerobnim uvjetima fosfat se može imobilizirati stvaranjem željezovih oksid hidroksida (Reddy i sur., 1999).

Pomoću mikroorganizama fosfor se ponovno može mobilizirati, stoga je sediment riječnog korita također važan izvor mobilizacije P.

Povišene koncentracije P smatraju se vodećim uzrokom nepostizanja okolišnih ciljeva ODV u Engleskoj (Agencija za okoliš, 2012) i jednim od glavnih pritisaka na vodna tijela na globalnoj razini (Evans-White i sur., 2013; Jarvie i sur., 2013; Mekonnen i Hoekstra, 2018). Općepoznati štetni učinci povećane koncentracije P i njihovo jasno prepoznavanje rezultirali su njegovom ograničenom upotrebom diljem Europe i SAD-a tijekom posljednjih 20 godina (Bouraaoui i Grizzetti, 2011; Schoumans i sur., 2015), međutim koncentracije i dalje redovito premašuju granice što negativno utječe na širu okolinu (Worrell i sur., 2016; Everall i sur., 2018). Postoji rašireno uvjerenje, koje proizlazi iz teorija razvijenih prije nekoliko desetljeća, da P ograničava primarnu proizvodnju u slatkim vodama (npr. Vollenweider, 1976; Hecky i Kilham, 1988). Međutim, postoje opsežni dokazi iz bioloških testova i korelacijske analize, da i P i N mogu ograničiti primarnu proizvodnju u rijekama (npr. Dodds i Welch, 2000; Francoeur, 2001; Dodds i Smith, 2016; Jarvie i sur., 2018). Zbog svega prethodno navedenog, i N i P treba uzeti u obzir kada se pokušava obnoviti dobro ekološko stanje u rijekama (Dodds i sur., 2012; Dodds i Smith, 2016).

P u vodi se ne smatra izravno toksičnim za ljude i životinje (Amdur i sur., 1991). Svaka toksičnost uzrokovana P u slatkoj vodi je neizravna.

2.3. Pritisaci (stresori)

Pritisak (stresor) se može definirati kao varijabla koja, kao rezultat ljudske aktivnosti, prelazi svoj raspon uobičajenog kolebanja i nepovoljno utječe na pojedinačne svojste, sastav zajednice i funkcioniranje ekosustava (Townsend i sur., 2008).

Razmjeri kojima stresori utječu na zajednice makrozoobentosa kreću se od sliva do lokalnih staništa (Allan i sur., 1997; Fitzpatrick i sur., 2001). Za mjerenje učinaka određenog pritiska i razumijevanje promjena u sastavu vrsta unutar zajednica, potrebno je znati koliko su pojedine vrste osjetljive na određene pritiske. U većini slučajeva relevantne informacije su malobrojne, ograničene ili nisu dostupne; npr. osjetljivost makrozoobentosa na određene otrovne tvari poznata je samo za ograničeni broj vrsta. Stoga se pokušaji predviđanja učinaka onečišćivača

suočavaju s velikim problemom ograničenja podataka (Posthuma i sur., 2002). Problem je utoliko veći jer na mnoge ekosustave istodobno utječu višestruki stresori (Munns, 2006; Niyogi i sur., 2007; Couillard i sur., 2008). Međusobne interakcije stresora mogu biti od velike važnosti u vodenim ekosustavima (Hering i sur., 2015) jer mogu znatno promijeniti očekivane odgovore pojedinih svojti na kombinacije pojedinačnih stresora tako da su posljedice kumulativnih stresora često nepredvidive na temelju poznavanja učinaka pojedinačnih stresora (Preston, 2002; Townsend i sur., 2008). Višestruke interakcije stresora mogu biti aditivne kada je odgovor jednak zbroju učinaka više različitih stresora; sinergističke, gdje je odgovor veći od zbroja pojedinačnih stresora; ili antagonističke, gdje je odgovor manji od zbroja pojedinačnih stresora (Folt i sur., 1999; Coors i de Meester, 2008; Jackson i sur., 2016). Interakcije su specifične prema kombinacijama stresora, vodnom tipu vodotoka i regiji. Razumijevanje mehanizama koji stoje iza ovih interakcija još uvijek je ograničeno (Friberg, 2010; Ormerod i sur., 2010).

Posljedica svih pritisaka kojima je zajednica bila izložena jest izmjena sastava i strukture zajednice, od smanjenja udjela osjetljivih svojti do njihovog potpunog gubitka te, posljedično, naseljavanje drugih, tolerantnijih vrsta (Tagliapietra i sur., 2012). Na taj način nova zajednica može biti vrlo izmijenjena u usporedbi s izvornom (referentnom), kako taksonomski tako i funkcionalno (Usseglio-Polatera i Bournaud, 1989; Marten, 2001). Znatna poboljšanja u kakvoći vode zadnjih desetljeća kao i restauracija staništa omogućili su ponovnu kolonizaciju nekih autohtonih vrsta (Marten, 2001; Bojkova i sur., 2012; Floury i sur., 2013). Međutim, tamo gdje su staništa i uvjeti znatno promijenjeni, odnosno gdje su prisutni i globalni pritisci kao što su klimatske promjene i interakcije s drugim pritiscima, bilo kakva poboljšanja kakvoće vode i staništa ne vode nužno prema referentnom taksonomskom i funkcionalnom sastavu (Marten, 2001). Prema tome, informacije o izvornim zajednicama ne trebaju imati za cilj ponovno postizanje referentnog stanja, što je u velikoj većini slučajeva ionako praktično nemoguće s obzirom na kompleksnost kako samog riječnog sustava tako i spleta antropogenih stresora. Umjesto toga, izvorne bi zajednice trebale dati uvid i pružiti mjerilo za kvantificiranje promjena zajednice (Marten, 2001).

S druge strane, bentoske zajednice koje nastanjuju vodotoke koji nisu bili pogođeni iznimnim i nepovratnim promjenama staništa i dugotrajnim onečišćenjem vode, pokazuju relativno visoku otpornost (Bradt i sur., 1999; Woodward i sur., 2002) pa takve zajednice još uvijek mogu sadržavati većinu ukupnog broja izvornih vrsta makrozoobentosa, ili se takve zajednice mogu relativno uspješno obnoviti izvornim vrstama, iako vrijeme oporavka može biti promjenjivo

(Bradt i sur., 1999; Woodward i sur., 2002). Na otpornost zajednica u velikoj mjeri utječu, između ostalih čimbenika, dostupnost refugija i prostorna povezanost populacija. Otpornost može biti posebno ograničena u fragmentiranim i nepovezanim riječnim sustavima, kao i u potocima koji su izolirani od potencijalne izvorne populacije za ponovnu kolonizaciju (Sedell i sur., 1990; Zwick, 2002).

Europske rijeke, od kojih samo oko 40 % dostiže dobro ekološko stanje (Europska agencija za okoliš, 2018), pod utjecajem su višestrukih pritisaka koji se istovremeno pojavljuju i međusobno djeluju. Prema Dudgeon i sur. (2006) postoji pet glavnih kategorija pritisaka na vodene ekosustave i bioraznolikost:

- prekomjerno iskorištavanje vode,
- onečišćenje vode,
- modifikacija toka,
- uništavanje ili degradacija staništa i
- unos alohtonih invazivnih vrsta.

Pretjerano iskorištavanje rijeka i vodonosnika za navodnjavanje već je ozbiljan problem na mnogim mjestima, posebno u mediteranskoj regiji. U većini zemalja južne Europe, više od 60 % vode se koristi za navodnjavanje (Abellán i sur., 2006) zbog čega ova aktivnost može dovesti do suše i nestanka staništa kopnenih voda (Abellán i sur., 2006; Belmar i sur., 2010) ili do promjena fizičkih i kemijskih karakteristika vode (Velasco i sur., 2006).

Onečišćenje vode zbog različitih vrsta onečišćivača kao što su gnojiva, kanalizacija, teški metali ili pesticidi ozbiljan je problem u cijelom svijetu. Sve veća urbanizacija i industrijalizacija stvaraju različite netočkaste (raspršene) izvore onečišćenja, što za posljedicu ima pogoršanje kakvoće vode u rijekama (Beasley i Kneale, 2003). Mnoga su se istraživanja bavila negativnim učincima različitih onečišćivača na vodenu biotu, što je direktno povezano s gubitkom bioraznolikosti i lošom kvalitetom vode (Lytle i Peckarsky, 2001; Hirst i sur., 2002; Beasley i Kneale, 2003, 2004; Smolders i sur., 2003; Harper i Peckarsky, 2005; Fernández-Díaz i sur., 2008; Song i sur., 2009; Benetti i Garrido, 2010).

Neki od gore navedenih pritisaka bit će zasebno obrađeni u nastavku.

2.3.1. Alohtone vrste

Godine 1999. IUCN je definirao alohtone (neautohtone, strane, egzotične i unesene) vrste kao one koje su ljudi namjerno ili nenamjerno unijeli, izvan svog prošlog ili sadašnjeg prirodnog područja rasprostranjenja i koje posjeduju potencijal širenja (IUCN, 1999). Alohtona vrsta smatra se invazivnom ako je njezina populacija prošla stadij eksponencijalnog rasta i brzo proširuje svoj areal (Occhipinti-Ambrogi i Galil, 2004) ili njezino pojavljivanje uzrokuje ili će vjerojatno uzrokovati ekonomsku ili ekološku štetu ili štetu ljudskom zdravlju (IUCN, 1999). Biološka svojstva/obilježja alohtonih invazivnih vrsta, a koje im omogućuju uspješno širenje su: brz rast, ranija spolna zrelost, visoka plodnost, kratak životni vijek te dobra tolerancija na različite pritiske kojima su izloženi.

Alohtone vrste u nova područja mogu doći prirodnim putem, međutim, većini vodenih vrsta nedostaju sredstva za aktivno širenje u izolirana područja i umjesto toga koriste različite transportne vektore za pasivno širenje (iznimka su leteći kukci i pokretni kralješnjaci) (Havel i Shurin, 2004). Npr. vjetar prenosi osušena jaja slatkovodnih beskralješnjaka koja mogu kolonizirati vodna tijela samo na kratkim udaljenostima od izvorne lokacije (Jenkins i Buikema, 1998; Brendonck i Riddoch, 1999). Prijenos pticama i drugim kralješnjacima moguć je pričvršćivanjem za krzno i perje te održivim klijanjem ili izlijevanjem nakon prolaska kroz probavni trakt (Bilton i sur., 2001). Činjenica da većina biljnih i životinjskih vrsta nije kozmopolitska (Brown i Lomolino, 1998) implicira da je stopa širenja ograničena.

Povećanje globalnog putovanja i trgovine omogućilo je mnogo više putova alohtonim vrstama na velike udaljenosti (Kolar i Lodge, 2000; Padilla i Williams, 2004), a povećana brzina i učinkovitost putovanja povećale su šanse da jedinke stignu žive na nova odredišta. Dokumentirano je da veliki brodovi koji prevoze balastne vode prevoze i stotine vrsta organizama (Carlton i Geller, 1993) i takvi su brodovi vjerojatni izvor 75 % vrsta unesenih u američka Velika jezera od 1970. (Ricciardi i MacIsaac, 2000).

Postupna zamjena autohtone faune makrobekralješnjaka alohtonim, odnosno neautohtonim vrstama makrobekralješnjaka (NIMS) (engl. *non-indigenous macroinvertebrate species*) u velikim europskim rijekama događa se od početka 20. stoljeća (npr. Van den Brink i sur., 1990; Bij de Vaate, 2003). Međusobna povezanost velikih europskih riječnih slivova preko kanala, transporta brodovima, namjernih i nenamjernih unošenja sinergijski je omogućila širenje raspona velikog broja NIMS, od kojih mnoge potječu iz Ponto-Kaspijskog bazena (Jazdzewski, 1980; Bij de Vaate i sur., 2002.; Leuven i sur., 2009). Upravo je otvaranje brodskog kanala Rajna-Majna-Dunav u rujnu 1992. postala važna nova ruta za migraciju Ponto-Kaspijskih vrsta

iz rijeke Dunav na zapad te je procjenjeno da 150 milijuna kubičnih metara vode iz Dunava otječe u rijeku Rajnu svake godine (Tittizer, 1997).

U novije vrijeme primijećena je zamjena ranije uspostavljenih NIMS-a novim masovnim invazivnim vrstama u Rajni (Haas i sur., 2002; Bernauer i Jansen, 2006) i drugim europskim rijekama (npr. Jazdzewski i sur., 2004). Posljedično, većina dijelova velikih europskih rijeka sadrži visok udio alohtonih vrsta kako u smislu brojnosti jedinki tako i taksonomskog sastava (broj vrsta) (Arbačiauskas i sur., 2008, 2011; Arndt i sur., 2009).

Širenje alohtonih invazivnih vrsta se smatra jednom od najvećih prijetnji očuvanju bioraznolikosti vodenih ekosustava (Strayer, 2010; Havel i sur., 2015), a europske velike rijeke su jedne od najpogođenijih njihovim širenjem (Petts i sur., 1993; Tockner i sur., 2009; Strayer i sur., 2014).

Neki od uspostavljenih NIMS-a se šire i postaju invazivni, stoga se njihov utjecaj može tumačiti kao pad ekološke kakvoće koji je posljedica promjena u biološkim, kemijskim i fizičkim svojstvima vodenih ekosustava (Olenin i sur., 2007). Smatra se da samo 10 % (u praksi između 5-20 %) alohtonih vrsta može razviti dovoljno gustu populaciju da se može smatrati štetočinama (Williamson, 1996). Kontinuirani porast unošenja NIMS-a, kako u broju vrsta tako i u putovima unošenja (Nunes i sur., 2015), dodatno će povećati pritisak s otprilike 300 NIMS koji su već zabilježeni u europskim slatkim vodama (Strayer, 2010; Europska agencija za okoliš, 2012). Postoji nedostatak znanja o okolišnim uvjetima u kojima alohtone vrste uspostavljaju populacije u novim staništima i unatoč tako velikom broju alohtonih vrsta, iznenađujuće malo se zna o njihovim ekološkim zahtjevima (npr. odnosu prema fizikalnim i kemijskim pokazateljima vode). Neka su istraživanja ukazala na to da su alohtone invazivne vrste tolerantnije na stres iz okoliša (Karatayev i sur., 2009), a na temelju toga se vjeruje da su staništa pod stresom posljedično sklonija invaziji, odnosno, degradacija okoliša potoka i rijeka može olakšati osjetljivost na invazije (Den Hartog i sur., 1992). Međutim, to još nije dosljedno dokazano u širem rasponu taksonomskih skupina. Povećana tolerancija na onečišćenje također je primijećena kod nekih alohtonih invazivnih vrsta u usporedbi s autohtonim vrstama (npr. Den Hartog i sur., 1992; Dick i Platvoet, 1996; MacNeil i sur., 2000; Karatayev i sur., 2009; Früh i sur., 2012). Utvrđeno je da je maksimalna temperatura jedna od najvažnijih varijabli za uspjeh invazije u potocima, gdje su mnoge autohtone vrste prilagođene niskoj temperaturi vode. Na povišenim temperaturama vode, NIMS, koji su često tolerantni na više temperature (Wijnhoven i sur., 2003; Alonso i Castro-Diez, 2008), mogu učinkovitije nadjačati autohtone vrste. Povećane temperature, kako predviđaju globalne klimatske promjene (IPCC, 2007) potaknut će daljnje invazije (Rahel i Olden, 2008; Bellard i sur., 2013). Osim povećane

maksimalne temperature, i u potocima i u rijekama, napadnuta mjesta su imala i povećane koncentracije klorida i TOC (npr. Grabowski i sur., 2009).

Jedna od najuspješnijih alohtonih invazivnih vrsta je rakušac *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) (engl. *killer shrimp*) čijem širenju je vjerojatno pridonio raznolik spektar ishrane, obzirom da se radi o svejedu koji se hrani biljnim i životinjskim materijalom. Mnoga istraživanja pokazuju da može loviti čitav niz raznih vrsta makrozoobentosa, uključujući autohtone, ali i druge prethodno uspješne invazivne rakušce, kao i riblja jaja i ličinke (Dick i Platvoet, 2000, 2001; Dick, Platvoet i Kelly, 2002; MacNeil i Platvoet, 2005; Castellato i sur., 2006; van Riel i sur., 2006, 2007). Mnogi invazivni školjkaši i rakovi imaju planktonske ličinke koje se lakše transportiraju brodskom balastnom vodom (Morton, 1979; Carlton, 1985; Carlton i Geller, 1993).

Postoje dvije hipoteze kao objašnjenje zašto se alohtone vrste uspjevaju uspješno etablirati, posebno u stresnim staništima: prvo, budući da NIMS imaju veću konkurentsku sposobnost pod pritiscima iz okoliša, mogu nadmašiti autohtone vrste u stresnim staništima. Alternativno, NIMS mogu jednostavno popuniti prazne ekološke niše koje su ostale nakon što su osjetljivije autohtone vrste nestale iz svojih staništa zbog utjecaja raznih stresora (Didham i sur., 2005; MacDougall i Turkington, 2005).

Hipotezu o biotičkoj otpornosti (engl. *biotic resistance*) predložio je Elton (1958), koji je smatrao da je velika raznolikost vrsta zajednice primatelja glavna zapreka za uspjeh invazije. U svojoj biti, otpor domaće zajednice na invaziju alohtonih vrsta povezan je s kompeticijom, predatorstvom i parazitizmom (Elton, 1958; Simberloff, 2011). Većina istraživanja podržava ulogu biotičke otpornosti u smanjenju, a ponekad i eliminiranju invazivnih vrsta u njihovim novim staništima obzirom da novopridošla vrsta ne može doseći kritičnu gustoću potrebnu za stvaranje održive populacije, odnosno, povećava se prag kolapsa zajednice (Downing i sur., 2012). Fizikalno-kemijska i morfološka netaknutost riječnih sustava najbolja su zaštita od invazije alohtonih invazivnih vrsta pa je posljedično i uspjeh invazije negativno koreliran s raznolikošću autohtone zajednice (Xu i sur., 2004; Michelan i sur., 2013).

Neke invazivne vrste su „inženjeri ekosustava“, odnosno, svojim uobičajenim ponašanjem mogu transformirati cijele ekosustave (Strayer, 2012). Primjerice velika gustoća populacija školjkaša raznolike trokutnjače *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) u rijeci Hudson može filtrirati većinu algi iz vodenog stupca, ostavljajući malo hrane za pelagički zooplankton (Strayer, 2010) i povećavajući osvjetljenost za pridnene vaskularne biljke. Prisutnost školjkaša *D. polymorpha* pruža utočište i mogućnosti hrane za invazivne rakušce (Amphipoda). Stoga je vjerojatno da je upravo školjkaš *D. polymorpha* olakšao širenje gore spomenutog invazivnog

rakušca *D. villosus* koji je u gustim kolonijama školjkaša pronašao dodatna utočišta (MacNeil i sur., 2008). Navedena pozitivna interakcija između vrsta koje potječu iz istog područja povećava vjerojatnost uspješnog uspostavljanja stabilnih zajednica i zove se Teorija o invazijskom taljenju (engl. *invasional meltdown theory*) (Simberloff i Van Holle, 1999).

Bitan prvi korak prema predviđanju invazija je identifikacija potencijalne geografske donorske regije (engl. *donor hot spot*). Donorska se regija može identificirati po neproporcionalnom brojčanom doprinosu flori i fauni različitih regija korištenjem ažuriranih popisa vrsta (npr. Mills i sur., 1993, 1996; Cohen i Carlton, 1998). Regije sa sličnom klimom mogu imati veći potencijal za uspješnu razmjenu vrsta, iako su predviđanja temeljena na ovoj pretpostavci imala različit uspjeh (Mack, 1996). Nakon određivanja donorske regije, određuju se potencijalne invazivne vrste koristeći njihove biološke značajke, pri čemu će vrste s visokom genetskom varijabilnošću, širokim granicama tolerancije i prirodnim mehanizmima za brzo širenje najvjerojatnije uspješno kolonizirati veća geografska područja (Ehrlich, 1986; Groves i Burdon, 1986). Najuspješnije invazivne vrste koriste mehanizme širenja koji uključuju ljudsku aktivnost (Morton, 1979, 1997; Ehrlich, 1986; Groves i Burdon, 1986). Pouzdanija predviđanja mogu se napraviti ako se pretpostavi da će invazivne vrste nastaviti invaziju drugdje ako to uvjeti dopuste i ako se pojave prilike (Daehler i Strong, 1993; Carlton, 1996). Danas postoje statistički modeli koji se mogu koristiti za predviđanje budućih prodora alohtonih vrsta i procjenu vjerojatnosti uspostavljanja održivih populacija (Strayer i Dudgeon, 2010; Leatwick i sur., 2016; Perrin i sur., 2021). Takvi modeli trebaju se temeljiti na: a) podacima o pojavljivanju relevantnih alohtonih vrsta u obližnjim vodnim tijelima; b) poznavanju putova, mehanizama i brzine širenja i c) podacima o povezanosti koloniziranih i nenaseljenih vodnih tijela (Sandvick, i sur., 2022).

Negativni ekološki i ekonomski učinci uvedenih NIMS percipiraju se kao „biološko onečišćenje“ (Elliott, 2003). Međutim, budući da je kvantitativne učinke „biološkog onečišćenja“ teško procijeniti (i obično se ne mjere u vodenim ekosustavima), praktičniji pristup je mjerenje „biološke kontaminacije“ (tj. biokontaminacije), pri čemu se pretpostavlja da je učinak NIMS proporcionalan njihovom taksonomskom udjelu (broju vrsta) i brojnosti jedinki u sastavu zajednica (Arbačiauskas i sur., 2008). Potrebno je procijeniti biokontaminaciju vodenog ekosustava jer predstavlja značajan biološki pritisak (Arbačiauskas i sur., 2008, 2011) koji prijeto temeljnom okolišnom cilju EU Okvirne direktive o vodama (ODV) (European Commission 2000) (npr. MacNeil i Briffa, 2009; Panov i sur., 2009); stoga mu treba posvetiti posebnu pozornost u okviru procjene ekološkog stanja koju zahtijeva ODV (Cardoso i Free, 2008). Jednostavna metoda procjene biokontaminacije (indeks

biokontaminacije) koju su predložili Arbačiauskas i sur. (2008) lako je primjenjiva uz trenutne rutinske tehnike praćenja kakvoće vode koje zahtijeva ODV. Međutim, u ODV se izričito ne spominju alohtone vrste te ne postoje smjernice o tome kako bi alohtone vrste trebale biti uzete u obzir tijekom ekoloških procjena stanja voda u europskim rijekama (Orendt i sur., 2010) pa se prakse uvelike razlikuju među državama članicama EU (Boon i sur., 2020). NIMS mogu iskriviti procjenu pravog ekološkog stanja budući da su skloniji biti tolerantniji na organsko onečišćenje od autohtonih vrsta koje zamjenjuju (MacNeil i sur., 2012). Također, mogu smanjiti bioraznolikost i iskriviti sastav zajednice eliminacijom osjetljivih vrsta makrozoobentosa koji su pokazatelji bolje ekološke kakvoće (Arbačiauskas i sur., 2011). Nekoliko je istraživanja pokazalo da bi neki od često korištenih indeksa (npr. BMWP, ASPT, biotički indeksi) mogli pružiti nepouzdanu procjenu ekološke kakvoće kada su NIMS zastupljeni u većem broju (Arbačiauskas i sur., 2008, 2011; MacNeil i Briffa, 2009; MacNeil i sur., 2010). MacNeil i sur. (2012) tvrde da bi se u vodnim tijelima koja su podložna invaziji stanje vode trebalo temeljiti isključivo na rezultatima fizikalno-kemijskih i kemijskih pokazatelja te zanemariti biološke procjene kakvoće vode sve dok se ne izvrši velika revizija korištenih biotičkih indeksa. S druge strane, u pregledu uloge NIMS u procjeni ekološke kakvoće, Orendt i sur. (2010) zaključili su da ih treba uključiti u procjene ekološke kakvoće i utjecaja na čovjeka. Istraživanja u Belgiji (Gabriels i sur., 2005; Boets i sur., 2011) također podupiru uključivanje NIMS. Dok se praksa uključivanja/isključivanja razlikuje među zemljama (Orendt i sur., 2010), čini se očiglednim da ne postoji univerzalno pravilo kako postupati s NIMS u biološkoj procjeni, zbog lokalne specifičnosti uspostavljenih NIMS, njihove relativne zastupljenosti i rezultirajućih različitih promjena u sastavu zajednica makrozoobentosa kao i njihovu reakciju na različite pritiske. Stoga je potrebno više istraživanja o prikladnosti korištenja zajednica makrozoobentosa u velikim rijekama, kojima sada uglavnom dominiraju NIMS, kako bi se postigle pouzdane procjene ekološkog stanja.

Velike rijeke u Hrvatskoj, koje se nalaze u Panonskoj ekoregiji (ER11) (Illies, 1978), posebno su izložene invaziji budući da pripadaju slivnom području Dunava i stoga su dio tzv. „južnog koridora“ (Dunav-Majna-Rajna) (Bij de Vaate i sur., 2002), koji sada predstavlja najvažniji koridor za širenje ponto-kaspijskih NIMS-a u Europi (Leuven i sur., 2009). Osim istraživanja usmjerenih na pojedine skupine invazivnih vrsta (Crustacea: Žganec i sur., 2009, 2015, 2018; Maguire i sur., 2011, 2018; Mekušci: Lajtner i sur., 2004; Lajtner i Crnčan, 2011) procjena razina biokontaminacije u zajednicama makrozoobentosa u velikim rijekama nikada nije napravljena. Također, pitanje kako NIMS utječu na procjenu ekološkog stanja ostaje neistraženo i potrebno ga je dodatno istražiti.

2.3.2. Onečišćenje vode

2.3.2.1. Organsko opterećenje

Organsko onečišćenje može se promatrati kao značajan pritisak na vodene ekosustave (Nedeau i sur., 2003) koji uglavnom potječe od komunalnih i djelomično industrijskih otpadnih voda (npr. prehrambena industrija), kao i otpadnih voda iz poljoprivrede (Copper, 1993). Taj je pritisak bio osobito izražen u drugoj polovici 20. stoljeća u Europi; međutim, kakvoća vode u zemljama zapadne i srednje Europe znatno se poboljšala posljednjih desetljeća, ponajviše zahvaljujući izgradnji uređaja za pročišćavanje otpadnih voda. S druge strane, u južnoj i istočnoj Europi organsko onečišćenje vodenih ekosustava još uvijek predstavlja jedan od najvećih pritisaka.

Godinama je jedan od najvažnijih (bioloških i ekoloških) sustava procjene za klasifikaciju kvalitete vode bio koncept saprobnosti koji je prvi put razvijen za rijeke ranih 1900-ih kao posljedica ispuštanja komunalnih otpadnih voda (Kolkwitz i Marsson, 1902, 1908, 1909). Zapravo, saprobnost predstavlja zbroj svih onih metaboličkih procesa, koji su antiteza primarnoj proizvodnji, uključujući unos, razgradnju i uklanjanje organske tvari i njezinih katabolita (Tagliapietra i sur., 2012). Kolkwitz i Marsson počeli su koristiti vodene indikatore zbog njihove prilagodbe različitim saprobnim uvjetima kako bi procijenili učinke organskog onečišćenja na vodotoke (Kolkwitz i Marsson, 1902). Otada je još puno puta odgovor makrozoobentosa na organsko onečišćenje dobro dokumentiran (npr. Hellowell, 1978, 1986; Mason, 1991). Duž gradijenta, gustoća i biomasa pojedinačnih vrsta, kao i ukupna gustoća i biomasa zajednice, pokazuju karakteristične obrasce, npr. što je saprobnost veća, to su bentoske zajednice siromašnije, a karakterizirane su vrstama koje su sve tolerantnije na redukcijske uvjete i toksičnost (Tagliapietra i sur., 2012). Stoga saprobnost igra ključnu ulogu u strukturiranju bentoskih zajednica.

Pantle i Buck (1955) prvi su prepoznali važnost pružanja kvantitativne podrške konceptu saprobnosti razvijanjem saprobnog indeksa (SI) koji se izravno temelji na saprobnom sustavu. Svakom indikatorskom organizmu dodijeljena je odgovarajuća indikatorska vrijednost prema specifičnoj ovisnosti o organskoj tvari koja se raspada i povezanim kemijskim pokazateljima (Davies i Simon, 1995; Tagliapietra i sur., 2012). Utvrđeno je da SI dobro korelira s biokemijskom potrošnjom kisika u vodi (BPK₅) (Sládeček i Tuček, 1975; Tümpling, 1962.; Tagliapietra i sur., 2012), koji je zamjenska mjera za otopljeni O₂, a pretpostavlja se da je

upravo on primarni prediktor ili glavna kemijska varijabla koja pokreće distribuciju svojti makrozoobentosa (Friberg i sur., 2010). Saprobni indeks je stoga naširoko prihvaćen i korišten; međutim, modificiran je na mnogo načina otkako je prvi put dizajniran, npr. Zelinka i Marvan (1961), Bick (1963), Fjerdingsstad (1964), Sládeček (1965, 1985, 1988, 1991), Friedrich (1990), Friedrich i sur. (1992), Ghetti i Ravera (1994).

Osim saprobnih indeksa, biotički indeksi također su dizajnirani za otkrivanje i procjenu organskog pritiska, od kojih je prvi bio "Trent Biotic Index" (TBI; Woodiwiss, 1964) koji se temelji na osjetljivosti ključnih svojti na onečišćenje i na broju taksona u uzorku, s identifikacijom do razine porodice, roda ili vrste. Kasnije je indeks modificiran, poboljšan te je poslužio kao baza za nekoliko drugih biotičkih indeksa kao što su francuski "Indice Biotique" (Tuffery i Verneaux, 1968), "Extended Biotic Index" (EBI; Woodiwiss, 1978), "Belgian Biotic Index" (BBI; De Pauw i Vanhooren, 1983), talijanski "Indice Biotico Estesio" (IBE; Ghetti, 1986, 1997; Ghetti i Bonazzi, 1981), koji su postali rutinski korišteni posljednjih desetljeća. Međutim, jedan od najrasprostranjenijih i najviše korištenih biotičkih indeksa je „Biological Monitoring Working Party“ (BMWP; Armitage i sur., 1983) formiran u Ujedinjenom Kraljevstvu, a temelji se na zbroju izvedenom iz vrijednosti pripisanih različitim porodicama makrozoobentosa (između 1 i 10), prema njihovoj osjetljivosti na organsko onečišćenje, gdje 1 predstavlja najtolerantnije, a 10 predstavlja najosjetljivije. Dokazano je da je BMWP metoda jedan od najboljih pokazatelja ekološke kakvoće vodnih tijela (Armitage i sur., 1993; Leeds-Harrison i sur., 1996; Semenchenko i Moroz, 2005) i stoga se koristi u mnogim zemljama diljem svijeta, međutim, no vrlo često modificiran i prilagođen, npr. u Kanadi (Barton i Metcalfe-Smith, 1992), Španjolskoj (Zamora-Munoz i Alba-Tercedor, 1996), Argentini (Capitulo i sur., 2001), Tajlandu (Mustow, 2002) i Poljskoj (Czerniawska-Kusza, 2005). Indeks Average Score per Taxon (ASPT; Armitage i sur., 1993) određen je dijeljenjem BMWP ocjene s brojem prisutnih svojti i stoga predstavlja prosječnu osjetljivost porodica utvrđenih u prikupljenom uzorku.

Povijesno gledano, biološki elementi kakvoće (makrozoobentos, fitobentos i fitoplankton) u Hrvatskoj korišteni su za procjenu organskog onečišćenja koje je dugo vremena bilo prepoznato kao jedini značajan stresor (npr. Ćuk i sur., 2010). U tu svrhu uglavnom je korišten SI (Pantle i Buck, 1955) temeljen na Liebmannovom ili Weglovom indikatorskom sustavu s relativnom zastupljenošću utvrđenih organizama: 1 (pojedinačna, rijetka), 3 (česta) ili 5 (obilna). Međutim, kako navedeni indikatorski sustavi koji se temelje na srednjoeuropskim indikatorima nisu uključivali mnoge regionalne ili endemske svojte makrozoobentosa koje se javljaju u

Hrvatskoj, posebice u Dinarskoj ekoregiji (ER5) (Illies, 1978), popis indikatora je nadograđen i modificiran u hrvatski indikatorski sustav (HRIS) (Mihaljević i sur., 2011; Metodologija uzorkovanja, laboratorijskih analiza i određivanja omjera ekološke kakvoće bioloških elemenata kakvoće, 2015). Usporedno s tim su se proširile vrijednosti relativne zastupljenosti, najprije u razrede 1-7 (Mihaljević i sur., 2011), a kasnije je primijenjena apsolutna brojnost koja se još uvijek koristi. Tako modificiran saprobni indeks prepoznat je kao Hrvatski saprobni indeks (HR-SI) (Metodologija uzorkovanja, laboratorijskih analiza i određivanja omjera ekološke kakvoće bioloških elemenata kakvoće, 2015) i jedina je biološka metrika uključena u modul saprobnosti u vrlo velikim rijekama, a također i u svim ostalim vodnim tipovima u Republici Hrvatskoj.

2.3.2.2. *Obogaćivanje vode nutrijentima (eutrofikacija)*

Danas obogaćivanje vode nutrijentima (eutrofikacija) predstavlja jednu od najvećih prijetnji kakvoći vode na globalnoj razini i glavni je uzrok pogoršanja kakvoće vode (USEPA, 1999; Europska agencija za okoliš, 2012; Evans-White i sur., 2013; Javie i sur., 2013; Withers i sur., 2014; Mekonnen i Hoekstra, 2018; Bennett i sur., 2001). Eutrofikacija i organsko onečišćenje slatkovodnih ekosustava smatraju se paneuropskim problemom „od presudne važnost” (EEA, 2018; Dahl i Johnson, 2004).

Eutrofikacija, uzrokovana prekomjernim unosom nutrijenata, fosfora (P) i dušika (N), čest je i rastući problem u svim površinskim vodama, kako u jezerima, rijekama, estuarijima tako i u obalnim vodama (Smith, 1998). Nutrijenti u vodeni recipijent mogu ući putem točkastih ili raspršenih (netočkastih) izvora. Broj točkastih izvora onečišćenja uvelike se smanjio, zahvaljujući relativnoj lakoći identifikacije i kontrole pa su raspršeni izvori sada postali dominantni način unosa nutrijenata u većinu površinskih voda. Unos hranjivih tvari putem raspršenih izvora teško je mjeriti i regulirati jer proizlaze iz aktivnosti raspršenih na širokim područjima zemlje i promjenjivi su u vremenu zbog utjecaja vremenskih prilika. Tipičan primjer raspršenog unosa onečišćivača u vodeni sustav je poljoprivreda, a dva najčešća stresora koja proizlaze iz poljoprivrednih aktivnosti su taloženi fini sediment (Jones i sur., 2012; Collins i sur., 2018) i povišene koncentracije hranjivih tvari, odnosno fosfora (Jordan i sur., 2007; Torrent i sur., 2007; Jarvie i sur., 2008, 2010) i dušika (Carpenter i sur., 1998; Stark i Richards, 2008; Dupea i sur., 2015; Nhiwatiwa i sur., 2017; Gonzales-Inca i sur., 2018; Zhang i sur., 2018). Osim poljoprivrednih, i urbane aktivnosti, industrijske otpadne vode te komunalne

otpadne vode također utječu na povećanje nutrijenata u vodenim ekosustavima. Intenziviranje poljoprivrede i primjena gnojiva, uključujući stajsko gnojivo, na obradivo i pašnjačko zemljište potencijalno povećavaju opterećenje hranjivim tvarima koje na kraju završavaju u rijekama. Zbog globalnih klimatskih promjena, obrasci otjecanja su se promijenili gdje porast padalina i veće ispuštanje vode (Hulme i Sheard, 1999) dovode do veće površinske drenaže što rezultira opterećenjem hranjivim tvarima u potocima i rijekama (Rodriguez Capitulo i sur., 2010; Ferreira i sur., 2011; Cortelezzi i sur., 2015). Gubitak hranjivih tvari iz poljoprivrednih sustava u recipijente, odnosno površinske i podzemne vode, naglašen je kao jedna od glavnih prijetnji kakvoći vode u EU, gdje se procjenjuje da poljoprivreda u EU doprinosi s više od 40 % N i 20-40 % P ulaskom u površinske vode (OECD, 2012). Postoji snažan odnos između koncentracija nutrijenata u površinskim vodama i korištenja okolnog zemljišta (De Wit, 1999; Boyer i sur., 2002). Povećane koncentracije P i N u površinskim su vodama izmjerene nakon primjene gnojiva na poljoprivrednom zemljištu (Sharpley i Rekolainen, 1996). Globalno se više hranjivih tvari dodaje kroz poljoprivredne djelatnosti nego što se može ukloniti iz vodenog ekosustava u kojima onda prekomjerna količina hranjivih tvari uzrokuje različite probleme kao što su povećana biomasa fitoplanktona odnosno cvjetanje algi, povećana biomasa bentoskih i epifitskih algi, promjene u sastavu i biomasi vrsta makrofita, smanjenje prozirnosti vode, promjena okusa i mirisa vode te problemi s pročišćavanjem vode, smanjenje kisika (hipoksija), nedostatak kisika (anoksija), pomor ribe i školjkaša, gubitak bioraznolikosti te smanjenje percipirane estetske vrijednosti vodenog tijela (Carpenter i sur., 1998; Smith, 1998). Drugim riječima, učinci prekomjerne količine hranjivih tvari su sveprisutni na svim trofičkim razinama (Cooper, 1993; Smith i sur., 1999; Castro i sur., 2003; Galloway i sur., 2003; Kemp i sur., 2005).

U slatkoj vodi, cvjetanje cijanobakterija (modro-zelenih algi) istaknuti je simptom eutrofikacije (Kotak i sur., 1993; McComb i Davis, 1993; Smith, 1998) što izaziva, uz gore naveden širok raspon problema povezanih s vodom, i stvaranje trihalometana tijekom kloriranja vode u postrojenjima za pročišćavanje (Palmstrom i sur., 1988; Kotak i sur., 1994). Neuro- i hepatotoksini topljivi u vodi, oslobađaju se kada cvjetajuće cijanobakterije uginu te ukoliko se progutaju, mogu ubiti stoku i mogu predstavljati ozbiljnu opasnost za zdravlje ljudi (Lawton i Codd, 1991; Martin i Cooke, 1994).

Dok su razine tolerancije velikog broja svojti utvrđene duž gradijenata organskog onečišćenja, malo se zna o tome kako makrobekralježnjaci reagiraju na povišene razine hranjivih tvari (Friberg i sur., 2010). Odnosi između hranjivih tvari i zajednica makrozoobentosa u vodotocima

istraženi su u samo nekolicini istraživanja (npr. Miltner i Rankin, 1998; Smith i sur., 2007; Wang i sur., 2007; Evans-White i sur., 2009; Miltner, 2010). Povišene razine hranjivih tvari svakako imaju neizravan utjecaj na zajednice makrozoobentosa kroz degradaciju strukture staništa i smanjenu razinu kisika (Correll, 1998; Smith i sur., 1999; Cook i sur., 2018).

Veću brojnost vrsta nakon gnojenja okolnog poljoprivrednog područja u odnosu na kontrolna mjesta utvrdili su Cortelezzi i sur. (2015). Armendáriz i sur. (2012) su proučavali odgovor svojiti *Oligochaeta* te su otkrili da su se brojnost, biomasa, raznolikost, ujednačenost i broj vrsta značajno povećali na mjestu tretiranja nakon gnojidbe u sedimentu i u vodenoj vegetaciji, posebno kod podporodica Naidinae i Pristininae. McCormick i sur. (2004) nisu zabilježili varijacije u bogatstvu vrsta između kontrolnih i gnojenih mjesta u eksperimentalnom istraživanju provedenom na Floridi (SAD). Murkin i sur. (1994) također nisu pronašli značajne razlike u broju, biomasi beskralježnjaka i funkcionalnih skupina beskralježnjaka u sličnom iskustvu u kanadskim močvarama. Artigas i sur. (2013) nisu otkrili smanjen broj vrsta već promjenu dominacije svojiti u korist tolerantnijih u gnojenom okolnom području, odnosno, gnojenje je pogodovalo svojitama tolerantnijim na nove uvjete i stoga je povećalo njihovu relativnu brojnost. Nedostatak odgovora zajednice makrozoobentosa mogao bi biti posljedica relativno kratkog perioda trajanja navedenih eksperimenata te bi najvjerojatnije bilo potrebno dulje razdoblje od najmanje 3 godine kontinuirane gnojidbe kako bi se vidio učinak na zajednicu (Cross i sur., 2007). Slab odgovor makrozoobentosa na gnojidbu mogao bi biti i posljedica njihove tolerancije na visoke koncentracije hranjivih tvari u skladu s njihovom evolucijskom poviješću u vodotocima koji su prirodno obogaćeni hranjivim tvarima (Cortelezzi i sur., 2015). Međutim, učinci se ipak mogu vidjeti kratkoročno kada su u pitanju osjetljive svojite, posebno u okolišu s niskim koncentracijama hranjivih tvari (Slavik i sur., 2004; Sabater i sur., 2011). Neka su istraživanja pokazala da pri vrlo visokim koncentracijama hranjive tvari imaju izravne toksične učinke na makrozoobentos (Camargo i sur., 2005; Dalu i sur., 2017; Graener i sur., 2017; Zhang i sur., 2018).

2.3.3. Siltacija i onečišćenje sedimenta

Sediment se sastoji od tri primarne komponente: a) mineralnih čestica, uključujući glinu, karbonate i silikate; b) organske tvari u različitim stupnjevima razgradnje; i c) anorganske komponente biogenog podrijetla (npr. frustule dijatomeja, kućice mekušaca) (Jones i Bowser, 1978; Kelts i Hsü, 1978). Podrijetlo sedimenta u vodotocima može biti prirodno ili umjetno

(Waters, 1995; Wood i Armitage, 1997). Prirodno, uz već postojeći, sediment dolazi u vodotoke zbog oborinskih pojava u slivu i posljedičnog površinskog otjecanja u vodotoke, gdje se čestice tla putem odvajaju i kreću nizbrdo prema potocima. To je osobito intenzivno u iskrčenim krajolicima, poput onih nastalih nakon šumskih požara (Beatty, 1994). Trajanje i intenzitet kiše, pogotovo s poplavama kao posljedicom, važni su čimbenici koji određuju količinu sedimentacije (Newcombe i MacDonald, 1991; Lane i Sheridan, 2002; Silva i sur., 2003). Sedimentaciju također kontrolira i nekoliko drugih čimbenika kao što su geologija bazena, topografija, vegetacija i korištenje zemljišta. Stabilnost padina u šumskim područjima određuje erodibilnost tla (Wood i Armitage, 1997). Kut nagiba, debljina tla, tekstura tla i zasićenost podzemnom vodom glavni su čimbenici koji kontroliraju stabilnost padine (Brady i Weil, 1999). Stabilnost tla u bazenu u kombinaciji s veličinom i učestalošću kišnih pojava utjecat će na mehanizam erozija i količinu sedimenta isporučenog u potok (Brady i Weil, 1999). Prirodna vegetacija daje strukturu korijena tlu, što ga štiti od erozije (Castro i Reckendorf, 1995).

Dokumentirano je da ljudske aktivnosti uvelike povećavaju količinu donesenog sedimenta u vodotoke (Lenat i sur., 1981; Waters, 1995; Wood i Armitage, 1997). Antropogene aktivnosti dovele su do povećanja erozije tla, smanjenja vegetacije i povećanja nepropusne površine (Waters, 1995). Eksponencijalni porast urbanizacije u prošlom stoljeću doveo je do povećanja antropogenog korištenja zemljišta, što se uglavnom odnosi na poljoprivredu i korištenje urbanog zemljišta (Buss i sur., 2002), krčenje šuma i aktivnosti sječe (Wantzen, 1998, 2006; Fransen i sur., 2001), rudarstvo (Quinn i sur., 1992), te izgradnju i korištenje cesta (Cline i sur., 1982; Waters, 1995; Fossati i sur., 2001). Količina sedimenta proizvedenog ljudskim aktivnostima je ogromna i EPA procjenjuje da one čine čak 70 % ukupnog finog sedimenta isporučenog u rijeke i potoke. Kada razina sedimenta premašuje prirodne uvjete, smatra se onečišćivačem zbog učinaka kao što su promjena staništa, unošenje apsorbiranih onečišćivača i začepljenje intersticija (Lenat i sur., 1981).

Osim što značajno doprinose procesu sedimentacije u vodotocima, smatra se da su poljoprivredne aktivnosti i jedan od glavnih izvor onečišćenja vode i sedimenta, na primjer, Agencija za zaštitu okoliša SAD-a (1990) izvijestila je da poljoprivreda, kao izvor onečišćenja u potocima i rijekama, stvara više od tri puta veću količinu onečišćenja od sljedećeg vodećeg izvora. Poljoprivredne prakse poput uzgoja usjeva i ispaše stoke u obalnim zonama glavni su uzroci onečišćenja sedimenta uzrokovanog poljoprivredom (Waters, 1995). Poljoprivredne aktivnosti obično izlažu gornji sloj tla ostavljajući ga podložnim eroziji.

Dobro je dokumentirano da aktivnosti u šumarstvu mogu isporučiti prekomjerne količine sedimenta u vodotoke (Castro i Reckendorf, 1995). Međutim, smatra se da su štetni utjecaji na vodotoke povezani sa šumskim aktivnostima obično manji od onih u poljoprivrednim područjima iako loše gospodarenje šumama na strmim padinama potencijalno može mobilizirati velike količine sedimenta (Wood i Armitage, 1997). Aktivnosti kao što su čista sječa, tegljenje, opremanje terena, priprema mjesta za ponovnu sadnju te izgradnja i održavanje cesta primarni su uzrok prekomjernog stvaranja sedimenta u područjima šumarstva. Sječa drva ima izravan utjecaj na stope sedimentacije u potocima. Uklanjanje vegetacije destabilizira tlo zbog karakteristika padina, gubitka vlage, pokrova i snage korijena (Castro i Reckendorf, 1995). Velike količine sedimenta potencijalno se mogu mobilizirati iz šumskih aktivnosti, ali dobro upravljanje može uvelike smanjiti te količine.

Urbana područja također mogu pridonijeti unosu velikih količina finog sedimenta u vodotoke (Wolman, 1964; Douglas, 1996; Russell i sur., 2017). Najšire prepoznati utjecaji urbanizacije na sediment potječu od aktivnosti razvoja ili izgradnje stambenih područja (Waters, 1995). Nepropusne površine poput cesta, zgrada, krovova i parkirališta potencijalno mogu prenijeti velike količine sedimenta u vodotoke. Čimbenici kao što su nagib, obalna vegetacija, vrsta i količina nepropusnih površina i klimatski obrasci važne su varijable u pronosu sedimenta. Randall i sur. (1978) utvrdili su da je suspendirani sediment najveći pojedinačni onečišćivač u vodotoku te da je u korelaciji sa širenjem urbanog područja. Yorke i Herb (1978) otkrili su da su prinosi suspendiranog sedimenta s urbanih zemljišta bili do šest puta veći od prinosa s kultiviranih zemljišta te čak do 120 puta veći nego iz šumskih i travnjaka. Usporedba korištenja urbanog, poljoprivrednog i šumskog zemljišta pokazala je da aktivnosti u šumarstvu pridonose s malo sedimenta, da je poljoprivreda važan izvor, a da urbani razvoj pridonosi najvećoj količini sedimenta (Faye i sur., 1980; Jones i Holmes, 1985).

Suspendirani i nataloženi sediment mijenja strukturu staništa što utječe na cijeli ekosustav, od perifitona do riba. Visoke koncentracije finog sedimenta utječu na smanjenje količine kisika i pH vrijednosti te povećavaju zamućenost vode, smanjujući prodor svjetlosti i posljedično smanjuju produktivnost ovih ekosustava (Davies-Colley i sur., 1992; Geist i Auerswald, 2007; Österling i sur., 2010), negativno utječu na zajednice algi jer višak sedimenta zatrpava stijene, stanište perifitona (Yamada i Nakamura, 2002), zbog čega se smanjuje biomasa algi (Francoeur i Biggs, 2006). Prekomjerno taloženje finog sedimenta identificirano je kao stresor koji utječe na zajednicu makrozoobentosa (McClelland i Brusven, 1980; Zweig i Rabeni, 2001; Kaller i

Hartman, 2004; Pollard i Yuan, 2010; Relyea i sur., 2010; Larsen i sur., 2011; Wagenhoff i sur., 2011, 2012; Jones i sur., 2012).

Utjecaj finog sedimenta na makrozoobentos uključuje sljedeće:

- 1) Gubitak intersticijskog prostora i skloništa (stanište) (Percival i Whitehead, 1929; Jones, 1949; Edwards, 1969; Nuttall i Beilby, 1973; Richards i Bacon, 1994; Angermeier i sur., 2004; Vadher i sur., 2015);
- 2) Povećanu zamućenost vode koja može utjecati na fotosintezu i stoga smanjiti dostupnost hrane (Surber, 1953; Graham, 1990);
- 3) Taloženje na škragama makrozoobentosa i utjecaj na disanje (Hynes, 1970; Lemly, 1982);
- 4) Smanjenje stabilnosti korita (Kaufmann i sur., 2009; Miliša i sur., 2010).

Povećanim unosom finog sedimenta u vodotoke događaju se promjene u sastavu zajednice, kao što je smanjenje njihove raznolikosti, promjene u brojnosti kao i unutar funkcionalnih skupina (npr. hranjenje, preferencije mikrostaništa, kretanje; Marchant, 1989; Resh, 1993; Angradi, 1999; Shaw i Richardson, 2001; Zweig i Rabeni, 2001; Rabeni i sur., 2005; Wood i sur., 2005; Wantzen, 2006; Connolly i Pearson, 2007; Larsen i sur., 2009; Bryce i sur., 2010; Jones i sur., 2011). Utvrđen je negativan odnos između finog sedimenta i bogatstva svojiti Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera (EPT) (Kaller i Hartman, 2004), a također i nekih drugih pokazatelja kao što su biomasa i gustoća makrobekraljeznjaka (Angradi, 1999).

Sediment akumulira onečišćivače kao što su patogeni, metali, organske kemikalije i hranjive tvari, koji se vežu na anorganske i organske čestice koje se na kraju talože u područjima taloženja potoka, rijeka, akumulacija, jezera, estuarija i morskih voda (Burton, 2002). Onečišćivači kao što su metali mogu biti u vodotocima prirodni ili uzrok može biti antropogen, ulazeći u vodu iz točkastih izvora (npr. industrija, otpadne vode) ili iz difuznih izvora (npr. poljoprivreda, šumarstvo). U blizini urbanih područja koncentracija metala i organskih spojeva obično je veća (Cachada i sur., 2012; Morillo i sur., 2007; Barhoumi i sur., 2019; Järllskog i sur., 2021). Jednom kada se onečišćivači vežu za površinu čestice ili apsorbiraju u čestice, manja je vjerojatnost da će se biotransformirati i desorpcija je obično vrlo spora; kao posljedica toga, apsorbirani onečišćivači dugo će ostati u sedimentu. Stoga taloženi sediment često djeluje kao lokalni spremnik onečišćivača koji može povećati izloženost onečišćivačima za vodene organizme povezane sa sedimentom kao što je makrozoobentos koji ima ograničenu pokretljivost i na koji snažno utječu promjene u uvjetima okoliša (Møhlenberg, 2007). Bentos

živi na/u pridnenom sedimentu, gdje su izloženost onečišćivačima kao i oscilacije u koncentracijama kisika najčešći i najjači, pa se stvara vrlo bliska veza između karakteristika sedimenta i životinja koje žive unutar sedimenta (Møhlenberg, 2007).

Za vodene skupine najštetniji je fini sediment manji od 2 mm (Waters, 1995) kao što su čestice gline ($< 2 \mu\text{m}$), mulja (2 – 63 μm) i pijeska (0,063 – 2 mm) (Zanke, 1982) koji adsorbira onečišćivače i organske tvari (Chapman, 1990; Estebe i sur., 1997; Colas i sur., 2011). Utvrđeno je da značajni utjecaji kontaminanata povezanih sa sedimentom imaju izravne učinke ne samo na bentoske zajednice (npr. Canfield i sur., 1994., 1996.; Swartz i sur., 1994), već i na više trofičke razine putem kontaminacije prehrambenog lanca npr. lastavice, kaspijske čigre, kune, (Foley i sur., 1988; Ludwig i sur., 1993; Bishop i sur., 1999; McCarty i Secord, 1999; Burton, 2002). Makrozoobentos je važan izvor hrane za ribe i neke kopnene divlje životinje kao što su leteći insektivori (ptice, šišmiši) koji jedu odrasle kukce koji imaju stadije ličinki u vodi. Stoga vodene ličinke kukaca mogu biti važan vektor za kretanje kemikalija iz sedimentnih naslaga u vodeni stupac i kopnene hranidbene lance (BSAF, 1998; Previšić i sur., 2021; Veseli i sur., 2022). Prepoznavanje da kontaminirani sediment ima negativan utjecaj na ekosustav i značajne rizike za divlje životinje i, posljedično, za ljude rezultiralo je opsežnim aktivnostima remedijacije za uklanjanje kontaminiranog sedimenta različitim metodama remedijacije za čišćenje, od kojih je najčešća još uvijek jaružanje (Averett i sur., 1990).

Istraživanja o onečišćujućim tvarima u slatkovodnom sedimentu i njegovom utjecaju na zajednice makrozoobentosa su rijetka (npr. Canfield i sur., 1994, 1996; Swartz i sur., 1994; Abdel-Satar i sur., 2021). Međutim, istraživanja se provode na testnim organizmima, često na školjkašima koji zbog načina prehrane filtriranjem imaju sposobnost akumulacije onečišćivača, pogotovo metala (Naimo 1995; Yoloğlu i sur., 2018). U Hrvatskoj se takva istraživanja također provode npr. na vrsti *Unio crassus* na rijeci Mrežnici (Kiralj i sur., 2023). Postoji nekoliko istraživanja o metalima u slatkovodnom sedimentu u Hrvatskoj koja su se bavila proučavanjem kakvoće sedimenta i porijekla onečišćenja (Frančisković-Bilinski, 2005, 2007, 2008; Milačić i sur., 2008; Halamić i Peh, 2009; Kisić, 2012; Matić i sur., 2016; Kisić i sur., 2018; Maldini i sur., 2023).

2.3.4. Hidromorfološki pritisci

Promjene u vodotocima u smjeru pogoršanja kakvoće vode i degradacije staništa kroz brojne hidrološke i morfološke zahvate npr. kanaliziranje, izgradnja ustava i brana, odvajanje poplavnih područja od riječnih tokova (kanala) i uklanjanje obalne vegetacije (Pedersen, 2009;

Verdonschot, 2009) posljedica su duge povijesti ljudske upotrebe, npr. kao transportnih ruta, izvora hrane, vode i energije te spremnika otpadnih proizvoda (Johnson i sur., 1995), a to je najviše izraženo u velikim rijekama.

Sa samo nekoliko slivova sa slobodnim tekućim rijekama (Tockner i sur., 2008) očito je da su europske rijeke znatno izmijenjene, s uklanjanjem vegetacije s obala i izgradnjom obaloutvrda kao najtipičnijim promjenama (Feld, 2004; Szoszkiewicz i sur., 2006). Iznimno važna uloga koju fizički okoliš ima u funkcioniranju riječnih i potočnih ekosustava naširoko je prepoznata (Southwood, 1977); međutim, donedavno je fokus uglavnom bio na otkrivanju utjecaja organskog onečišćenja (fizikalno-kemijski pritisak), posebno u velikim rijekama, dok su se učinci morfoloških značajki i njihovih modifikacija na biotu (npr. na zajednice makrozoobentosa) rijetko proučavali (Hughes i sur., 2008; Urbanič, 2012). Pобоljšanja kakvoće vode u Europi i Sjevernoj Americi tijekom posljednjih desetljeća postavila su hidromorfološku degradaciju kao jedan od najznačajnijih stresora koji utječu na biotu tekućica (Raven i sur., 2002; Feld, 2004; Lorenz i sur., 2004; Tavzes i Urbanič, 2009) i općenito su istaknuli važnost fizičkog staništa za ekološku kakvoću (Vaughan i sur., 2009). Posljedično, hidromorfološki elementi i njihova procjena uvedeni su u europsko zakonodavstvo, s ODV (EU, 2000) te su tako uključeni u metode procjene (Böhmer i sur., 2004; Feld, 2004; Lorenz i sur., 2004) kao pomoćni alat za razumijevanje bioloških i kemijskih značajki (Guareschi i sur., 2012), ističući holistički i održivi pristup gospodarenju vodama.

Hidromorfološka degradacija obuhvaća niz utjecaja na hidrološki režim, morfologiju, erozijsko-sedimentacijske procese i značajke korištenja zemljišta/obalnog toka, npr. izmjena obale, korištenje poplavnog područja, izmjene toka, uklanjanje obalne vegetacije (Feld, 2004; DIN, 2010), odnosno značajke koje se mogu svrstati u tri elementa: hidrologiju, uzdužni kontinuitet i morfologiju.

Postoji nekoliko hidromorfoloških metoda procjene i njihovih modifikacija koje se trenutno koriste u Europi, od kojih je britanska metoda Istraživanja riječnih staništa (engl. *River Habitat Survey* - RHS) (Raven, 1997) jedna od najsloženijih, ali i najčešće korištenih. Metoda koristi dvije metrike za procjenu: Procjenu kvalitete staništa (engl. *Habitat Quality Assessment* - HQA) koja se odnosi na kvantifikaciju raznolikosti prirodnih značajki i Procjenu modifikacije staništa (engl. *Habitat Modification Survey* - HMS) koji kvantificira vrstu i opseg umjetnih obilježja, odnosno stupanj promijene određene značajke. U Njemačkoj postoji *Strukturgütekartierung* za male i srednje velike rijeke (LAWA, 2000) i Ecomorphological Survey za velike rijeke (Fleischhacker i Kern, 2002). U Austriji se koristi Austrian Habitat Survey (Werth, 1987;

Muhar i sur., 1996, 1998). Tavzes i Urbanič (2009) razvili su slovensku Metodologiju hidromorfološke procjene (SIHM) koja se temelji na engleskoj RHS metodi, a pomoću koje je izvedeno pet hidromorfoloških indeksa. Postoji i europska norma EN 15843:2010 za potrebe praćenja hidromorfološkog stanja rijeka koja je jednostavnija od britanske ili njemačke metode, ali daje dobre rezultate. Metoda se temelji na kvantificiranju svih odstupanja od prirodnog (referentnog) stanja. Primjenjiva je za sve europske tipove rijeka i stoga nije ograničena na nacionalne tipove vodotoka.

Iako se makrozoobentos može koristiti za praćenje hidromorfoloških pritisaka u velikim rijekama (Hering i sur., 2006; Dolédec i Statzner, 2008), još uvijek postoje znatne praznine u našem razumijevanju odnosa koji postoje između biote i hidromorfoloških promjena (Kovalenko i sur., 2012; Urbanič, 2012). Odnosi u samom koritu rijeke puno su bolje proučeni od onih u obalnim i poplavnim područjima, no krajnji je cilj postići uzročno razumijevanje načina na koji komponente ekologija-hidrologija-geomorfologija međusobno djeluju (Vaughan i sur., 2009). Drugim riječima, sastav i strukturu zajednica makrozoobentosa potrebno je razumjeti i objasniti u okviru hidroloških, morfoloških i fizikalno-kemijskih varijabla (Verdonschot, 2009). Međutim, glavni izazovi nastaju u razlikovanju utjecaja hidromorfoloških modifikacija na organizme ili procese od drugih potencijalno prisutnih učinaka kao što je onečišćenje (Allan, 2004), odnosno razumijevanje uloge pojedinačnih stresora povezanih s čovjekom u uvjetima višestrukog stresa je još uvijek fragmentarno i teško ih je razmrsiti (Riis i Sand-Jensen, 2001).

U slatkovodnom okolišu općenito je prepoznata pozitivna korelacija između bioraznolikosti i heterogenosti i složenosti staništa (Johnston i Naiman, 1987; Pringle i sur., 1988; Downing, 1991; Huston, 1994; Harper i sur., 1997; Schmude i sur., 1998; Williams i sur., 2005; Gray i sur., 2006; Scealy i sur., 2007; Thomaz i sur., 2008; Hansen i sur., 2010; Garcia i sur., 2012). Pozitivan odnos također je uspostavljen između bioraznolikosti i varijabilnosti protoka (Cardinale i sur., 2005). S druge strane, veća raznolikost staništa i skupina ne mora uvijek biti odraz prirodnosti, budući da veće kamenje za učvršćivanje obala (engl. *rip-rap*) obično doprinosi heterogenosti staništa, čineći je primjerice neprirodno visokom za nizinsko područje (Petkovska i Urbanič, 2015) što rezultira većom raznolikošću skupina zbog svojiti koje zauzimaju nova neprirodna staništa (Wolf i sur., 1972; Townsend i Hildrew, 1994). Osim toga, strukture za učvršćivanje obala u rijekama mogu poslužiti kao odskočna daska za širenje alohtonih invazivnih vrsta, naročito iz skupine Peracarida (Crustacea) (Žganec i sur., 2018) ili pak školjkaša *D. polymorpha* (Jude i DeBoe, 1996). Međutim, razmatranje samo lokalne

raznolikosti staništa za upravljanje rijekom nije dovoljno (Palmer i sur., 2010); stoga treba uzeti u obzir procese iza sadašnjeg stanja, potaknute prirodnim ili antropogenim čimbenicima u širim razmjerima.

Morfološka degradacija se smatra bitnim pritiskom na vodotoke pa tako, prema nekim autorima, kanaliziranje vodotoka ima veći utjecaj na zajednicu makrozoobentosa nego organsko opterećenje vode (Horsák i sur., 2009). Utjecaj kanaliziranja na makrozoobentos zbog smanjenja raznolikosti dostupnih staništa, dovodi do gubitka bogatstva svojta (Brooker, 1985). Relativno slabi su odnosi između hidromorfološke degradacije i standardnih indeksa makrozoobentosa (Friberg i sur., 2009). Pri tome RHS HQA rezultat nije značajno korelirao sa Shannonovim indeksom raznolikosti, dok RHS HMS nije značajno korelirao ni s jednom od testiranih metrika raznolikosti, što najviše pripisuju djelovanju višestrukih stresora. Funkcionalna metrika %Pel (udio svojta koje preferiraju pelal u podlozi) najbolje odgovara hidromorfološkim uvjetima za nizinske vodotoke, dok je metrika (%) preferencije zone metarhithral najbolje reagirala na hidromorfološke uvjete za planinske potoke (Dahm i sur., 2013). Nadalje, u njihovom istraživanju, lokalne hidromorfološke varijable poput umjetnog nasipa ili modifikacije staništa uzvodno, imale su mali, ali mjerljiv učinak na metričku varijabilnost za sve skupine organizama. Metrike ASPT, EPT svojte i ICMi (Inter-calibration Common Metric index) općenito su postigle najbolje korelacije s RHS rezultatima, s tim da je najbolja korelacija postignuta za broj porodica i broj svojti EPT skupina u odnosu na prisutnost umjetnih supstrata odnosno HQA indeks (Erba i sur., 2006). S druge strane, indeksi raznolikosti bili su metrike s najlošijim rezultatima. Varijable RHQ slovenske metode procjene hidromorfologije bile su važnije za strukturiranje zajednica makrozoobentosa od varijabli RHM (Petkovska i Urbanič, 2015). Bogatstvo svojta (uključujući ukupan broj EPT svojti) kao i Simpsonov indeks bioraznolikosti makrozoobentosa povećava se s povećanjem pokrivenosti drvećem u obalnoj zoni (Rios i Bailey, 2006).

Obzirom da je utvrđena veza između hidromorfoloških značajki i promjena sa makrozoobentosom, neke europske zemlje su razvile sustav procjene hidromorfološkog stanja na temelju makrozoobentosa. U Njemačkoj je razvijen German Fauna Indeks (GFI) za pojedine vodne tipove, koji se bazira na svojtima koje se pojavljuju kao dominantne na mjestima određenog stupnja morfološke degradacije (Lorenz i sur., 2004). Urbanič (2014) je konstruirao slovenski multimetrički indeks za procjenu hidromorfološkog utjecaja na makrozoobentos u velikim rijekama (SMEIH_{VR}) iz Indeksa riječne faune za velike rijeke (engl. *River Fauna Indeks*

- RFI_{VR}) koji se temelji na odgovorima indikatora na hidromorfološku degradaciju i udjela svojti koje u podlozi preferiraju akal + lithal + psammal (ALP%).

U Hrvatskoj postoji duga tradicija ocjenjivanja kakvoće vode na temelju fizikalno-kemijskih parametara i određenih bioloških elemenata kakvoće (makrozoobentos, fitobentos, fitoplankton), dok je hidromorfološka procjena tek odnedavno postala dio nacionalnog programa praćenja. Međutim, provedbom ODV Hrvatska je preuzela obvezu praćenja i procjene hidromorfološkog stanja svojih vodnih tijela. U tu svrhu objavljena je Metodologija monitoringa i ocjenjivanja hidromorfoloških pokazatelja (2016), temeljena na EN 15843 (EU, 2010). Od početka 2017. do 2021. godine provodilo se sustavno hidromorfološko praćenje radi procjene ukupnog ekološkog stanja vodnih tijela prema ODV (Plantak i sur., 2016; Čanjevac i sur., 2017; Elektroprojekt i Priridoslovno-matematički fakultet, 2018, 2019, 2021). Međutim, istraživanja koja obuhvaćaju utjecaj hidromorfološke degradacije na biotu su rijetka (npr. Vidaković Maoduš, 2022), iako je postignut određeni napredak, posebice u pogledu određenih hidroloških ili morfoloških pritisaka (npr. Žganec i sur., 2013) ili pak na određene skupine makrozoobentosa, npr. Coleoptera (Pakulnicka i sur., 2016), Ephemeroptera (Vilenica i sur., 2022), Odonata (Vidaković Maoduš i sur., 2022). Što se tiče procjene hidromorfološkog stanja na temelju makrozoobentosa, Hrvatska je integrirala slovensku metodu u procjenu stanja velikih rijeka, odnosno modula Opće degradacije, pri čemu se koriste dvije metrike: RFI i ALP%. Operativna lista svojti koja se koristi u izračunu RFI nadopunjena je svojtima koje nalazimo u hrvatskih velikim rijekama (Mihaljević i sur., 2020).

2.4. Multimetrički indeks (MMI)

Metrika (engl. *metric*) je mjerljivi dio ili proces biološkog sustava za koji je empirijski pokazano da mijenja vrijednost duž gradijenta ljudskog utjecaja (Karr i Chu, 1999) te odražava specifične i predvidljive odgovore zajednice na ljudske aktivnosti, bilo na pojedinačni čimbenik utjecaja ili na kumulativne učinke višestrukih ljudskih oštećenja unutar sliva.

Metrike se mogu svrstati u sljedeće skupine:

- Metrike o sastavu/obilju = metrike koje daju relativni udio svojta ili taksonomske skupine u odnosu na njihov ukupni broj ili brojnost (npr. udio Ephemeroptera, broj utvrđenih jedinki Trichoptera u uzorku makrozoobentosa).

- Metrike bogatstva/raznolikosti = metrike koje daju broj vrsta, rodova ili viših svojti unutar određene taksonomske cjeline, uključujući ukupan broj svojti, sve indekse raznolikosti (npr. broj svojta Plecoptera, Margalefov indeks raznolikosti).
- Metrike osjetljivosti/tolerancije = metrike koje se odnose na svojte za koje se zna da su osjetljive ili tolerantne na stresor ili pojedinačni aspekt stresora, koristeći informacije o prisutnosti/odsutnosti ili obilju (npr. saprobni indeks, BMWP biotički indeks).
- Funkcionalne metrike = metrike koje se odnose na ekološku funkciju svojte (osim njihove osjetljivosti na pritisak), kao što su način prehrane, zahtjevi prema određenom tipu staništa, pokazatelji koji se odnose na neke aspekte životnog ciklusa, biometrijski parametri (npr. udio svojta koje preferiraju lital u podlozi, udio predatora u prikupljenom uzorku makrozoobentosa) (Hering i sur., 2006).

Korisna je ona metrika koja se lako mjeri i tumači (Cairns i sur., 1993; Karr i Chu, 2000; Dale i Beyeler, 2001), a to uključuje sljedeće:

- relevantna je za ekosustav koji se proučava i za specificirane ciljeve;
- osjetljiva je na stresor na način da pokazuje linearni odgovor;
- sposobna je dati odgovor koji se može razlikovati od prirodnih varijacija npr. ako su uzorci prikupljeni u različitim godišnjim dobima;
- prikupljanje podataka tj. mjerenje metrike su bezopasni za okoliš te financijski i vremenski isplativi (Vlek i sur., 2004; Verdonschot i Moog, 2006).

S druge strane, metrike treba smatrati neprikladnima ako:

- imaju visoku vremensku i/ili prostornu varijabilnost koja ne dopušta razlikovanje antropogenih utjecaja od prirodne varijabilnosti;
- ne odražavaju ljudske pritiske, odnosno nisu u korelaciji s pritiscima;
- nisu dobro utemeljene na ekološkim načelima i razumijevanju, na primjer, korelacije korištenja zemljišta i načina ishrane bušača (Hering i sur., 2006).

Desetljećima se za procjenu stanja voda, kako u Hrvatskoj tako i u Europi i svijetu, koristila samo jedna metrika, najčešće iz skupine metrika osjetljivosti/tolerancije za procjenu organskog opterećenja (npr. saprobni indeks). Međutim, u novije vrijeme se procjena kakvoće vode preusmjerava s postojećih postupaka praćenja prema integrativnom pristupu specifičnom za određeni vodni tip (ODV, 2000; Heiskanen i sur., 2004). Takav pristup uključuje kombiniranje više različitih metrika u jednu evaluaciju kakvoće vode, odnosno formiranje multimetričkog indeksa (MMI). U MMI se uključuju one metrike koje nedvojbeno pokazuju vezu s određenim

pritiskom, a u većini slučajeva ta se veza utvrđuje korelacijskom analizom između vrijednosti metrike i abiotičkih pokazatelja koji ukazuju na pritisak (Ofenböck i sur., 2004). Koncept multimetričkog indeksa prvi je razvio Karr (1981) kao indeks biotičkog integriteta (IBI) za procjenu kakvoće vodotoka korištenjem zajednica riba. Kasnije se MMI počeo upotrebljavati i za druge skupine indikatora, uključujući makrozoobentos (npr. Kerans i Karr, 1994; Thorne i Williams, 1997; Böhmer i sur., 2004). Multimetrički pristup u biološkoj procjeni kakvoće slatkovodnih ekosustava često se koristi, osobito u SAD-u (Rosenberg i Resh, 1993; Davis i Simon, 1995; Fore i sur., 1996; Carisle i Clements, 1999; Barbour i Yoder, 2000; Resh i sur., 2000; Klemm i sur., 2002). MMI su postali glavni alat u biomonitoringu temeljenom na makrobekralježnjacima unutar ODV EU (Hering i sur., 2004b; Lucke i Johnson, 2009) te su u mnogim zemljama članicama EU, ali i drugim zemljama, MMI su razvijeni za primjenu unutar ODV.

Korištenje MMI pruža integriranu analizu zajednice makrozoobentosa procjenom različitih metrika koje predstavljaju strukturne i funkcionalne aspekte zajednice, kao i tolerancije prema onečišćenju, odnosno, može dati širu perspektivu poremećaja u ekosustavu obzirom da korištene metrike predstavljaju različite komponente kakvoće ekosustava. Metrike koje se najčešće koriste su metrike obilja, bogatstva, dominacije i raznolikosti, postotaka taksonomskih i trofičkih skupina i biotičkih indeksa (Rosenberg i Resh, 1993; Davis i Simon, 1995; Fore i sur., 1996; Carisle i Clements, 1999; Barbour i Yoder, 2000; Resh i sur., 2000; Klemm i sur., 2002). Kombinacija više metrika može umanjiti slabosti pojedinačnih metrika (Barbour i sur., 1999; Resh i sur., 2000). Općenito se pretpostavlja da kombiniranje nekoliko metrika poboljšava pouzdanost i robusnost indeksa, jer se slučajna odstupanja jedne metrike mogu ublažiti drugim metrikama. Odnosno, kombinacijom različitih kategorija metrika (npr. bogatstvo taksona, mjere raznolikosti, udio osjetljivih i tolerantnih vrsta, trofička struktura) koje odražavaju različite uvjete okoliša i aspekte zajednice, multimetrička procjena smatra se pouzdanijim alatom od metoda procjene koje se temelje na jednoj metriki (Barbour i sur., 1995, 1999; Klemm i sur., 2003) pokazujući veću učinkovitost diskriminacije i nižu statističku i vremensku varijaciju (Ofenböck i sur., 2004). Snaga MMI je njegova sposobnost da integrira informacije s razine pojedinca, populacije, zajednice i ekosustava (Karr i Chu, 1999), a s druge strane je i fleksibilan i može se jednostavno prilagoditi dodavanjem ili uklanjanjem metrike ili finim podešavanjem metričkog sustava bodovanja (Gabriels i sur., 2010). Konačni rezultat MMI je mjera bez jedinice, koja se koristi za procjenu ukupnog stanja slatkovodnog sustava na nekoj lokaciji.

MMI specifičan za pojedini stresor može se izvesti samo ako skup podataka uključuje podatke o okolišu koji odražavaju pritisak, ako su u tom skupu podataka prisutni različiti gradijenti pritiska i ako je autekologija ciljane skupine organizama dobro poznata (Hering i sur., 2006). Gradijent okolišnog pritiska u idealnom slučaju uključuje veći broj mjernih postaja određenog vodnog tipa slatkovodnog ekosustava koje pokrivaju cijeli raspon okolišnog pritiska, mora biti pouzdan, objašnjiv te ne smije biti raspršen ili zamagljen prirodnom varijacijom. Rezultati MMI moraju pokazati značajnu korelaciju s gradijentom stresora, a ta korelacija može biti pozitivna ili negativna, bilo preko cijelog gradijenta stresora ili mjerena za njegov dio. Suvišne metrike treba isključiti (koje su međusobno značajno korelirane).

Za razvoj integriranog multimetričkog indeksa ključna je normalizacija temeljnih metrika putem transformacije. Metrike se normaliziraju u tzv. omjer ekološke kakvoće (OEK) (engl. *Ecological Quality Ratio* - EQR) koji pokazuje relativni odnos metrike u usporedbi s referentnom vrijednošću iste metrike. OEK ima vrijednost između 0 i 1, gdje 0 odgovara minimalnom (lošem), a 1 (maksimalnom) vrlo dobrom ekološkom stanju. Interval između 0 i 1 podijeljen je u 5 klasa koje odražavaju vrlo loše, loše, umjereno, dobro i vrlo dobro stanje.

$$OEK(\text{metrika}) = \frac{\text{dobivena vrijednost} - \text{najlošija vrijednost}}{\text{referentna vrijednost} - \text{najlošija vrijednost}}$$

Standardizacija pretpostavlja da svaka metrika ima istu važnost. Sve odabrane metrike, odnosno njihove OEK vrijednosti, se zbroje te se zbroj podijeli s brojem odabranih metrika tj. odabranim se metrikama izračuna srednja vrijednost i taj rezultat predstavlja MMI.

$$MMI = \frac{OEK(\text{metrika}_1) + OEK(\text{metrika}_2) + \dots + OEK(\text{metrika}_n)}{n}$$

Popis utvrđenih svojta s neke mjerne postaje temelj je svih metričkih izračuna. U idealnom se slučaju svaka utvrđena svojta nalazi u autekološkoj bazi podataka koja pokriva ekološke značajke svojte, odnosno različite ekološke preferencije (kao što su tolerancije i sklonosti prema struji vode, kiselosti, organskom opterećenju, supstratu, trofičkom stanju i toksičnim tvarima) i osobine kao što su duljina životnog ciklusa ili broj jaja. Ove su baze podataka ključne za podršku korištenju metrike.

Računalni program Asterics, dizajniran u sklopu AQEM i STAR projekta (Furse i sur., 2006), računa preko 150 različitih metrika od kojih su mnoge razvijene regionalno za određeno područje. U podlozi programa nalazi se velika autekološka baza podataka europskih svojta vodenih makrobeskralježnjaka. Navedeni se program rutinski koristi u izračunu metrika

potrebnih za izračun stanja vode u nacionalnom monitoringu kakvoće površinskih voda, ali i u brojnim znanstvenim istraživanjima.

2.5. Prirodne značajke Republike Hrvatske

Geografski gledano, Republika Hrvatska smještena je na raskrižju Srednje Europe, Balkanskog poluotoka te Sredozemlja. Prema reljefnim obilježjima izdvajaju se tri različite prirodno-geografske cjeline (Plan upravljanja vodnim područjima 2022-2027, NN 84/23):

- Niski panonski i peripanonski prostor na sjeveru (54 % teritorija) – sastoji se od panonske ravnice (do 100 m.n.m.), peripanonskog prostora s manjim ravnicama i pobrđima (do 500 m n.m.) i nekoliko izdvojenih gora viših od 500 m.
- Gorsko - planinski prostor u središnjem dijelu (14 % teritorija) – dinarski krški prostor s najvišim hrvatskim planinama (1.300-1.800 m n.m.) koji dijeli unutrašnjost od jadranskog primorja i čini razvodnicu između crnomorskog i jadranskog sliva.
- Mediteranski prostor ili jadransko primorje na jugu (32 % teritorija) – pripada dinarskom kršu, a obuhvaća otoke, usko obalno područje i zaleđe sjevernog (Istra, Kvarner, Podvelebitsko primorje) i južnog primorja (Dalmacija).

Položaj u umjerenom klimatskom pojasu sjeverne polutke Zemlje (42° 23' – 46° 33') daje Hrvatskoj povoljne i umjerene klimatske prilike, bez polarnih hladnoća i tropskih vrućina. Temperature, padaline, insolacija itd. povoljno su raspoređene te je karakteristična izmjena četiriju godišnjih doba. Udaljenost od Jadranskog mora određuje klimu Hrvatske. Uz obalu je najzastupljenija mediteranska klima s blagim zimama i vrućim ljetima. Područja udaljenija od obale imaju kontinentalnu klimu također s vrućim ljetima, ali hladnim zimama. Klimatske regije koje ujedno predstavljaju i osnovne klimatsko-ekološke prostore određuju prosječne temperature zraka, količine padalina i njihov godišnji hod. Prema Köppenu (Šegota i Filipčić, 2013), svjetski prihvaćenom kriteriju klasifikacije klime, veliko područje Hrvatske ima umjereno toplu kišnu klimu, a vrlo mali dio, planinski vrhunci pod utjecajem su snježnošumske (borealne) klime. Na nadmorskoj visini od 1160 m zamišljena granica između ta dva tipa prolazi kroz cijelu Liku i Gorski kotar te se nalazi na siječanjskoj izotermi od -3 °C (Filipčić, 1998).

2.5.1. Panonsko-peripanonska Hrvatska

Panonsko-peripanonska Hrvatska obuhvaća najveći dip RH. Njezini su istočni dijelovi agrarno najvredniji, s najviše obradivih površina, a Slavonija i Baranja su glavne žitnice. Osnovno obilježje ove regije su nizine s čak 70 % područja nižih od 200 m nadmorske visine. Panonsko-peripanonska zavalala se zimi ispuni hladnim zrakom dok se ljeti jako zagrijava. Padaline su prilično ravnomjerno raspoređene tijekom godine, a najviše ih je u kasno proljeće i jesen. U ovoj regiji riječna je mreža najgušća i tu nalazimo naše najveće rijeke.

Panonsko-peripanonska Hrvatska je najrazvijenija poljoprivredna regija u zemlji, obzirom da se u njoj nalaze najkvalitetnija tla: duboke i plodne crnice (černozem), ritske crnice i gajnjače (dobra smeđa eutrična tla). U nizinskim dijelovima prevladavaju oranice sa žitaricama (kukuruz i pšenica) i industrijskim biljem. U središnjem i zapadnom dijelu savsko-dravskog međurječja najviše ima pseudoglejnih tala koja pogoduju razvoju pašnjaka, oranica manje vrijednosti i rastu drvenastih kultura (voćke, vinova loza). U stočarstvu preteže svinjogojstvo, a gospodarstvo je najrazvijenije u zapadnim krajevima (Bertić i sur., 2001).

2.6. Hidrografija i vodna područja Republike Hrvatske

Klimatska obilježja povoljna su za razvoj površinskih vodotoka u Republici Hrvatskoj s obzirom na njezin geografski smještaj i položaj u sklopu Srednje Europe i Sredozemlja. Prevladava humidni i subhumidni tip klime budući da više oborina pada nego što isparava, a taj višak oborina stvara površinske tokove: potoke, rijeke i jezera. Prosjek godišnje količine oborina u Hrvatskoj je 600-3500 mm (odnosno $\text{dm}^3 \text{m}^{-2}$) (Plan upravljanja vodnim područjima 2022-2027, NN 84/23). Budući da hidrometeorološki uvjeti pogoduju razvoju hidrografske mreže, reljefna struktura terena i hidrogeološka obilježja stijena imaju veći utjecaj na razmještaj rijeka, njihov smjer otjecanja i na gustoću tekućica te upravo ovi faktori uvjetuju neke specifičnosti hidrografske mreže (Šafarek i Šolić, 2011). Prema prosječnoj vodnoj bilanci (analize 30-godišnjeg razdoblja) može se reći da područje Hrvatske obiluje vodama, međutim, raspored količina voda nije povoljan, jer postoji izrazita prostorna i vremenska neravnomjernost u rasporedu vodnoga bogatstva (Plan upravljanja vodnim područjima 2022-2027, NN 84/23).

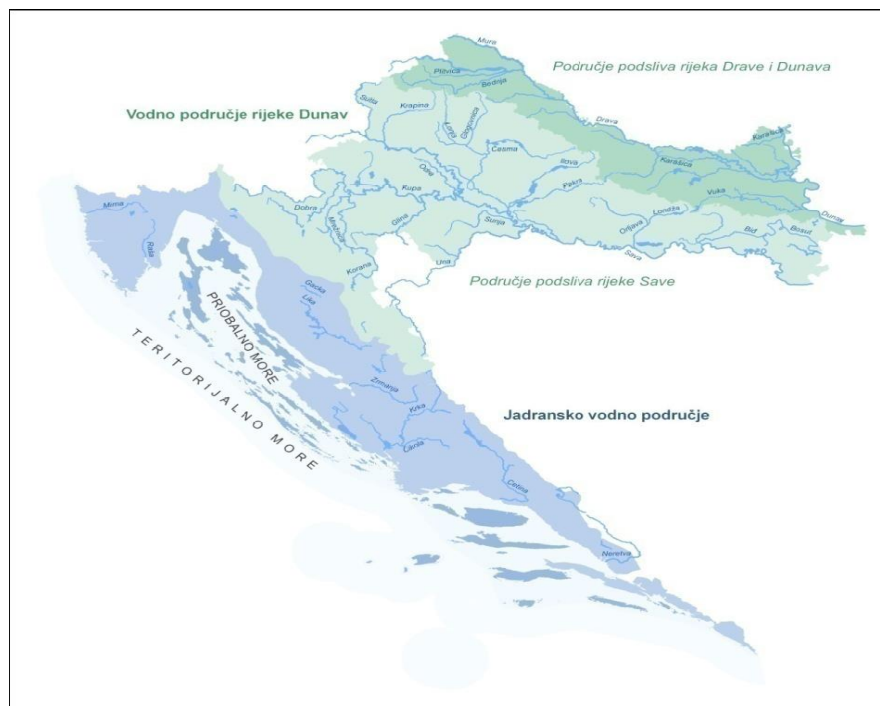
Teritorij Republike Hrvatske hidrografski pripada slivu Jadranskog mora i slivu Crnog mora te je podijeljen na dva vodna područja:

- a) vodno područje rijeke Dunav (crnomorski sliv) površine od 35 111 km², što predstavlja 62 % hrvatskog kopnenog teritorija, i
- b) jadransko vodno područje (jadranski sliv) površine od 18 196 km², što je 38 % (Tablica 1) (Plan upravljanja vodnim područjima 2022-2027, NN 84/23).

Granica između vodnih područja prati prirodnu hidrografsko-hidrogeološku vododjelnicu koja je vezana uz pojavu vodonepropusnih klastita i slabo vodopropusnih dolomita u planinskom području Gorskog kotara i Like (Slika 1.) (Biondić, 1996).

Tablica 1. Vodna područja u RH s pripadajućim površinama

	Vodno područje rijeke Dunav (km ²)	Jadransko vodno područje (km ²)	Područje teritorijalnog mora (km ²)	Republika Hrvatska (km ²)
kopno	35 111	18 196		53 307
otoci		3263	4	3267
more		13 848	17 718	31 566
UKUPNO	35 111	35 307	17 722	88 140



Slika 1. Vodna područja i podslivovi sa značajnijim vodotocima (Plan upravljanja vodnim područjima 2022-2027, NN 84/23)

2.6.1. Vodno područje rijeke Dunav

2.6.1.1. Geološke i litološke značajke

Na prostoru vodnog područja rijeke Dunav izdvajaju se dvije geografske cjeline, panonska zavala na sjeveru i gorsko-planinski prostor na jugu. Panonska zavala je nastala tektonskim uleknućem u tercijaru, koje je ispunjavalo Panonsko more. Panonsko područje sastoji se od aluvijalnih i diluvijalnih ravnica nadmorske visine 80 - 135 m.n.m. i osamljenih gorskih masiva (Požeška gora, Dilj, Papuk, Psunj, Krndija, Moslavačka gora, Bilogora, Medvednica i Kalnik) građeni od starijih silicijskih stijena kristaliničnih škriljevaca i eruptivnih stijena paleozoiske i mezozoiske starosti. Zrinska gora s Petrovom gorom na rubnom južnom dijelu panonske regije također pripada starim stijenama koje izgrađuju paleozoiski, mezozoiski i tercijarni klastiti. U jugozapadnom dijelu Zrinske gore javljaju se magmatiti i metamorfiti. Po litološkom i geološkom sastavu najveći dio panonskog područja pripada silikatnim kvartarnim naslagama, a vapnenačke stijene nalaze se samo u najvišim gorskim područjima. Na području prevladava površinsko otjecanje s brojnim rijekama i potocima (Plan upravljanja vodnim područjima 2022-2027, NN 84/23).

2.6.1.2. Klimatska obilježja

Kontinentalno klimatsko područje obuhvaća sjeverni dio vodnog područja, do granice između sliva Kupe i Odre. Karakteriziraju ga prosječne godišnje oborine u rasponu 900 – 1000 mm na zapadu do 650 mm u istočnoj Slavoniji. Najviše oborina padne u lipnju, a najmanje u veljači. Oko 60 % ukupnih godišnjih oborina padne u vegetacijskom dijelu godine. Na temperaturu zraka dominantno utječe nadmorska visina pa se najviše temperature javljaju u najnižim predjelima istočne Slavonije, gdje prosječne višegodišnje temperature zraka iznose 11 – 12 °C (Plan upravljanja vodnim područjima 2022-2027, NN 84/23).

2.6.1.3. Zemljišni pokrov

Okolo 50 % ukupne površine vodnoga područja su poljoprivredne ili pretežito poljoprivredne površine, šume sudjeluju s 36 %, a izgrađene (umjetne) površine s 3 % (Tablica 2). Struktura pokrova se vrlo razlikuje po područjima podslivova: podsliv Save ima nadprosječnu zastupljenost šuma (41 %), na račun poljoprivrednih površina (45 %), a na podslivu Drave i Dunava dominiraju poljoprivredne površine (63 %), sa znatno manjim udjelom šuma (24 %). Na području podsliva Drave i Dunava ima znatno više močvarnih i vodenih površina (4 %) od

prosjeaka vodnoga područja (1,7 %) (Plan upravljanja vodnim područjima 2022-2027, NN 84/23).

Tablica 2. Namjena zemljišta u vodnom području rijeke Dunav (Plan upravljanja vodnim područjima 2022-2027, NN 84/23)

	km ²
Izgrađeno i pretežno izgrađeno	1292
Poljoprivredno i pretežno poljoprivredno	17 085
Šume	12 764
Ostale prirodne površine	3379
Močvare i druga vlažna staništa	154
Vodene površine	437
More	-
Ukupno	35 111

2.6.1.4. Hidrologija i riječna mreža

Vodno područje rijeke Dunav ima veliku koncentraciju površinskih voda i razgranatu mrežu tekućica (Tablica 3, Plan upravljanja vodnim područjima 2022-2027, NN 84/23), osobito u svom panonskom dijelu. Gustoća hidrografske mreže iznosi 0,3 km km⁻² ako se računaju vodotoci sa slivnom površinom većom od 10 km², odnosno 1,6 km km⁻² uzmu li se u obzir svi evidentirani vodotoci.

Tablica 3. Pregled površinskih voda po kategorijama u vodnom području rijeke Dunav (Plan upravljanja vodnim područjima 2022-2027, NN 84/23)

RIJEKE		
Rijeke - ukupno	km	58 128
Rijeke sa slivnom površinom ispod 10 km ²	km	47 542
Rijeke sa slivnom površinom iznad 10 km ²	km	10 586
JEZERA		
Jezera – ukupno	km ²	126,57
Jezera s površinom vodnog lica ispod 0,5 km ²	km ²	1,81
Jezera s površinom vodnog lica iznad 0,5 km ²	km ²	124,76

Na ovom području prevladavaju nizinske rijeke čije je glavno obilježje mogućnost pomicanja svojeg korita, odnosno mogu premještati sediment. Rijeka na jednoj strani erodira obalu, a na drugoj taloži sediment. Ovisno o snazi rijeke, vrsti podloge i nagibu, mijenja se brzina erozije. Rijeka jedan dio obale sve više produbljuje pa tako nastaje meandar, odnosno zavoj. Suprotna

strana ostaje spora i s malo energije pa se ovdje sediment taloži u obliku šljunčanih, pješčanih ili muljevitih nanosa, odnosno sprudova (Šafarek i Šolić, 2011).

Velike rijeke stvaraju poplavna područja. Nalazimo ih uz sve naše velike rijeke, a dva najveća svakako su Kopački rit uz Dravu i Dunav, te Lonjsko polje uz Savu. Te poplavne nizine obiluju izuzetno bogatom prirodom, a biljke i životinje koje tamo žive prilagođene su stalnim ciklusima poplava i sušnih razdoblja (Šafarek i Šolić, 2011).

Najveće rijeke na vodnom području su Dunav, Sava, Drava, Kupa i Mura vrlo velike slivne površine (više od 10 000 km²) (Tablica 4, Plan upravljanja vodnim područjima 2022-2027, NN 84/23). Velike rijeke, sa slivnom površinom od 1000 do 10 000 km², uključuju Krapinu, Lonju Trebež, Česmu, Ilovu-Pakru, Orljavu, Biđ-Bosut te Dobru, Koranu, Glinu i Unu na području podsliva rijeke Save te Karašicu-Vučicu, Baranjsku Karašicu i Vuku na području podsliva rijeka Drave i Dunava. Osim toga, ima 50-ak rijeka na području podsliva rijeke Save i 15-ak rijeka na području podsliva rijeka Drave i Dunava koji imaju srednjeveliku slivnu površinu (od 100 do 1000 km²). Područje je siromašno prirodnim jezerima. Najpoznatija jezera i nacionalni park su Plitvička jezera, koja čini 16 jezera nanizanih u kaskadi s visinskom razlikom od 133 metra.

Tablica 4. Slivne površine, duljina i srednji protok (mjereno na najnižvodnijoj postaji u RH) najvećih rijeka u RH (Plan upravljanja vodnim područjima 2022-2027, NN 84/23)

rijeka	slivna površina (km ²)		duljina (km)		srednji protok u Hrvatskoj (m ³ s ⁻¹)
	ukupno	Hrvatska	ukupno	Hrvatska	
Dunav	816 950	9135	2857	138	2852
Sava	95 419	25 770	946	510	1134
Drava	41 238	7015	749	323	552
Mura	14 149	473	493	83	170

2.6.1.4.1. Rijeka Dunav

Dunav je sa svojih 2857 km druga rijeka u Europi po duljini (iza Volge). Protječe kroz devet europskih država ili je njihova granična rijeka (Njemačka, Austrija, Slovačka, Mađarska, Hrvatska, Srbija, Rumunjska, Bugarska i Ukrajina), a sliv mu dodatno obuhvaća još deset zemalja (Albanija, Bosna i Hercegovina, Republika Češka, Italija, Makedonija, Moldavija, Crna Gora, Poljska, Slovenija, Švicarska) (ICPDR, Dunav, 2021). Porječje Dunava obuhvaća površinu od 817 000 km², odnosno 7,8 % europskog prostora i 83 milijuna ljudi. U Dunav utječe oko 300 pritoka, od kojih je više od 30 plovnih (Dunav 2021). Izvire u Njemačkoj na istočnim

padinama Schwarzwalda spajanjem dviju rječica, Brigacha i Brega, te narednih 687 km teče kroz Njemačku nakon čega ulazi u Austriju gdje mu je duljina toka 350 km. Dunav čini i južnu granicu Republike Slovačke prvo s Austrijom, a potom s Mađarskom, nakon čega ulazi u Mađarsku. Granična je rijeka između Hrvatske i Srbije s čak 137 km duljine toka. Nakon Srbije, Dunav je sljedećih 500 km granica Rumunjske i Bugarske. Delta u Rumunjskoj se sastoji od tri rukavca, od kojih jedan graniči s Ukrajinom, a drugi s Moldavijom. Na vodni režim u gornjem toku velik utjecaj imaju alpski pritoci, pa Dunav ima nivalni režim s najvišim vodostajem u ljetnim mjesecima, a najnižim u zimskim. Međutim, kad primi vode Tise i Save, koja je njegov najbogatiji prtok, vodni režim Dunava poprima nove značajke, gdje su najviši vodostaji u travnju i svibnju, a najniži u rujnu i listopadu. Dunav se zaleđuje samo za jakih zima; u donjem toku debljina leda može iznositi i do 60 cm te se tada plovidba obustavlja od polovice prosinca do početka ožujka.

Dunav je kroz povijest, a i danas, uvijek bio važan međunarodni plovni put. Posebno značenje u plovnosti Dunava imaju kanali, koji su već od 18. stoljeća imali veliko značenje u povezivanju s ostalim porječjima. Izgrađen je Ludwigov kanal (1836–45) u Njemačkoj, koji povezuje Kelheim na Dunavu i Bamberg na Majni, zatim Veliki kanal (123 km), koji se pruža od Bezdana do Bečeja, i Mali bački kanal (66 km) u Srbiji. Danas je kanalska mreža mnogo bolje uređena; izgrađeni su novi hidrosustavi (Dunav–Tisa–Dunav u Srbiji i dr.), koji su znatno pridonijeli regulaciji plovnosti u porječju Dunava. Izgradnjom 64,2 km dugog kanala Dunav–Crno more (dovršen 1984. godine) koji se pruža između Cernavode i Agigee kraj Constanțe, skraćena je plovidba Dunavom za 400 km, pa je time znatno smanjen i promet u kanaliziranom rukavcu Sulini. Veliko međunarodno značenje ima i 171 km dug kanal Majna–Dunav, završen 1992., koji povezuje Dunav preko Rajne (Rajna–Majna–Dunav) sa Sjevernim morem (duljina oko 3500 km) (Dunav, 2021).

Radi očuvanja bogatstva flore i faune (oko 300 vrsta ptica, 45 vrsta slatkovodnih riba) šire područje delte Dunava proglašeno je rezervatom biosfere 1990., a 1991. uvršteno u UNESCO-ov popis svjetske prirodne baštine (Šafarek i Šolić, 2011; Dunav, 2021).

2.6.1.4.2. Rijeka Sava

Rijeka Sava je najdulja rijeka u Hrvatskoj sa 510 km duljine toka. Izvire u Sloveniji u Julijskim Alpama spajanjem Save Dolinke i Save Bohinjke kod mjesta Radovljica, a protječe kroz Sloveniju, Hrvatsku, Bosnu i Hercegovinu te Srbiju gdje je ušće u Dunav u Beogradu. Sliv rijeke Save obuhvaća i Crnu Goru, a malim dijelom i Albaniju. Procjenjuje se da u porječju rijeke Save živi nešto više od 8 milijuna ljudi. Sava je u gornjem toku dijelom planinskoga karaktera te je velik dio rijeke visoko modificiran izgradnjom niza velikih hidroelektrana (Slovenija), dok je u srednjem i donjem toku izrazita ravničarska rijeka. Od izvora do ušća u Dunav visinska razlika rijeke iznosi 1155 m, s prosječnim padom toka od 122 cm km^{-1} . To je vrlo velik, ali neravnomjerno raspoređen pad; Sava Dolinka do Radovljice ima prosječni pad od 2195 cm km^{-1} , dio gornje Save od Radovljice do ušća Sutle 146 cm km^{-1} , a srednja i donja Sava samo $9,1 \text{ cm km}^{-1}$ (Sava, 2021). Duž cijelog svojeg toka prima vodu iz gotovo 250 pritoka, a desne su joj pritoke znatno snažnije od lijevih. Sava se u cijelosti preobražava nizvodno od Siska, odakle je i plovna, te postaje prava ruralna rijeka kojoj nisko poplavno područje sprečava značajniji ekonomski razvoj (Šafarek i Šolić, 2011).

Čak 64 % toka rijeke Save zaštićeno je u različitim kategorijama, a neka područja poput Parka prirode Lonjsko polje uvrštena su na Ramsarski popis vlažnih područja obzirom na međunarodni značaj i iznimnu vrijednost (Šafarek i Šolić, 2011).

2.6.1.4.3. Rijeka Drava

Drava je druga po duljini rijeka u Hrvatskoj, a od nje je dulja jedino Sava. Najveći dio njezina toka nalazi se upravo u Hrvatskoj. Izvire u Italiji u južnom Tirolu kod jezera Dobbiaco, nakon čega vrlo brzo ulazi u Austriju i teče kao gorska rijeka podno Alpa kroz pokrajinu Korušku. Potom ulazi u Sloveniju gdje prolazi kroz mnoga naselja. U svojem gornjem, a naročito u srednjem toku, Drava je jako izmijenjena s čak 19 izgrađenih brana te je obuzdana brojnim regulacijama toka. Rijeka Drava ima pluvijalno-glacijalni (kišno-ledenjački) vodni režim kojeg karakterizira mala vodnost zimi, a velika u drugoj polovici proljeća i početkom ljeta. Tako se najmanji protoci javljaju u siječnju i veljači, dok se velike vode javljaju u svibnju, lipnju i srpnju uslijed otapanja snijega i leda i pojave godišnjih maksimuma oborina (Plan upravljanja vodnim područjima 2022-2027, NN 84/23).

Granicu Hrvatske i Slovenije čini akumulacija Ormož, a potom joj se tok odvaja u dva pravca. Jedan je umjetni kanal, s golim betoniranim obalama. Drugi tok (Stara Drava) je potpuno drukčiji, sa šljunkovitim obalama, niskim grmljem i drvećem. Nakon grada Varaždina nalazi se druga brana u Hrvatskoj – HE Čakovec, a iza nje slijedi i treća i najveća – HE Dubrava. Kod naselja Donja Dubrava konačno se spajaju Kanal i Stara Drava. Drava se u Dunav ulijeva 19 km nizvodno od grada Osijeka, nedaleko od mjesta Aljmaš (Šafarek i Šolić, 2011). Drava je jedna od posljednjih europskih nizinskih rijeka koja je na pojedinim dijelovima očuvala prirodnu dinamiku, a time zadržala golemu biološku raznolikost (Šafarek i Šolić, 2011).

2.6.1.4.4. Rijeka Mura

Rijeka Mura najsjevernija je hrvatska rijeka, ujedno i prirodna granica prema Sloveniji i Mađarskoj. Izvire u Austriji (Visoke Ture), a do Hrvatske dolazi tokom kroz Austriju, Sloveniju i Mađarsku. Najveći dio toka je u Austriji, 295 km, potom teče Slovenijom, a na ulasku u Hrvatsku prelazi iz srednjeg u donji tok. Rijeka obilato meandrira. U Dravu se ulijeva kod Legrada. Mura je jedna od posljednjih značajno očuvanih nizinskih rijeka poznata po svojim meandrima i očuvanoj poplavnoj nizini s mrtvicama i meandrima i to posebno u svojem donjem toku, obzirom da je na austrijskom i slovenskom dijelu toka izgrađeno čak 26 brana, a još nekoliko ih je u planu (Šafarek i Šolić, 2011). Mura je uz Dravu dio regionalnog Parka Mura-Drava te Rezervata biosfere Mura-Drava-Dunav (Šafarek i Šolić, 2011).

3. MATERIJALI I METODE

3.1. Područje istraživanja

Istraživanje je provedeno na 49 mjernih postaja na četiri velike rijeke u Hrvatskoj (sliv >10 000 km²): Sava (SA) (21 mjerna postaja), Drava (DR) (21 mjerna postaja), Mura (MU) (3 mjerne postaje) i rijeka Dunav (DA) (4 mjerne postaje), a sve se nalaze u Panonskoj ekoregiji (ER11) (Illies, 1978) (Tablica 5, Slika 2). U istraživanje su uključene dvije od tri akumulacije na rijeci Dravi, kako u litoralnoj zoni tako i u sredini akumulacije. Prema hrvatskoj nacionalnoj riječnoj tipologiji, dio toka rijeke Save na kojima su smještene mjerne postaje SA1-SA5 (= "Srednja Sava"), čitava dionica rijeke Mure (MU1-MU3 = "Donja Mura") i dio toka rijeke Drave na kojem su smještene mjerne postaje DR1-DR12 (= "Srednja Drava") klasificirani su kao "Vrlo velike nizinske rijeke - donji tok rijeke Mure i srednji tok rijeka Save i Drave" (HR-R_5B). Dio toka rijeke Save na kojem su lokacije SA6-SA21 (= "Donja Sava") i dio toka rijeke Drave na kojem su lokacije DR13-DR18 (= "Donja Drava") pripadaju „Vrlo velikim nizinskim rijekama - donji tok Save i Drave" (HR-R_5C), dok je čitava dionica rijeke Dunav klasificirana kao „Vrlo velike nizinske rijeke – Dunav" (HR-R_5D) (Uredba o standardu kakvoće voda, Narodne novine br. 96/19, 20/23).

Međutim, neka se vodna tijela smatraju za jako izmijenjena kao posljedica velikog opsega ljudskih aktivnosti, zbog čega su tipologija i sustav ocjenjivanja prilagođeni (Tablica 6).

Tablica 5. Popis istraživanih mjernih postaja s koordinatama, udaljenošću od Dunava te nadmorskom visinom.

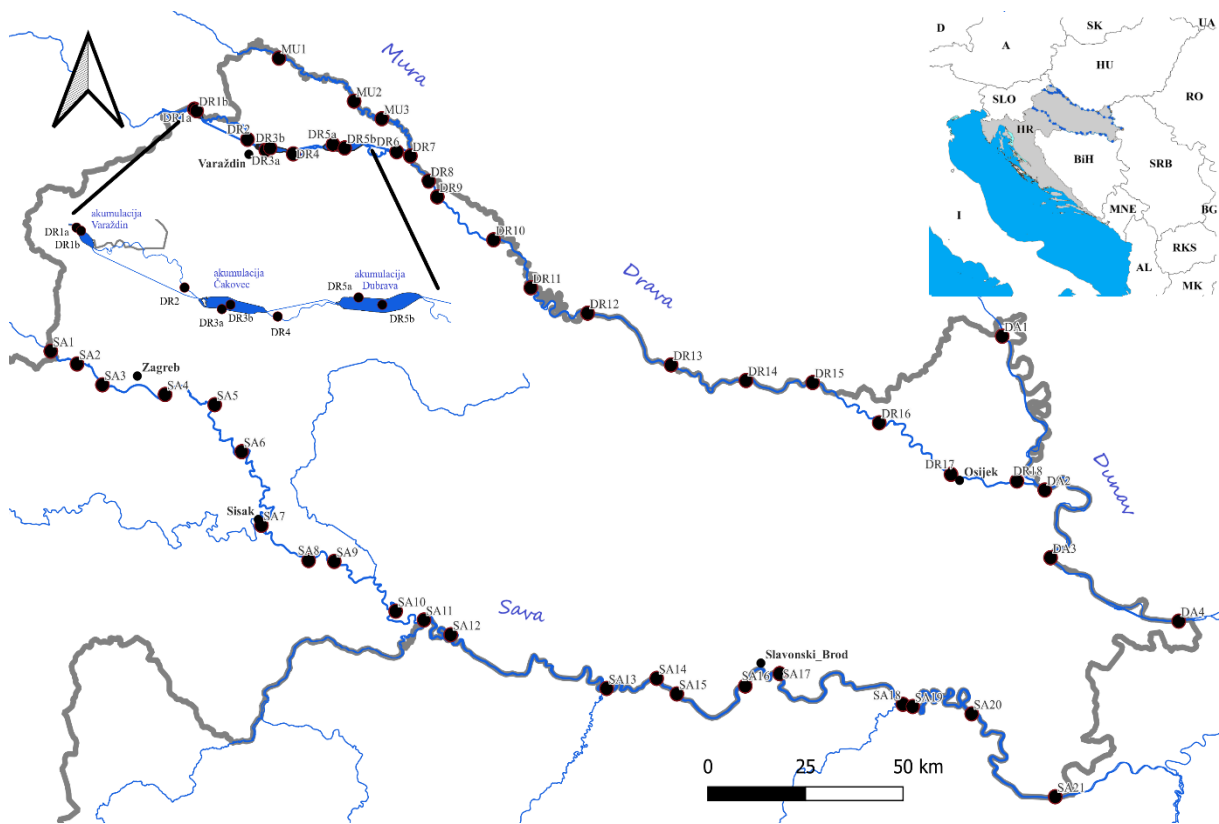
kratica	mjerna postaja	koordinate		udaljenost od Dunava (km)	nadmorska visina (m)
		N	E		
SA1	Sava, Drenje/Jesenice	45°51'38.9"	15°41'31.2"	712,6	131
SA2	Sava, Medsave	45°50'10.1"	15°46'07.8"	704,5	128
SA3	Sava, Jankomir	45°47'34.7"	15°51'11.9"	696	120
SA4	Sava, Petruševac	45°46'05.5"	16°03'55.3"	676,4	101
SA5	Sava, Rugvica	45°43'53.3"	16°13'08.7"	659,6	97
SA6	Sava, Lijevi Dubrovčak	45°38'32,6"	16°19'7,9"	638,9	96
SA7	Sava, Galdovo	45°29'05.9"	16°23'36.6"	596,1	93
SA8	Sava, Lukavec (nizvodno od utoka Kupe)	45°24'04.9"	16°32'20.5"	579	92
SA9	Sava, Kratečko	45°23'57,6"	16°37'21,9"	566,8	90
SA10	Sava, Krapje	45°17'19"	16°49'23,8"	533,5	90
SA11	Sava, Jasenovac (uzvodno od utoka Une)	45°15'49.9"	16°53'50.3"	517,4	89
SA12	Sava, Mlaka	45°14'9"	17°0'9,2"	493,5	88

Tablica 5. (nastavak)

kratica	mjerna postaja	koordinate		udaljenost od Dunava (km)	nadmorska visina (m)
		N	E		
SA13	Sava, Davor (uzvodno od utoka Vrbasa)	45°06'57.2"	17°30'13.2"	426,7	85
SA14	Sava, Pričac (nizvodno od utoka Vrbasa)	45°08'02.4"	17°40'20.2"	407,6	84
SA15	Sava, Sl.Kobaš (uzvodno od utoka Orljave)	45°05'55.8"	17°44'15.3"	401	83
SA16	Sava, Migalovci (uzvodno od Sl. Broda)	45°06'13.0"	17°55'43.3"	375,9	82
SA17	Sava, Ruščica (nizvodno od Sl. Broda)	45°08'25.6"	18°04'22.8"	361,1	82
SA18	Sava, Sl. Šamac (uzvodno od utoka Bosne)	45°04'17.6"	18°28'00.2"	312,8	78
SA19	Sava, Sl. Šamac (nizvodno od utoka Bosne)	45°03'42.9"	18°29'46.8"	310	78
SA20	Sava, uzvodno od Županje	45°02'25.8"	18°41'45.3"	259,7	76
SA21	Sava, Račinovci	44°51'04.8"	18°57'34.4"	212,4	75
MU1	Mura, Mursko Središće	46°31'05.2"	16°25'52.9"	305,6	155
MU2	Mura, Goričan	46°24'57.7"	16°41'49.2"	271,2	141
MU3	Mura, Kotoriba	46°22'48,2"	16°47'00,3"	256,6	135
DA1	Dunav, Batina	45°51'51.7"	18°50'16.5"	0	82
DA2	Dunav, Aljmaš	45°32'03.6"	18°58'46.8"	0	78
DA3	Dunav, Borovo	45°22'50.5"	18°58'03.1"	0	75
DA4	Dunav, Ilok	45°13'45.6"	19°20'24.4"	0	73
DR1a	Drava, Ormož	46°24'00.4"	16°09'40.1"	297,2	187
DR1b	Drava, Ormož, akumulacija (litoral)	46°24'4,2"	16°09'31,9"	296,3	186
DR2	Drava, uzvodno od Varaždina	46°20'04.9"	16°20'09.6"	281,5	167
DR3a	Drava, akumulacija Čakovec (litoral)	46°18'42.3"	16°23'16.2"	276,5	166
DR3b	Drava, akumulacija Čakovec (sredina)	46°18'38,5"	16°23'49,4"	275,8	165
DR4	Drava, nizvodno od Varaždina	46°18'09.0"	16°29'18.1"	268,5	155
DR5a	Drava, akumulacija Dubrava (litoral)	46°19'29.0"	16°36'15.6"	258,2	148
DR5b	Drava, akumulacija Dubrava (sredina)	46°19'25,1"	16°37'14,1"	257,4	147
DR6	Drava, Donja Dubrava	46°18'24.2"	16°49'57.3"	241,7	131
DR7	Drava, Legrad	46°18'34.8"	16°51'31.8"	237,8	128
DR8	Drava, Botovo	46°14'26.7"	16°56'12.6"	226,2	125
DR9	Drava, Komatnica (Torovi)	46°12'22.7"	16°58'00.6"	221,1	120
DR10	Drava, Novo Virje	46°06'41.2"	17°08'25.1"	200,9	111
DR11	Drava, Podravske Sesvete	46°00'11.3"	17°16'28.1"	181,6	103
DR12	Drava, Terezino Polje	45°56'43.0"	17°27'42.0"	152,7	99
DR13	Drava, Kapinci (Vrbovka)	45°49'41.5"	17°44'06,5"	124,2	96
DR14	Drava, Podravska Moslavina	45°47'26.5"	17°58'51.9"	100,2	89
DR15	Drava, Donji Miholjac	45°47'11.7"	18°11'19.1"	79,8	86
DR16	Drava, Belišće	45°41'25.7"	18°25'00.8"	54,4	82
DR17	Drava, uzvodno od Osijeka	45°34'21.8"	18°38'48.5"	23,7	79
DR18	Drava, Sarvaš, 5 km od utoka	45°33'10.9"	18°51'51.3"	5	79

Tablica 6. Raspodjela mjernih postaja po pripadajućim vodnim tipovima ovisno o vodnom tijelu (prirodno, znatno izmijenjeno - tekućica i znatno izmijenjeno – stajaćica)

vodna tijela	vodni tip	postaje
prirodna vodna tijela	HR-R_5B, HR-R_5C, HR-R_5D	SA1-SA5, MU1- MU3, DR2, DR4, DR8-DR12 SA6-SA7, SA12-SA16, DR13-DR16 DA1-DA4
znatno izmijenjena vodna tijela - tekućice	HR-K_4 HR-K_5 HR-K_6A	SA8, SA9, SA10, SA11, SA17, SA18, SA19, SA20, SA21, DR17, DR18 DR6, DR7 DR1a
znatno izmijenjena vodna tijela - stajaćice	HR-AP_5A	DR1b, DR3a, DR3b, DR5a, DR5b



Slika 2. Istraživano područje na velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH s mjernim postajama. U gornjem desnom uglu je karta JI Europe s označenim položajem Republike Hrvatske (sivo) te ucrtanim mjernim postajama (plave točke). Na velikoj karti je uvećano područje dravskih akumulacija s pripadajućim mjernim postajama.



Slika 3. Neke od istraživanih mjernih postaja: a) Sava, Jesenice/Drenje (SA1); b) Sava, Jankomir (SA3); c) Sava, nakon utoka Bosne; d) Sava, Račinovci (SA21); e) Drava, Novo Virje; f) Drava, Terezino Polje; g) Drava, Podravska Moslavina; h) Drava, Sarvaš, 5 km od rffutoka u Dunav; i) Dunav, Batina (DA1); j) Dunav, Ilok (DA4) k) Mura, Mursko Središće (MU1); l) Mura, Goričan (MU2)

3.2. Prikupljanje i analiza prikupljenih podataka

3.2.1. Voda

Uzorci vode prikupljeni su 4 puta (ožujak, srpanj, listopad, prosinac) tijekom 2015. godine te 4 puta (ožujak, svibanj, kolovoz, prosinac) tijekom 2016. godine. Jedan je uzorak prikupljen početkom 2017. godine (Tablica P1, poglavlje Prilozi). Na mjernim postajama, gdje je to bilo moguće, uzorkovanje je obavljeno s mosta iz matice rijeke, dok je u slučajevima gdje nije bilo mostova uzorkovanje obavljeno s obale uranjanjem posude za uzorkovanje do 0,5 m ispod površine vode. Također, bočice za uzorke, kada je to bilo moguće, punile su se izravnim uranjanjem u rijeku te se pri tome izbjegavalo uzorkovanje površinskog filma. Bočice su isprane s uzorkom vode tri puta prije nego što je uzorak za analizu.

Uzorci su preneseni u laboratorij dobro začepljeni i zaštićeni od prekomjerne topline jer se kakvoća uzorka može brzo promijeniti zbog izmjene plinova, kemijskih reakcija i metabolizma mikroorganizama. Uzorci koji se nisu mogli analizirati u jednom danu bili su konzervirani ili pohranjeni u skladu s propisanom normom. Za čuvanje uzoraka u kratkim razdobljima (do tjedan dana) uzorci su pohranjeni na temperaturi od 2 °C do 5 °C u za to predviđenim laboratorijskim hladnjacima.

Sa svake mjerne postaje analizirano je 20 fizikalno-kemijskih pokazatelja prema standardnim analitičkim metodama za ocjenu kakvoće površinskih voda (ISO norme) (Tablica 7): temperatura vode (°C) (= Temp.), pH, električna vodljivost ($\mu\text{S cm}^{-1}$) (= El.Vodlj), ukupna suspendirana krutina (mg dm^{-3}) (= TSS), alkalinitet m-vrijednost ($\text{mg CaCO}_3 \text{ dm}^{-3}$) (= alk), ukupna tvrdoća ($\text{mg CaCO}_3 \text{ dm}^{-3}$) (= TH), otopljeni kisik ($\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$) (= O_2), zasićenost kisikom (%) (= % O_2) biološka potrošnja kisika ($\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$) (= BPK₅), kemijska potrošnja kisika ($\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$) (=KPK-Mn), amonij (mg N dm^{-3}) (= NH_4^+), nitriti (mg N dm^{-3}) (= NO_2^-), nitrati (mg N dm^{-3}) (= NO_3^-), ukupni dušik (mg N dm^{-3}) (=TN), organski dušik (mg N dm^{-3}) (=org. N), ortofosfati (mg P dm^{-3}) (= PO_4^{3-}), ukupni fosfor (mg P dm^{-3}) (=TP), ukupni organski ugljik (mg dm^{-3}) (= TOC), kloridi ($\text{mg Cl}^- \text{ dm}^{-3}$) (= Cl^-) i sulfati ($\text{mg SO}_4^{2-} \text{ dm}^{-3}$) (= SO_4^{2-}).

Određeni podaci u fizikalno-kemijskim analizama nedostaju bilo da uzorci nisu bili prikupljeni ili nisu bili upotrebljivi zbog nekog razloga. U tim slučajevima je u daljnjim statističkim analizama korištena srednja vrijednost svih ostalih podataka te mjerne postaje, osim u slučaju pokazatelja temperatura vode gdje je korištena srednja vrijednost najbliže uzvodne i nizvodne

postaje u tekućem mjesecu. Svi takvi uzorci i pojedinačna mjerenja fizikalno-kemijskih pokazatelja prikazana su u poglavlju Prilozi u Tablicama S1-S4.

Tablica 7. Popis korištenih metoda za uzorkovanje i analizu fizikalno-kemijskih pokazatelja vode u istraživanju velikih rijeka u Republici Hrvatskoj tijekom 2015. – 2016. godine

	Naziv metode	referentna norma	medij
		HRN ISO 5667-1:2008	
1	Uzorkovanje - Postupak uzorkovanja za kemijske pokazatelje	HRN ISO 5667-3:2018 HRN ISO 5667-6:2016	voda
2	Određivanje pH-vrijednosti	HRN EN ISO 10523:2012	voda
3	Određivanje električne vodljivosti	HRN EN 27888:2008	voda
4	Određivanje suspendiranih tvari	HRN EN 872:2008	voda
5	Određivanje ortofosfata amonij-molibdat spektrometrijskom metodom	HRN EN ISO 6878-2008	voda
6	Određivanje TN	HRN EN 20236:2021	voda
7	Određivanje ukupnog i otopljenog organskog ugljika	HRN EN 20236:2021	voda
8	Određivanje ukupnog alkaliteta	HRN EN ISO 9963-1:1998	voda
9	Određivanje otopljenog kisika elektrokemijska metoda	HRN EN ISO 5814:2013	voda
10	Određivanje BPK ₅	HRN EN 1899-1:2004	voda
11	Određivanje permanganatnog indeksa	HRN EN ISO 8467:2001	voda
12	Određivanje otopljenih kationa ionskom kromatografijom	HRN EN ISO 14911:2001	voda
13	Određivanje otopljenih aniona ionskom kromatografijom	HRN EN ISO 10304-1:2009	voda

3.2.2. Sediment

Riječni sediment je uzorkovan jednom u razdoblju istraživanja u skladu s preporukama iz Smjernica br. 25 (European Commission, 2010), a kemijski pokazatelji analizirani iz sedimenta bili su (u mg kg⁻¹):

- glavni elementi: aluminij (Al), kalcij (Ca), željezo (Fe), kalij (K), magnezij (Mg) i natrij (Na);
- sporedni elementi: mangan (Mn) i titan (Ti);
- elementi u tragovima: arsen (As), bor (B), berilij (Be), kadmij (Cd), krom (Cr), kobalt (Co), bakar (Cu), litij (Li), nikal (Ni), molibden (Mo), olovo (Pb), rubidij (Rb), antimon (Sb), kositar (Sn), stroncij (Sr), talij (Tl), uran (U), vanadij (V) i cink (Zn);
- hranjive tvari: ukupni dušik (TN) i ukupni fosfor (TP) i
- organska tvar = organski ugljik (TOC).

Koncentracije glavnih elemenata i TOC-a preračunate su u udjele (postotke) suhe mase uzorka sedimenta zbog njihove visoke koncentracije u sedimentu. Na svakoj mjernoj postaji

prikupljena su najmanje tri poduzorka površinskog sedimenta na površini od nekoliko četvornih metara, čime je formiran zbirni (kompozitni) uzorak. Svaki prikupljeni uzorak sedimenta je u laboratoriju prosijan sitom $< 63 \mu\text{m}$ (model Retsch AS200) i potom osušen u termostatu na temperaturi od $40 \text{ }^\circ\text{C}$. Oko $0,1 \text{ g}$ uzorka sedimenta degenerirano je sa smjesom kiselina, $2,5 \text{ mL}$ suprapur nitratne kiseline (68 %) i $7,5 \text{ mL}$ puriss klorovodične kiseline (37 %), koji zapravo čine jako oksidacijsko otapalo zlatotopku, u Anton Paar Multiwave 3000 pećnici u skladu s normom ISO 11466 (Kvaliteta tla - Ekstrakcija elemenata u tragovima topivih u aqua regia). Elementi u sedimentu detektirani su induktivno spregnutom plazma spektrometrijom mase na ICPMS Elan 9000 (Perkin Elmer) s otopinom od $20 \mu\text{g dm}^{-3}$ Ge, Re, In i Rh kao internim standardima. Kalibracijske krivulje za mjerene elemente kao i dodani interni standard izrađene su korištenjem višeelementnog kalibracijskog standarda Perkin Elmer. Kontrola kvalitete ICP-MS metode provedena je analizom elemenata od interesa u standardnom referentnom materijalu (RTC, elementi u tragovima na slatkovodnom sedimentu).

Ukupni dušik (TN) u sedimentu određen je zasebnom spektrofotometrijskom metodom na spektrofotometru PerkinElmer Lambda 25 UV/VIS. Odvagano je $0,5 \text{ g}$ uzorka i digestirano sa 2 mL koncentrirane H_2SO_4 , 5 mL reagensa za spaljivanje (H_2SO_4 , K_2SO_4 i SeO_2) i 1 mL koncentrirane HCl , $10\text{-}15$ minuta do pojave bijelih para, nakon čega se uzorak hladio. Nakon hlađenja, u uzorak je dodan 1 mL H_2O_2 nakon čega je uzorak opet digestiran $10\text{-}15$ minuta, opet do pojave bijelih para. Nakon hlađenja u uzorak se dodalo $100\text{-}200 \text{ mL}$ demineralizirane vode i oprezno preko filter papira profiltriralo u tikvicu od 500 mL . Nakon što je uzorak neutraliziran sa NaOH uz par kapi fenolftaleina, tikvica je nadopunjena demineraliziranom vodom do oznake. S obzirom da se digestijom organski N oslobodio kao amonij, daljnja analiza je uključivala već spomenutu spektrofotometrijsku metodu na UV/VIS spektrofotometru Perkin Elmer Lambda 25 prema normi HRN ISO 7150-1:1998 (Kakvoća vode - Određivanje amonija - 1. dio: Spektrometrijska metoda (ISO 7150-1:1984)) na valnoj duljini 655 nm . Svi su uzorci prethodno digestirani koncentriranim reagensima (H_2SO_4 , K_2SO_4 i SeO_2) i obrađeni vodikovim peroksidom, pri čemu se oslobađa organski N kao amonij. Ukupni organski ugljik (TOC) određen je u osušenom i zakiseljenom sedimentu korištenjem TOC analizatora TOC-VCPH s modulom za krute uzorke SSM-5000A (Shimadzu). Sediment se izgara na $900 \text{ }^\circ\text{C}$ u atmosferi kisika gdje se ugljik oksidira u CO_2 .

3.2.3. Hidromorfološke značajke

3.2.3.1. Supstrat

Prilikom svakog prikupljanja biološkog materijala zabilježeni su podaci o sastavu i strukturi supstrata (Tablica 8). Procjena supstrata je obavljena izvan vodotoka ako je to bilo moguće, odnosno, ako je riječno dno bilo dobro vidljivo s mosta ili obale. Uzorkovanje je obavljeno samo s onih supstrata koji su bili zastupljeniji od 5 % pokrovnosti dna.

Tablica 8. Tipovi supstrata (Metodologija uzorkovanja, laboratorijskih analiza i određivanja omjera ekološke kakvoće bioloških elemenata kakvoće, 2015)

MINERALNA STANIŠTA			ORGANSKA STANIŠTA
naziv	opis	dimenzije	naziv
megalital (megalithal)	stijene	>40 cm	mikro-alge
makrolital (macrolithal)	oblutci	20-40 cm	makro-alge
mezolital (mesolithal)	veće valutice	6-20 cm	submerzna mahovina i makrofiti
mikrolital (microlithal)	manje valutice	2-6 cm	emerzna makrofiti
akal (akal)	šljunak	0,2-2 cm	živi dijelovi kopnenog bilja
psamal (psammal)	pijesak	6 µm - 2 mm	ksilal (xylal)
psamopelal (psammopelal)	pijesak+mulj	6 µm - 2 mm	CPOM
pelal (pelal)	mulj	< 6 µm	FPOM
argilal (argyllal)	glina	< 6 µm	krhotine
tehnolital (technolithal)	umjetni materijal		kanalizacijske bakterije i gljivice

3.2.3.3. Procjena hidromorfološkog stanja

Hidromorfološka procjena istraživanih rijeka provedena je jednom u razdoblju 2016. – 2017. prema Metodologiji za praćenje i ocjenu hidromorfoloških značajki (2015) na temelju smjernice EN 15843:2010 (Kvaliteta vode – Upute za određivanje stupnja modifikacija riječne hidromorfologije). Ocijenjena dionica od 1000 m smatra se reprezentativnom za vodna tijela vrlo velikih rijeka (Hrvatske vode, 2015). Terenska istraživanja obavljena su u vegetacijskom razdoblju kada su se mogle precizno evidentirati biljne vrste ili struktura vegetacije u riječnom koritu, na obali i u obalnom pojasu. Metoda ocjenjivanja hidromorfološkog stanja obuhvaća indikatore unutar tri kategorije: hidrološki režim (3 indikatora), uzdužni kontinuitet (1 indikator) i morfološke uvjete (12 indikatora) (Tablica 9a) i oslanja se na sustav bodovanja od pet točaka, gdje 1 znači visoko stanje s najmanjim stupnjem modifikacije, a 5 označava loše stanje s najvećim stupnjem izmjene. Hidromorfološko stanje izraženo je i prema riječnim zonama gdje su hidromorfološki pokazatelji podijeljeni u 3 zone (Tablica 9b). Za svaku od tri

kategorije hidromorfoloških parametara daje se posebna ocjena, dok se konačna ocjena dobiva izračunavanjem prosječne vrijednosti triju dobivenih kategorija. Klasifikacija u pojedinu kategoriju ekološkog stanja izvršena je prema Tablici 10.

Tablica 9. Hidromorfološki pokazatelji podijeljeni u: a) kategorije (hidrologija, uzdužna povezanost i morfologija); b) riječne zone (korito, obala, poplavna nizina) (Metodologija monitoringa i ocjenjivanja hidromorfoloških pokazatelja, 2016)

a)

1. Hidrologija	
1.1.	Učinci umjetnih građevina u koritu unutar dionice
1.2.	Učinci promjena širom sliva na karakter prirodnog toka
1.3.	Učinci promjene u dnevnom protoku
1.4.	Utjecaj građevina i zahvata na povezanost podzemnih i površinskih voda – ne ocjenjuje se
2. Uzdužna povezanost	
2.1.	Uzdužna povezanost pod utjecajem umjetnih građevina
3. Morfologija	
3.1.1.	Tlocrtni oblik
3.1.2.	Presjek korita (uzdužni i poprečni presjek)
3.2.1.	Količina umjetnih tvrdih materijala ispod razine vodnog lica
3.2.2.	Prirodnost sedimenta na istraživanom odsječku
3.2.3.	Struktura sedimenta i promjene na pokosu obale odsječka i vodnog tijela
3.3.1.	Uklanjanje/održavanje vodene vegetacije na odsječku i vodnom tijelu
3.3.2.	Količina drvenih ostataka, na odsječku i vodnom tijelu (ukoliko se isti očekuju)
3.3.3.	Obilježja erozije/taloženja na odsječku i vodnom tijelu
3.3.4.	Vrsta/struktura vegetacije na obalama i na okolnom zemljištu unutar zadane buffer zone (10 m) na odsječku i vodnom tijelu
3.3.5.	Korištenje zemljišta (u prirodnoj poplavnoj zoni) i s time povezana obilježja na odsječku i vodnom tijelu
3.4.1.	Lateralna povezanost rijeke i poplavnog područja (dužinski iznos) na cijelom vodnom tijelu
3.4.2.	Stupanj lateralnog kretanja riječnog korita

b)

1. Zona korita rijeke	
1.1.	Učinci umjetnih građevina u koritu unutar dionice
1.2.	Učinci promjena širom sliva na karakter prirodnog toka
1.3.	Učinci promjene u dnevnom protoku
2.1.	Uzdužna povezanost pod utjecajem umjetnih građevina
3.1.1.	Tlocrtni oblik
3.1.2.	Presjek korita (uzdužni i poprečni presjek)
3.2.1.	Količina umjetnih tvrdih materijala ispod razine vodnog lica
3.2.2.	Prirodnost sedimenta na istraživanom odsječku
2. Zona obale	
3.3.4.	Vrsta/struktura vegetacije na obalama i na okolnom zemljištu unutar zadane buffer zone (10 m) na odsječku i vodnom tijelu
3.2.3.	Struktura sedimenta i promjene na pokosu obale odsječka i vodnog tijela
3. Zona poplavne nizine	
3.3.5.	Korištenje zemljišta (u prirodnoj poplavnoj zoni) i s time povezana obilježja na odsječku i vodnom tijelu
3.4.1.	Lateralna povezanost rijeke i poplavnog područja (dužinski iznos) na cijelom vodnom tijelu
3.4.2.	Stupanj lateralnog kretanja riječnog korita

Tablica 10. Klasifikacijski pojmovi za hidromorfološku promjenu u pet kategorija (Metodologija monitoringa i ocjenjivanja hidromorfoloških pokazatelja, 2016)

Ekološko stanje	Ocjena	Bod	Opis
Vrlo dobro	1,0-1,4	1	Gotovo prirodno (referentno stanje)
Dobro	1,5-2,4	2	Neznatno promijenjeno
Umjereno	2,5-3,4	3	Umjereno promijenjeno
Loše	3,5-4,4	4	Promijenjeno u velikoj mjeri
Vrlo loše	4,5-5,0	5	Izrazito promijenjeno

3.2.4. Makrozoobentos

Uzorkovanje makrozoobentosa provedeno je jednom u 2015. i jednom u 2016/2017. godini na svakoj mjernoj postaji u razdoblju stabilnih i nižih vodostaja (Sava – svibanj i lipanj 2015. i rujanj 2016.; Mura – kolovoz 2015. i siječanj 2017.; Dunav – srpanj 2015. i rujanj 2016.; Drava – rujanj/listopad 2015. i veljača 2017.). Sve mjerne postaje su prethodno ocijenjene kao reprezentativne za pripadajuće vodno tijelo. Duljina uzorkovanog dijela iznosila je minimalno 250 m s obzirom da sve postaje pripadaju vrlo velikim rijekama. Prije samog uzorkovanja obavljena je procjena mikrostaništa s mosta ili obale, ako je dno rijeke bilo vidljivo; ako nije tada sam procjenu obavila u koritu rijeke. Uzorci su prikupljeni ručnom bentos mrežom (25 × 25 cm, veličina oka 500 μm) prema AQEM metodi uzorkovanja (AQEM, 2002), odnosno prema Metodologiji uzorkovanja, laboratorijskih analiza i određivanja omjera ekološke kakvoće bioloških elemenata kakvoće (2015), u litoralnoj zoni rijeka (47 mjernih postaja) i akumulacija (2). Tri replikativna poduzorka iz sredine dviju akumulacija na rijeci Dravi prikupljena su Eckmanovim grabilom (3 × 0,0225 m²). Prikupljeni materijal konzerviran je u 96 % etanolu na terenu i na kraju pohranjen u etanolu (70 %). Izolacija makrozoobentosa obavljena je u laboratoriju pod binokularnim stereomikroskopom Olympus SZX10. Za poduzorkovanje je korištena kadica koja je podijeljena na 30 jednakih polja (kvadranata). Uzorak je prvo homogeniziran, a zatim je obavljeno poduzorkovanje slučajnim odabirom minimalno 5 poduzoraka, odnosno minimalno do 700 jedinki. Ako u 5 poduzoraka nije bilo prikupljeno 700 jedinki, izolirani su dodatni poduzorci. Makrozoobentos je identificiran u laboratoriju pomoću binokularnog stereomikroskopa (Olympus SZX10) pri čemu su sve svojte identificirane do najniže moguće taksonomske razine, a najmanje do one razine koja je propisana Metodologijom 2 (2015) (Tablica 11a). Skupine koje su utvrđene u uzorcima, a čije razine determinacije nisu propisane Metodologijom uzorkovanja, laboratorijskih analiza i

određivanja omjera ekološke kakvoće bioloških elemenata kakvoće (2015) zabilježene su prisustvom osim Neuroptera i Polychaeta koji su bili određeni do nižih razina (Tablica 11b). Svi uzorci su pohranjeni u Glavnom laboratoriju za vode Instituta za vode „Josip Juraj Strossmayer“.

Tablica 11. Razina determinacije makrozoobentosa: a) obavezna razina determinacije propisana Metodologijom uzorkovanja, laboratorijskih analiza i određivanja omjera ekološke kakvoće bioloških elemenata kakvoće (2015) (*Crustacea – navedena razina se odnosi na Isopoda, Amphipoda, Decapoda, Mysidacea); b) razina determinacije dodatnih skupina koje nisu navedene u Metodologiji uzorkovanja, laboratorijskih analiza i određivanja omjera ekološke kakvoće bioloških elemenata kakvoće (2015).

a)

Skupina	Razina determinacije
Porifera	rod
Hydrozoa	rod
Bryozoa	prisustvo
Turbellaria	rod, vrsta
Oligochaeta	porodica, rod, vrsta
Hirudinea	rod, vrsta
Mollusca	rod, vrsta
Crustacea*	rod, vrsta
Plecoptera	rod, vrsta
Ephemeroptera	rod, vrsta
Trichoptera	rod, vrsta
Odonata	rod, vrsta
Megaloptera	rod, vrsta
Heteroptera	rod, vrsta
Coleoptera	rod, vrsta
Diptera	porodica, rod, vrsta
Hydracarina	prisustvo

b)

Skupina	Razina determinacije
Copepoda	prisustvo
Cladocera	prisustvo
Ostracoda	prisustvo
Nematoda	prisustvo
Polychaeta	vrsta
Araneae	prisustvo
Collembola	prisustvo
Lepidoptera	prisustvo
Neuroptera	rod

Za određivanje prikupljenih jedinki koristila sam sljedeće determinacijske ključeve: Argano (1979), Askew (2004), Bauernfeind i Humpesch (2001), Bauernfeind i Soldan (2012), Belfiore (1983), Bitušić i sur. (2014), Bole (1969), Brinkhurst (1971), Brochard i sur. (2012), Bulánková (2014), Campaioli i sur. (1994), Castagnolo i sur. (1980), Consiglio (1980), Čejka (2017), Dobson (2012a, b), Dobson (2013), Dreyer i Franke (1987), Eggers i Martens (2001), Eiseler (2005, 2010), Elliott i sur. (1988), Elliott i Humpesch (2010), Elliott i Dobson (2015), Foster i Friday (2011), Foster i sur. (2014), Franke (1979), Froglija (1978), Gerken i Sternberg (1999),

Glöer (2002), Glöer i Meier-Brook (2003), Hebauer i Klausnitzer (1998), Heidemann i Seidenbusch (2002), Hickin (1967), Holland (1972), Hötzel i sur. (2002), Killeen i sur. (2004), Klausnitzer (1996), Krno (2013), Krno i Derka (2011), Landolt i Sartori (1997), Lechthaler i sur. (2007), Liebmann (1962), Macadam i Bennett (2010), Maguire (2010), Minelli (1977), Moller Pillot (2009a, 2009b, 2013), Nagel (1989), Nilsson (1996), Novikmec (2015), Orendt i Spies (2012a, 2012b), Reynoldson i Young (2000), Rivosecchi (1984), Sansoni (1992), Savage (1989), Schmid (1993), Strauß i sur. (2014), Sundermann i Lohse (2006), Timm (2009), Vallenduuk i Moller Pillot (1997, 2007), Vučur (2010), Wallace i sur. (1990), Waringer i Graf (2011), Wiederholm (1982), Zwick (2004).

Za sve daljnje analize i obrade rezultata koje uključuju više sistematske kategorije korištena je operativna lista skupina makrozoobentosa bez obzira na sistematsku neujednačenost (Tablica 12).

Tablica 12. Operativna lista skupina makrozoobentosa

Skupina	Sistematska kategorija	Skupina	Sistematska kategorija
Porifera	Koljeno	Decapoda	Red
Hydrozoa	Razred	Mysida	Nadred
Bryozoa	Koljeno	Copepoda	Razred
Turbellaria	Razred	Cladocera	Red
Nematoda	Koljeno	Ostracoda	Razred
Oligochaeta	Podrazded	Plecoptera	Red
Polychaeta	Razred	Ephemeroptera	Red
Hirudinea	Podrazded	Trichoptera	Red
Gastropoda	Koljeno	Odonata	Red
Bivalvia	Koljeno	Megaloptera	Red
Collembola	Razred	Heteroptera	Red
Araneae	Red	Coleoptera	Red
Hydracarina	Podred	Diptera	Red
Amphipoda	Red	Lepidoptera	Red
Isopoda	Red	Neuroptera	Red

Sve korištene analize makrozoobentosa uključivale su operativne skupine (Tablica 12), razinu porodice ili listu svojti (taksona). Svojta označava skupinu organizama koja je povezana s određenom hijerarhijskom razinom u biološkoj identifikaciji, nomenklaturi i klasifikaciji (Metodologija uzorkovanja, laboratorijskih analiza i određivanja omjera ekološke kakvoće bioloških elemenata kakvoće, 2015), odnosno obuhvaća bilo koju taksonomsku razinu, a u ovom se istraživanju odnosi na najnižu razinu koja je postignuta u određivanju.

U svim analizama i statističkoj obradi podataka o makrozoobentosu korištena je brojnost svojta preračunatu na 1 m².

3.3. Obrada podataka i provedba statističkih analiza

3.3.1. Voda

Stanje vode s obzirom na fizikalno-kemijske pokazatelje određeno je stanjem najlošijeg pokazatelja (Uredba o standardu kakvoće voda NN 96/19, 20/23). Analizu glavnih komponenata (engl. *Principal Component Analysis*, PCA) za 46 lokacija napravila sam koristeći vrijednosti 16 (šesnaest) fizikalno-kemijskih pokazatelja od ukupno analiziranih 20, iz razloga što su preostala četiri pokazatelja bila u visokoj korelaciji ($> 0,7$) s nekim od korištenih pokazatelja (Tablica P5, poglavlje Prilozi). PCA analizu provela sam korištenjem programa CANOCO (za Windows, verzija 5.0, 1997-2014 Biometrics, Plant Research International, Wageningen, Nizozemska) (Ter Braak i Šmilauer, 2012). Spearmanove koeficijente korelacije između kemijskih pokazatelja izračunala sam pomoću programa SPSS (IBM Corp. 2016. IBM SPSS Statistics for Windows, verzija 24.0. Armonk, NY: IBM Corp.).

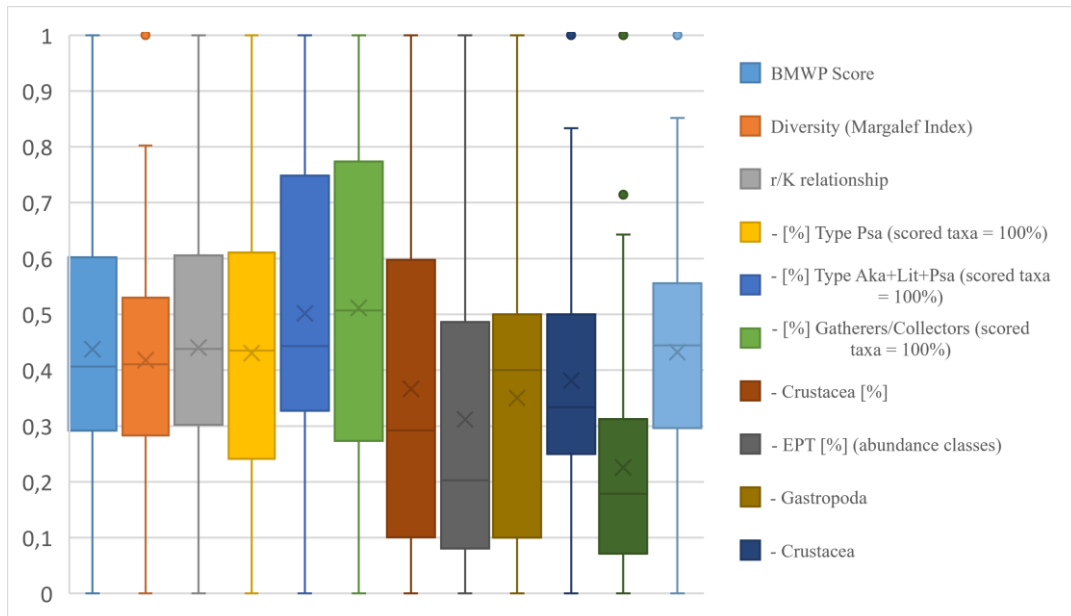
3.3.1. Makrozoobentos

Za izračunavanje svih metrika i indeksa korišten je računalni program ASTERICS 4.0.3., koji je u trenutku obrade podataka bio dostupan na: <http://www.fliessgewaesserbewertung.de/en/download/berechnung/> osim za indekse HR-SI (Hrvatski saprobni indeks), RFI (engl. *River Fauna Index*) te indekse biokontaminacije (RCI, ACI, SBICI) koji su izračunati zasebno u excel-u.

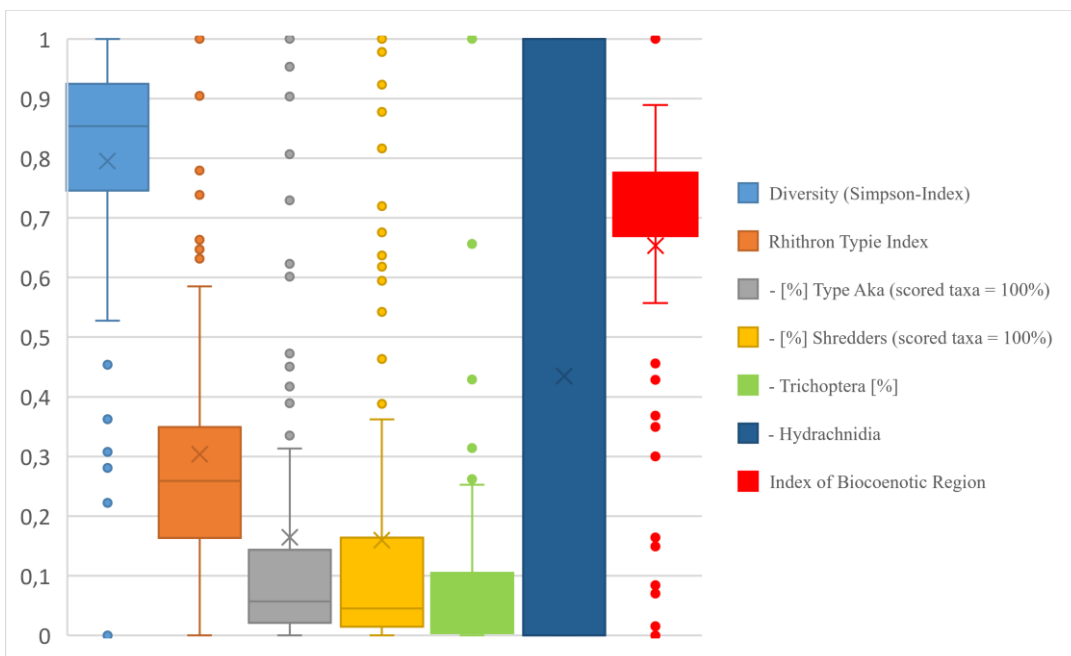
Sve daljnje analize koje uključuju biološke metrike i njihov odgovor na istraživane pritiske napravljene su nakon selekcije metrika prema sljedećim kriterijima: 1) nacionalno ili regionalno razvijene metrike su inicijalno eliminirane zbog razlika u ekoregijama i posljedično, u svojstama koje tamo obitavaju (npr. *Belgian Biotic Index* - BBI, *Danish Stream Fauna Index* - DSFI ili *German Fauna Index* - GFI); 2) u obzir su uzete samo one verzije metrike koja uključuje svojte s poznatim preferencijama (odnosno, *scored taxa* = 100 %); 3) preostale metrike su normalizirane preko sljedeće formule ($x'=(x-\min)/(\max-\min)$), a one metrike koje su imale

mnogo nultih vrijednosti, koje nisu pokrivala veći gradijent i/ili su imale veći broj odstupanja i ekstrema (engl. *outliers and extremes*) su isključene iz daljnjeg procesa selekcije (promatrano u whisker-box plot dijagramima) (Slika 4a, b).

a)



b)



Slika 4. Primjeri a) prihvatljivih i b) neprihvatljivih metrika za evaluaciju ekološkog stanja u velikim rijekama u Republici Hrvatskoj na temelju testiranja setova ulaznih podataka prije analize rezultata.

Ekološko stanje na temelju makrozoobenosa, koje uključuje dva modula: modul saprobnost i modul opća degradacija, izračunato je prema Uredbi o standardu kakvoće vode (NN 96/19; 20/23), kao srednja vrijednost od dva uzokovanja. Modul saprobnost se sastoji iz jedinog indeksa, hrvatskog saprobnog indeksa HR-SI, a modul opća degradacija se sastoji od dvije metrike: RFI i ALP% za sve istraživane vodne tipove. Ukupno ekološko stanje voda na temelju makrozoobentosa određeno je lošijom vrijednošću od navedena dva modula (Uredba o standardu kakvoće vode NN 96/19, 20/23; Metodologija uzorkovanja, laboratorijskih analiza i određivanja omjera ekološke kakvoće bioloških elemenata kakvoće, 2015).

3.3.2. Pritisak 1: Alohtone vrste

Biokontaminacija je procijenjena prema Arbačiauskas i sur. (2008), pri čemu je indeks biokontaminacije SBCI (engl. *Site Based Contamination Index*) izveden iz dvije metrike: brojčanog udjela stranih vrsta u zajednici (engl. *Abundance Contamination Index*, ACI) i taksonomskog udjela stranih vrsta u zajednici (engl. *Richness Contamination Index*, RCI) na taksonomskom nivou porodice (=SBCI-fam). ACI i RCI se računaju na sljedeći način:

$$ACI = \frac{\text{broj alohtonih jedinki}}{\text{ukupan broj jedinki}}; \quad RCI - fam = \frac{\text{broj alohtonih porodica}}{\text{ukupan broj porodica}}$$

Dobiveni SBCI-fam klasificira svaku mjernu postaju u jednu od pet klasa u rasponu od 0 (bez biokontaminacije) do 4 (vrlo jaka biokontaminacija) (Tablici 13).

Tablica 13. Procjena indeksa biokontaminacije (SBCI) na temelju brojčanog udjela stranih vrsta u zajednici (ACI) i taksonomskog udjela stranih vrsta u zajednici na razini porodice (RCI-fam). SBCI-fam klase: 0 (bez biokontaminacije, „vrlo dobro“ ekološko stanje, plava boja), 1 (niska biokontaminacija, "dobro" ekološko stanje, zelena boja), 2 (umjerena biokontaminacija, "umjereno" ekološko stanje, žuta boja), 3 (jaka biokontaminacija, "loše" ekološko stanje, narančasta boja), 4 (vrlo jaka biokontaminacija, "vrlo loše" ekološko stanje, crvena boja)

RCI-fam	ACI				
	bez	0,01-0,10	0,11-0,20	0,21-0,50	>0,50
bez	0				
0,01-0,10		1	2	3	4
0,11-0,20		2	2	3	4
0,21-0,50		3	3	3	4
>0,50		4	4	4	4

Analizirani su prostorni uzorci zajednica makrozoobentosa korištenjem neparametrijskog višedimenzionalnog skaliranja (NMDS) s programskim paketom PRIMER verzija 6.1.13. i PERMANOVA+ verzija 1.0.3 (PRIMER-E Ltd 2009). Prosječna gustoća svih svojti transformirana je kvadratnim korijenom kako bi se kontrolirao utjecaj dominantnih vrsta.

Kako bi se ispitaio odnos između zajednica alohtonih svojti makrozoobentosa i fizikalno-kemijskih pokazatelja, provedena je kanonička analiza podudarnosti (engl. *Canonical Correspondence Analysis*, CCA) pomoću CANOCO 5 (Ter Braak i Šmilauer, 2012). Budući da je preliminarna analiza, koristeći Detrended Correspondence Analysis (DCA) u CANOCO 5, otkrila unimodalni, a ne linearni odgovor podataka o vrstama, CCA je korišten umjesto ograničenih multivarijantnih analiza kao što su RDA ili dbRDA koje pretpostavljaju linearni odgovor (Lepš i Šmilauer, 2003). Kako bi se uključilo šest mjernih postaja bez NIMS-a u CCA, četiri autohtone vrste iz podrazreda Crustacea koje su bile relativno dobro zastupljene u uzorcima također su uključena u analizu (*Gammarus fossarum* Koch, in Panzer, 1835, *Gammarus roeselii* Gervais, 1835, *Synurella ambulans* (Muller, 1846), *Asellus aquaticus* (Linnaeus, 1758)) što je rezultiralo s ukupno 14 vrsta uključenih u analizu, 10 alohtonih i 4 autohtone. Sve su varijable transformirane ($\log(x+1)$) prije analize. Statistička značajnost prve (CCA-1) osi i svih osi u CCA testirana je pomoću Monte Carlo testa (9999 permutacija) kako bi se potvrdila značajnost modela (Lepš i Šmilauer, 2003). Ista je analiza korištena i za utvrđivanje pojavljivanja alohtonih vrsta u odnosu na tipove i zastupljenost supstrata, pri čemu sam u analizu također uključila samo zastupljenije alohtone vrste. Za testiranje statističke značajnosti odnosa između svih svojti i odabranih značajnih varijabli korišten je Monte Carlo permutacijski test s 499 permutacija.

U svrhu ispitivanja odnosa između indeksa biokontaminacije (ACI, RCI-fam i SBCI-fam) i okolišnih pokazatelja (fizikalno-kemijskih pokazatelja, hidromorfoloških kategorija i stanja) korišten je Spearmanov indeks korelacije. U svrhu utvrđivanja odnosa između okolišnih pokazatelja (fizikalno-kemijski pokazatelji, hidromorfološke kategorije i stanje, sastav i struktura supstrata) i prosječne gustoće alohtonih vrsta (dva mjerenja na svakoj mjernoj postaji gdje su alohtone vrste utvrđene) također je proveden Spearmanov indeks korelacije. Ista je analiza korištena i u svrhu ispitivanja odnosa između indeksa biokontaminacije i bioloških metrika, kao i odnosa između prosječne gustoće alohtonih vrsta i bioloških metrika.

Biološke metrike iz grupe metrika „osjetljivost/tolerantnost“ (BMWP, ASPT, PBI, HR-SI) su izračunate sa i bez alohtonih vrsta. U svrhu utvrđivanja utjecaja alohtonih vrsta na pouzdanost bioloških metrika ispitan je odnos bioloških metrika (s uključenim alohtonim vrstama u izračun

i bez njih) i fizikalno-kemijskih pokazatelja korištenjem Spearmanov indeks korelacije. Zbog istog cilja pomoću Spearmanovog indeksa korelacije ispitan je odnos između navedenih bioloških metrika iz grupe metrika „osjetljivost/tolerantnost“ i fizikalno-kemijskih pokazatelja koji se odnose na režim kisika (koncentracija otopljenog kisika, zasićenje kisikom, KPK-Mn, BPK₅) izračunatih zasebno na postajama bez/s niskom biolontaminacijom (SBCI-fam = 0 ili 1) te na postajama s umjerenom/vrlo jakom biokontaminacijom (SBCI-fam = 2, 3 ili 4).

Sve Spearmanove korelacije izračunate su pomoću programa SPSS (IBM Corp. 2016. IBM SPSS Statistics for Windows, verzija 24.0. Armonk, NY: IBM Corp.).

3.3.3. Pritisak 2: Onečišćenje vode

U svrhu ispitivanja prostornih razlika između mjernih postaja i rijeka napravljena je analiza glavnih komponenata (PCA) pri čemu je uzet podskup od trinaest fizikalno-kemijskih pokazatelja (od ukupno 20) koje ukazuju na opterećenje, odnosno onečišćenje vode: amonij (mg N dm^{-3}), nitriti (mg N dm^{-3}), nitrati (mg N dm^{-3}), ortofosfati (mg P dm^{-3}), ukupni fosfor (mg P dm^{-3}), BPK₅ ($\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$), KPK-Mn ($\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$), organski dušik (mg N dm^{-3}), ukupni organski ugljik (TOC) (mg dm^{-3}), električna vodljivost ($\mu\text{S cm}^{-1}$), ukupna suspendirana krutina (mg dm^{-3}), kloridi (mg dm^{-3}), i sulfati (mg dm^{-3}). Vrijednosti svih pokazatelja izraženi su kao srednja vrijednost svih osam mjerenja tijekom razdoblja istraživanja. Prije tog odabira ispitani su Spearmanovi indeksi korelacije i dijagrami raspršenja između svih pokazatelja kako bi se eliminirale kolinearne varijable i smanjila redundantnost.

Na osnovu nacionalne metodologije (Uredba o standardu kakvoće voda, NN 96/19, 20/23) dan je grafički prikaz stanja vode na osnovu osnovnih fizikalno-kemijskih pokazatelja (srednja vrijednost svih 8 mjerenja kroz dvije godine), gdje je konačno stanje određeno stanjem najlošijeg pokazatelja.

3.3.3.1. Izrada multimetričkog indeksa (MMI)

Za izradu MMI korišten je skup bioloških i fizikalno-kemijskih podataka iz 2016. godine (46 uzoraka). Prosječne godišnje vrijednosti (4 mjerenja) 13 fizikalno-kemijskih pokazatelja koji ukazuju na onečišćenje vode podvrgnuti su PCA analizi u svrhu utvrđivanja glavnih komponenata s kojima su poslije korelirane biološke metrike, kao i s fizikalno-kemijskim pokazateljima koji su sastavni dio PCA analize. Sve metrike preostale nakon inicijalne selekcije

u svrhu ispitivanja prikladnosti bioloških metrika velike rijeke, podvrgnute su daljnjem procesu selekcije koji uključuje sljedeće:

- 1) Spearmanov indeks korelacije ($p < 0,05$) s vrijednostima PCA-1 i PCA-2, te su uzete u obzir značajne korelacije s PCA-1, a po mogućnosti i s PCA-2;
- 2) postignute korelacije morale su biti u skladu s predviđenim odgovorom na ispitivani stresor (pozitivno/negativno).

Samo metrike koje su zadovoljile sve gore navedene kriterije uzete su u obzir za konstruiranje MMI. Metrike kandidati odabrane su tako da pokrivaju što više grupa metrika, a idealno sve četiri: osjetljivost/tolerantnost, raznolikost/bogatstvo, sastav/obilje i funkcionalne metrike. Iz svake grupe metrika prvo je odabrana metrika s najboljom korelacijom s PCA-1. Odabrane metrike kandidati su međusobno korelirane tako da su redundantne metrike isključene (Spearmanov koeficijent korelacije $> 0,8$). Ukoliko su dvije metrike bile u visokoj korelaciji, prednost je dana metriki koja je bila u pozitivnoj korelaciji i s PCA-2, bez obzira na postignute koeficijente korelacije s PCA-1.

Odabrane bi metrike trebale razlikovati antropogeni utjecaj od prirodne varijabilnosti. Ovo je testirano usporedbom metrike na dvjema grupama postaja, ovisno o položaju mjerne postaje dobivene u PCA analizi s obzirom na PCA-2 os. Razlog zbog kojeg je ovaj test napravljen s PCA-2 je taj što se nutrijenti vežu uz PCA-2 os, a oni su kod većine postaja bili razlog nepostizanja dobrog stanja. Dvije grupe postaja su bile definirane: a) postaje pod manjim utjecajem onečišćenja (Grupa A); b) postaje pod većim utjecajem onečišćenja (Grupa B). Postaje koje su bile u Grupi A bile su u negativnoj korelaciji s PCA-2 osi (donja polovica grafa) dok su postaje koje su bile u Grupi B bile su u pozitivnoj korelaciji s PCA-2 osi (gornja polovica grafa). Za konstruiranje MMI korištene su samo one metrike koje su pokazale značajnu razliku između grupa A i B (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$).

Odabranim je metrikama zatim određena referentna i najlošija vrijednost, u svrhu normalizacije metrika tj. računanja omjera ekološke kakvoće (OEK) i uvrštavanja u formulu za MMI. Referentne vrijednosti odabranih metrika izračunate su zasebno za svaki tip rijeke dodavanjem 20 % raspona metrike granici vrlo dobro/dobro. Granice „vrlo dobro/dobro“ svih metrika izračunate su kao vrijednost 75. percentila (Mihaljević i sur., 2020) svih mjernih postaja iz grupe A. Donje sidro, odnosno najlošija vrijednost za svaku metriku dobivena je tako da je najlošija dobivena vrijednost svake metrike umanjena za 20 % zbog uskog fizikalno-kemijskog gradijenta, umjesto vrijednosti najlošije dobivene vrijednosti postavljene kao tzv. donje sidro

kako je bilo određeno u Studiji (Mihaljević i sur., 2020). Sve odabrane metrike su potom bile transformirane su u OEK prema formuli:

$$\text{OEK (metrika)} = \frac{\text{dobivena vrijednost} - \text{najlošija vrijednost}}{\text{referentna vrijednost} - \text{najlošija vrijednost}}$$

Multimetrički indeks izračunat je kao prosječna vrijednost svih odabranih metrika. Vrijednost MMI je na kraju bila korelirana s PCA-1 i PCA-2 pri čemu je trebala postići statistički značajnu korelaciju barem s jednom PCA osi, što je bio znak dobro konstruiranog MMI koji odgovara na pritisak onečišćenja vode prema promatranim fizikalno-kemijskim pokazateljima.

3.3.3.2. Validacija multimetričkog indeksa

Za proces validacije korišten je skup bioloških i fizikalno-kemijskih podataka iz 2015. godine (46 uzoraka). Istih 13 fizikalno-kemijskih pokazatelja statistički su obrađeni kao srednja vrijednosti četiri godišnja mjerenja te je provedena PCA u svrhu utvrđivanja vrijednosti glavnih komponenata. Biološke metrike iz 2015. godine pretvorene su u OEK u skladu s referentnom i najnižim vrijednostima dobivenim iz skupa bioloških podataka iz 2016., te je MMI izračunat u skladu s tim. Proces validacije smatrao se uspješnim ako su dobivene vrijednosti MMI postigle značajnu korelaciju s najmanje jednom PCA osi.

Sve PCA analize napravljene su korištenjem programa CANOCO (za Windows, verzija 5.0, 1997-2014 Biometrics, Plant Research International, Wageningen, The Netherlands), a Spearmanovi indeksi korelacije su izračunati pomoću programa SPSS (IBM Corp. IBM SPSS Statistics for Windows 2016).

3.3.4. Pritisak 3: Onečišćenje sedimenta

Mjerne postaje klasificirala sam u jedan od tri moguća statusa u odnosu na definirane vrijednosti koje uzrokuju minimalni toksični učinak („v-min“) i maksimalni toksični učinak („v-max“) (SMSP i FALCONBRIDGE NC SAS, 2005) kako slijedi:

- dobivena vrijednost < „v-min“ = dobro stanje;
- „v-min“ < dobivena vrijednost < „v-max“ = umjereno stanje;
- dobivena vrijednost > „v-max“ = vrlo loše stanje.

Kemijske pokazatelje koji nemaju definirane vrijednosti „v-min“ i „v-max“ nisu klasificirani u stanje. Pokazatelje koji imaju određenu samo gornju granicu („v-max“) klasificirani su u umjereno stanje ukoliko je dobivena vrijednost bila $< v\text{-max}$ (C_0). Što se tiče M_0 kod kojeg također postoji definirana samo gornja granica, ali određeni broj podataka nedostaje pa su, u svrhu prikaza stanja, sve takve postaje klasificirane u loše stanje na temelju procjene prema najvjerojatnijoj opciji ($> v\text{-max}$) s obzirom na poznate vrijednosti okolnih mjernih postaja.

Pokazatelju koji je u dobrom stanju pridružena je ocjena „1“, u umjerenom stanju „3“, a u lošem stanju „5“ (Tablica 14). Ukupno stanje na temelju kemijskih pokazatelja u sedimentu prikazano je kao srednja vrijednost stanja svih uključenih pokazatelja. Raspon mogućih rezultata je ravnomjerno podijeljen u tri klase (Tablica 14). Boje i nazive klasa preuzete su iz ODV zbog jednostavnosti i prepoznatljivosti iako sama ODV ne definira granične vrijednosti pokazatelja u sedimentu niti za isto daje preporuke.

Tablica 14. Klasifikacija stanja sedimenta (na temelju dvije poznate vrijednosti, „v-min“ i „v-max“). Svakom je pokazatelju pridružena ocjena (1, 3, 5) ovisno o pripadajućem stanju. Klasa je određena srednjom vrijednošću stanja svih pokazatelja.

Dobivena vrijednost	Ocjena	Klase - raspon	Klase - opis
$< v\text{-min}$	1	1,0-2,33	Dobro
$> v\text{-min}$ i $< v\text{-max}$	3	2,34-3,66	Umjereno
$> v\text{-max}$	5	3,67-5,0	Loše

Program Statistica 6.0 (Statsoft 2001) korišten je za konstrukciju dvodimenzionalnih box plot dijagrama za određivanje anomalija (ekstrema i odstupanja) mjerenih kemijskih pokazatelja. Normalni ili logaritamski normalni dijagrami, ovisno o vrsti distribucije određenog kemijskog pokazatelja, konstruirani su na temelju empirijskih kumulativnih dijagrama distribucije. Pravilo interkvartilnog raspona (pravilo $1,5 \times \text{IQR}$) korišteno je za identificiranje odstupanja, tj. sva opažanja koja su više od $1,5 \times \text{IQR}$ ispod prvog kvartila (Q_1) ili više od $1,5 \times \text{IQR}$ iznad trećeg kvartila (Q_3) smatraju se odstupanjima. Ekstremne vrijednosti definirane su kao podatkovne točke više od $3 \times \text{IQR}$ ispod Q_1 ili više od $3 \times \text{IQR}$ iznad Q_3 (Reimann i sur., 2005; Tukey, 1977).

Podataka koji su nedostajali bilo je $< 3\%$ te su upotpunjeni prosječnom vrijednošću najbliže uzvodne i nizvodne postaje. U slučaju da je nedostajalo nekoliko uzastopnih podataka, kao što je slučaj s M_0 , taj pokazatelj je uklonjen iz daljnje statističke obrade. U daljnjim analizama su korišteni samo pokazatelji kojima su određeni "v-min" i "v-max" uz dodatak TOC-a što je

rezultiralo podskupom od 14 odabranih varijabli: TN, TP, TOC, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb, Zn. Analiza glavnih komponenata (PCA) korištena je za ispitivanje prostornih razlika između postaja i rijeka. Analize kanoničke redundancije (RDA) korištena je za utvrđivanje pojavljivanja svojti u odnosu na ispitivane okolišne varijable, a pritom su u analizu bile uključene samo zastupljenije skupine i svoje te gore navedene okolišne varijable. Za testiranje statističke značajnosti odnosa između svih svojti i 14 odabranih varijabli korišten je Monte Carlo permutacijski test s 499 permutacija. I PCA i RDA analiza provedene su korištenjem CANOCO (za Windows, verzija 5.0, 1997-2014 Biometrics, Plant Research International, Wageningen, Nizozemska) (Ter Braak i Šmilauer, 2012). Spearmanove indekse korelacije (r_s) između kemijskih pokazatelja i bioloških metrika izračunate su pomoću programa SPSS (IBM Corp. 2016. IBM SPSS Statistics for Windows, verzija 24.0. Armonk, NY: IBM Corp.).

3.3.5. Pritisak 4: Hidromorfološka degradacija

Na svakoj je postaji utvrđeno bogatstvo supstrata (= broj različitih tipova supstrata) te raznolikost supstrata izračunata na temelju Shannonovog indeksa raznolikosti (H') po formuli:

$$H' = \sum_{i=1}^R (p_i * \ln(p_i))$$

gdje je: H' = Shannonov indeks raznolikosti

p_i = udio supstrata tipa i

R = ukupan broj različitih supstrata

U svrhu ispitivanja odnosa između značajki supstrata (sastav i struktura) i bioloških metrika, izračunati su Spearmanovi indeksi korelacije. Ista je analiza korištena i za ispitivanje odnosa između značajki supstrata i gustoće zastupljenijih vrsta (koje su bile utvrđene na više rijeka, na minimalno 8 postaja te sa minimalno 100 jedinki u ukupnoj brojnosti). Za istu je svrhu provedena i analiza kanoničke redundancije (RDA).

U svrhu ispitivanja prostornih razlika između mjernih postaja i rijeka napravljena je analiza glavnih komponenata (PCA) u odnosu na tri kategorije hidromorfološkog stanja (hidrologija, uzdužna povezanost, morfologija), ali i u odnosu na riječne zone (korito, obala, poplavna nizina).

Zastupljenost pojedinih skupina makrozoobentosa/zastupljenijih svojta u odnosu na hidromorfološke kategorije, ali i riječne zone ispitana je pomoću analize kanoničke redundancije (RDA).

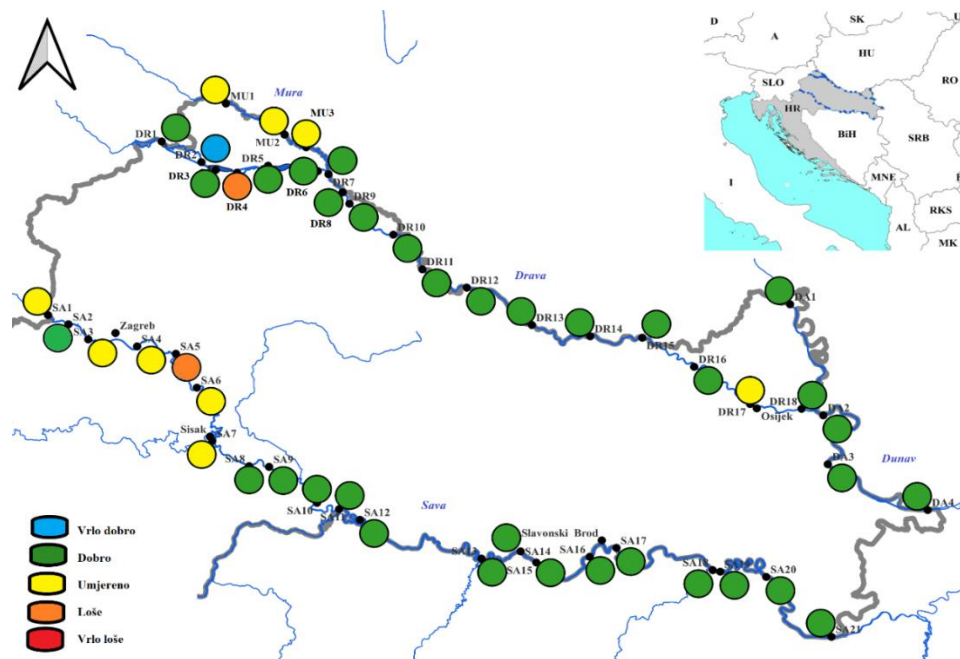
Spearmanov indeks korelacije korišten je za utvrđivanje odnosa između hidromorfoloških pokazatelja, kategorija i ukupnog stanja, i oba modula korištena u ocjeni ekološkog stanja na temelju makrozoobentosa (modul saprobnost i modul opća degradacija), kao i s metrikama uključenim u izračun modula (HR-SI, RFI, ALP%). U svrhu utvrđivanja odgovora bioloških metrika na promjene hidromorfoloških kategorija i ukupnog stanja također je korišten Spearmanov indeks korelacije.

PCA i RDA analize provedene su korištenjem programa CANOCO (za Windows, verzija 5.0, 1997-2014 Biometrics, Plant Research International, Wageningen, Nizozemska) (Ter Braak i Šmilauer, 2012). Spearmanove indekse korelacije izračunate su pomoću programa SPSS (IBM Corp. 2016. IBM SPSS Statistics for Windows, verzija 24.0. Armonk, NY: IBM Corp.).

4. REZULTATI

4.1. Fizikalno-kemijski pokazatelji vode i stanje voda

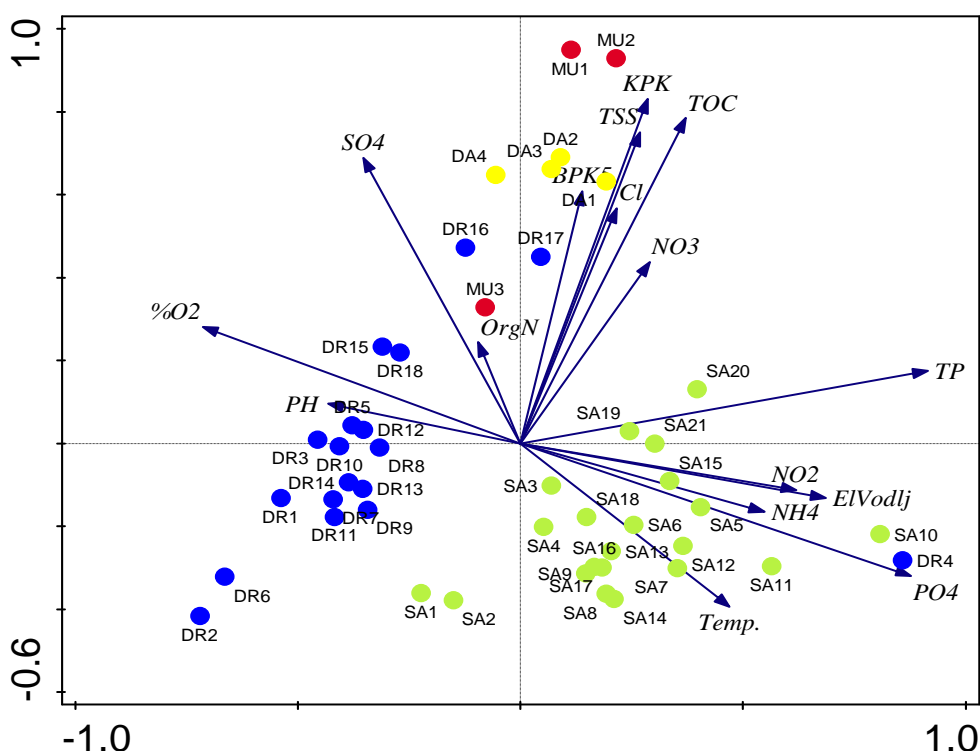
Prema osnovnim fizikalno-kemijskim pokazateljima tijekom dvogodišnjeg razdoblja (Tablica 15) samo na jednoj mjernoj postaji je utvrđeno vrlo dobro stanje (DR2) dok su 34 postaje bile u dobrom stanju, čime ukupno 35 mjernih postaja zadovoljava okolišne ciljeve ODV-a (Slika 5). U umjerenom stanju je bilo 9 postaja dok su 2 postaje bile u lošem stanju prema osnovnim fizikalno-kemijskim pokazateljima, čime ukupno 11 postaja ne zadovoljava okolišne ciljeve ODV-a. Na svim mjernim postajama koje su u lošijem stanju od dobrog, fizikalno-kemijski pokazatelj koji je bio u najlošijem stanju su nitrati, osim na postaji DR4 gdje je razlog nepostizanja dobrog stanja bio amonij.



Slika 5. Stanje voda prema osnovnim fizikalno-kemijskim pokazateljima na velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH (prosjeak od 8 mjerenja tijekom istraživanja - 2015. i 2016. godine). Šifre postaja nalaze se u Tablici 5.

Analiza glavnih komponenta (PCA) za 46 lokacija koristeći vrijednosti 16 fizikalno-kemijskih pokazatelja odnose se na anorgansko onečišćenje, odnosno eutrofikaciju, a uključuju: TP (0,92), PO_4^{3-} (0,88), električnu vodljivost (0,69), NO_2^- (0,62), NH_4^+ (0,55) i temperaturu vode (0,47), dok je zasićenost kisikom u negativnoj korelaciji (-0,71) (Slika 6). Pokazatelji koji su u korelaciji s PC osi 2 uglavnom se odnose na organsko opterećenje, a uključuju: KPK-Mn (0,83), TOC (0,78), TSS (0,75), SO_4^{2-} (0,69), BPK_5 (0,61), i Cl^- (0,57). Sve mjerne postaje na rijekama

Muri i Dunavu nalaze se u gornjoj polovici grafa u pozitivnoj korelaciji s PCA-2 osi, odnosno u smjeru organskog opterećenja. Sve mjerne postaje na rijeci Savi nalaze se u desnoj polovici grafa tj. u pozitivnoj su korelaciji s PCA-1 osi, odnosno s pokazateljima koji upućuju na eutrofikaciju, osim S1 i S2 koji su u donjem lijevom kvadrantu u suprotnom smjeru i od organskog opterećenja i eutrofikacije. Mjerne postaje na rijeci Savi koje ukazuju na nešto veće onečišćenje zbog povećane koncentracije ortofosfata bile su SA10 i SA11, dok su mjerne postaje SA19–SA21 u gornjem desnom kvadrantu zbog povećane koncentracije kloridnih iona. Sve mjerne postaje na rijeci Dravi, izuzev postaje DR4, nalaze se u lijevoj polovici grafa, a najveći dio čak u donjem lijevom kvadrantu što upućuje na negativnu korelaciju i s PCA-1 i PCA-2, odnosno s pokazateljima koji upućuju na organsko opterećenje i s onima koji upućuju na eutrofikaciju. Mjerna postaja koje se jasno izdvaja od ostalih dravskih postaja je DR4 jer se grupirala s mjernim postajama na rijeci Savi u donjem desnom kvadrantu. Navedena mjerna postaja ima visoke koncentracije amonija i nitrita zbog utjecaja onečišćenja iz grada Varaždina (otpadne komunalne vode) (Slika 6).



Slika 6. Ordinacijski dijagram PCA analize za 16 fizikalno-kemijskih pokazatelja (prosjeck osam mjerenja kroz razdoblje istraživanja od 2015. - 2016. godine) na 46 mjernih postaja na velikim rijekama u RH. Šifre postaja nalaze se u Tablici 5 (Boje: zeleno – Sava; crveno – Mura; žuto – Dunav; ljubičasto – Drava). Kratice fizikalno-kemijskih pokazatelja su navedene u Poglavlju 3.2.1. Voda.

Tablica 15. Prosječne (AV), medijane (MED), minimalne (MIN) i maksimalne (MAX) vrijednosti fizikalno-kemijskih pokazatelja vode na istraživanim mjernim postajama kroz 8 mjerenja tijekom 2015. i 2016. godine. Šifre postaja nalaze se u Tablici 5. Pokazatelji su: 1 - Temperatura vode (°C); 2 - pH vrijednost; 3 - Električna vodljivost ($\mu\text{S cm}^{-1}$); 4 - Ukupne suspendirane tvari (mg dm^{-3}); 5 - Alkalitet m-vrijednost ($\text{mg CaCO}_3 \text{ dm}^{-3}$); 6 - Otopljeni kisik ($\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$); 7 - Zasićenje kisikom (%); 8 - BPK₅ ($\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$); 9 - KPK-Mn ($\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$); 10 - Amonij (mg N dm^{-3}); 11 - Nitriti (mg N dm^{-3}); 12 - Nitrati (mg N dm^{-3}); 13 - Ukupni dušik (mg N dm^{-3}); 14 - Organski dušik (mg N dm^{-3}); 15 - Ortofosfati (mg P dm^{-3}); 16 - Ukupni fosfor (mg P dm^{-3}); 17 - TOC (mg dm^{-3}); 18 - Tvrdoća ukupna ($\text{mg CaCO}_3 \text{ dm}^{-3}$); 19 - Kloridi ($\text{mg Cl}^- \text{ dm}^{-3}$); 20 - Sulfati ($\text{mg SO}_4^{2-} \text{ dm}^{-3}$).

postaja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
SA1	AV	13,0	8,2	411	8,7	193	11,0	102,7	0,8	2,1	0,023	0,008	1,38	1,62	0,208	0,037	0,078	1,73	216,9	7,37	12,2
	MED	10,5	8,2	406	3,8	195	10,9	102,5	0,7	1,6	0,026	0,008	1,39	1,61	0,219	0,037	0,072	1,57	211,3	7,22	11,6
	MIN	6,7	8,1	385	1,0	172	8,8	93,0	0,3	1,4	0,004	0,005	1,10	1,36	0,106	0,018	0,048	1,04	181,8	6,23	9,4
	MAX	23,0	8,4	453	43,0	213	13,2	112,5	1,8	4,8	0,041	0,014	1,73	1,88	0,322	0,063	0,144	2,48	253,5	9,13	15,8
SA2	AV	13,5	8,2	414	5,6	192	10,5	101,8	0,9	1,8	0,023	0,007	1,30	1,57	0,241	0,042	0,093	2,00	208,0	7,17	12,9
	MED	11,8	8,1	412	5,3	190	10,3	101,2	1,0	1,8	0,019	0,007	1,28	1,57	0,240	0,037	0,083	1,66	209,8	6,85	12,3
	MIN	6,4	8,0	356	1,0	177	9,1	90,6	0,3	0,9	0,008	0,005	0,87	1,22	0,157	0,021	0,035	1,28	178,2	5,73	10,6
	MAX	23,3	8,4	493	11,0	210	12,3	119,5	1,6	2,9	0,051	0,014	1,75	1,92	0,326	0,095	0,186	4,07	237,5	9,83	17,6
SA3	AV	12,8	8,2	430	20,3	202	10,4	96,3	1,2	2,4	0,042	0,012	1,41	1,70	0,233	0,042	0,102	2,03	224,1	8,47	14,6
	MED	10,3	8,2	419	3,8	190	9,6	97,2	1,0	1,8	0,038	0,010	1,42	1,70	0,225	0,039	0,078	1,68	219,7	8,19	14,9
	MIN	7,4	7,9	383	2,4	177	8,2	79,9	0,5	1,4	0,019	0,007	1,13	1,43	0,131	0,022	0,063	1,26	186,1	7,05	11,2
	MAX	22,8	8,3	487	134,0	234	13,2	111,2	3,0	7,0	0,081	0,024	1,82	2,01	0,435	0,076	0,262	4,22	264,0	10,52	17,9
SA4	AV	12,9	8,1	423	13,5	196	10,0	93,5	1,3	2,4	0,027	0,012	1,43	1,68	0,207	0,044	0,088	2,02	222,1	7,66	13,0
	MED	10,6	8,1	417	3,6	193	10,5	92,5	1,0	1,7	0,030	0,010	1,44	1,62	0,207	0,040	0,067	1,76	223,8	7,45	12,7
	MIN	7,5	8,0	381	2,0	173	7,8	89,2	0,6	1,2	0,010	0,007	1,09	1,45	0,004	0,027	0,056	1,09	173,1	6,49	10,5
	MAX	22,0	8,3	475	83,0	223	11,4	99,1	3,8	7,6	0,042	0,020	1,78	1,92	0,352	0,079	0,231	3,90	260,9	9,25	16,0
SA5	AV	13,4	8,1	436	16,7	199	9,8	91,7	1,3	2,5	0,059	0,018	1,66	1,95	0,219	0,069	0,126	1,97	225,8	9,42	15,1
	MED	10,8	8,1	433	4,4	194	10,3	91,7	1,2	1,9	0,050	0,016	1,62	1,93	0,240	0,070	0,117	1,75	226,2	9,72	15,3
	MIN	8,0	8,0	385	2,0	174	7,2	83,9	0,7	1,5	0,004	0,010	1,27	1,73	0,015	0,052	0,070	1,13	178,1	7,11	11,0
	MAX	23,3	8,2	494	102,0	226	11,6	100,9	3,4	7,0	0,188	0,036	2,09	2,27	0,402	0,088	0,262	3,45	265,1	11,95	18,9

Tablica 15. (nastavak)

postaja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
SA6	AV	14,1	8,1	430	8,3	198	10,3	101,1	1,3	2,3	0,059	0,014	1,49	1,89	0,319	0,074	0,119	2,33	215,3	9,05	14,2
	MED	12,2	8,1	435	6,5	198	10,6	98,4	1,2	2,2	0,063	0,015	1,47	1,83	0,312	0,068	0,122	2,02	213,6	8,80	13,6
	MIN	7,4	8,0	349	4,0	168	7,8	86,7	0,6	1,6	0,013	0,007	1,23	1,59	0,264	0,043	0,076	1,50	176,0	6,39	11,9
	MAX	23,8	8,4	507	16,0	220	12,0	125,4	1,7	3,5	0,111	0,023	2,15	2,54	0,417	0,132	0,176	5,11	251,8	12,94	19,7
SA7	AV	13,7	8,1	440	11,5	201	9,7	92,0	1,2	2,3	0,053	0,019	1,61	1,90	0,218	0,061	0,119	1,86	227,5	8,72	13,8
	MED	11,1	8,1	442	8,0	194	9,7	91,1	1,1	2,0	0,054	0,016	1,57	1,84	0,256	0,056	0,122	1,77	229,7	8,50	13,3
	MIN	7,4	8,1	395	5,0	179	7,3	85,1	0,7	1,4	0,011	0,011	1,31	1,64	0,032	0,037	0,077	1,17	184,4	7,09	10,9
	MAX	24,7	8,2	495	39,0	229	11,1	111,8	1,8	4,2	0,120	0,038	2,01	2,21	0,347	0,095	0,182	2,80	265,2	10,78	17,6
SA8	AV	14,1	8,1	415	9,3	195	10,0	95,7	1,1	2,3	0,053	0,014	1,28	1,54	0,197	0,049	0,112	2,05	219,8	7,83	12,4
	MED	11,2	8,1	426	6,4	193	10,5	94,4	1,0	2,0	0,044	0,012	1,33	1,53	0,185	0,042	0,090	1,93	224,8	7,55	12,5
	MIN	7,1	8,0	360	4,0	177	7,2	83,8	0,7	1,6	0,015	0,005	0,85	1,04	0,011	0,020	0,037	1,45	185,9	5,37	8,3
	MAX	26,0	8,2	458	26,0	219	11,5	111,9	1,8	4,3	0,103	0,026	1,65	1,96	0,434	0,095	0,275	2,90	251,6	10,81	17,1
SA9	AV	14,3	8,1	417	9,8	194	10,0	99,0	1,1	2,4	0,062	0,011	1,20	1,58	0,299	0,056	0,108	2,22	208,4	7,47	12,1
	MED	12,6	8,1	412	7,5	192	10,3	96,5	1,1	2,3	0,056	0,010	1,15	1,56	0,299	0,051	0,103	1,88	203,6	7,25	11,8
	MIN	6,6	7,9	379	3,0	180	7,5	84,7	0,6	1,7	0,031	0,005	0,97	1,33	0,163	0,034	0,054	1,50	185,8	5,39	9,3
	MAX	24,7	8,2	490	20,0	224	12,3	125,3	1,3	3,0	0,113	0,020	1,62	1,91	0,445	0,097	0,209	4,25	249,0	9,89	16,0
SA10	AV	14,4	8,0	408	8,6	189	9,1	88,9	1,5	3,1	0,091	0,013	1,18	1,60	0,316	0,131	0,178	2,77	200,9	7,96	12,6
	MED	12,5	8,0	404	8,8	186	9,0	90,0	1,3	2,8	0,075	0,013	1,10	1,52	0,324	0,119	0,171	2,59	196,9	7,83	12,6
	MIN	6,3	7,8	344	1,0	164	7,1	71,7	1,0	2,1	0,028	0,001	0,87	1,35	0,150	0,042	0,094	1,70	167,1	6,11	9,8
	MAX	25,2	8,1	487	16,0	225	11,7	99,1	2,2	5,0	0,165	0,025	1,57	1,90	0,464	0,267	0,312	4,28	250,4	9,98	16,3
SA11	AV	13,7	8,1	403	10,0	189	9,6	90,5	1,2	2,7	0,073	0,015	1,23	1,52	0,210	0,105	0,160	2,37	215,3	7,68	12,1
	MED	10,7	8,1	404	9,0	185	9,9	89,6	1,3	2,4	0,070	0,017	1,19	1,53	0,226	0,110	0,162	2,18	217,6	7,58	12,2
	MIN	6,4	8,0	337	4,8	161	6,4	78,2	0,5	1,8	0,018	0,005	0,87	1,15	0,099	0,009	0,048	1,77	179,7	5,70	8,7
	MAX	26,4	8,2	454	16,0	217	11,6	101,6	1,7	3,9	0,127	0,025	1,81	2,05	0,332	0,232	0,303	3,33	261,8	9,70	15,8

postaja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
SA12	AV	14,0	8,0	424	9,5	196	9,6	92,9	1,2	2,8	0,059	0,009	1,01	1,44	0,358	0,082	0,136	2,43	213,6	6,89	15,4
	MED	13,1	8,1	421	9,0	198	9,0	92,7	1,1	2,8	0,047	0,010	0,97	1,43	0,383	0,065	0,142	2,22	209,8	6,73	15,1
	MIN	6,0	7,6	374	3,0	177	7,6	79,1	0,9	1,7	0,022	0,001	0,78	1,26	0,115	0,040	0,077	1,62	180,4	5,34	11,2
	MAX	24,7	8,2	479	16,0	223	12,9	103,5	2,5	4,0	0,134	0,016	1,43	1,75	0,545	0,150	0,206	3,81	259,5	8,78	19,4
SA13	AV	13,4	8,1	406	12,6	191	9,7	89,7	1,3	2,9	0,034	0,011	1,09	1,30	0,165	0,061	0,114	2,10	219,0	6,38	14,6
	MED	10,8	8,1	403	8,6	188	10,4	90,5	1,1	3,0	0,026	0,013	1,10	1,36	0,198	0,059	0,112	2,01	219,8	6,36	14,5
	MIN	6,5	8,0	341	7,6	165	6,5	78,1	0,8	1,6	0,009	0,005	0,78	0,99	0,021	0,017	0,050	1,62	183,7	3,75	9,5
	MAX	26,0	8,3	451	33,0	218	12,2	102,3	2,2	3,8	0,070	0,017	1,62	1,67	0,291	0,137	0,195	2,89	262,2	9,21	20,2
SA14	AV	13,0	8,0	423	12,6	195	9,4	86,5	1,0	2,1	0,051	0,011	1,05	1,30	0,194	0,059	0,111	2,04	221,7	6,19	17,2
	MED	10,7	8,0	420	12,2	190	9,9	88,5	0,9	2,3	0,052	0,012	1,05	1,36	0,240	0,053	0,114	1,80	225,1	6,16	17,3
	MIN	5,2	7,8	383	6,4	183	6,3	77,0	0,7	1,1	0,027	0,005	0,71	1,00	0,000	0,017	0,041	1,53	195,2	4,27	11,4
	MAX	25,6	8,3	460	19,0	218	11,5	93,1	1,5	3,1	0,085	0,016	1,58	1,64	0,326	0,106	0,189	3,25	239,7	8,92	25,4
SA15	AV	13,3	8,0	427	22,9	195	9,6	91,1	1,1	2,7	0,060	0,014	1,12	1,42	0,228	0,055	0,121	2,37	221,8	7,22	18,3
	MED	10,0	7,9	424	17,0	192	9,5	90,9	1,1	2,7	0,059	0,015	1,08	1,38	0,238	0,054	0,118	2,32	224,3	7,20	18,3
	MIN	4,0	7,9	382	9,0	172	7,4	82,7	0,8	1,8	0,022	0,005	0,85	1,13	0,040	0,021	0,065	1,68	183,2	5,30	12,4
	MAX	29,9	8,2	493	67,0	229	11,9	99,7	1,6	3,5	0,115	0,023	1,55	1,71	0,389	0,119	0,175	3,90	246,9	9,38	27,7
SA16	AV	13,2	8,1	417	15,4	195	9,8	90,9	1,0	2,4	0,042	0,010	1,03	1,30	0,215	0,062	0,111	2,09	215,1	6,12	16,5
	MED	11,9	8,1	405	11,5	190	10,2	92,7	0,9	2,6	0,038	0,011	1,04	1,34	0,213	0,062	0,113	1,84	207,3	5,99	17,3
	MIN	2,4	7,9	385	6,0	181	7,1	83,4	0,5	1,6	0,016	0,005	0,69	1,03	0,060	0,018	0,062	1,60	197,1	4,24	11,5
	MAX	26,0	8,2	453	42,0	216	11,7	98,0	1,5	3,3	0,081	0,015	1,51	1,62	0,413	0,113	0,174	3,42	238,8	8,45	21,2
SA17	AV	13,3	8,1	418	13,2	193	9,8	91,1	1,0	2,4	0,046	0,010	1,04	1,30	0,210	0,059	0,115	2,22	213,7	6,06	16,4
	MED	11,6	8,1	416	11,0	187	10,0	91,7	1,0	2,5	0,042	0,012	1,02	1,34	0,204	0,055	0,108	2,10	204,3	6,02	17,3
	MIN	4,3	7,9	380	9,0	181	6,7	78,7	0,7	1,5	0,028	0,005	0,74	1,04	0,071	0,020	0,069	1,62	194,0	3,95	11,2
	MAX	25,8	8,2	454	28,0	213	11,8	100,5	1,5	3,2	0,078	0,016	1,55	1,68	0,373	0,106	0,194	3,19	238,3	8,52	20,9
SA18	AV	13,4	8,1	404	21,4	186	9,5	90,5	1,2	2,8	0,032	0,009	1,02	1,25	0,197	0,045	0,119	2,05	215,8	6,16	16,3
	MED	11,1	8,1	396	20,1	184	9,5	90,7	1,2	2,7	0,030	0,007	0,98	1,25	0,217	0,042	0,103	2,00	215,6	6,29	16,2
	MIN	5,0	8,0	339	9,0	161	7,2	83,7	0,7	1,7	0,012	0,004	0,79	1,04	0,028	0,019	0,057	1,62	176,8	3,95	10,8
	MAX	25,8	8,1	448	42,8	210	11,6	99,3	1,5	3,8	0,078	0,019	1,50	1,58	0,346	0,094	0,233	2,84	253,6	7,90	21,6

Tablica 15. (nastavak)

postaja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
SA19	AV	13,2	8,1	435	21,9	186	9,9	92,9	1,2	2,8	0,039	0,011	1,04	1,32	0,233	0,046	0,126	2,23	221,6	16,73	17,8
	MED	10,8	8,1	414	12,0	183	10,0	91,9	1,1	2,8	0,032	0,010	1,04	1,36	0,225	0,041	0,109	2,22	223,1	12,40	18,9
	MIN	4,4	8,0	340	6,4	164	7,6	87,8	0,8	1,9	0,005	0,004	0,80	0,99	0,009	0,016	0,049	1,66	177,7	4,82	11,3
	MAX	25,7	8,1	550	65,0	211	11,9	105,3	1,6	3,8	0,090	0,021	1,50	1,56	0,457	0,078	0,223	3,31	259,9	39,44	24,1
SA20	AV	13,4	8,1	463	23,7	188	9,8	92,4	1,3	2,7	0,045	0,013	1,08	1,35	0,206	0,055	0,138	2,07	226,8	25,25	20,0
	MED	11,2	8,1	490	17,8	186	9,9	91,7	1,2	2,6	0,036	0,009	1,09	1,36	0,211	0,043	0,144	2,02	234,8	23,56	20,4
	MIN	4,5	8,0	360	6,0	160	7,6	83,6	0,8	1,3	0,012	0,005	0,80	1,12	0,056	0,019	0,062	1,66	179,6	9,36	12,8
	MAX	26,2	8,1	549	62,0	211	11,6	108,6	2,0	5,2	0,119	0,028	1,63	1,77	0,322	0,121	0,206	3,08	257,0	46,86	29,0
SA21	AV	14,0	8,1	468	16,0	190	9,7	93,6	1,2	2,5	0,053	0,011	1,07	1,32	0,181	0,049	0,126	2,16	228,6	23,56	19,7
	MED	12,5	8,1	497	16,2	193	9,8	86,5	1,2	2,6	0,034	0,009	1,06	1,24	0,183	0,043	0,110	1,94	239,1	23,15	20,8
	MIN	4,0	8,0	387	8,8	171	6,8	79,6	0,8	1,7	0,012	0,004	0,83	1,09	0,026	0,003	0,073	1,61	190,3	9,34	13,1
	MAX	27,1	8,3	519	26,0	206	11,8	144,3	1,7	3,4	0,188	0,020	1,63	1,78	0,304	0,102	0,219	3,32	253,9	41,97	25,9
MU1	AV	10,8	8,0	313	38,5	115	11,2	100,0	2,2	5,3	0,043	0,014	1,43	1,72	0,228	0,028	0,127	2,85	137,7	11,61	24,9
	MED	8,5	8,0	316	13,5	113	11,1	94,1	2,0	4,5	0,048	0,014	1,51	1,80	0,201	0,026	0,107	2,81	143,1	12,43	26,1
	MIN	3,6	7,9	233	3,0	89	9,7	92,8	1,3	2,6	0,014	0,004	0,99	1,17	0,034	0,013	0,059	1,62	104,7	6,69	16,5
	MAX	24,0	8,4	405	139,0	146	13,1	125,9	5,0	9,5	0,073	0,025	1,87	2,21	0,462	0,063	0,283	4,34	175,1	16,02	32,3
MU2	AV	11,4	8,0	344	33,0	124	10,7	96,2	2,3	4,9	0,033	0,014	1,47	1,78	0,260	0,021	0,134	3,14	144,9	13,29	26,3
	MED	7,2	8,0	342	8,6	123	10,9	97,7	1,9	4,3	0,021	0,014	1,42	1,69	0,287	0,021	0,081	3,14	146,3	13,63	26,8
	MIN	5,6	7,8	299	2,0	110	8,5	88,6	1,4	2,4	0,004	0,003	0,95	1,21	0,076	0,013	0,043	1,59	115,9	7,89	20,0
	MAX	23,2	8,3	409	202,0	147	12,1	100,9	6,4	11,8	0,102	0,026	2,21	2,71	0,377	0,030	0,435	4,49	181,1	18,28	30,1
MU3	AV	12,6	8,0	352	7,1	128	11,1	100,1	1,7	3,4	0,025	0,015	1,43	1,75	0,282	0,024	0,082	2,60	151,5	13,90	28,1
	MED	13,7	8,1	360	5,9	129	11,3	99,7	1,6	3,6	0,025	0,017	1,44	1,76	0,286	0,024	0,079	2,61	155,0	14,60	28,7
	MIN	3,6	7,8	276	2,0	99	8,9	91,9	0,9	1,4	0,004	0,002	0,98	1,17	0,134	0,005	0,063	1,99	123,2	8,86	21,6
	MAX	23,2	8,2	400	20,0	148	12,8	111,2	3,0	5,1	0,054	0,026	2,04	2,52	0,404	0,038	0,124	3,36	174,2	17,06	32,2

Tablica 15. (nastavak)

postaja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
DA1	AV	12,7	8,1	462	19,9	163	10,4	96,7	1,4	3,0	0,039	0,009	1,93	2,32	0,336	0,040	0,116	2,93	196,3	20,00	34,9
	MED	9,5	8,1	460	22,0	160	10,5	94,9	1,2	2,9	0,037	0,008	1,97	2,31	0,364	0,043	0,103	2,91	191,2	20,85	35,7
	MIN	6,1	7,9	396	8,4	137	9,0	81,7	0,8	2,1	0,021	0,001	1,16	1,37	0,157	0,015	0,072	1,93	159,8	13,16	25,2
	MAX	24,8	8,2	568	31,0	190	12,3	114,5	2,3	4,0	0,063	0,017	2,69	3,04	0,505	0,054	0,198	3,74	238,8	27,99	45,9
DA2	AV	12,3	8,1	364	23,2	142	10,4	96,9	1,9	4,4	0,035	0,007	1,33	1,72	0,351	0,031	0,125	3,33	168,0	11,52	25,1
	MED	10,0	8,1	348	23,5	133	10,6	88,1	1,9	4,0	0,040	0,007	1,37	1,72	0,357	0,034	0,124	3,13	157,3	11,37	24,3
	MIN	4,8	7,9	275	6,0	110	7,9	82,7	0,9	3,0	0,004	0,002	0,54	0,80	0,220	0,006	0,082	1,79	132,1	6,79	19,7
	MAX	26,6	8,4	472	40,0	184	12,2	151,7	2,9	6,5	0,058	0,011	1,85	2,45	0,558	0,044	0,168	5,94	224,4	16,12	31,7
DA3	AV	12,6	8,2	426	20,6	155	10,4	97,1	1,5	3,6	0,032	0,008	1,65	2,03	0,346	0,036	0,113	3,07	189,8	17,36	32,3
	MED	10,8	8,2	420	20,5	150	10,3	94,5	1,4	3,5	0,034	0,007	1,59	1,96	0,333	0,043	0,104	2,69	181,1	17,44	31,1
	MIN	3,6	8,0	334	5,0	128	8,2	79,1	0,8	2,7	0,019	0,004	0,77	0,96	0,143	0,007	0,059	1,93	154,8	10,03	22,0
	MAX	26,7	8,4	526	41,0	183	12,7	124,5	2,4	5,5	0,043	0,014	2,45	3,00	0,546	0,046	0,189	5,17	232,9	24,73	41,6
DA4	AV	12,6	8,2	427	19,9	157	11,1	105,3	1,5	3,2	0,033	0,008	1,68	2,04	0,320	0,039	0,103	3,01	194,2	17,68	32,6
	MED	10,6	8,2	418	14,5	152	10,5	95,9	1,3	3,1	0,036	0,007	1,61	1,95	0,262	0,047	0,090	2,71	183,2	17,53	31,9
	MIN	3,8	8,1	336	4,0	129	8,7	76,7	1,0	2,6	0,015	0,004	0,77	0,95	0,161	0,009	0,068	1,79	164,8	10,28	22,5
	MAX	26,8	8,5	531	45,0	187	15,5	193,5	2,8	4,0	0,047	0,013	2,58	3,09	0,630	0,052	0,179	5,42	241,2	25,59	42,3
DR1	AV	10,6	8,0	290	12,4	120	10,8	95,9	1,1	2,5	0,029	0,005	0,93	1,17	0,211	0,012	0,066	1,65	140,4	6,33	21,5
	MED	8,1	8,0	289	10,5	119	10,8	94,6	1,0	2,5	0,023	0,004	0,89	1,08	0,204	0,014	0,060	1,67	140,3	5,63	21,3
	MIN	5,6	7,9	238	2,0	94	9,0	89,2	0,6	1,3	0,005	0,003	0,63	0,81	0,096	0,003	0,035	1,01	112,8	4,00	17,6
	MAX	21,6	8,2	338	26,0	139	11,9	114,6	1,7	3,7	0,063	0,008	1,27	1,72	0,379	0,021	0,110	2,63	163,4	9,95	26,1
DR2	AV	11,3	8,1	321	4,9	135	11,4	98,8	0,7	1,3	0,017	0,004	0,95	1,12	0,152	0,008	0,032	1,42	152,7	7,17	23,0
	MED	8,3	8,1	320	5,0	139	11,4	98,6	0,8	1,3	0,014	0,004	0,92	1,12	0,148	0,007	0,031	1,41	157,1	6,95	23,4
	MIN	3,6	7,9	259	1,0	104	9,3	91,6	0,3	1,1	0,004	0,002	0,59	0,63	0,026	0,003	0,013	1,11	122,3	4,79	19,6
	MAX	23,3	8,2	398	9,0	167	12,9	105,1	1,0	1,7	0,027	0,007	1,25	1,46	0,253	0,020	0,057	1,78	191,0	10,43	25,5

Tablica 15. (nastavak)

postaja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
DR3	AV	12,8	8,3	303	6,2	139	10,9	102,2	2,4	1,5	0,032	0,016	0,81	1,41	0,704	0,014	0,104	1,68	162,9		
	MED	10,2	8,3	294	2,5	138	10,9	99,6	2,5	1,3	0,015	0,010	0,75	1,30	0,540	0,015	0,115	1,82	151,0		
	MIN	5,6	8,0	237	2,5	110	9,0	89,0	1,3	0,5	0,015	0,010	0,25	1,00	0,100	0,005	0,040	0,50	132,0		
	MAX	25,0	8,8	379	17,0	165	12,2	129,0	3,3	2,4	0,060	0,040	1,38	2,00	1,870	0,030	0,150	2,41	221,0		
DR4	AV	11,3	7,9	345	5,3	140	8,3	70,6	2,4	2,3	0,411	0,027	0,78	1,53	0,308	0,078	0,157	1,62	157,0	10,93	28,2
	MED	7,2	7,8	342	5,1	141	8,7	71,5	1,4	2,4	0,432	0,023	0,78	1,52	0,288	0,091	0,176	1,66	156,8	11,11	23,3
	MIN	5,6	7,7	306	2,0	124	3,8	40,7	0,9	1,5	0,092	0,011	0,43	1,41	0,100	0,009	0,066	1,27	142,7	9,40	19,3
	MAX	24,4	8,1	385	8,0	155	13,7	113,1	7,5	3,8	0,602	0,051	1,23	1,67	0,602	0,121	0,212	1,85	180,3	12,04	65,1
DR5	AV	12,6	8,2	318	6,5	134	11,0	102,2	2,6	1,5	0,045	0,018	0,70	1,35	0,810	0,014	0,103	1,86	165,1		
	MED	10,3	8,3	324	2,5	131	11,0	104,8	2,4	1,3	0,033	0,010	0,58	1,30	0,605	0,015	0,110	1,71	159,0		
	MIN	1,2	7,7	242	2,5	112	9,3	79,1	1,6	1,0	0,015	0,010	0,25	1,00	0,070	0,005	0,050	1,11	141,0		
	MAX	23,7	8,7	384	26,1	165	12,5	118,7	3,5	2,2	0,090	0,040	1,23	1,90	1,880	0,020	0,150	2,64	214,0		
DR6	AV	11,4	8,1	313	4,9	130	11,2	101,4	1,0	1,9	0,028	0,006	0,94	1,15	0,179	0,010	0,050	1,38	150,1	7,24	22,0
	MED	8,8	8,1	322	4,2	133	11,5	98,9	0,9	1,7	0,028	0,006	0,98	1,17	0,180	0,011	0,053	1,36	154,0	7,20	22,2
	MIN	5,0	7,9	254	1,0	102	8,8	93,9	0,3	1,3	0,018	0,003	0,54	0,72	0,085	0,003	0,013	1,08	123,0	4,77	18,8
	MAX	20,1	8,3	382	13,0	156	13,5	111,2	2,0	4,2	0,048	0,008	1,40	1,67	0,266	0,017	0,079	1,86	183,0	11,15	25,2
DR7	AV	11,7	8,0	324	12,1	136	10,6	97,5	1,1	2,2	0,029	0,006	0,93	1,20	0,230	0,020	0,066	1,90	159,1	7,57	23,0
	MED	9,0	8,0	299	10,5	130	10,4	94,4	0,9	2,1	0,028	0,006	0,96	1,25	0,242	0,016	0,058	1,82	147,0	6,41	21,7
	MIN	5,1	7,9	239	5,0	98	9,6	83,2	0,7	1,4	0,009	0,004	0,53	0,77	0,155	0,008	0,017	1,19	118,3	4,40	17,7
	MAX	23,0	8,3	533	27,0	224	12,3	115,4	1,7	3,8	0,061	0,008	1,37	1,67	0,294	0,043	0,129	2,73	265,3	16,16	36,4
DR8	AV	11,6	8,0	325	10,8	131	10,7	97,4	1,2	2,7	0,034	0,012	1,11	1,37	0,215	0,015	0,066	2,11	151,6	9,15	24,0
	MED	7,4	8,0	320	10,0	134	11,1	97,0	1,2	2,8	0,030	0,007	1,10	1,27	0,216	0,015	0,056	1,95	149,3	9,28	24,4
	MIN	5,4	7,8	254	2,0	106	8,5	90,8	1,0	1,9	0,023	0,003	0,67	0,90	0,066	0,005	0,034	1,34	122,5	5,75	21,0
	MAX	22,6	8,3	403	21,0	159	12,1	113,4	1,4	3,2	0,062	0,053	1,66	1,95	0,358	0,023	0,157	3,27	191,3	13,13	27,2

Tablica 15. (nastavak)

postaja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
DR9	AV	12,5	8,1	335	5,3	134	11,2	100,6	1,0	2,4	0,026	0,011	1,15	1,41	0,215	0,029	0,064	1,86	155,1	9,60	24,4
	MED	11,5	8,1	344	4,9	138	11,2	99,6	1,0	2,5	0,022	0,008	1,20	1,43	0,226	0,020	0,055	1,82	161,2	9,83	24,5
	MIN	5,0	7,9	274	2,0	107	8,8	91,1	0,8	1,8	0,004	0,003	0,79	1,02	0,073	0,009	0,013	1,62	124,2	6,48	20,7
	MAX	23,0	8,2	412	12,0	162	13,0	111,9	1,3	2,9	0,055	0,038	1,50	1,82	0,343	0,087	0,145	2,30	191,3	13,13	27,8
DR10	AV	11,9	8,0	331	9,0	134	11,0	100,0	1,2	2,6	0,028	0,008	1,08	1,34	0,227	0,013	0,061	2,16	156,3	9,12	23,9
	MED	7,6	8,1	328	7,8	134	11,0	99,9	1,1	2,6	0,026	0,006	1,02	1,28	0,222	0,013	0,048	2,05	152,6	8,98	24,4
	MIN	4,9	7,8	261	3,0	105	9,2	87,6	0,8	2,1	0,015	0,001	0,65	0,88	0,106	0,003	0,029	1,30	121,2	5,77	20,5
	MAX	23,4	8,2	415	18,0	168	13,2	110,4	2,2	3,3	0,049	0,022	1,62	1,91	0,363	0,022	0,161	2,88	192,6	12,63	26,6
DR11	AV	13,2	8,2	338	4,7	135	10,8	98,8	1,2	2,2	0,018	0,010	1,08	1,35	0,248	0,014	0,059	1,89	160,4	9,50	24,8
	MED	13,7	8,2	346	2,8	140	10,8	97,2	1,1	2,3	0,015	0,009	1,13	1,39	0,258	0,014	0,061	1,86	166,6	9,78	25,2
	MIN	5,0	8,0	276	2,0	113	8,8	92,8	0,8	1,7	0,004	0,005	0,77	0,95	0,159	0,003	0,043	1,55	135,1	6,47	20,6
	MAX	24,0	8,2	390	13,0	152	12,8	106,9	1,9	3,0	0,044	0,017	1,47	1,81	0,330	0,022	0,069	2,42	182,9	12,08	28,6
DR12	AV	12,2	8,1	334	11,2	137	10,4	95,5	1,3	2,7	0,020	0,006	1,08	1,32	0,219	0,014	0,071	2,24	155,4	9,02	23,9
	MED	7,8	8,1	323	8,4	138	10,5	94,9	1,3	2,3	0,021	0,006	1,04	1,23	0,252	0,014	0,065	2,07	154,0	8,51	24,0
	MIN	5,0	7,9	260	2,0	109	8,0	86,1	0,8	2,1	0,004	0,001	0,59	0,85	0,027	0,003	0,035	1,30	122,0	5,69	20,1
	MAX	24,5	8,2	415	25,0	170	12,1	111,4	1,9	4,2	0,038	0,011	1,62	1,98	0,324	0,024	0,161	3,47	195,1	12,77	28,3
DR13	AV	13,4	8,1	346	8,3	140	10,9	98,7	1,3	2,5	0,021	0,006	1,13	1,40	0,236	0,016	0,063	1,91	164,5	9,56	24,5
	MED	12,5	8,1	364	6,2	146	10,9	99,0	1,3	2,6	0,021	0,006	1,14	1,39	0,221	0,017	0,064	1,86	170,1	9,86	25,0
	MIN	5,1	7,8	276	4,0	111	9,0	89,6	0,8	1,7	0,004	0,002	0,75	0,95	0,187	0,008	0,050	1,43	129,4	6,32	20,8
	MAX	24,7	8,2	406	16,0	162	13,0	106,6	1,6	2,8	0,039	0,013	1,59	1,90	0,317	0,020	0,074	2,48	195,1	12,77	27,6
DR14	AV	13,4	8,1	342	9,1	138	11,2	101,2	1,2	2,5	0,027	0,006	1,11	1,40	0,254	0,016	0,066	1,96	164,1	9,33	24,0
	MED	12,6	8,1	356	9,0	143	11,4	100,9	1,3	2,5	0,026	0,005	1,11	1,36	0,254	0,018	0,066	1,88	169,7	9,35	24,4
	MIN	4,8	7,9	274	5,0	111	8,9	95,0	0,5	1,7	0,004	0,002	0,73	0,95	0,169	0,009	0,042	1,53	131,3	6,14	20,1
	MAX	24,7	8,2	406	16,0	161	13,3	109,7	1,5	3,8	0,056	0,011	1,60	1,88	0,319	0,020	0,088	2,80	196,9	12,54	26,6

Tablica 15. (nastavak)

postaja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
DR15	AV	12,5	8,1	335	18,9	137	11,0	102,0	1,5	3,0	0,024	0,006	1,08	1,38	0,273	0,015	0,093	2,47	158,2	9,06	23,7
	MED	8,1	8,1	330	13,5	131	11,1	99,8	1,6	2,8	0,025	0,006	1,02	1,29	0,290	0,014	0,068	2,27	151,4	8,58	23,0
	MIN	4,9	7,9	269	2,0	111	8,7	89,7	0,3	2,4	0,010	0,001	0,51	0,79	0,136	0,003	0,054	1,35	127,8	6,12	20,2
	MAX	24,8	8,5	415	52,0	170	12,1	133,7	2,2	5,0	0,043	0,010	1,68	2,13	0,414	0,031	0,190	3,96	196,9	12,54	28,7
DR16	AV	12,5	8,2	347	26,5	141	10,7	99,0	2,2	3,7	0,031	0,006	1,08	1,39	0,274	0,025	0,121	2,40	163,1	10,12	24,6
	MED	9,7	8,1	334	14,5	136	11,0	94,2	1,5	2,9	0,032	0,006	1,18	1,44	0,249	0,026	0,099	2,40	163,8	10,26	24,9
	MIN	4,5	8,0	264	6,0	106	8,0	88,3	0,9	2,3	0,013	0,001	0,42	0,89	0,163	0,008	0,047	1,65	120,1	6,04	20,5
	MAX	25,7	8,6	453	80,0	181	12,2	133,4	6,8	9,1	0,043	0,011	1,59	1,89	0,435	0,046	0,285	3,36	217,0	14,46	28,1
DR17	AV	12,4	8,1	377	29,1	149	9,9	92,5	1,7	3,5	0,031	0,010	1,33	1,75	0,386	0,029	0,101	2,61	183,0	12,00	23,2
	MED	10,3	8,1	383	21,5	149	10,2	91,7	1,7	3,2	0,025	0,010	1,18	1,38	0,347	0,028	0,087	2,80	198,1	10,06	24,7
	MIN	3,7	7,9	260	8,0	99	7,9	64,8	0,6	2,4	0,008	0,001	0,32	0,65	0,138	0,003	0,057	1,58	118,5	3,40	9,9
	MAX	26,3	8,7	496	72,0	195	11,6	126,2	3,2	5,4	0,092	0,024	2,97	3,61	0,792	0,064	0,148	3,63	239,9	22,98	29,6
DR18	AV	13,1	8,1	352	20,3	144	11,1	105,0	1,5	2,9	0,026	0,005	1,06	1,35	0,257	0,020	0,099	2,39	163,8	9,69	24,3
	AV	11,0	8,1	342	15,0	141	11,6	95,7	1,4	2,7	0,024	0,006	1,11	1,35	0,283	0,023	0,084	2,59	161,8	9,14	23,5
	MED	4,1	8,0	275	8,0	111	7,9	92,4	1,2	2,2	0,013	0,001	0,30	0,61	0,097	0,003	0,054	1,69	126,6	6,34	20,5
	MIN	26,7	8,6	450	47,0	180	13,0	159,4	2,1	4,5	0,045	0,009	1,68	2,00	0,342	0,029	0,169	2,87	212,7	13,92	28,3

4.2. Zajednice makrozoobentosa i stanje voda

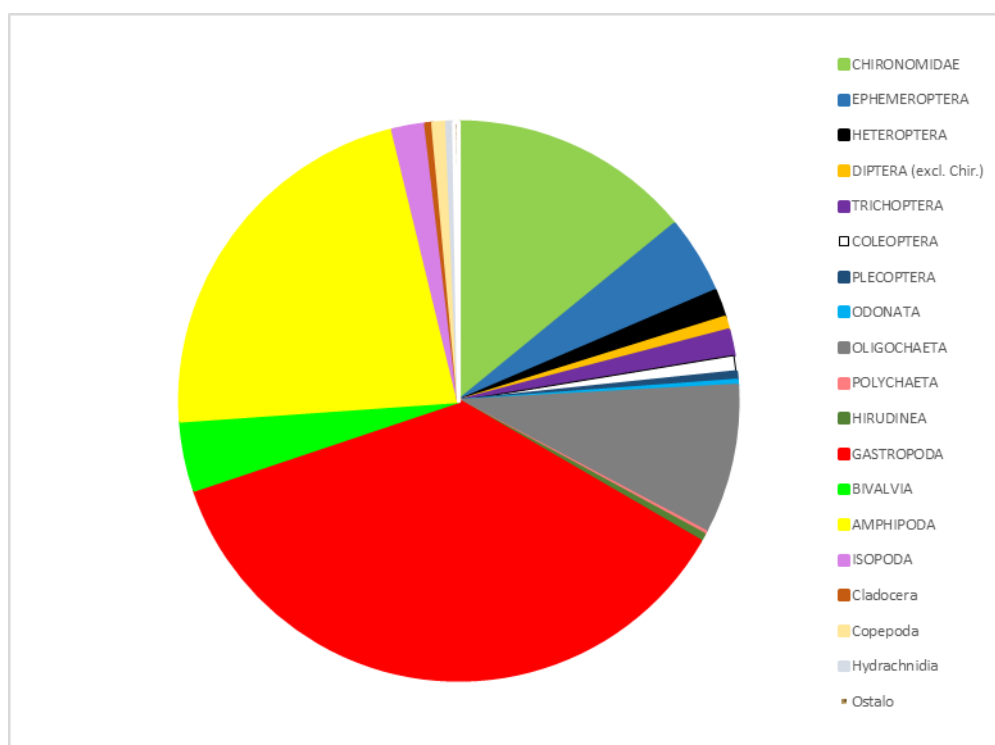
4.2.1. Zajednice makrozoobentosa

Tijekom razdoblja istraživanja na svim mjernim postajama prikupljeno je ukupno 576 087 jedinki makrozoobentosa koje su raspoređene unutar 304 svojte, 211 rodova i 113 porodica (Tablica 16).

Tablica 16. Broj jedinki, svojta, rodova i porodica utvrđenih tijekom istraživanja velikih rijeka (Save, Mure, Dunava, Drave) u razdoblju 2015-2016.

	ukupno	2015	2016
broj jedinki	576 087	315 292	260 795
broj svojta	304	244	238
broj rodova	211	172	174
broj porodica	113	96	98

Najbrojnija skupina makrozoobentosa bilo je koljeno Mollusca s ukupnim udjelom od 40,5 % svih prikupljenih jedinki, od čega razredi Gastropoda 36,5 % i Bivalvia 4 % (Slika 7, Tablica 17). Iduća najzastupljenija skupina je podkoljeno Crustacea s 25,6 % udjela u ukupnom broju jedinki makrozoobentosa, od čega na red Amphipoda odlazi 22,3 %, na red Isopoda 1,9 % dok su sve ostale skupine unutar podkoljena Crustacea zastupljene znatno manjim udjelom. Udio razreda Insecta u ukupnom broju prikupljenih jedinki je 24,1 %, od čega je najbrojniji red Diptera s 14,8 % zbog velikog udjela porodice Chironomidae (čak 94,9 % Diptera, odnosno 14,1 % svih prikupljenih organizama). Red Ephemeroptera je drugi najbrojniji s 18,5 % unutar razreda Insecta, odnosno 4,5 % svih prikupljenih jedinki tijekom istraživanja. Koljeno Annelida činilo je 9,3 % u ukupnom broju svih prikupljenih jedinki, od čega na podrazred Oligochaeta odlazi 93,4 % unutar koljena Annelida, odnosno 8,6 % svih prikupljenih jedinki tijekom istraživanja.



Slika 7. Udio skupina makrozoobentosa na svim mjernim postajama u velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH tijekom istraživanog razdoblja 2015.-2016. Skupina Ostalo (< 1000 prikupljenih jedinki): Ostracoda, Nematoda, Turbellaria, Lepidoptera, Mysida, Megaloptera, Collembola, Hydrozoa, Araneae, Decapoda, Neuroptera

Tijekom prvog uzorkovanja (2015. godina) bilo je prikupljeno 315 292 jedinke raspoređenih unutar 244 svojte, 172 roda i 96 porodica. Najveći broj prikupljenih jedinki otpada na koljeno Mollusca, čak 53,9 %, od čega razred Gastropoda čini 92,5 % svih pripadnika koljena Mollusca, odnosno 49,8 % svih prikupljenih jedinki. Podkoljeno Crustacea je zastupljeno s 27,2 % od čega red Amphipoda s 86,9 % unutar podkoljena Crustacea, odnosno 23,6 % svih prikupljenih jedinki. Razred Insecta čini udio od 13,9 % među kojima je najbrojniji red Diptera s 45,5 % unutar Insecta. Koljeno Annelida je zastupljeno s 4,7 % od svih prikupljenih životinja (Slika 8a).

Tijekom drugog uzorkovanja (2016. godina) bilo je prikupljeno 260 795 jedinki raspoređenih unutar 238 svojti, 174 roda i 98 porodica. Najzastupljenija skupina je bio razred Insecta s 36,5 % među kojima najveći udio ima red Diptera sa 68,8 %. Koljeno Mollusca imalo je udio od 24,3 %, od čega razred Gastropoda 83,5 %, a razred Bivalvia 16,5 %. Podkoljeno Crustacea je bilo zastupljeno s 23,7 % u ukupnom broju prikupljenih jedinki, od čega na red Amphipoda otpada 87,8 %, na red Isopoda 6,2 % dok su ostale skupine unutar podkoljena Crustacea bile

znatno manjih udjela. Koljeno Annelida čini 14,7 %, od čega podrazred Oligochaeta 94,8 % (Slika 8a).

Tablica 17. Ukupan broj utvrđenih jedinki unutar svake skupine tijekom istraživanog razdoblja, te zasebno 2015. i 2016. godine

SKUPINA	obje godine	2015	2016
INSECTA	139 094	43 793	95 301
CHIRONOMIDAE	81 145	19 068	62 077
EPHEMEROPTERA	25 779	14 958	10 821
HETEROPTERA	9231	2961	6270
DIPTERA	4391	873	3518
TRICHOPTERA	8443	3054	5389
COLEOPTERA	5493	1539	3954
PLECOPTERA	2822	956	1866
ODONATA	1648	343	1305
LEPIDOPTERA	112	35	77
MEGALOPTERA	29	5	24
NEUROPTERA	1	1	0
ANNELIDA	53 340	14 888	38 452
OLIGOCHAETA	49 796	13 335	36 461
POLYCHAETA	999	80	919
HIRUDINEA	2545	1473	1072
MOLLUSCA	233 312	169 806	63 506
GASTROPODA	210 088	157 084	53 004
BIVALVIA	23 224	12 722	10 502
CRUSTACEA	147 398	85 621	61 777
AMPHIPODA	128 631	74 383	54 248
ISOPODA	11 029	7183	3846
MYSIDA	56	20	36
DECAPODA	2	2	0
CLADOCERA	2343	152	2191
COPEPODA	4630	3665	965
OSTRACODA	707	216	491
OSTALO	2943	1184	1759
TURBELLARIA	134	40	94
HYDROZOA	15	15	0
NEMATODA	495	83	412
COLLEMBOLA	24	5	19
ARANEAE	12	2	10
HYDRACHNIDIA	2263	1039	1224

Unutar vodnog tipa HR-R_5B površinskih voda, koji uključuje uzvodne postaje na Savi (SA1-SA5), sve postaje na Muri (MU1-MU3) i postaje na Dravi (DR1-DR12) najviše prikupljenih jedinki pripada koljenu Mollusca 44,1 % (od čega razred Gastropoda 91,1 % i razred Bivalvia

8,9 %), a zatim razred Insecta s 24,7 % udjela (od čega red Diptera 56,3 %, red Ephemeroptera 24,7 %). Slijedi podkoljeno Crustacea s 22,7 % (od čega red Amphipoda 85,1 %, red Isopoda 9,1 %), a zatim koljeno Annelida sa 7,9 % udjela (od čega podrazred Oligochaeta 92,2 %). Ostale skupine bile su zastupljene znatno manjom brojnošću (Slika 8b).

Vodni tipovi HR-R_5C+HR-R_5D površinskih voda sadržavali su najveći broj jedinki iz podkoljena Crustacea s 32,5 % (od čega 91 % čini red Amphipoda i 4,7 % red Isopoda), slijedi koljeno Mollusca s 31,9 % udjela (od čega razred Gastropoda 86,7 % i razred Bivalvia 13,7 %). Razred Insecta bio je zastupljen s 22,8 % (od čega 75,1 % čini red Diptera, nakon čega je najbrojniji red Heteroptera s 14,2 % udjela, zatim red Odonata s 3,8 % udjela). Koljeno Annelida je zastupljeno s 12,6 % (od čega 95,2 % čini podrazred Oligochaeta). Ostale skupine bile su zastupljene znatno manjom brojnošću (Slika 8b).

U rijeci Savi utvrđeno je 151 879 jedinki koje su raspoređene u 202 svojte, 148 rodova i 85 porodica. Najzastupljenija skupina je bilo koljeno Mollusca s 37,9 % udjela (od čega razred Gastropoda 92,9 %, a razred Bivalvia 7,1 %), zatim razred Insecta s 33,7 % (od čega red Diptera 69,3 %, red Ephemeroptera s 13,3 %, red Trichoptera s 7,8 %, red Coleoptera s 5,3 %), podkoljeno Crustacea s 20 % (od čega red Amphipoda 94,1 %, red Isopoda 3,9 %), koljeno Annelida s 8 % (od čega podrazred Oligochaeta 93,5 %) dok su ostale skupine bile zastupljene s 0,3 % od ukupnog broja prikupljenih jedinki (Slika 8c).

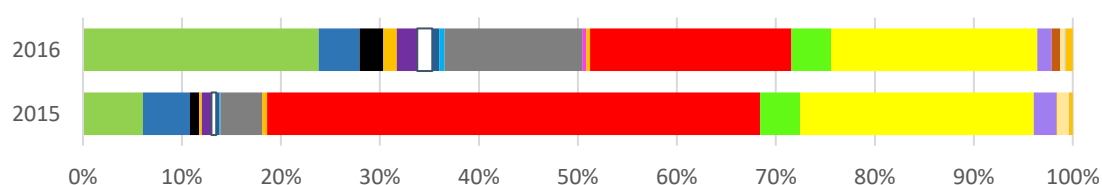
U rijeci Muri utvrđeno je 32 976 jedinki koje su raspoređene u 82 svojte, 66 rodova i 45 porodica. Najzastupljenija skupina je bilo podkoljeno Crustacea s 74,2 % (od čega red Amphipoda 99,9 %), zatim razred Insecta s 19,2 % udjela (od čega red Diptera s 45,5 %, red Ephemeroptera s 29,8 %, red Trichoptera s 15 %), koljeno Annelida s 5,2 % udjela (od čega podrazred Oligochaeta 99,5 %), koljeno Mollusca s 1,1 % udjela (od čega razred Gastropoda 100 %) dok su ostale skupine bile zastupljene s udjelom od 0,3 % u ukupnom broju prikupljenih jedinki (Slika 8c).

U rijeci Dunav utvrđene su 15 243 jedinice koje su bile raspoređene unutar 69 svojta, 54 roda i 32 porodice. Najzastupljenija skupina je bilo koljeno Mollusca s 39,1 % udjela (od čega 91,4 % razred Gastropoda, 8,6 % razred Bivalvia), zatim koljeno Annelida s 25,8 % udjela (od čega Oligochaeta 99,1 %). Nakon toga slijedi podkoljeno Crustacea s 24,4 % udjela (od čega red Amphipoda 83,2 %, red Isopoda 16,3 %); razred Insecta s 10,5 % (od čega 96,1 % red Diptera) dok su sve ostale skupine ukupno bile zastupljene s udjelom od 0,2 % (Slika 8c).

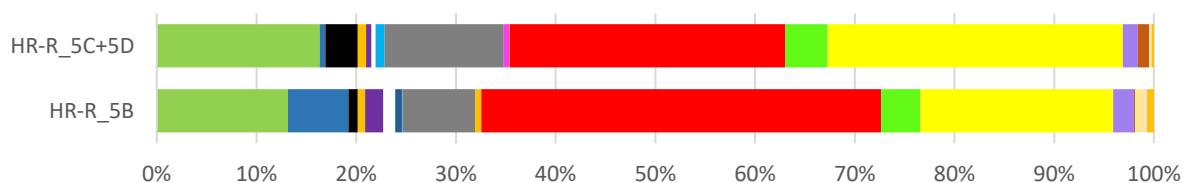
U rijeci Dravi utvrđeno je 375 989 jedinki koje su pripadale u 226 svojta, 169 rodova i 95 porodica. Najzastupljenija skupina je bilo koljeno Mollusca s 45,1 % udjela (od čega razred Gastropoda s 89 %, a razred Bivalvia s 11 %), nakon čega slijedi podkoljeno Crustacea s 23,6 % udjela (od čega red Amphipoda 61,6 %, red Isopoda 10,4 %). Razred Insecta bio je zastupljen s 21,3 % udjela (od čega red Diptera 56,8 %, red Ephemeroptera 21,3 %), a koljeno Annelida s 9,4 % (od čega 92,4 % pridonosi podrazred Oligochaeta). Sve ostale skupine zajedno su bile zastupljene s 0,6 % udjela u ukupnoj brojnosti prikupljenih jedinki (Slika 8c).

Prosječna gustoća populacija makrozoobentosa u rijeci Savi iznosila je 3616 jedinki m⁻², u Muri 5496 jedinki m⁻², u Dunavu 1905 jedinki m⁻², a u rijeci Dravi je iznosila 17 904 jedinke m⁻². Najveća je gustoća populacija zabilježena na mjernoj postaji DR3a u 2015. godini i iznosila je 132 072 jedinke m⁻², a najmanja na postaji SA7 u 2015. godini i iznosila je 103 jedinke m⁻².

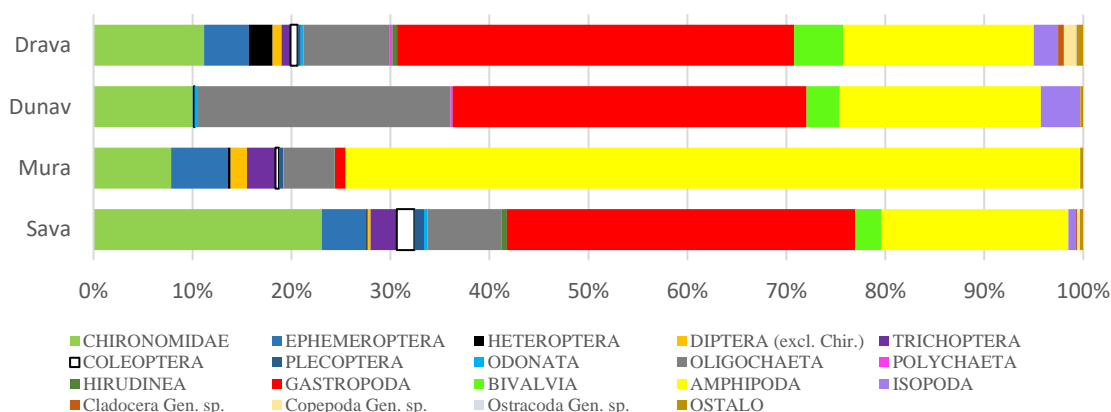
a)



b)



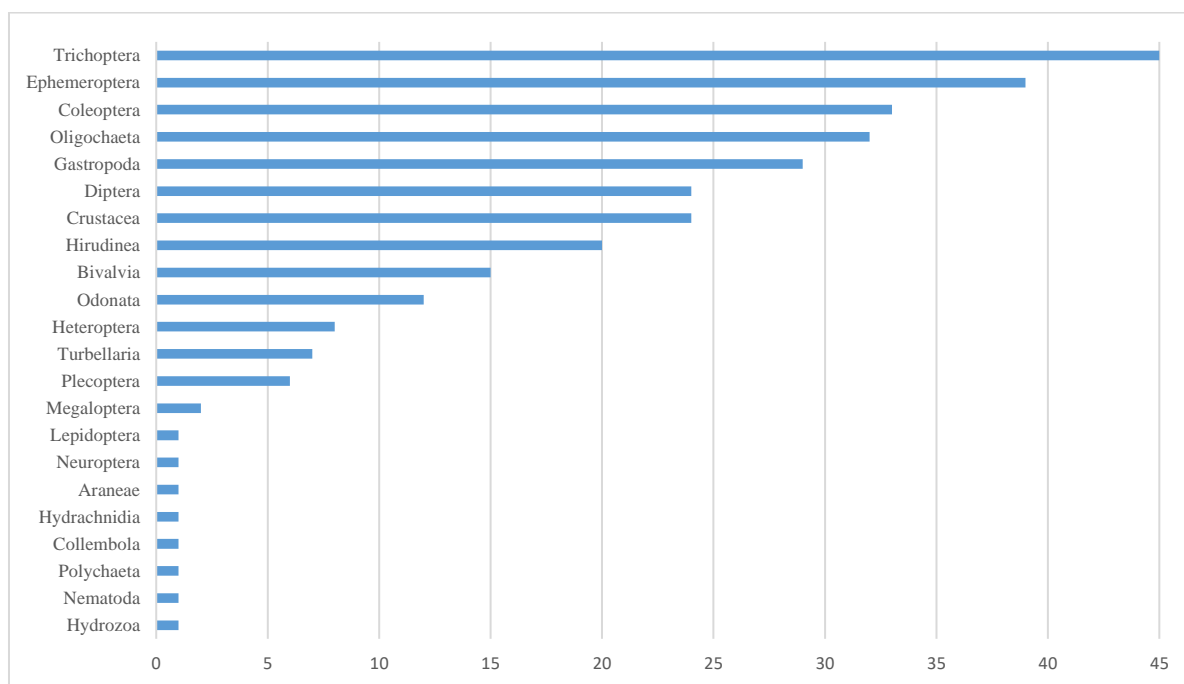
c)



Slika 2. Relativni udio pojedinih skupina makrozoobentosa u ukupnom broju prikupljenih jedinki: a) posebno za svaku godinu (2015. i 2016.); b) posebno za svaki vodni tip (HR-R_5B i HR-R_5C+HR-R_5D); c) posebno za svaku istraživanu rijeku (Sava, Mura, Dunav, Drava)

Osim tri alohtone vrste koje su prvi put utvrđene u velikim rijekama (vidi Poglavlje Biokontaminacija), još je jedna vrsta po prvi puta utvrđena u Republici Hrvatskoj: *Stactobia moseleyi* Kimmins, 1949 (Trichoptera, Hydroptilidae) na mjernim postajama DR2 i DR5a.

Najveći broj svojta zabilježen je iz reda Trichoptera (45) te Ephemeroptera (39) (Slika 9). Zbilježena je po jedna svojta unutar skupina Lepidoptera, Neuroptera, Araneae, Hydrachnidia, Collembola, Polychaeta, Nematoda i Hydrozoa.



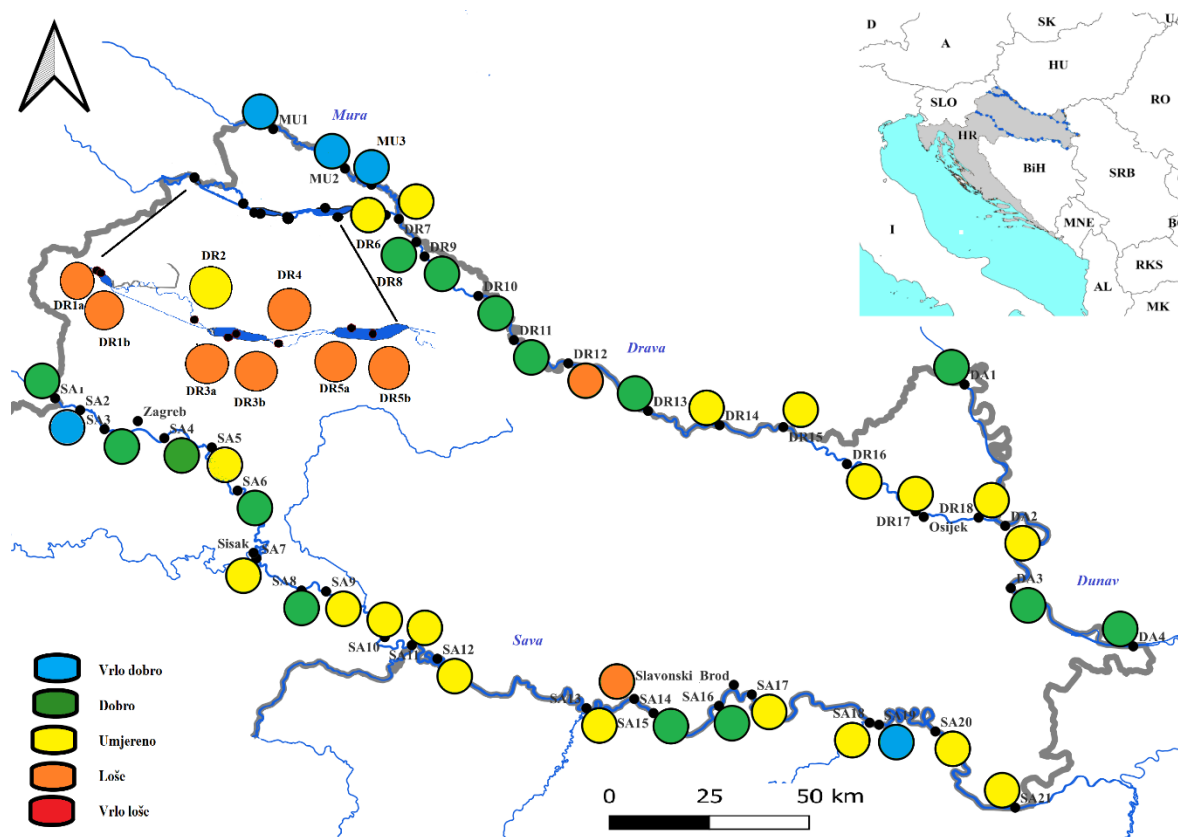
Slika 9. Broj svojta svih utvrđenih skupina u velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u Republici Hrvatskoj tijekom razdoblja istraživanja (2015. – 2016. godine).

4.2.2. Stanje voda na temelju makrozoobentosa

Ukupno stanje voda na temelju makrozoobentosa određeno je vrijednošću lošijeg rezultata modula (saprobnost ili opća degradacija) pri čemu je stanje voda izraženo kao srednja vrijednost navedenih modula iz 2015. i 2016. godine (Slika 10, Tablica P16 u poglavlju Prilozi).

Što se tiče ekološkog stanja na temelju makrozoobentosa, u vrlo dobrom stanju bilo je 5 postaja, dvije na rijeci Savi i sve tri na rijeci Muri, dok je u dobrom stanju bilo 15 postaja čime ukupno 20 postaja (40,8 %) zadovoljava okolišne ciljeve ODV-a u postizanju minimalno dobrog stanja. Ukupno 20 postaja bilo je u umjerenom stanju; 9 je postaja bilo u lošem stanju dok niti jedna postaja nije bila u vrlo lošem stanju čime ukupno 29 postaja (59,2 %) ne zadovoljava okolišne ciljeve ODV-a (Slika 10; Slika 11). Prema modulu saprobnost 14 je mjernih postaja bilo u vrlo

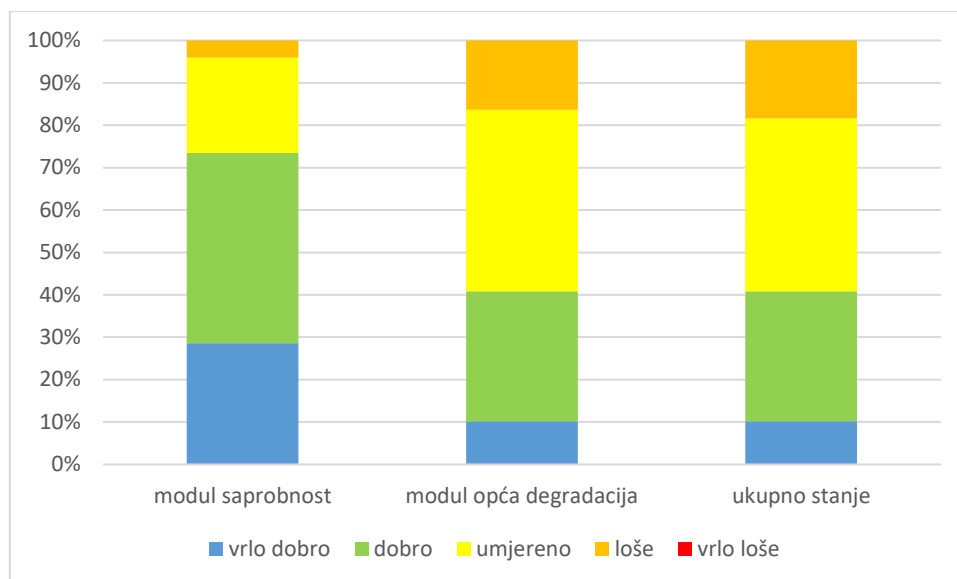
dobrom stanju, dok su 22 postaje bile u dobrom stanju čime 36 postaja (73,5 %) zadovoljava uvjete ODV. U umjerenom stanju bilo je 11 postaja, 2 su postaje bile u lošem stanju dok niti jedna postaja nije bila u vrlo lošem stanju čime 13 postaja (26,5 %) ne zadovoljava okolišne ciljeve ODV-a. Prema modulu opća degradacija 5 je postaja bilo klasificirano u vrlo dobro stanje, dok je 15 postaja bilo u dobrom stanju prema čemu 20 postaja (40,8 %) zadovoljava uvjete ODV. U umjerenom stanju je bila 21 postaja, 8 postaja je bilo u lošem stanju dok niti jedna postaja nije bila u vrlo lošem stanju čime 29 postaja (59,2 %) ne zadovoljava okolišne ciljeve ODV-a u postizanju minimalno dobrog stanja (Slika 10; Slika 11).



Slika 10. Stanje voda na velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH na temelju makrozoobentosa izraženo kao srednja vrijednost iz 2015. i 2016. godine. Stanje voda određeno je lošijom vrijednošću dvaju modula (saprobnost i opća degradacija). Šifre postaja nalaze se u Tablici 5.

Na 20 mjernih postaja je stanje vode bilo jednako prema oba modula; na 25 postaja se stanje razlikovalo za jednu klasu; dok se na 4 postaje stanje razlikovalo za dvije klase. Od ukupno 29 postaja na kojima se stanje prema izračunatim modulima razlikovalo, na 28 postaja je lošije

stanje dobiveno za modul opća degradacija dok je na svega jednoj postaji modul saprobnost ukazivao na lošije stanje u odnosu na modul opća degradacija.



Slika 11. Udio pojedinog stanja modula saprobnost, modula opća degradacija i ukupnog stanja kod istraživanih mjernih postaja na velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH

4.2.3. Makrozoobentos i biološke metrike

Na svakoj su mjernoj postaji izračunate metrike koje su podvrgnute procesu selekcije kako bi se eliminirale neprikladne metrike. Uz HR-SI, RFI i indekse biokontaminacije koji se ne računaju u računalnom programu Asterics nego zasebno u excelu, ukupno su 44 metrike ostale za statističku obradu dok su ostale eliminirane i nisu korištene u daljnjim analizama (Tablica 18). Iz grupe „osjetljivost/tolerantnost“ prikladno je 5 metrika, iz grupe „raznolikost/bogatstvo“ ukupno 16 metrika od čega se dvije odnose na raznolikost, a ostale na bogatstvo; 15 metrika je iz „funkcionalne grupe“ metrika dok je iz grupe „sastav/obilje“ ukupno 5 metrika prikladno za upotrebu na velikim rijekama u Republici Hrvatskoj.

Tablica 18. Metrike prihvatljive (prikladne) za korištenje za evaluaciju ekološkog stanje u velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u Republici Hrvatskoj na temelju testiranja setova ulaznih podataka prije analize rezultata.

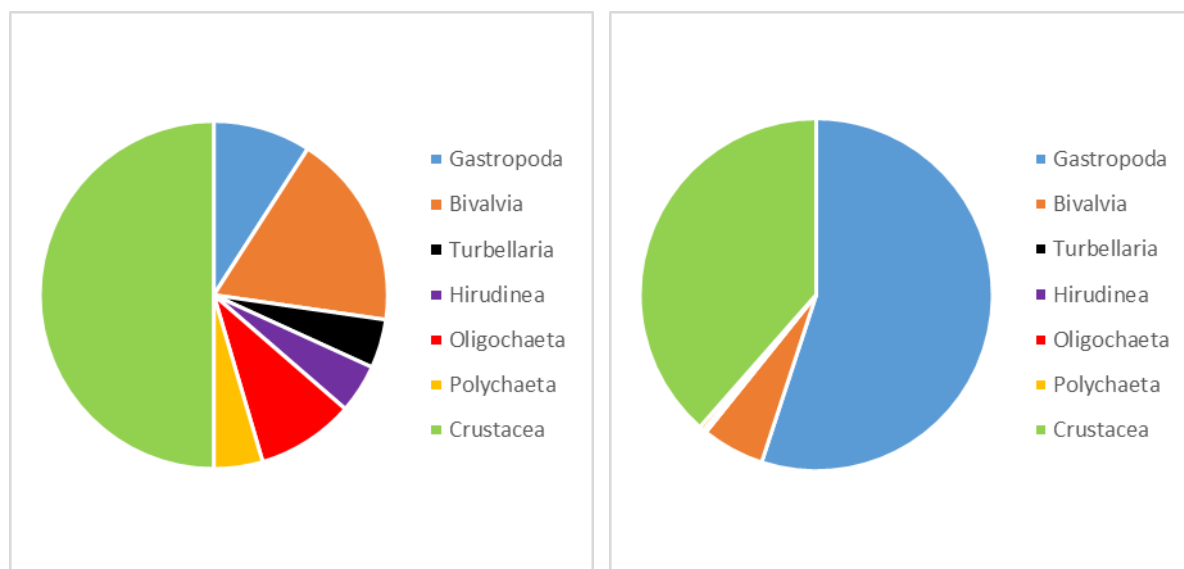
metrika	referenca
grupa: osjetljivost/tolerantnost	
oligo [%] (abundance classes) (scored taxa = 100%)	Zelinka i Marvan, 1961
HR-SI	Pantle i Buck, 1955; Metodologija, 2015
BMWP	Armitage i sur., 1983
ASPT	Armitage i sur., 1983
PBI	Ghetti, 1997
grupa: raznolikost/bogatstvo	
Shannon Indeks	Shannon i Weaver, 1949
Margalef Indeks	Margalef, 1984
Gastropoda	-
Bivalvia	-
Oligochaeta	-
Crustacea	-
Ephemeroptera	-
Trichoptera	-
Diptera	-
EPT-Taxa	-
EPT/Diptera	-
EP-Taxa	-
EPTCBO	-
Broj porodica	-
Broj rodova	-
Broj svojta	-
grupa: funkcionalne metrike	
r/K relationship	Schöll i sur., 2005
[%] hyporhithral (scored taxa = 100%)	Moog i sur., 1995; Schmedtje i Colling, 1996
[%] metapotamal (scored taxa = 100%)	Moog i sur., 1995; Schmedtje i Colling, 1996
[%] littoral (scored taxa = 100%)	Moog i sur., 1995; Schmedtje i Colling, 1996
[%] Type RL	Schmedtje i Colling, 1996
[%] Type RP (abundance classes) (scored taxa = 100%)	Schmedtje i Colling, 1996
Rheoindex (Banning, with abundance classes)	Banning, 1998
[%] Type Pel (scored taxa = 100%)	Schmedtje i Colling, 1996
[%] Type Psa (scored taxa = 100%)	Schmedtje i Colling, 1996
[%] Type Lit (scored taxa = 100%)	Schmedtje i Colling, 1996
[%] Type Aka+Lit+Psa (scored taxa = 100%)	Schmedtje i Colling, 1996
[%] Predators	Moog i sur., 1995; Schmedtje i Colling, 1996
[%] Xyloph. + Shred. + ActFiltFee. + PasFiltFee	Moog i sur., 1995; Schmedtje i Colling, 1996
[%] Gatherers/Collectors (scored taxa = 100%)	Moog i sur., 1995; Schmedtje i Colling, 1996
RETI	Schweder, 1992
grupa: sastav/obilje	
Gastropoda [%]	-
Oligochaeta [%]	-
Crustacea [%]	-
Diptera [%]	-
EPT [%] (abundance classes)	-
ostalo	
RFI	Urbanič i sur., 2014
ACI	Arbačiauskas i sur., 2008
RCI-fam	Arbačiauskas i sur., 2008

4.3. Pritisak 1: Alohtone vrste

4.3.1. Alohtone vrste i indeksi biokontaminacije

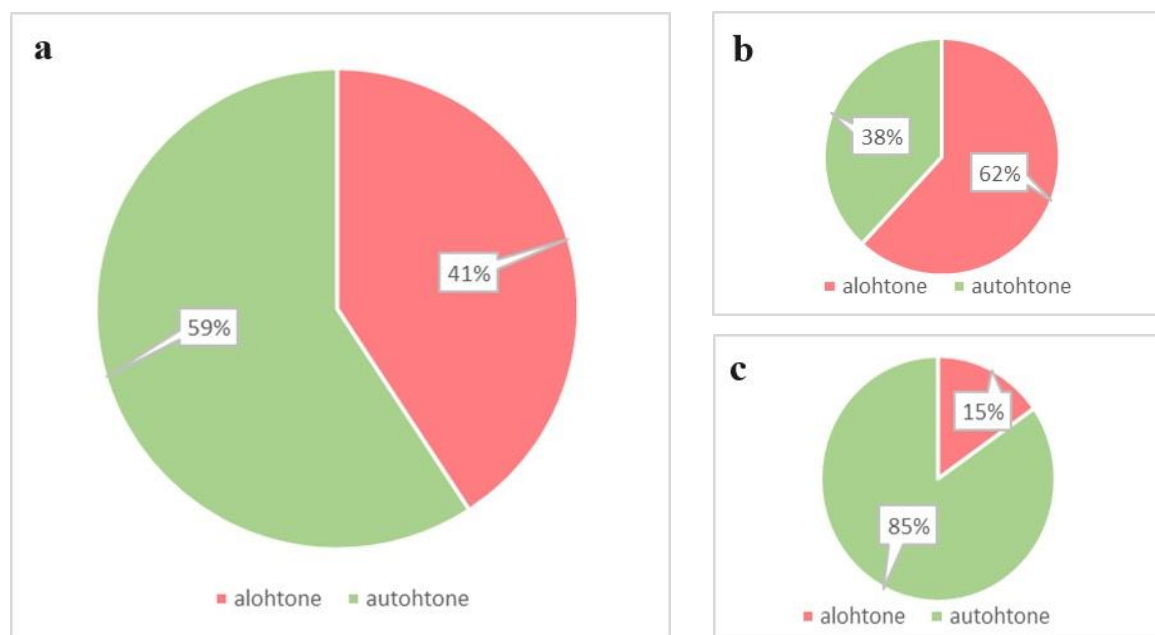
U istraživanom razdoblju u velikim rijekama RH prikupljene su 234 932 jedinke alohtonog porijekla (41 %) koje su raspoređene u 22 vrste, odnosno u sedam taksonomskih skupina: Turbellaria (1 vrsta), Bivalvia (4), Gastropoda (2), Oligochaeta (2), Polychaeta (1), Hirudinea (1) i Crustacea (11) (Slika 12a). Većina alohtonih vrsta (NIMS) bila je Ponto-Kaspijskog podrijetla (17), dok su predstavnici drugih podrijetla bili rijetki: istočnoazijski (2), južnoazijski (1), novozelandski (1) i sjevernoamerički (1). U Hrvatskoj su prvi put zabilježena tri NIMS-a: virnjak *Dendrocoelum romanodanubiale* (Codreanu, 1949) u rijeci Dravi, pijavica *Caspiobdella fadejewi* (Epshtein, 1961) u rijeci Savi i maločetinaš *Potamothrix moldaviensis* Vejdovsky i Mrazek, 1903. u Dunavu i Dravi. Nakon prvog nalaza u Dunavu 2013. godine (Liška i sur., 2015), mnogočetinaš *Hypania invalida* (Grube, 1860) je po drugi put u okviru ovog istraživanja zabilježen, no prvi put u rijeci Dravi.

Od ukupnog broja prikupljenih jedinki alohtonih vrsta 55 % pripada skupini Gastropoda, 39 % skupini Crustacea, 6 % skupini Bivalvia dok su sve ostale skupine zajedno bile zastupljene udjelom manjim od 1 % (Slika 12b).



Slika 12. Zastupljenost skupina makrozoobentosa u: a) u ukupnom broju vrsta alohtonog porijekla b) ukupnom broju prikupljenih jedinki alohtonog porijekla u velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH

Ukupan udio utvrđenih jedinki alohtonih vrsta u svim uzorcima tijekom obje godine istraživanja iznosio je 41 %. Međutim, gledajući samo 2015. godinu, broj utvrđenih jedinki stranog porijekla je čak 62 %. U 2016. godini taj je udio znatno manji i iznosi 15 % (Slika 13a, b, c). Od ukupno 22 alohtone vrste, čak 21 vrsta je zabilježena tijekom 2015. godine, dok tijekom 2016. godine nisu utvrđene dvije vrste, maločetinaš *P. moldaviensis* i školjkaš *Dreissena bugensis* (Andrusov, 1897), ali je zabilježena vrsta *Katamysis warpachowskyi* Sars, 1877 koja nije bila utvrđena u 2015. godini.



Slika 13. Udio autohtonih i alohtonih jedinki u velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH: a) tijekom cijelog razdoblja istraživanja (2015. – 2016. godina); b) samo 2015. godina; c) samo 2016. godina

Najviše alohtonih vrsta je zabilježeno u Dunavu (17), a zatim u Dravi (15). Prosječna gustoća populacija alohtonih vrsta razlikovala se ovisno u rijeci i postaji i iznosila je 5987 jedinki m^{-2} u rijeci Dravi, 462 jedinke m^{-2} u rijeci Dunavu, 448 jedinki m^{-2} u rijeci Savi i 10 jedinki m^{-2} u rijeci Muri uzimajući u obzir samo lokacije na kojima su alohtone vrste utvrđene. Prosječni udio alohtonih jedinki u rijeci Dravi iznosio je 42,9 %, u rijeci Dunavu 37,8 %, u rijeci Savi 22,6 % i u rijeci Muri 0,1 % uzimajući u obzir samo postaje na kojima su alohtone vrste utvrđene. Međutim, prosječni udio alohtonih svojti u ukupnom broju svojti makrozoobentosa bio je puno veći na četiri dunavske lokacije (44,7 %) nego na lokacijama u rijeci Dravi (18,2 %) gdje su alohtone vrste pronađene. U rijeci Savi zabilježeno je deset alohtonih vrsta na 18 lokacija s prosječnim udjelom od 17,6 %, a u rijeci Muri jedna s prosječnim udjelom od 2,5 %) i to na lokaciji MU2 (Tablica 19).

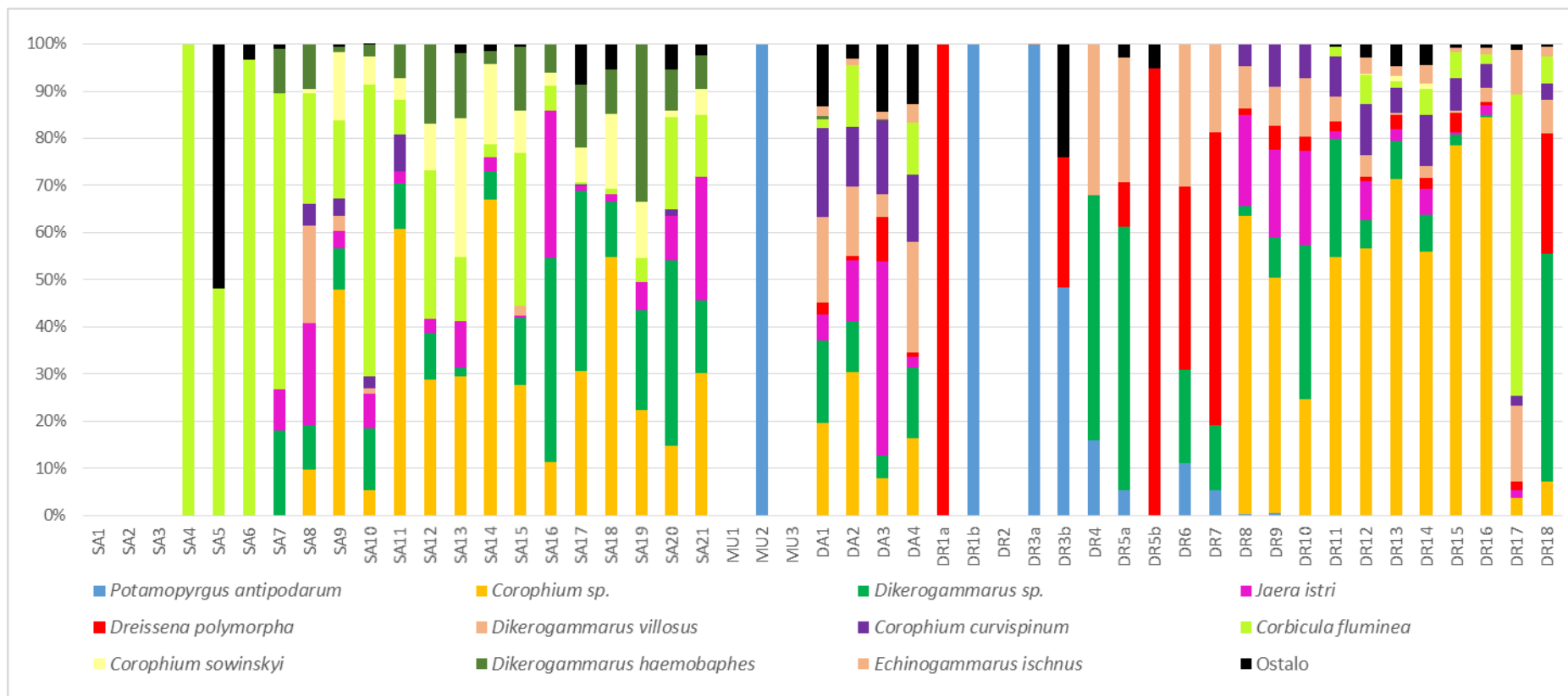
Tablica 19. Alohitone vrste u velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH, s pripadajućim porijeklom, gustoćom te postajama na kojima je vrsta utvrđena (*vrste utvrđene prvi put u RH). Šifre postaja nalaze se u Tablici 5.

Skupina	Vrsta	Porijeklo	Utvrđena na postajama:	prosječna gustoća/m ²	
				2015	2016
Turbellaria	<i>Dendrocoelum romanodanubiale*</i>	Ponto-Kaspijsko	Drava (4): DR11, DR12, DR14, DR16	10	8
Oligochaeta	<i>Branchiura sowerbyi</i>	Južna Azija	Sava (6): SA13, SA14, SA17, SA18, SA20, SA21	5	49
			Drava (7): DR3b, DR5a, DR5b, DR11, DR12, DR13, DR16	70	24
	<i>Potamothrix moldaviensis*</i>	Ponto-Kaspijsko	Dunav (1): DA3	5	-
			Drava (1): DR11	5	-
Polychaeta	<i>Hypania invalida</i>	Ponto-Kaspijsko	Dunav (3): DA1, DA3, DA4	3	9
			Drava (5): DR12, DR13, DR14, DR15, DR16	24	179
Hirudinea	<i>Caspiobdella fadejewi*</i>	Ponto-Kaspijsko	Sava (4): SA5, SA6, SA7, SA9	9	6
Gastropoda	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Novi Zeland	Mura (1): MU2	10	-
			Drava (12): DR1b, DR3a, DR3b, D4, DR5a, DR6, DR7, DR8, DR9, DR10, DR11, DR12	11 693	12
	<i>Physella acuta</i>	Jugozapadna Europa	Sava (4): SA5, SA15, SA17, SA18	2	126
			Dunav (1): DA4	1	-
			Drava (3): DR11, DR12, DR17	8	4
Bivalvia	<i>Corbicula fluminea</i>	Istočna Azija	Sava (18): SA4, SA5, SA6, SA7, SA8, SA9, SA10, SA11, SA12, SA13, SA14, SA15, SA16, SA17, SA18, SA19, SA20, SA21	54	97
			Dunav (3): DA1, DA2, DA4	41	79
			Drava (8): DR11, DR12, DR13, DR14, DR15, DR16, DR17, DR18	282	49
	<i>Dreissena polymorpha</i>	Ponto-Kaspijsko	Dunav (4): DA1, DA2, DA3, DA4	41	8
			Drava (17): DR1b, DR3b, DR5a, DR5b, DR6, DR7, DR8, DR9, DR10, DR11, DR12, DR13, DR14, DR15, DR16, DR17, DR18	424	56
	<i>Dreissena bugensis</i>	Ponto-Kaspijsko	Dunav (4): DA1, DA2, DA3, DA4	18	-
	<i>Sinanodonta woodiana</i>	Istočna Azija	Sava (2): SA6, SA10	2	-
			Dunav (1): DA2	2	2
Drava (1): DR16			3	-	

Tablica 19. (nastavak)

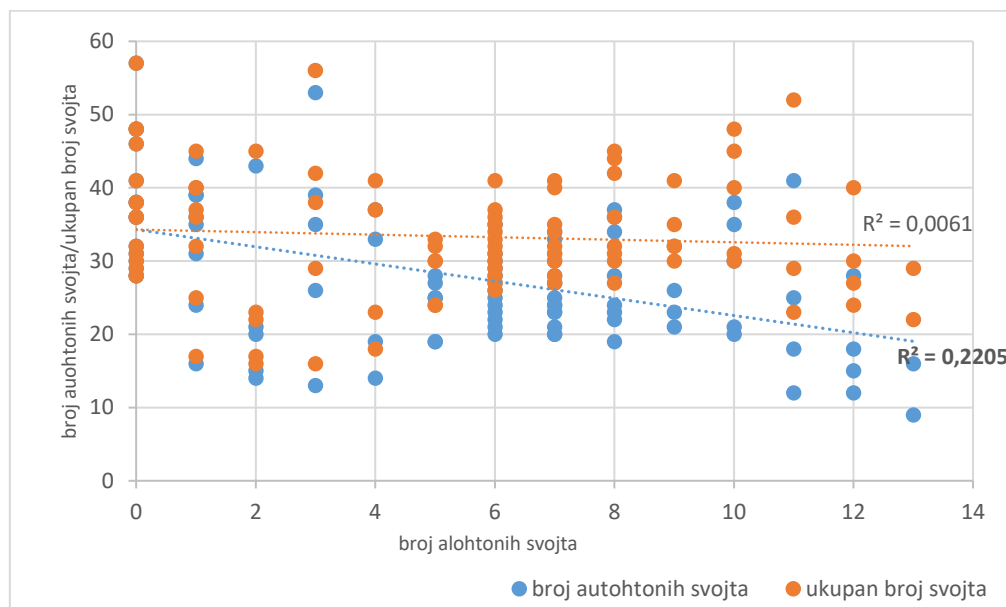
Skupina	Vrsta	Porijeklo	Utvrđena na postajama:	prosječna gustoća/m ²	
				2015	2016
Crustacea	<i>Chelicorophium sowinskyi</i>	Ponto-Kaspijsko	Sava (14): SA8, SA9, SA10, SA11, SA12, SA13, SA14, SA15, SA16, SA17, SA18, SA19, SA20, SA21,	338	42
			Drava (5): DR12, DR13, DR14, DR15, DR16	11	44
	<i>Chelicorophium curvispinum</i>	Ponto-Kaspijsko	Sava (7): SA8, SA9, SA10, SA11, SA17, SA18, SA20	22	22
			Dunav (4): DA1, DA2, DA3, DA4	132	44
			Drava (11): DR8, DR9, DR10, DR11, DR12, DR13, DR14, DR15, DR16, DR17, DR18	2607	172
	<i>Chelicorophium robustum</i>	Ponto-Kaspijsko	Dunav (4): DA1, DA2, DA3, DA4	18	18
	<i>Dikerogammarus bispinosus</i>	Ponto-Kaspijsko	Dunav (1): DA2	4	14
	<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>	Ponto-Kaspijsko	Sava (15): SA7, SA8, SA9, SA10, SA11, SA12, SA13, SA14, SA15, SA16, SA17, SA18, SA19, SA20, SA21	218	54
			Dunav (2): DA1, DA3	2	2
	<i>Dikerogammarus villosus</i>	Ponto-Kaspijsko	Sava (4): SA8, SA9, SA10, SA15	47	18
			Dunav (4): DA1, DA2, DA3, DA4	128	37
			Drava (16): DR3a, DR4, DR5a, DR6, DR7, DR8, DR9, DR10, DR11, DR12, DR13, DR14, DR15, DR16, DR17, DR18	809	122
	<i>Echinogammarus ischnus</i>	Ponto-Kaspijsko	Dunav (4): DA1, DA2, DA3, DA4	6	15
			Drava (7): DR12, DR13, DR14, DR15, DA16, DR17, DR18	93	67
	<i>Obesogammarus obesus</i>	Ponto-Kaspijsko	Dunav (4): DA1, DA2, DA3, DA4	18	12
	<i>Jaera istri</i>	Ponto-Kaspijsko	Sava (15): SA7, SA8, SA9, SA10, SA11, SA12, SA13, SA14, SA15, SA16, SA17, SA18, SA19, SA20, SA21	72	16
			Dunav (4): DA1, DA2, DA3, DA4	81	91
Drava (10): DR8, DR9, DR10, DR11, DR12, DR13, DR14, DR15, DR16, DR17			394	309	
<i>Limnomysis benedeni</i>	Ponto-Kaspijsko	Dunav (3): DA1, DA3, DA4	2	4	
		Drava (4): DR14, DR16, DR17, DR18	9	7	
<i>Katamysis warpachowskyi</i>	Ponto-Kaspijsko	Dunav (1): DA3	-	1	

Od svih zabilježenih alohtonih vrsta, devet vrsta je bilo relativno široko rasprostranjeno i zabilježeno na većem broju postaja u dvije ili tri velike rijeke (Slika 14). Najrasprostranjenije invazivne vrste bile su školjkaš *Corbicula fluminea* (O. F. Muller, 1774), jednakonožni rak *Jaera istri* Veuille, 1979, rakušci *D. villosus* i *Chelicorophium curvispinum* Sars, 1895 zabilježene u Dunavu, Savi i Dravi na 29, 29, 24, odnosno 22 mjerne postaje. Od pet preostalih rasprostranjenih vrsta, rakušci *Chelicorophium sowinskyi* Martynov, 1924 i *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald, 1841) bili su karakteristične za rijeku Savu, mada je prvi utvrđen i u Dravi samo na znatno manjem broju postaja i s manjom gustoćom populacije, dok je drugi utvrđen u Dunavu sporadično. Školjkaš *D. polymorpha* i rakušac *Echinogammarus ischnus* (Stebbing, 1899) karakteristični su za rijeke Dravu i Dunav i nisu utvrđeni u Savi i Muri. Puž *Potamopyrgus antipodarum* (J.E. Gray, 1843) pronađen je samo u dravskim akumulacijama, dijelu toka Drave nizvodno od posljednje akumulacije i na jednom lokalitetu u rijeci Muri. Preostalih deset alohtonih vrsta zabilježeno je na manjem broju lokaliteta, uglavnom u nižoj brojnosti. Najuzvodnije rasprostranjene alohtone vrste bile su školjkaši *C. fluminea* u rijeci Savi te *D. polymorpha* u rijeci Dravi.



Slika 14. Relativni udio 9 najčešćih alohtonih vrsta (uz dodatak svojta *Chelicorophium* sp. i *Dikerogammarus* sp.) u ukupnoj brojnosti alohtonih vrsta (suma NIMS=100%) u velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH. Svi udjeli su izraženi kao srednja vrijednost dva mjerenja. Rjeđe zastupljene vrste su unutar skupine ostalo (*Hypania invalida*, *Branchiura sowerbyi*, *Physella acuta*, *Chelicorophium robustum*, *Obesogammarus obesus*, *Dreissena bugensis*, *Limnomysis benedeni*, *Caspiobdella fadejewi*, *Dendrocoelum romanodanubiale*, *Dikerogammarus bispinosus*, *Sinanodonta woodiana*, *Potamothrix moldaviensis*, *Katamysis warpachowskyi*). Šifre postaja nalaze se u Tablici 5.

Nije bilo statistički značajne Spearmanove korelacije između broja alohtonih svojti i ukupnog broja svojti (Slika 15, $r_s = -0,08$, $p < 0,05$), dok je ista korelacija između broja alohtonih i autohtonih svojti bila negativna i statistički značajna ($r_s = -0,44$, $p < 0,05$).

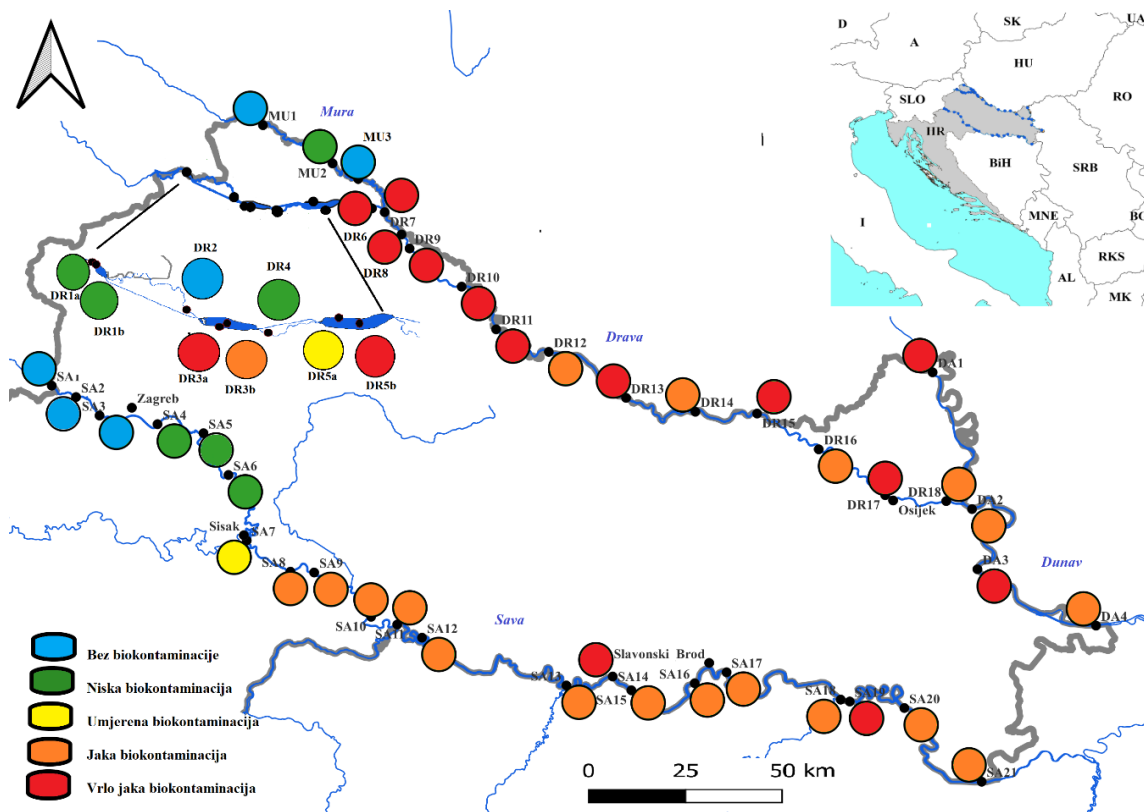


Slika 15. Odnosi između broja alohtonih vrsta makrozoobentosa i ukupnog broja svojti ili autohtonih svojti na svih 49 lokacija na velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH s linijama koje predstavljaju linearnu regresiju (plava linija: broj autohtonih i broj alohtonih svojta; crvena linija: broj alohtonih svojta i ukupni broj svojta) i koeficijent determinacije R^2 (podebljano-značajne korelacije, $p < 0,05$).

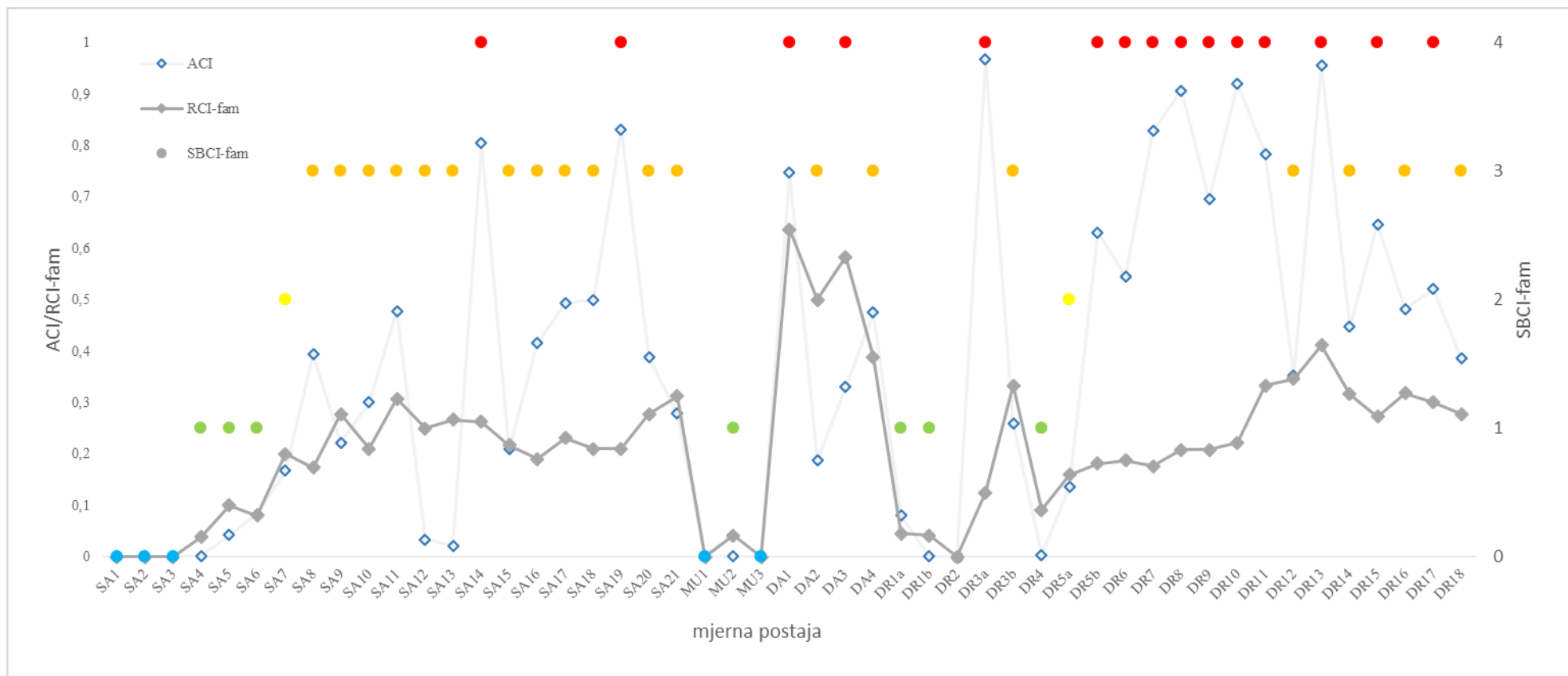
Alohtone vrste nisu bile utvrđene na svega trima najuzvodnijim postajama na rijeci Savi (SA1-SA3), na dvjema postajama na rijeci Muri (MU1, MU3) te na jednoj postaji na rijeci Dravi (DR2), odnosno na svega 12,2 % mjernih postaja. Na svim ostalim postajama je kroz dvogodišnje razdoblje istraživanja bila utvrđena barem jedna alohtona vrsta. ACI je $> 0,5$ (lošija vrijednost iz dva uzorkovanja) na 14 mjernih postaja (28,6 %) što znači da je na tim mjernim postajama više od 50 % svih prikupljenih jedinki alohtonog porijekla. RCI-fam $> 0,5$ je utvrđen na svega dvjema mjernim postajama (4,1 %) i to na Dunavu, što znači da je na tim postajama više od 50 % porodica stranog porijekla. SBCI-fam ukazuje da je na 6 postaja (12,2 %) stanje bez biokontaminacije obzirom da nisu utvrđene alohtone vrste; na 7 mjernih postaja (14,3 %) je utvrđena biokontaminacija niskog stupnja, dvije mjerne postaje (4,1 %) ukazuju na

biokontaminaciju srednjeg stupnja, 19 postaja (38,8 %) je jako biokontaminirano dok je 15 mjernih postaja (30,6 %) vrlo jako biokontaminirano alohtonim vrstama (Slika 16, Slika 17).

Na četiri dunavske lokacije uočena je jaka (2) (SBCI-fam = 3) ili vrlo jaka (2) (SBCI-fam = 4) biokontaminacija koja je posljedica velikog broja porodica stranog porijekla, odnosno, visoka vrijednost SBCI-fam je posljedica visokog RCI-fam. U rijekama Savi i Dravi jaka ili vrlo jaka biokontaminacija (SBCI-fam = 3 ili 4) uglavnom je posljedica visoke vrijednosti ACI (> 0,5), dok je postotak mjesta s visokom vrijednošću SBCI-fam bio nekoliko puta veći u rijeci Dravi (52,4 %) nego u rijeci Savi (9,5 %). To je ponajviše zbog prisutnosti invazivnog školjkaša *D. polymorpha* i puža *P. antipodarum* u rijeci Dravi, koji nisu zabilježeni u rijeci Savi. U rijeci Muri uočena je samo niska biokontaminacija na jednom istraživanom mjestu (MU2) gdje je pronađen samo puž *P. antipodarum*, a na dva preostala mjesta nije bilo biokontaminacije (Slika 16, Slika 17).

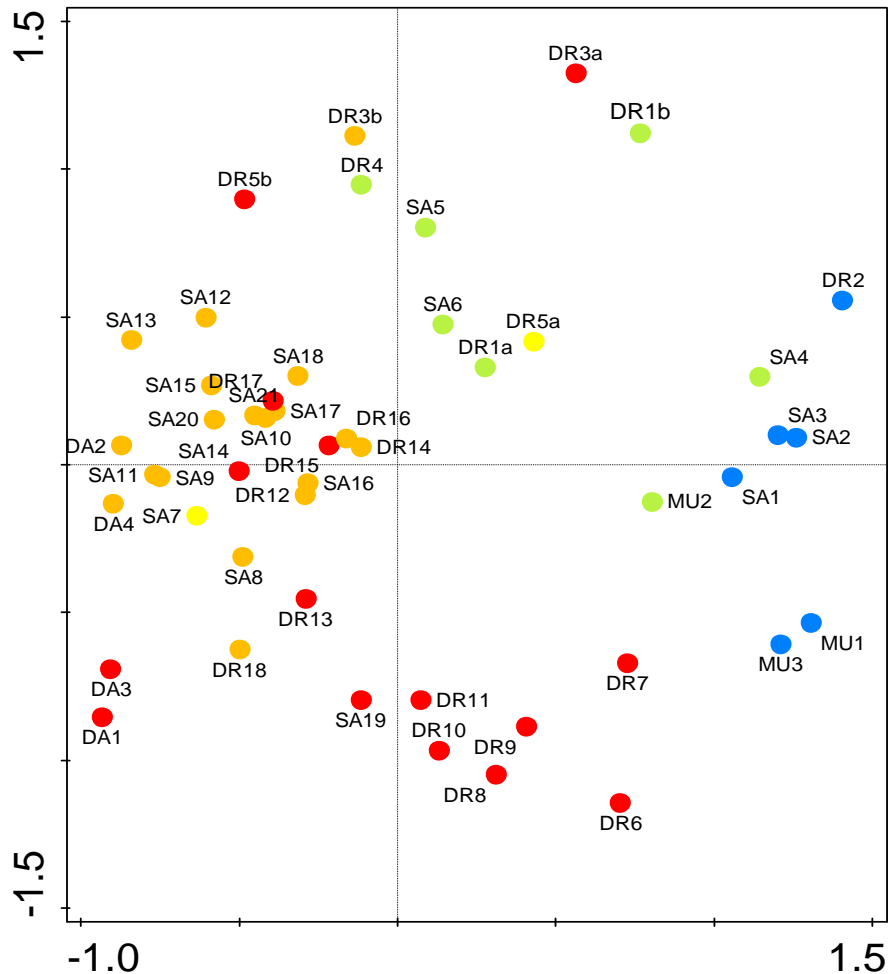


Slika 16. Indeksi biokontaminacije specifične za lokaciju (SBCI-Fam, razina porodice) u različitim bojama ovisno o stupnju biokontaminacije (prikazana je lošija vrijednost SBCI-Fam od dva uzorkovanja 2015. i 2016.) na velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH. Šifre postaja nalaze se u Tablici 5.



Slika 17. Indeksi biokontaminacije (ACI: Abundance Contamination Index, RCI-Fam: Richness Contamination Index na razini porodice) i Site-specific Biocontamination Index na razini porodice (SBCI-Fam) na 49 mjernih postaja na velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH (boje: plavo - bez biokontaminacije; zeleno - niska biokontaminacija; žuto - umjerena biokontaminacija; narančasto - jaka biokontaminacija; crveno - vrlo jaka biokontaminacija). Prikazano stanje je lošije od dva mjerenja (2015. i 2016. godina). Šifre postaja nalaze se u Tablici 5.

U neparametrijskoj multidimenzionalnoj analizi (NMDS) zajednica makrozoobentosa (Slika 18), vidljivo je da su se zajednice grupirale prema stupnju biokontaminacije. Mjerne postaje bez ili s niskom razinom biokontaminacije jasno su odvojena od drugih lokacija. Na njima dominiraju autohtone svojite (*G. fossarum*, *Baetis* sp., *Leuctra fusca*-Gr., Chironomini Gen. Sp. *Hydropsyche* sp., *Caenis* sp.). Mjesta s jakom biokontaminacijom uključuju većinu mjernih postaja na Savi i tek nekoliko na Dravi, koja se grupiraju u lijevoj polovici grafa uz os X, a od njih se odvajaju vrlo jako biokontaminirane postaje srednje i donje Drave te Dunava. To objašnjavamo sastavom zajednica na navedenim dionicama: na mjernim postajama na donjoj Savi dominiraju četiri alohtone vrste (dvije brojnije su rakušci *C. sowinskyi* i *D. haemobaphes*, a manje brojne su školjkaš *C. fluminea* i rak *J. istri*). S druge strane, mjerne postaje na srednjoj Dravi razlikovala su se od onih na mjernim postajama na donjoj Dravi i Dunavu, uglavnom zbog različite kombinacije dominantnih alohtonih vrsta (Srednja Drava: rakušci *C. curvispinum* i *D. villosus*, jednakonožni rak *J. istri*, školjkaš *D. polymorpha* i puž *P. antipodarum*; Donja Drava i Dunav: isto kao prethodno, ali školjkaš *C. fluminea* umjesto puža *P. antipodarum*). Mjerne postaje na dravskim akumulacijama imale su srednju do jaku biokontaminaciju i osiromašene zajednice makrozoobentosa, s ekstremnom dominacijom puža *P. antipodarum* na DR3a, i sve su smještene u gornjoj polovici grafa između postaja bez / s niskom i postaja s jakom biokontaminacijom, skupa s ostalim postajama s niskom biokontaminacijom (SA5, SA6 i DR4).



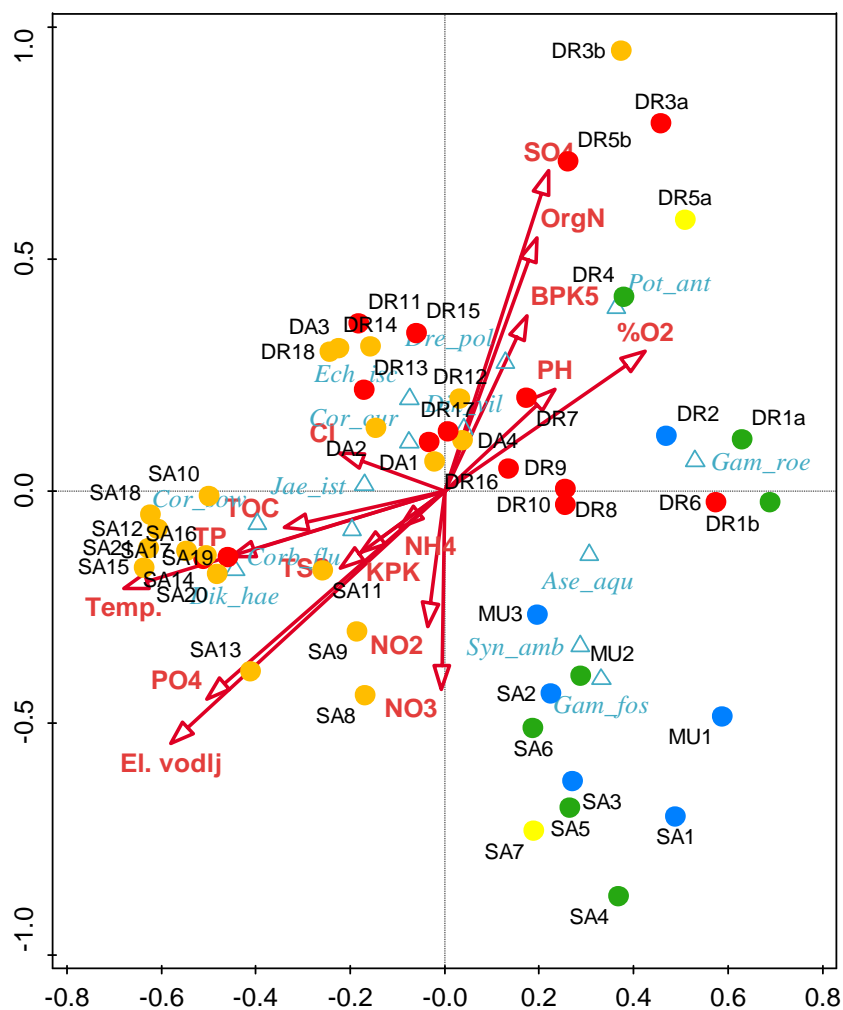
Slika 18. Neparametrijsko multdimenzionalno skaliranje (NMDS) zajednica makrozoobentosa (gustoće transformirane kvadratnim korijenom) na 49 mjernih postaja na velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH (prosjeak dva uzorkovanja 2015. i 2016. godina) s bojama koje pokazuju razinu biokontaminacije na svakom mjestu (boje odgovaraju onima na Slici 16). Šifre postaja nalaze se u Tablici 5.

4.3.2. Alohtone vrste, biokontaminacija i okolišne varijable

Rezultati CCA analize za odabranih 13 vrsta (9 zastupljenijih alohtonih i 4 autohtona raka), 49 postaja i 16 fizikalno-kemijskih pokazatelja imale su svojstvene vrijednosti 0,557 i 0,386 za prve dvije osi i objašnjeno 40,75 % ukupne i 60,24 % prilagođene varijacije (Monte Carlo test: sve osi $F = 4,2$, $p = 0,002$). CCA triplot analiza je pokazala odvajanje postaja na kojima nema biokontaminacije ili je ona niska, u donjem desnom kvadrantu. Na tim postajama dominiraju autohtoni rakovi *G. fossarum*, *S. ambulans* i *A. aquaticus*. Nizvodniji dio Save, koji je znatno jače biokontaminiran, odvojen je na grafu u donjem lijevom kvadrantu i tu nalazimo alohtone

rakušce *D. haemobaphes* i *C. sowinskyi* u velikoj brojnosti, a od fizikalno-kemijskih pokazatelja za ove postaje je karakteristična viša vodljivost, viša temperatura vode, viša koncentracija ortofosfata i ukupnog fosfora (Slika 19).

Mjerne postaje na srednjoj i donjoj Dravi imaju više vrijednosti BPK₅, sulfata i organskog dušika te su bile naseljene različitim kombinacijama alohtonih vrsta koje se grupiraju s mjernim postajama uz Dunav. Postaje u dravskim akumulacijama i u njihovoj blizini (neposredno nizvodno) odvojene su u gornjem desnom kvadrantu i karakterizirane su većom zastupljenošću školjkaša *D. polymorpha* i puža *P. antipodarum*.



Slika 19. Ordinacijski dijagram CCA triplot analize za 49 mjernih postaja na velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH (označenih krugovima u boji, ovisno stupnju biokontaminacije, prema Slici 16), 13 vrsta (4 autohtone i 9 alohtonih) (označene praznim svijetlo-plavim trokutima) i 16 fizikalno-kemijskih pokazatelja kao vektori. Šifre postaja nalaze se u Tablici 5.

Najviše statističkih koeficijenata korelacije utvrđeno je između RCI-fam i fizikalno-kemijskih pokazatelja. Premda niti jedna od navedenih korelacija nije visoka, niske p vrijednosti govore u prilog značajnosti korelacije. Značajne pozitivne korelacije utvrđene su s kloridima, sulfatima, električnom vodljivošću i ukupnom suspendiranom tvari, KPK-Mn, nitratima i TOC, a negativne s amonijem, nitritima, organskim dušikom i ortofosfatima. Nitriti su jedini pokazatelj koji je bio negativno, a sulfati su jedini pokazatelj pozitivno koreliran sa sva tri indeksa biokontaminacije (Tablica 20).

Tablica 20. Spearmanovi koeficijenti korelacije između indeksa biokontaminacije i fizikalno-kemijskih pokazatelja vode. U obzir su uzeti samo uzorci s NIMS (N=80). Svi pokazatelji su izraženi kao srednja vrijednost svih godišnjih mjerenja. Značajne korelacije označene su crveno (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$).

Fizikalno-kemijski pokazatelj	ACI	RCI-fam	SBCI-fam
Temperatura vode	-0,031	0,156	-0,040
pH	0,094	,265*	0,064
Električna vodljivost	-0,091	,251*	-0,056
Ukupne suspendirane tvari	0,051	,365**	0,068
Alkalitet	-0,165	0,075	-0,162
Otopljeni kisik	,369**	0,056	,277*
Zasićenje kisikom (%)	,305**	0,033	0,213
BPK ₅	-0,066	0,158	-0,074
KPK-Mn	-0,107	,390**	0,038
Amonij	-,394**	-0,148	-,331**
Nitriti	-,296**	-,298**	-,297**
Nitrati	0,080	,268*	-0,031
Ukupni dušik	-0,144	0,122	-0,217
Organski dušik	-,267*	-0,091	-0,166
Ortofosfati	-,387**	-0,050	-,316**
Ukupni fosfor	-0,193	0,048	-0,175
TOC	-0,116	,358**	-0,010
Tvrdoća ukupna	-0,115	0,121	-0,102
Kloridi	0,207	,373**	0,199
Sulfati	,411**	,335**	,382**

Značajni koeficijenti korelacije između biokontaminacije i hidromorfološkog stanja, kategorija i pokazatelja bili su sporadični, odnosno udio alohtonih jedinki i vrsta u uzorcima nije bio u korelaciji sa hidromorfološkim pokazateljima ili je ta korelacija slaba (Tablica 21). Brojnost jedinki školjkaša *D. polymorpha* u pozitivnoj je korelaciji sa stupnjem hidroloških promjena (0,574) kao i s promjenama u uzdužnoj povezanosti toka (0,500) (Tablica 22). Vrsta *D. villosus* pokazuje negativnu korelaciju s promjenama u uzdužnoj povezanosti (-0,417), kao i u morfologiji riječnog staništa (-0,436). Ostale alohtone vrste nisu proizvele značajne korelacije s hidromorfološkim pokazateljima.

Tablica 21. Spearmanovi koeficijenti korelacije između indeksa biokontaminacije (ACI, RCI-fam, SBCI-fam) i hidromorfološkog stanja, kategorija i pokazatelja ocijenjenih prema EN 15843:2010. Indeksi biokontaminacije su izraženi kao srednja vrijednost dva mjerenja. Hidromorfološko stanje: HY-MO = srednja vrijednost tri kategorije. Šifre pokazatelja su u Tablici 9. Značajne korelacije označene su crveno ($*p < 0,05$; $**p < 0,01$).

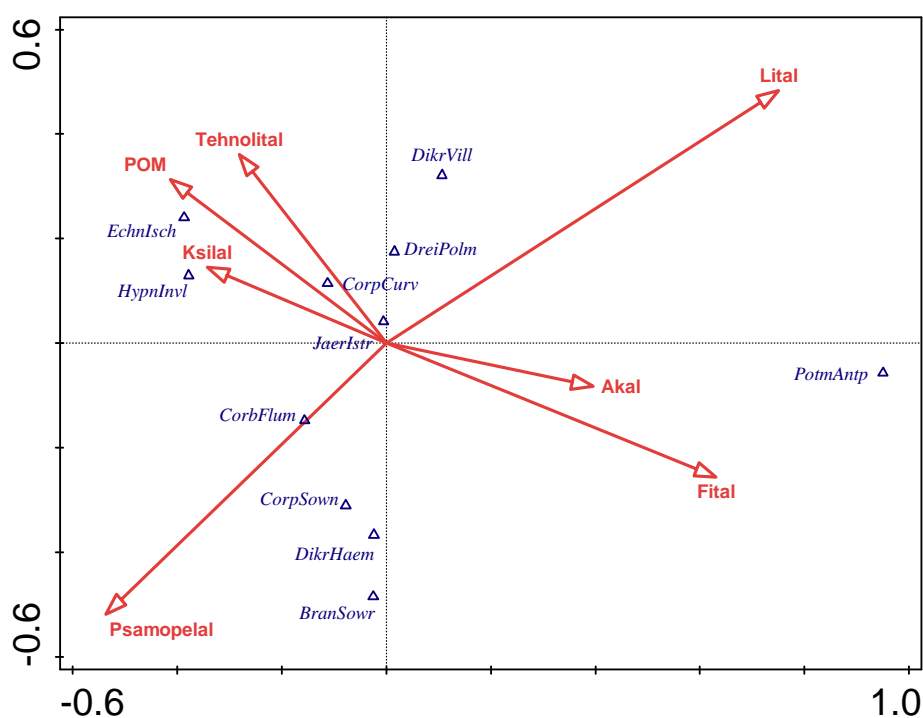
Hidromorfološki pokazatelj	ACI	RCI-fam	SBCI-fam
HY-MO	0,022	-0,151	-0,046
1. hidrologija	0,153	-0,172	0,054
1.1.	-0,075	-0,279	-0,129
1.2.	0,033	-0,202	-0,052
2. uzdužna povezanost	-0,102	-0,251	-0,119
2.1.	-0,102	-0,251	-0,119
3. morfologija	-0,087	0,012	-0,124
3.1.1.	0,082	-0,155	0,011
3.1.2.	-0,097	-,293*	-0,149
3.2.1.	0,132	,312*	0,134
3.2.2.	0,101	0,014	-0,024
3.2.3.	-0,117	0,054	-0,125
3.3.1.	-0,022	-0,151	-0,090
3.3.2.	0,008	-0,104	-0,081
3.3.3.	-0,011	-0,124	-0,088
3.3.4.	-0,100	0,011	-0,087
3.3.5.	0,030	0,239	0,033
3.4.1.	-0,108	-0,002	-0,048
3.4.2.	-0,237	-0,100	-0,268
stanje korita	0,090	-0,117	-0,001
stanje obale	-0,096	0,048	-0,099
stanje poplavne nizine	-0,107	0,118	-0,063

Tablica 22. Spearmanov koeficijent korelacije između stupnja hidromorfoloških promjena i prosječne ukupne gustoće najraširanijih alohtonih vrsta. U obzir uzete samo postaje s NIMS. Značajne korelacije označene su crveno ($*p < 0,05$; $**p < 0,01$).

	N	hidrologija	uzdužna povezanost	morfologija	HY-MO
NIMS	43	0,263	-0,059	0,042	0,177
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	13	0,511	0,370	0,298	0,441
<i>Jaera istri</i>	29	0,297	-	-0,033	0,190
<i>Dreissena polymorpha</i>	21	,574**	,500*	-0,071	0,271
<i>Dikerogammarus villosus</i>	24	0,112	-,417*	-,436*	-0,221
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	22	0,390	-0,275	-0,225	0,092
<i>Corbicula fluminea</i>	29	0,326	-0,192	-0,002	0,177
<i>Chelicorophium sowinskyi</i>	19	-0,368	-	0,013	-0,097
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>	17	-0,138	-	0,200	0,131
<i>Echinogammarus ischnus</i>	11	-0,166	-0,501	-0,385	-0,395

Rezultati CCA analize za najzastupljenijih 11 alohtonih vrsta, i 7 pokazatelja koji se odnose na karakter supstrata imale su svojstvene vrijednosti 0,229 i 0,159 za prve dvije osi i objašnjeno 24,87 % ukupne i 77,72 % prilagođene varijacije (Monte Carlo test: sve osi $F = 2,4$, $p = 0,004$).

Puž *P. antipodarum* je u velikoj brojnosti bio utvrđen u makrofitskoj vegetaciji na postaji DR3a u 2015. godini kad je uzorkovanje obavljeno tijekom ljeta (kolovoz) i kad je na navedenoj mjestnoj postaji makrofitska vegetacija bila iznimno gusta (100 % pokrivenost dna uzorkovanog dijela od 250 m duljine) (Slika 20). Na istoj postaji je uzorkovanje drugi put obavljeno tijekom 2017. godine, ali u zimskom razdoblju (veljača) kad nije bilo makrofitske vegetacije u podlozi pa je ovaj puž bio zastupljen sa svega nekoliko primjeraka. Alohtone vrste koje se vežu uz meke podloge su školjkaš *C. fluminea*, rakušci *D. haemobaphes* i *C. sowinskyi* te maločetinaš *Branchiura sowerbyi* Beddard, 1892. Posljednja od vrsta je najbrojnija u dravskim akumulacijama na muljevitom dnu, dok ostale tri vrste pretežno nalazimo u rijeci Savi. Vrste koje se vežu uz tvrđu podlogu (supstrat većih frakcija) pretežno nalazimo u rijeci Dravi i smještene su u gornjoj polovici grafa. Drveni ostaci (ksilal) kao i POM također su više odgovarali „dravskim“ vrstama. Vrsta *J. istri* smještena je blizu ishodišta i prema tome obzirom da dolazi u svim istraživanim vodotocima osim Mure. Međutim, u korelacijskoj analizi između gustoće populacija alohtonih vrsta i tipa supstrata značajna je pozitivna korelacija postignuta između navedene vrste (*J. istri*) i tvrdog supstrata (Tablica 23). Slična je situacija i s drugim vrstama skupine Peracarida (*D. villosus* i *C. sowinskyi*) koje su također pokazale veću preferenciju prema tvrdom supstratu, koji uključuje lital, akal i tehnilital. Sve tri vrste su utvrđene i na mekom supstratu (psamal, pelal, psamopelal), međutim, veću gustoću populacija postižu na tvrdom supstratu.



Slika 20. Ordinacijski dijagram CCA analize (osi 1 i 2) koji prikazuje utjecaj supstrata na alohtone vrste makrozoobentosa (srednja gustoća dva uzorkovanja). Varijable: xylal = drvni ostaci; phytal = živi biljni organizmi (emerzni i submerzni); POM = partikulirani organski materijal; psammopelal = meki supstrat pijesak (psammal)+pelal (mulj); lithal (mega-, makro-, mezo-, mikro-) = valutice, oblutci; Akal = šljunak; Tehnolit = tehnolital (umjetni čvrsti supstrat npr. kameni blokovi). Kratice svojti se nalaze u Tablici P15 u poglavlju Prilozi.

Tablica 23. Spearmanov koeficijent korelacije između postotne zastupljenosti tipova supstrata i gustoće alohtonih vrsta. Supstrat: meki (psamal, psamopelal, pelal), tvrdi (lital, akal, tehnolital). U obzir uzete samo postaje s NIMS. Značajne korelacije označene su crveno (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$).

Alohtona vrsta	N	meki	tvrdi
NIMS, ukupno	43	-0,121	0,121
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	13	0,296	-0,268
<i>Jaera istri</i>	29	-,585**	,585**
<i>Dreissena polymorpha</i>	21	-0,009	0,014
<i>Dikerogammarus villosus</i>	24	-,465*	,464*
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	22	-0,083	0,083
<i>Corbicula fluminea</i>	29	0,247	-0,247
<i>Chelicorophium sowinskyi</i>	19	-,457*	,457*
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>	17	-0,128	0,128
<i>Echinogammarus ischnus</i>	11	0,390	-0,390

Ukupna gustoća populacija alohtonih vrsta je statistički značajno pozitivno korelirana s koncentracijom otopljenog kisika, zasićenjem kisikom i sulfatima. Negativno je korelirana s amonijem, ortofosfatima i ukupnim fosforom (Tablica 24). Za dvije široko rasprostranjene vrste iz roda *Dikerogammarus*, postojala je jasna razlika u odnosu s opterećenjem hranjivim tvarima: značajne negativne korelacije s amonijem i ortofosfatima utvrđeni su za rakušca *D. villosus*, dok su značajne negativne korelacije s nitratima su utvrđeni za rakušca *D. haemobaphes*. Uspoređujući dvije vrste iz roda *Chelicorophium*, rakušac *C. curvispinum* je pokazao statistički značajnu negativnu korelaciju s amonijem i fosfatima, dok rakušac *C. sowinskyi* nije pokazao značajne korelacije s bilo kojim od nutrijenata. Jednakonožac *J. istri* pokazao je značajne negativne korelacije s amonijem i fosfatima. Značajne pozitivne korelacije s otopljenim kisikom i zasićenjem uočeni su za vrste *C. curvispinum* i *J. istri*. Iznenadujuće je što je nekoliko alohtonih vrsta pokazalo negativnu korelaciju s el. vodljivošću, a vrste *J. istri* i *D. villosus* su negativno korelirani s temperaturom.

Tablica 24. Spearmanovi koeficijenti korelacije između srednjih vrijednosti fizikalno-kemijskih pokazatelja (8 mjerenja u dvogodišnjem razdoblju) i prosječne ukupne gustoće najraširenijih alohtonih vrsta. Značajne korelacije označene su crveno (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$). Kratice svojta se nalaze u Tablici P15 u poglavlju Prilozi. Kratice fizikalno-kemijskih pokazatelja nalaze se u Poglavlju 3.2.1. Voda.

Alohtona vrsta	N	Temp.	pH	el. vodlj.	TSS	O2	%O2	BPK5	KPK	NH4	NO2	NO3	org. N	PO4	TP	TOC	Cl	SO4
NIMS-ukupno	43	-0,151	0,155	-,347*	-0,259	,492**	,455**	-0,001	-0,166	-,525**	-0,252	-0,086	0,219	-,487**	-,324*	-0,147	0,189	,329*
PotmAntp	13	0,248	0,545	-,749**	-0,022	0,477	,623*	-0,187	-,598*	-0,102	-0,143	-0,157	0,223	-0,209	-0,077	-0,493	-0,433	-0,066
JaerIstr	29	-,445*	-0,071	-,458*	-0,309	,551**	,393*	-0,112	-0,163	-,468*	-0,260	-0,056	-0,014	-,549**	-,488**	-0,234	0,319	,435*
DreiPolm	21	0,045	0,015	-,527*	-,465*	,440*	0,362	-0,105	-,623**	-0,381	0,082	-,548*	-0,018	-,466*	-0,059	-,643**	-,491*	-0,181
DikrVill	24	-,427*	-0,045	-0,297	-0,055	0,354	0,133	-,484*	-0,049	-,494*	-0,320	0,052	-,535**	-,421*	-,689**	-0,123	0,035	-0,119
CorpCurv	22	-0,327	0,360	-,489*	-0,372	,624**	,527*	0,135	-0,036	-,660**	-,453*	0,068	0,289	-,580**	-,527*	-0,122	0,258	,467*
CorbFlum	29	0,061	0,315	-0,020	-0,023	0,208	0,255	0,298	0,149	0,123	0,112	0,271	,470*	0,017	0,073	0,164	,389*	-0,013
CorpSown	19	-0,003	-,497*	0,241	-0,002	-0,306	-0,375	-0,433	-0,237	0,145	0,096	-0,133	-0,020	0,157	-0,039	-0,355	-0,263	-0,133
DikrHaem	17	-0,174	-,647**	-0,210	0,330	-0,264	-0,413	-0,419	-0,174	-0,040	0,095	-,587*	-0,157	0,047	0,161	-0,292	-0,411	-0,026
EchnIsch	11	0,178	-0,053	-0,219	-0,098	0,073	-0,005	-0,023	-0,114	-0,182	0,173	0,023	0,005	-0,219	-0,319	-0,314	-0,155	-0,346
HypnInvl	8	0,359	-0,503	-0,671	-,873**	0,623	0,323	-0,539	-,838**	-,743*	-0,359	-0,431	-,826*	-0,695	-,898**	-,814*	-0,671	-0,695
BranSowr	13	-0,183	-0,327	-0,155	-0,014	0,280	0,269	0,174	-0,211	-0,261	-0,150	-0,067	0,325	-0,242	0,433	-0,505	0,250	0,366

4.3.3. Alohtone vrste, biokontaminacija i biološke metrike

Biološke metrike iz grupe „osjetljivost/tolerantnost“ postigle su značajnu negativnu korelaciju s pojedinim indeksima, HR-SI i ASPT sa ACI i SBCI-fam, a BMWP i PBI s RCI-fam (Tablica 25). Korelacije indeksa biokontaminacije i indeksa raznolikosti iz skupine „raznolikost/bogatstvo“ uglavnom nisu značajne ili su značajne, ali s niskim koeficijentom korelacije. Za razliku od toga, metrike iz iste skupine, a koje se odnose na bogatstvo, su uglavnom značajno korelirane s indeksima biokontaminacije npr. s brojem svojta EPT (-0,54), s brojem svojta Ephemeroptera (-0,45) i s brojem svojta Trichoptera (-0,45). Korelacije s brojem svojta Crustacea su očekivano značajne i pozitivne obzirom da same alohtone vrste čine najveći udio unutar navedenih skupina. Slično je i s metrikama iz skupine „sastav/brojnost“ s kojima indeksi biokontaminacije postižu značajne korelacije, uglavnom negativne, osim u slučaju Crustacea gdje su te korelacije očekivano pozitivne. Funkcionalne metrike uglavnom su postigle značajne korelacije s indeksima biokontaminacije, naročito metrike koje se odnose na brzinu struje vode, dok su metrike koje se odnose na karakter supstrata uglavnom postigle više značajnih korelacija s ACI u odnosu na RCI-fam i SBCI-fam.

Tablica 25. Spearmanovi koeficijenti korelacije između indeksa biokontaminacije (ACI, RCI-fam i SBCI-fam) i bioloških metrika. U obzir uzeti samo uzorci s NIMS (N=80). Sve vrijednosti prikazane na bazi srednjih godišnjih vrijednosti. Značajne korelacije označene su crveno (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$)

	ACI	RCI-fam	SBCI-fam
<u>grupa: osjetljivost/tolerantnost</u>			
oligo [%] (abundance classes) (scored taxa = 100%)	,536**	0,089	,445**
HR-SI	-,314**	0,067	-,346**
BMWP	0,141	-,407**	-0,030
ASPT	,358**	-0,168	,221*
PBI	0,200	-,402**	-0,015
<u>grupa: raznolikost/bogatstvo</u>			
Raznolikost (Shannon Index)	0,026	0,172	-0,085
Raznolikost (Margalef Index)	-0,068	-0,204	-,275*
Gastropoda	-0,084	-0,162	-0,009
Bivalvia	0,004	0,208	-0,030
Oligochaeta	-0,216	0,125	-0,217
Crustacea	,345**	,487**	,299**
Ephemeroptera	0,022	-,453**	-0,190
Trichoptera	0,173	-,450**	0,036
Diptera	-0,198	-,299**	-,297**
EPT-Taxa	0,144	-,536**	-0,053
EPT/Diptera	0,217	-,461**	0,056
EP-Taxa	0,075	-,460**	-0,138
EPTCBO	0,124	-,384**	-0,101

Tablica 25. (nastavak)

	ACI	RCI-fam	SBCI-fam
Ukupan broj svojta	-0,062	-,338**	-,266*
Ukupan broj porodica	0,073	-,416**	-0,113
Ukupan broj rodova	-0,003	-,393**	-0,204
grupa: funkcionalne metrike			
r/K relationship	,431**	,631**	,515**
- [%] hyporhithral (scored taxa = 100%)	-0,200	-,312**	-,300**
- [%] metapotamal (scored taxa = 100%)	0,004	,227*	0,126
- [%] littoral (scored taxa = 100%)	0,081	-0,100	-0,032
- [%] Type RL	-,665**	-0,005	-,609**
- [%] Type RP (abundance classes) (scored taxa = 100%)	,403**	0,162	,354**
Rheoindex (Banning, with abundance classes)	0,065	-0,188	0,101
- [%] Type Pel (scored taxa = 100%)	-,412**	0,148	-,300**
- [%] Type Psa (scored taxa = 100%)	-,389**	0,056	-,391**
- [%] Type Lit (scored taxa = 100%)	,509**	-0,001	,445**
- [%] Type Aka+Lit+Psa (scored taxa = 100%)	,414**	0,000	,359**
- [%] Predators	,309**	-0,099	0,112
- [%] Xyloph. + Shred. + ActFiltFee. + PasFiltFee	,763**	0,202	,623**
- [%] Gatherers/Collectors (scored taxa = 100%)	-,823**	-0,172	-,696**
RETI	0,119	-0,174	0,094
grupa: sastav/obilje			
Gastropoda [%]	-,270*	0,034	-0,143
Oligochaeta [%]	-,426**	0,094	-,393**
Crustacea [%]	,686**	,312**	,513**
Diptera [%]	-,489**	-,253*	-,484**
EPT [%] (abundance classes)	0,201	-,507**	0,031

Spearmanov indeks korelacije između bioloških metrika izračunatih sa i bez alohtonih vrsta sa fizikalno-kemijskim pokazateljima nije ukazala na statistički značajne razlike (Tablica 26).

Spearmanov indeks korelacije između bioloških metrika iz skupine „osjetljivost/tolerancija“ i fizikalno-kemijskih pokazatelja vezanih uz režim kisika (koncentracija kisika u vodi, zasićenost vode kisikom, KPK-Mn i BPK₅) izračunat je posebno za postaje bez ili s niskim stupnjem biokontaminacije (SBCI-fam = 0 ili 1), a posebno za postaje s višim stupnjevima biokontaminacije (SBCI-fam > 1) i prikazana je u Tablici 27. Može se vidjeti da su korelacije znatno jače na postajama bez ili s niskim stupnjem korelacije, gdje svi testirani biološki indeksi reagiraju očekivano. Kod postaja s višim stupnjevima biokontaminacije, korelacije su slabije ili uopće nisu značajne.

Tablica 26. Spearmanovi koeficijenti korelacije između bioloških metrika (BMWP, ASPT, PBI i HR-SI) izračunatih sa i bez alohtonih vrsta i fizikalno-kemijskih pokazatelja vode. U obzir uzeti samo uzorci s NIMS (N=80). Sve vrijednosti izražene su kao srednja vrijednost svih mjerenja kroz razdoblje istraživanja. Značajne korelacije označene crveno (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$)

	BMWP		ASPT		PBI		HR-SI	
	s NIMS	bez NIMS	s NIMS	bez NIMS	s NIMS	bez NIMS	s NIMS	bez NIMS
Temperatura vode	-0,040	-0,107	0,021	-0,005	-0,162	-0,168	0,069	0,072
pH	-0,138	-0,114	-0,063	-0,053	-0,144	-0,082	-0,040	-0,048
Električna vodljivost	-0,170	-,231*	-0,079	-0,131	-,328**	-,303**	0,036	0,024
Ukupne suspendirane tvari	-0,196	-,223*	-0,106	-0,161	-,252*	-0,173	,257*	,275*
Alkalitet	-0,071	-0,132	-0,053	-0,089	-0,273*	-,255*	0,105	0,061
Otopljeni kisik	0,072	0,120	0,105	0,127	0,200	0,200	-,287**	-0,218
Zasićenje kisikom (%)	0,036	0,076	0,089	0,107	0,139	0,144	-,267*	-0,216
BPK ₅	-,423**	-,386**	-,417**	-,419**	-,241*	-,242*	,265*	,315**
KPK-Mn	-,257*	-,283*	-0,158	-0,207	-,287**	-,262*	0,101	0,094
Amonij	-0,078	-0,114	-0,111	-0,133	-0,153	-0,174	0,113	0,020
Nitriti	-0,019	-0,019	-0,030	-0,011	-0,072	-0,075	0,029	-0,037
Nitrati	-0,010	-0,016	0,133	0,096	-0,061	0,002	-0,069	-0,021
Ukupni dušik	-0,194	-0,179	-0,137	-0,164	-0,145	-0,140	0,019	0,047
Organski dušik	-0,192	-0,165	-,323**	-,308**	-0,086	-0,085	0,140	0,095
Ortofosfati	-0,119	-0,165	-0,141	-0,182	-,278*	-,284*	0,160	0,073
Ukupni fosfor	-,365**	-,379**	-,406**	-,433**	-,360**	-,343**	,356**	,271*
TOC	-0,160	-0,202	-0,131	-0,175	-,226*	-,224*	0,044	0,024
Tvrdoća ukupna	-0,111	-0,173	-0,061	-0,099	-,286*	-,256*	0,120	0,072
Kloridi	-,313**	-,293**	-0,111	-0,137	-0,122	-0,089	0,031	0,096
Sulfati	-,237*	-0,188	-0,135	-0,137	-0,017	-0,038	-0,059	0,054

Tablica 27. Spearmanovi koeficijenti korelacije između vrijednosti fizikalno-kemijskih pokazatelja koji se odnose na režim kisika i bioloških metrika koje odgovaraju na pritisak organskog opterećenja (BMWP, ASPT, PBI i HR-SI) izračunate na postajama bez ili s niskom biokontaminacijom (SBCI-fam = 0 ili 1; N=25 uzoraka) te na postajama sa srednjom, jakom i vrlo jakom biokontaminacijom (SBCI-fam = 2, 3 ili 4; N=70 uzoraka). Značajne korelacije označene crveno (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$)

	bez/niska biokontaminacija				jaka biokontaminacija			
	BMWP	ASPT	PBI	HR-SI	BMWP	ASPT	PBI	HR-SI
Otopljeni kisik	,424*	,523**	,407*	-,553**	0,020	0,026	0,203	-,264*
Zasićenje kisikom	,550**	,401*	,476*	-,505**	-0,062	-0,031	0,116	-0,228
BPK ₅	-,570**	0,044	-,496*	-0,186	-,388**	-,429**	-0,178	,268*
KPK-Mn	-,538**	0,158	-0,387	-0,303	-0,228	-0,200	-,259*	0,104

Spearmanov indeks korelacije između gustoće alohtonih vrsta (samo lokacije na kojima su utvrđene) i bioloških metrika ukazuje na značajnu korelaciju nekih rakova iz skupine Peracarida (rakušac *D. villosus* i jednakonožni rak *J. istri*) i svih bioloških metrika iz grupe osjetljivost/tolerancija, pozitivnu s BMWP, ASPT i PBI, negativnu s HR-SI (Tablica 28). Neki Peracarida su postigli značajne korelacije samo s nekim metrikama (*D. haemobaphes* s BMWP i PBI; *E. ischnus* s ASPT), dok obje vrste roda *Chelicorophium* nisu ostvarile značajne korelacije iz iste grupe, kao ni obje vrste školjkaša. Što se tiče broja i udjela EPT svojta, također su postignute pozitivne korelacije s jednakonožnim rakom *J. istri* i rakušcem *D. villosus*. Indeksi raznolikosti nisu ostvarili značajne korelacije s gustoćom populacija alohtonih vrsta, osim negativne korelacije Shannonovog indeksa raznolikosti s rakušcem *C. curvispinum*.

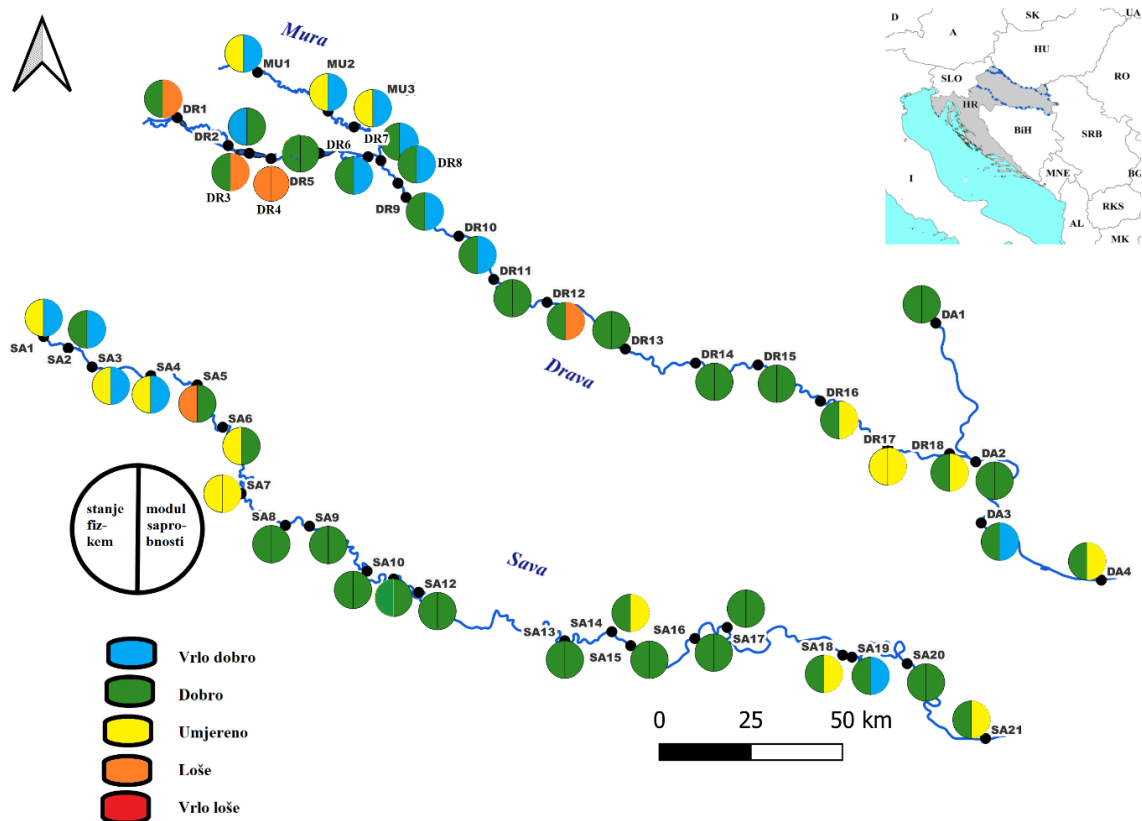
Tablica 28. Spearmanovi koeficijenti korelacije između najrasprostranjenijih alohtonih vrsta i bioloških metrika. U obzir su uzete samo postaje sa NIMS (N=43). Sve vrijednosti izražene su kao srednja vrijednost svih mjerenja kroz razdoblje istraživanja. Kratice svojta se nalaze u Tablici P15 u poglavlju Prilozi. Značajne korelacije označene su crveno (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$)

alohtona vrsta	N	BMWP	ASPT	PBI	HR-SI	EPT%	EPT-Taxa	EPTCBO	Broj porodica	Shannon	Margalef
PotmAntp	13	-0,31	-0,33	-0,46	0,04	-0,05	0,11	-0,15	-0,29	-0,01	-0,39
JaerIstr	29	,401*	,509**	,476**	-,411*	,427*	,517**	0,36	0,29	-0,30	-0,21
DreiPolm	21	0,01	0,02	0,05	-0,25	0,20	0,20	0,11	0,00	-0,28	-0,24
DikrVill	24	,682**	,693**	,679**	-,567**	,583**	,514*	,559**	0,39	-0,06	0,02
CorpCurv	22	0,03	0,27	0,32	-0,27	0,20	0,24	0,16	0,13	-,423*	-0,33
CorbFlum	29	0,19	0,17	-,420*	-0,06	0,19	0,31	,372*	,385*	-0,03	0,19
CorpSown	19	0,00	0,23	0,06	-0,13	0,01	-0,16	-0,36	-0,20	-0,33	-0,39
DikrHaem	17	,635**	0,37	,717**	0,16	0,24	0,31	,493*	,579*	0,22	0,11
EchnIsch	11	0,40	,606*	0,36	-0,16	0,41	0,32	0,47	0,26	-0,20	-0,08
HypnInvl	8	0,47	,850**	0,48	0,32	0,65	0,46	0,42	0,40	-0,17	0,08
BranSowr	13	-0,37	-0,46	-0,31	0,07	-0,47	-0,50	-0,53	-0,31	-0,35	-0,55

4.4. Pritisak 2: Onečišćenje vode

4.4.1. Postojeći način procjene stanja vode na temelju makrozoobentosa

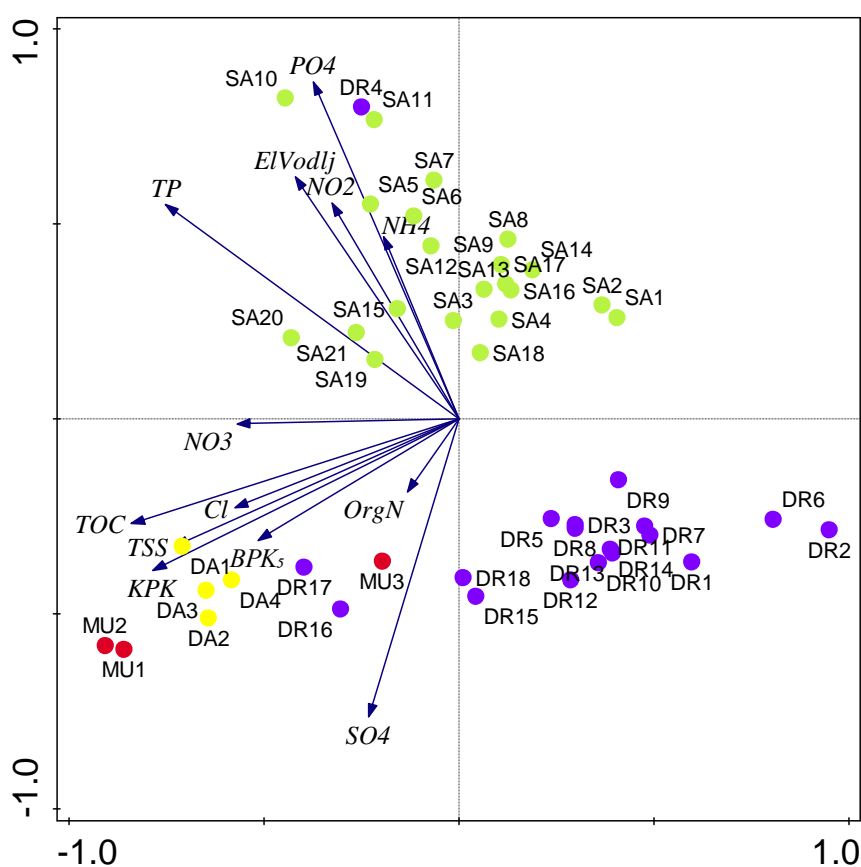
Rezultati fizikalno-kemijskih pokazatelja i prikaz stanja vode obrađeni su u poglavlju 4.1. Prema modulu saprobnosti, od 46 mjernih postaja 14 je bilo u vrlo dobrom stanju, 20 u dobrom, 8 u umjerenom, 4 u lošem dok niti jedna mjerna postaja nije bila u vrlo lošem stanju (Slika 21). Na 20 postaja stanje vode prema osnovnim fizikalno-kemijskim pokazateljima klasificirano je isto kao i prema modulu saprobnosti; na 10 postaja fizikalno-kemijski pokazatelji ukazuju na bolje stanje, dok na 16 postaja fizikalno-kemijski pokazatelji ukazuju na lošije stanje u odnosu na modul saprobnosti. Na 10 postaja stanje vode se razlikuje za dvije klase, od čega na tri postaje u korist fizikalno-kemijskih pokazatelja, a na sedam postaja u korist modula saprobnosti. Niti jedna mjerna postaja nije se razlikovala za tri klase između osnovnih fizikalno-kemijskih pokazatelja i modula saprobnosti (Slika 21).



Slika 21. Stanje vode u odnosu na osnovne fizikalno-kemijske pokazatelje (lijeva polovica) i modul saprobnosti na temelju makrozoobentosa (desna polovica) na velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH. Fizikalno-kemijski pokazatelji su prikazani kao srednja vrijednost

8 mjerenja kroz 2 godine, a modul saprobnosti kao srednja vrijednost 2 mjerenja u istom razdoblju (2015.-2016. godina). Šifre postaja nalaze se u Tablici 5.

Analiza glavnih komponenta (PCA) za 46 lokacija koristeći srednje vrijednosti 13 fizikalno-kemijskih pokazatelja koji ukazuju na onečišćenje hranjivim tvarima i na organsko onečišćenje imala je svojstvene vrijednosti od 0,30 i 0,24 za prve dvije osi objašnjavajući 53,3 % totalne varijacije. Pokazatelji koji su u korelaciji s PC osi 1 su: TOC (-0,84), KPK-Mn (-0,79), TP (-0,75), TSS (-0,73), kloridi (-0,58) nitrati (-0,57) i BPK₅ (-0,51). Pokazatelji koji su u korelaciji s PC osi 2 su: ortofosfati (0,86), sulfati (-0,77), električna vodljivost (0,62), nitriti (0,55), TP (0,55) (Slika 22).



Slika 22. Ordinacijski dijagram PCA analize za 46 mjernih postaja na velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH s 13 fizikalno-kemijskih pokazatelja prikazanih kao srednja vrijednost svih mjerenja kroz razdoblje istraživanja (2015. – 2016. godina). Šifre postaja nalaze se u Tablici 5 (Boje: zelena – Sava; crvena – Mura; žuta – Dunav; ljubičasta – Drava). Kratice fizikalno-kemijskih pokazatelja su navedene u Poglavlju 3.2.1. Voda.

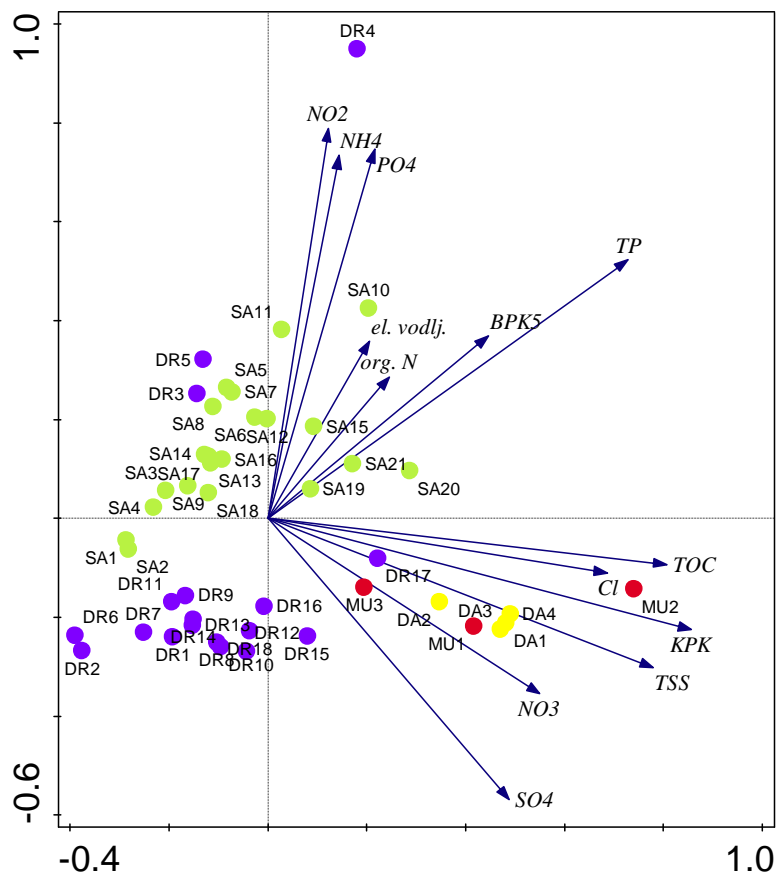
Vidljivo je da su se postaje uglavnom grupirale ovisno o rijeci, pri čemu je većina mjernih postaja na Dravi smještena u donjem desnom kvadrantu u suprotnom smjeru od organskog

opterećenja i opterećenja nutrijentima. Izuzetak je postaja DR4 koja se nalazi nizvodno od grada Varaždina koja se nalazi u smjeru vektora opterećenja nutrijentima, uz postaje rijeke Save. Dvije nizvodne mjerne postaje na Dravi (DR16-DR17) su u lijevom donjem kvadrantu, s postajama Dunava i Mure, odnosno u smjeru vektora organskog opterećenja. Mjerne postaje na rijeci Savi većinom su smještene u gornjem lijevom kvadrantu u smjeru opterećenja nutrijentima. Mjerne postaje na Dunavu i Muri smještene su u donjem lijevom kvadrantu u negativnoj korelaciji s PCA-1, odnosno u smjeru organskog opterećenja (Slika 22).

4.4.2. Novi multimetrički indeks

Biološke metrike su polazna točka za formiranje MMI i bile su podvrgnute procesu odabira. Metrike koje mogu nastaviti proces selekcije nemaju veći broj odstupanja i/ili ekstrema, nemaju puno nultih vrijednosti i pokrivaju veći raspon gradijenta (Poglavlje Materijali i metode, Slika 4, Tablica 18).

Provedena PCA analiza s prosječnim godišnjim vrijednostima 13 fizikalno-kemijskih pokazatelja iz 2016. godine na 46 mjernih postaja imala je svojstvene vrijednosti od 0,30 i 0,23 za prve dvije osi objašnjavajući 52,9 % totalne varijacije. Pokazatelji koji su u korelaciji s PCA-1 su: KPK-Mn (0,86), TOC (0,81), TSS (0,78), TP (0,73), kloridi (0,69) i nitrati (0,55). Pokazatelji koji su u korelaciji s PCA-2 su: nitriti (0,79), ortofosfati (0,75), amonij (0,73), sulfati (-0,57) i TP (0,52) (Slika 23). Idealna metrika trebala bi dobro reagirati na pritisak izražen kroz PCA-1 i PCA-2 te na veći broj pojedinačnih fizikalno-kemijskih pokazatelja koji su komponente PCA.



Slika 23. Ordinacijski dijagram PCA analize za 46 mjernih postaja na velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH s 13 fizikalno-kemijskih pokazatelja prikazanih kao srednja vrijednost četiri mjerenja u 2016. godini. Šifre postaja nalaze se u Tablici 5 (Boje: zelena – Sava; crvena – Mura; žuta – Dunav; ljubičasta – Drava). Kratice fizikalno-kemijskih pokazatelja su navedene u Poglavlju 3.2.1. Voda.

Biološke metrike dobivene za 2016. godinu korelirane su sa PCA-1 i PCA-2 osi, kao i fizikalno-kemijskim pokazateljima koji su sastavni dio PCA analize. Veliki broj bioloških metrika iz sve četiri grupe metrika postigao je značajnu korelaciju s PCA-1 i PCA-2 osima što znači da pružaju odgovor na onečišćenje vode (Tablica 29).

Iz grupe bioloških metrika „osjetljivost/tolerancija“ indeks BMWP je imao najviši koeficijent korelacije s PCA-1 (-0,441). Drugi indeksi također su bili u značajnoj korelaciji, npr. ASPT (-0,313) i PBI (-0,386). Iz grupe metrika koje se odnose na raznolikost/bogatstvo niti jedna metrika iz grupe raznolikost nije bila u značajnoj korelaciji s PCA-1, ali nekoliko metrika iz skupine bogatstvo jest, uglavnom one biološke metrike koje uključuju osjetljive grupe poput Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, EPT. Najjaču je korelaciju u ovoj grupi metrika postigao ukupan broj porodica (-0,48). Iz skupine funkcionalnih metrika najjaču je korelaciju

postigla metrika PSA%, odnosno udio svojta koje preferiraju pijesak (psamal) u podlozi. U grupi metrika „sastav/obilje“ također značajne negativne korelacije imale su metrike koje uključuju osjetljive grupe makrozoobentosa, kao npr. EPT%, dok tolerantne skupine poput %Oligochaeta očekivano postižu pozitivne korelacije.

Pri odabiru metrika za izradu MMI cilj je bio iz svake grupe metrika odabrati onu s najvišim koeficijentom korelacije s PCA-1. Naposljetku su odabrane četiri metrike:

- BMWP iz grupe metrika „osjetljivost/tolerantnost“;
- Broj porodica iz grupe metrika „raznolikost/bogatstvo“;
- Udio Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera (EPT%) iz grupe metrika „sastav/obilje“;
- Udio svojti koje preferiraju pijesak (psamal) u podlozi (PSA%) iz grupe „funkcionalne metrike“

Međutim, metrike BMWP i broj porodica su međusobno jako korelirane (0,84; Tablica 30). Iako je koeficijent korelacije s PCA-1 bolji za broj porodica nego za BMWP, druga metrika postiže značajan koeficijent korelacije i s PCA-2 za razliku od prve. Stoga je za daljnju analizu odabran BMWP. S obzirom da je BMWP dobro koreliran s većinom metrika iz grupe bogatstvo/raznolikost, u koju pripada i broj porodica, iz ove grupe metrika na kraju nije odabran kandidat za MMI.

Tablica 29. Spearmanovi koeficijenti korelacije između bioloških metrika iz sve četiri grupe metrika i PCA-1, PCA-2 te fizikalno-kemijskih pokazatelja dobivenih na 46 mjernih postaja na velikim rijekama u RH (Sava, Mura, Dunav, Drava) tijekom 2016. godine. Značajne korelacije označene su crveno ($*p < 0,05$; $**p < 0,01$). Fizikalno-kemijski pokazatelji su prikazani u Poglavlju 3.2.1. Voda.

	PCA-1	PCA-2	el.vodlj.	TSS	BPK ₅	KPK	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	org. N	PO ₄ ³⁻	TP	TOC	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	
grupa osjetljivost/tolerantnost																
HR-SI	0,240	0,144	0,017	0,219	0,269	0,158	0,175	-0,071	-0,255	0,164	0,159	0,243	0,123	0,062	0,030	
BMWP	-0,441**	-0,345*	-0,187	-0,200	-0,267	-0,308*	-0,334*	-0,174	0,199	-0,385**	-0,393**	-0,511**	-0,348*	-0,187	-0,022	
ASPT	-0,313*	-0,527**	-0,240	-0,051	-0,141	-0,121	-0,455**	-0,211	0,335*	-0,367*	-0,489**	-0,465**	-0,246	0,052	0,268	
PBI	-0,386**	-0,376**	-0,273	-0,228	-0,148	-0,256	-0,359*	-0,162	0,258	-0,322*	-0,471**	-0,506**	-0,375*	0,005	0,105	
grupa bogatstvo/raznolikost																
Ephemeroptera	-0,332*	-0,198	-0,142	-0,148	-0,165	-0,350*	-0,167	0,004	0,276	-0,266	-0,379**	-0,406**	-0,286	-0,008	-0,006	
Trichoptera	-0,424**	-0,368*	-0,251	-0,302*	-0,163	-0,327*	-0,310*	-0,105	0,260	-0,377**	-0,508**	-0,538**	-0,429**	0,029	0,088	
EPT-Taxa	-0,424**	-0,360*	-0,267	-0,246	-0,176	-0,352*	-0,312*	-0,079	0,279	-0,348*	-0,528**	-0,555**	-0,395**	0,012	0,097	
EPT/OL	-0,363*	-0,397**	-0,262	-0,189	-0,125	-0,260	-0,315*	-0,071	0,293*	-0,352*	-0,536**	-0,511**	-0,377**	0,084	0,172	
EPT/Diptera	-0,397**	-0,412**	-0,270	-0,235	-0,137	-0,293*	-0,348*	-0,088	0,329*	-0,290	-0,544**	-0,569**	-0,329*	0,042	0,134	
EP-Taxa	-0,344*	-0,314*	-0,241	-0,152	-0,130	-0,300*	-0,284	-0,069	0,292*	-0,279	-0,479**	-0,475**	-0,304*	0,018	0,101	
EPTCBO	-0,340*	-0,179	-0,029	-0,221	-0,283	-0,283	-0,224	-0,057	0,276	-0,367*	-0,240	-0,325*	-0,317*	-0,123	-0,156	
Broj porodica	-0,478**	-0,278	-0,165	-0,247	-0,276	-0,428**	-0,357*	-0,243	0,130	-0,342*	-0,398**	-0,508**	-0,414**	-0,173	-0,046	
Broj rodova	-0,387**	-0,142	-0,012	-0,215	-0,292*	-0,385**	-0,218	-0,168	0,139	-0,278	-0,228	-0,347*	-0,343*	-0,198	-0,142	
Broj svojta	-0,318*	-0,070	0,074	-0,173	-0,288	-0,337*	-0,148	-0,144	0,155	-0,206	-0,128	-0,247	-0,242	-0,216	-0,222	
funkcionalne metrike																
Potamon Typic Index	-0,361*	0,133	-0,162	-0,423**	-0,147	-0,337*	0,098	0,013	-0,347*	-0,026	-0,071	-0,231	-0,360*	-0,234	-0,190	
[%] hypocreanal	-0,414**	-0,253	-0,406**	-0,318*	-0,055	-0,322*	-0,279	0,003	0,076	-0,246	-0,512**	-0,524**	-0,375*	-0,038	0,105	
[%] epirhithral	-0,052	-0,276	-0,214	-0,010	0,215	0,010	-0,134	-0,109	0,139	-0,110	-0,383**	-0,218	-0,101	0,168	0,298*	
Rhithron Typic Index	-0,354*	-0,325*	-0,285	-0,249	-0,170	-0,204	-0,314*	-0,127	0,085	-0,463**	-0,380**	-0,393**	-0,375*	-0,029	0,060	
[%] Type Psa	0,430**	0,445**	0,599**	0,292*	-0,068	0,217	0,463**	0,292*	0,112	0,172	0,540**	0,560**	0,371*	0,015	-0,223	
[%] Type Lit	-0,326*	-0,569**	-0,371*	-0,103	-0,040	-0,184	-0,559**	-0,301*	0,217	-0,091	-0,621**	-0,551**	-0,204	0,143	0,428**	
IBR	0,327*	0,060	0,231	0,444**	0,126	0,358*	0,124	-0,158	-0,253	0,141	0,309*	0,367*	0,319*	0,008	0,021	

Tablica 29. (nastavak)

	PCA-1	PCA-2	el.vodlj.	TSS	BPK ₅	KPK	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	org. N	PO ₄ ³⁻	TP	TOC	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻
metrike sastav/obilje															
Gastropoda [%]	0,148	,444**	,527**	0,111	-0,280	0,054	,344*	0,132	-0,074	0,026	,652**	,384**	,351*	-,373*	-,601**
Oligochaeta [%]	,359*	0,098	0,187	,337*	0,249	0,260	0,194	-0,041	-0,105	,291*	0,180	,305*	0,274	0,178	0,140
Crustacea [%]	0,098	-,429**	-0,110	0,175	0,036	0,219	-,404**	-0,201	,485**	0,114	-,352*	-0,099	0,157	,360*	,496**
Ephemeroptera [%]	-,377**	-0,232	-0,269	-0,160	-0,099	-,335*	-0,218	0,039	0,154	-0,166	-,504**	-,507**	-,325*	0,010	0,092
Trichoptera [%]	-,357*	-,386**	-0,192	-0,222	-0,166	-0,271	-,355*	-0,149	0,243	-,409**	-,485**	-,445**	-,365*	0,043	0,089
Diptera [%]	-0,114	,306*	-0,106	-0,275	0,059	-0,267	,301*	,301*	-0,251	-0,130	0,042	0,051	-,352*	-0,031	-0,141
EPT [%]	-,394**	-,386**	-,335*	-0,184	-0,106	-0,281	-,306*	-0,048	0,214	-,352*	-,574**	-,564**	-,381**	0,042	0,154

Tablica 30. Spearmanov koeficijent korelacije između bioloških metrika dobivenih za 46 mjernih postaja na velikim rijekama u RH (Sava, Mura, Dunav, Drava). Prikazane su samo značajne korelacije između metrika kandidata za MMI (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; crveno bold: korelacije $>0,80$)

	BMWP	ASPT	PBI	PSA%	EPT%	Broj porodica
grupa osjetljivost/tolerantnost						
HR-SI	-,499**	-,617**	-,485**	,411**	-,609**	-,203
BMWP	1,000	,767**	,900**	-,339*	,797**	,835**
ASPT	,767**	1,000	,780**	-,446**	,831**	,482**
PBI	,900**	,780**	1,000	-,404**	,869**	,772**
grupa bogatstvo/raznolikost						
Ephemeroptera	,819**	,664**	,808**	-0,251	,813**	,739**
Trichoptera	,781**	,782**	,868**	-,451**	,922**	,618**
EPT-Taxa	,878**	,826**	,922**	-,452**	,966**	,716**
EPT/OL	,818**	,846**	,874**	-,462**	,971**	,627**
EPT/Diptera	,820**	,874**	,849**	-,537**	,942**	,578**
EP-Taxa	,857**	,766**	,873**	-,348*	,885**	,731**
EPTCBO	,918**	,648**	,846**	-0,130	,724**	,819**
Broj porodica	,835**	,482**	,772**	-0,143	,595**	1,000
Broj rodova	,772**	,370*	,688**	0,013	,482**	,948**
Broj svojta	,702**	0,285	,606**	0,111	,361*	,882**
funkcionalne metrike						
[%] hypocrenal	,784**	,695**	,822**	-,530**	,887**	,586**
metrike sastav/obilje						
Ephemeroptera [%]	,680**	,656**	,757**	-,401**	,885**	,593**
Trichoptera [%]	,690**	,753**	,767**	-,340*	,855**	,556**
EPT [%]	,797**	,831**	,869**	-,487**	1,000	,595**

Konačan MMI za procjenu onečišćenja vode na temelju makrozoobentosa sastoji se od tri metrike: BMWP iz skupine metrika „osjetljivost/tolerantnost“, EPT% iz skupine metrika „sastav/obilje“ te PSA% iz grupe funkcionalnih metrika. Odnosno:

$$MMI = \frac{OEK(BMWP) + OEK(EPT\%) + OEK(PSA\%)}{3}$$

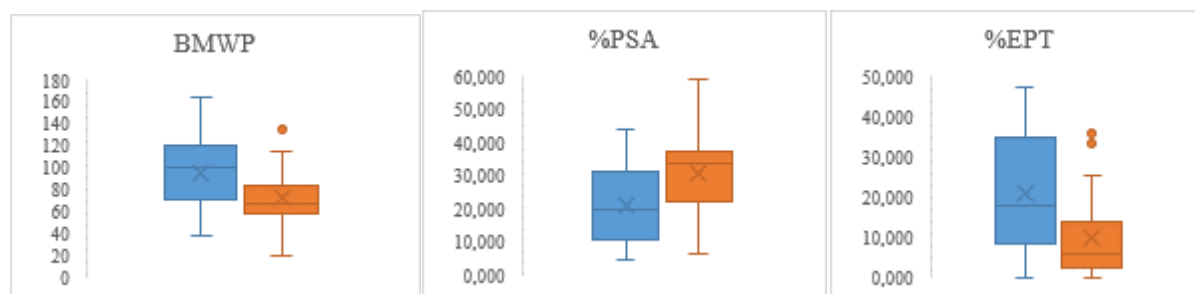
Rezultati Mann-Whitney U testa, kojem je bilo za cilj utvrditi statistički značajne razlike između odabranih bioloških metrika iz Grupe A i Grupe B ukazuju da je BMWP statistički značajno viši na postajama iz Grupe A ($U = 166,5$; $p = 0,032$), kao i EPT% skupina u uzorcima

($U = 149,5$; $p = 0,012$), dok je metrika PSA% statistički značajno nižih vrijednosti kod mjernih postaja iz grupe A ($U = 142$; $p = 0,007$) (Tablica 31, Slika 24).

Tablica 31. Rezultati Mann-Whitney U testa na odabranim metrikama (BMWP, PSA%, EPT%) kod dvije grupe postaja prema stupnju onečišćenja na temelju PCA-2 osi (više i manje onečišćene)

	N	BMWP		PSA%		EPT%	
		Mean Rank	Sum of Ranks	Mean Rank	Sum of Ranks	Mean Rank	Sum of Ranks
manje onečišćene	24	27,56	661,50	18,42	442,00	28,27	678,50
više onečišćene	22	19,07	419,50	29,05	639,00	18,30	402,50
ukupno	46						

	BMWP	PSA%	EPT%
Mann-Whitney U	166,500	142,000	149,500
Wilcoxon W	419,500	442,000	402,500
Z	-2,145	-2,683	-2,519
Asymp. Sig. (2-tailed)	0,032	0,007	0,012



Slika 24. Raspon vrijednosti odabranih metrika kod postaja iz Grupe A (plavo) i postaja iz Grupe B (narančasto).

Referentne vrijednosti, koje su izračunate zasebno za svaki vodni tip kao 75. percentila uvećana za 20 % na temelju postaja iz Grupe A, očekivano su viših vrijednosti kod vodnog tipa HR-R_5B nego kod tipova HR-R_5C+HR-R_5D, a najlošije vrijednosti su jednake za oba tipa (Tablica 32).

Tablica 32. Referentne, najlošije vrijednosti odabranih metrika u ovisnosti o pripadajućem vodnom tipu te jednadžbe linearne regresije

	Vodni tip	referentna vrijednost	najlošija vrijednost	jednadžba linearne regresije
BMWP	HR-R_5B	161,1	16	$y = 0,0069x - 0,1103$
	HR-R_5C+HR-R_5D	119,7	16	$y = 0,0096x - 0,1543$
PSA%	HR-R_5B	6,8	70,6	$y = -0,0157x + 1,1066$
	HR-R_5C+HR-R_5D	13,9	70,6	$y = -0,0176x + 1,2451$
EPT%	HR-R_5B	50,3	0	$y = 0,0199x - 4E-16$
	HR-R_5C+HR-R_5D	12,2	0	$y = 0,082x$

Multimetrički indeks izračunat iz odabranih metrika imao je značajne korelacije s PCA-1 i PCA-2 (Tablica 33).

Tablica 33. Spearmanovi koeficijenti korelacije između MMI i PCA osi 1 i 2 dobivenih na temelju 13 fizikalno-kemijskih pokazatelja iz 2016. godine koji ukazuju na onečišćenje. Značajne korelacije označene su crveno ($*p < 0,05$; $**p < 0,01$)

	PCA-1	PCA-2
MMI	-,343*	-,384**

4.4.3. Validacija novog multimetričkog indeksa

Omjeri ekološke kakvoće (OEK) bioloških metrika iz 2015. izračunate su na temelju referentnih i najlošijih vrijednosti dobivenih iz 2016. godine (Tablica 32) te je dobivena vrijednost multimetričkog indeksa korelirana s PCA osima 1 i 2 dobivenim na temelju fizikalno-kemijskih podataka iz 2015. godine (Tablica 34):

Tablica 34. Spearmanovi koeficijenti korelacije između MMI i PCA osi 1 i 2 dobivenih na temelju 13 fizikalno-kemijskih pokazatelja iz 2015. godine koji ukazuju na onečišćenje. Značajne korelacije označene su crveno ($*p < 0,05$; $**p < 0,01$)

	PCA-1	PCA-2
MMI	0,088	-,350*

4.5. Pritisak 3: Onečišćenje sedimenta

4.5.1. Kemijski pokazatelji u sedimentu i stanje sedimenta

Na osnovu rezultata ICP-MS analize 27 glavnih, sporednih i elemenata u tragovima uključujući TN, TP i TOC u uzorcima sedimenta (frakcija <63 μm), mjerne postaje za koje postoje „v-min“ i „v-max“ (Tablica 35) klasificirala sam u jednu od 3 klase, ovisno o dobivenoj koncentraciji pokazatelja (Slika 25).

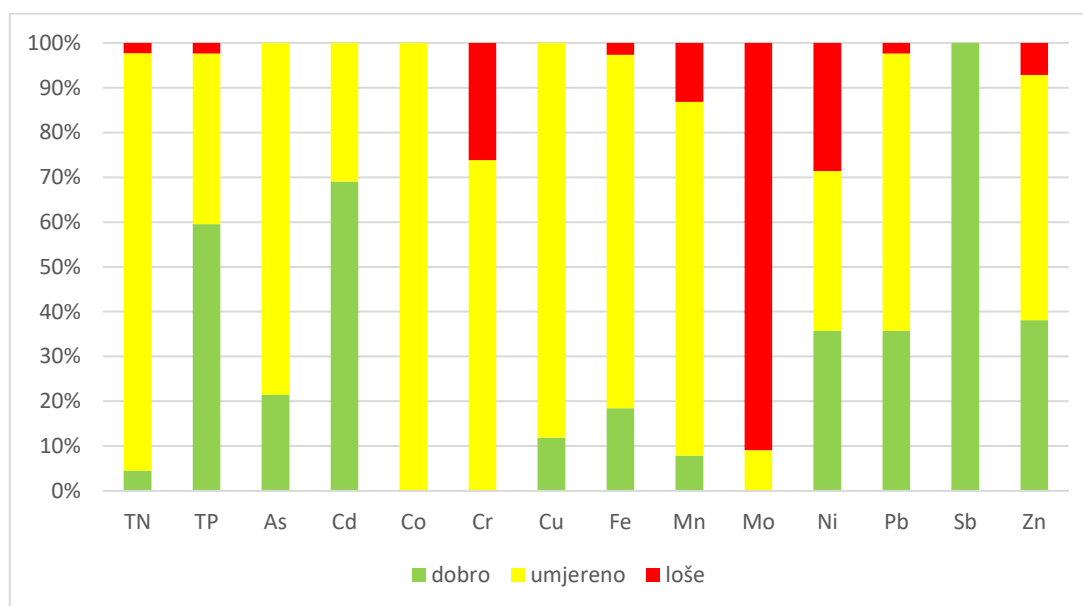
Tablica 35. Deskriptivna statistika svih mjerenih pokazatelja iz sedimenta velikih rijeka Hrvatske: glavni, sporedni elementi i elementi u tragovima, hranjive i organske tvari. Za 14 pokazatelja koncentracije koje uzrokuju minimalni toksični učinak („v-min“) i one koje uzrokuju maksimalni toksični učinak („v-max“) dobivene su od zakonodavstva Britanske Kolumbije, Kanada (BCL), zakonodavstva Ontarija, Kanada (OL) i federalnog tijela SAD-a kriteriji (USFC) (SMSP i FALCONBRIDGE NC SAS, 2005) (AVE – srednja vrijednost; MED – medijan; MIN – minimalna vrijednost; MAX – maksimalna vrijednost)

	Jedinica	v-min	v-max	N	AVE	MED	MIN	MAX	SD
Glavni elementi									
Al	%	n.a.	n.a.	31	2,41	2,16	0,812	4,20	0,98
Ca	%	n.a.	n.a.	38	3,26	2,98	1,38	7,95	1,55
Fe	%	2,12	4,38	39	2,88	2,96	0,74	4,39	0,85
K	%	n.a.	n.a.	38	1,13	1,03	0,23	2,78	0,52
Mg	%	n.a.	n.a.	39	1,26	1,22	0,42	3,02	0,50
Na	mg kg ⁻¹	n.a.	n.a.	22	777	778	259	1305	194
Sporedni elementi									
Mn	mg kg ⁻¹	460	1100	39	831	812	233	1668	306
Ti	mg kg ⁻¹	n.a.	n.a.	38	2066	1903	710	4227	903
Elementi u tragovima									
As	mg kg ⁻¹	6	33	42	10,22	9,78	3,82	24	4,22
B	mg kg ⁻¹	n.a.	n.a.	38	10,76	9,32	2,61	25,8	6,15
Be	mg kg ⁻¹	n.a.	n.a.	38	0,57	0,54	0,23	1,21	0,22
Cd	mg kg ⁻¹	0,6	10	42	0,576	0,440	0,101	2,62	0,504
Co	mg kg ⁻¹	n.a.	50	39	11,29	11,10	2,83	23	4,15
Cr	mg kg ⁻¹	26	110	42	94,5	74,3	26	383	71,1
Cu	mg kg ⁻¹	16	110	42	25,75	24,3	3,74	67,4	10,87
Li	mg kg ⁻¹	n.a.	n.a.	22	19,43	20,3	6,82	26,7	5,42
Mo	mg kg ⁻¹	n.a.	4	22	36,83	11,5	1,86	416	84,93
Ni	mg kg ⁻¹	35	75	42	83,0	50	14,8	801	127,1
Pb	mg kg ⁻¹	31	250	42	59,8	38,1	7,9	293	60,6
Rb	mg kg ⁻¹	n.a.	n.a.	38	66,9	66,0	21,5	107	20,3
Sb	mg kg ⁻¹	200	500	39	1,520	1,126	0,221	9,74	1,448
Sn	mg kg ⁻¹	n.a.	n.a.	38	5,33	5,2	1,49	11,3	1,82
Sr	mg kg ⁻¹	n.a.	n.a.	38	167	156	59	453	64
Tl	mg kg ⁻¹	n.a.	n.a.	38	0,704	0,65	0,137	1,81	0,360
U	mg kg ⁻¹	n.a.	n.a.	38	2,44	2,26	0,76	5	0,93
V	mg kg ⁻¹	n.a.	n.a.	38	50,6	52,8	28	68,2	10,4
Zn	mg kg ⁻¹	<90	>200	42	115,8	101,1	18,5	401	76,2

Tablica 35. (nastavak)

	Jedinica	v-min	v-max	N	AVE	MED	MIN	MAX	SD
Nutrijenti i organska tvar									
TN	mg kg ⁻¹	550	4800	45	1902	1483	354	17185	2394
TP	mg kg ⁻¹	600	2000	43	655,5	490	50,6	3526	584
TOC	%	n.a.	n.a.	43	45415	37850	2599	303900	4436 9
TOC/TN	-	n.a.	n.a.	45	29,2	27,0	2,7	98,8	18,3

Za 12 metala (As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Zn) i dva nutrijenta (TN i TP) određena je barem „v-max“ vrijednost, a za većinu pokazatelja također i „v-min“ (osim za Co i Mo) dok za ostalih 15 elemenata (Al, B, Be, Ca, K, Li, Mg, Na, Rb, Sn, Sr, Ti, Tl, V, U) kao i za TOC te vrijednosti nisu utvrđene (Tablica 35). Stoga se potencijalni toksični učinci ovih 16 pokazatelja ne mogu adekvatno procijeniti.



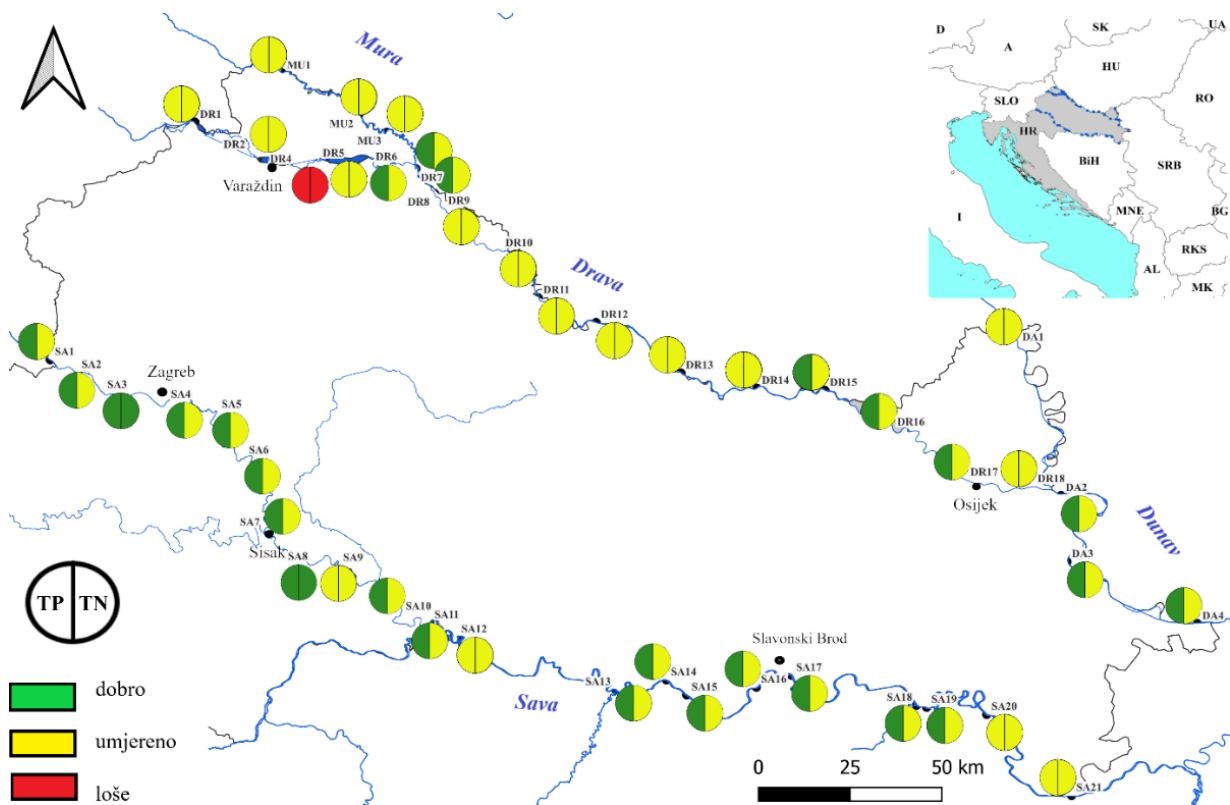
Slika 25. Udio mjernih postaja u svakoj od tri kategorije stanja sedimenta u velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH: dobro (= ispod „v-min“); umjereno (= između „v-min“ i „v-max“) i loše (= iznad „v-max“).

Koncentracije većine od 10 analiziranih metala, za koje se mogu utvrditi potencijalni toksični učinci, bile su između "v-min" i "v-max" na većini mjernih postaja na osnovu čega su one klasificirane kao umjereno onečišćene (Slika 25). Na gotovo svim lokacijama koncentracije Mo bile su iznad granične vrijednosti koja bi mogla izazvati ozbiljan toksični učinak, a također i Ni, Cr, Mn, Zn, Pb i Fe prema kojima je određeni broj lokacija klasificiran u loše stanje.

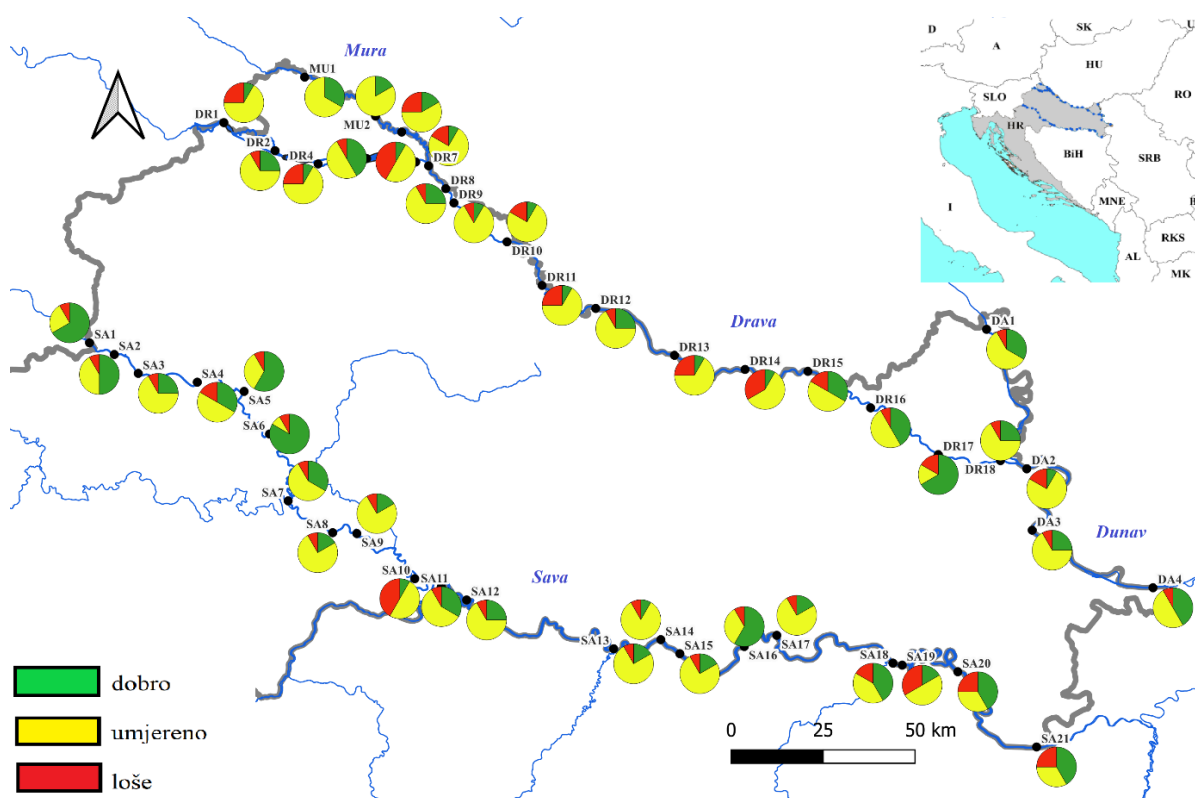
Koncentracije As, Cd i Cu ne prelaze "v-max" niti na jednoj mjernoj postaji. Koncentracije Sb ne prelaze "v-min" niti na jednoj postaji, tj. sve su mjerne postaje u dobrom stanju (Slika 25).

Koncentracije oba nutrijenta (TN, TP) prelaze "v-max" samo na DR4, a ispod su "v-min" na SA3 i SA8 (Slika 26a). Na svim drugim mjernim postajama barem jedan od nutrijenata (gotovo uvijek TN) je u umjerenom stanju, dok su koncentracije TP češće bile u dobrom stanju. Lokacije na rijeci Dravi imale su veće koncentracije TP u sedimentu u usporedbi s rijekom Savom, te su posljedično postigle lošije stanje. Omjer TOC/TN bio je u rasponu od 2,67 na SA10 do 98,79 na SA8. Mjerne postaje na kojima je omjer TOC/TN <20 u prosjeku imaju veće koncentracije TN (2805,2 mg kg⁻¹) u usporedbi s prosječnim koncentracijama TN sa svih mjernih postaja (1901,6 mg kg⁻¹), a posebice s mjernih postaja na kojima je omjer TOC/TN > 20 pri čemu je prosječna vrijednost TN 1449,7 mg kg⁻¹.

a)



b)

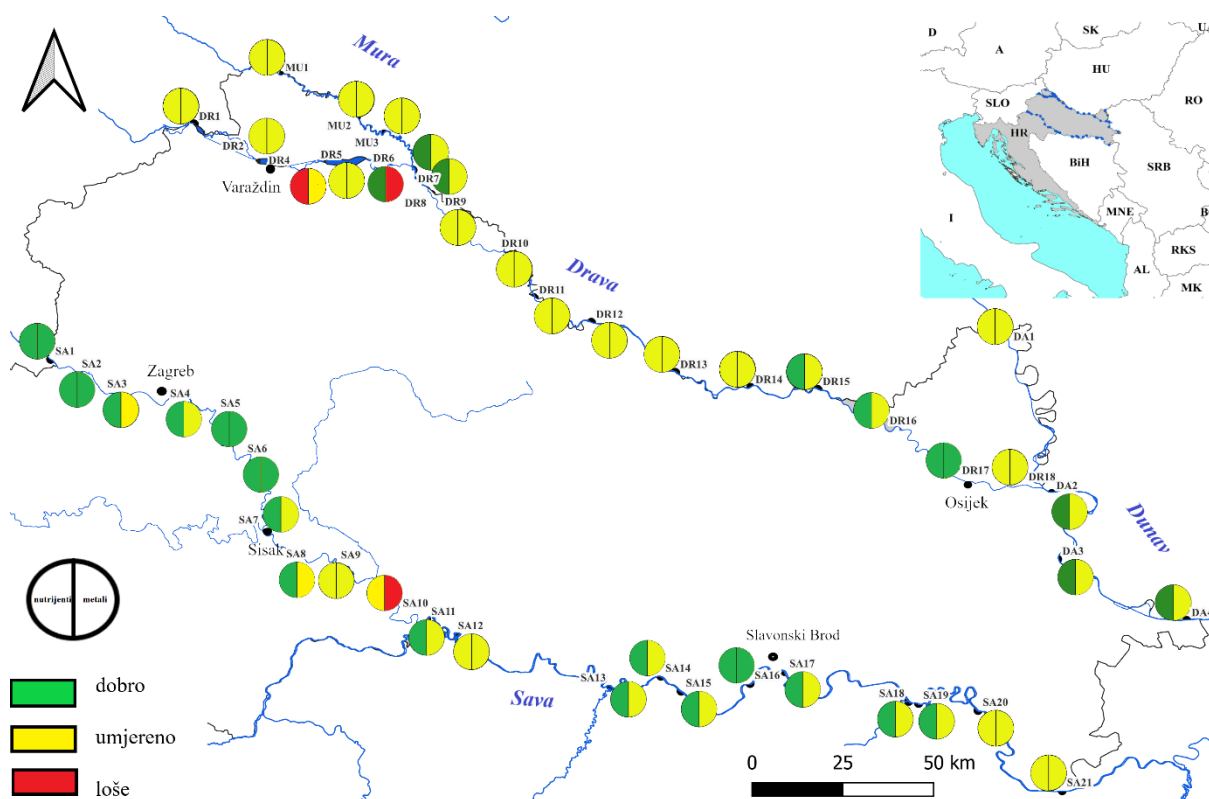


Slika 26. Udio stanja (dobro, umjereno, loše) na mjernim postajama na velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH obzirom na: a) hranjive tvari (TN, TP). Lijeva polovica svakog kruga odnosi se na TP dok se desna odnosi na TN; b) koncentracije 11 metala (As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn) u sedimentu. Šifre postaja nalaze se u Tablici 5.

Na dvjema mjernim postajama niti jedan metal ne prelazi “v-max” (MU1 i MU2), dok su na svim ostalim postajama sve tri klase bile zastupljene s određenim udjelom (Slika 26b). Mjerne postaje DR6 i SA10 imaju najveći udio metala koji ukazuju na loše stanje sedimenta (metali s koncentracijama iznad “v-max”). Postaje na rijeci Dravi u prosjeku imaju veći udio metala koji ukazuju na onečišćeni sediment u usporedbi s većinom postaja na rijeci Savi, osim nizvodnih postaja na rijeci Savi, SA17-SA21, kod kojih je povećan udio metala s vrijednostima iznad “v-max” .

Ukupno stanje sedimenta na osnovu pokazatelja kojima su definirane v-min i v-max ukazuje na to da su dvije postaje u lošem stanju (SA10, DR6) s obzirom na koncentracije metala, dok je svega jedna postaja u lošem stanju s obzirom na koncentracije nutrijenata (DR4) (Slika 27). Svega šest postaja je u dobrom stanju prema koncentracijama ispitivanih metala (SA1, SA2,

SA5, SA6, SA16, DR17) dok je 26 postaja u dobrom stanju obzirom na koncentracije nutrijenata. Najveći broj postaja je u umjerenom stanju i po koncentracijama metala i nutrijenata (Slika 27).



Slika 27. Stanje sedimenta velikih rijeka (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH s obzirom na nutrijente (lijeva polovica) i metale (desna polovica) izračunato na temelju srednje vrijednosti stanja svih uključenih pokazatelja. Šifre postaja nalaze se u Tablici 5.

Rezultati boxplot statističke analize ukazuju na to da 7 analiziranih elemenata (Al, B, Fe, Rb, Ti, U, V) nije pokazalo nikakvu anomaliju koja se odnosi na ekstremne vrijednosti/odstupanja (Tablica 36). Postaja s najviše anomalija je DR4, gdje je prisutan niz ekstremnih vrijednosti (TN, TP, TOC, Cd, Cu, Zn), a također i dva odstupanja (Pb, Tl). Lokacije DR1 i DR2, koje su prilično blizu, ali uzvodno od DR4 i od grada Varaždina također pokazuju neke anomalije. Na lokaciji DR1 prisutni su ekstremi kod koncentracija Cd i Zn i odstupanje za koncentraciju Tl, dok su na lokaciji DR2 prisutni ekstremi kod TOC-a i odstupanje kod TN. Na rijeci Savi postoji samo jedna mjerna postaja sa značajnim brojem anomalija, SA10, gdje Cd, Pb, Sr i Tl pokazuju ekstreme, a As i Ca odstupanja. Sve ostale mjerne postaje ne pokazuju više od jednog ekstrema ili dva odstupanja (osim lokacije DR14 s tri odstupanja), dok više od polovice mjernih postaja nije pokazalo nikakvu anomaliju. Kemijski pokazatelji koji ukazuju na anomalije najčešće

odgovaraju povišenim koncentracijama u sedimentu za one pokazatelje kod kojih postoje vrijednosti “v-min” i “v-max” (Tablica 36).

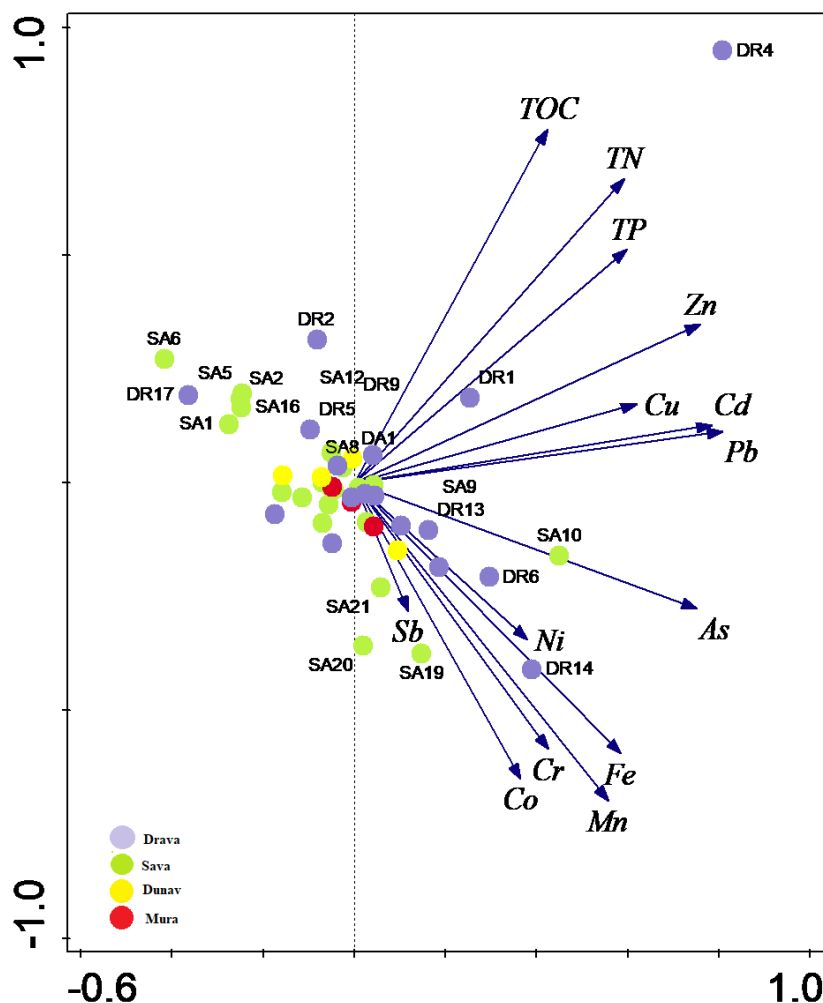
Tablica 36. Odstupanja i ekstremi okolišnih pokazatelja u sedimentu velikih hrvatskih rijeka dobiveni boxplot statističkom metodom za sve pokazatelje u usporedbi s onima s povećanim “v-min” i “v-max” (elementi i vrijednosti “v-min” i “v-max” prikazani su u Tablici 1). Opažanja koja su bila više od 1,5xIQR (interkvartilni raspon) ispod prvog kvartila (Q1) ili više od 1,5xIQR iznad trećeg kvartila (Q3) smatrana su odstupanjima, dok su ekstremne vrijednosti definirane kao podatkovne točke više od 3xIQR ispod Q1 ili više od 3xIQR iznad Q3. Stanje za element u zagradi (Mo) pridruženo je na temelju procjene prema najvjerojatnijoj opciji (> v-max) obzirom na poznate vrijednosti okolnih mjernih postaja. Šifre postaja nalaze se u Tablici 5.

	Ekstrem	Odstupanje	> v-min	> v-max
SA1			TN, Cr, Mn	Mo
SA2		TOC, Mg	TN, As, Cr, Mn, Ni	Mo
SA3			As, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn	(Mo)
SA4			TN, As, Cr, Cu, Fe, Mn	Mo, Ni
SA5			TN, Cr, Cu, Pb	(Mo)
SA6			TN	Mo
SA7			TN, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn	Mo
SA8			As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn	(Mo)
SA9		K	TN, TP, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb	Mo
SA10	Cd, Pb, Sr, Tl	As, Ca	TN, As, Cd, Cr, Cu, Fe	Mn, Mo, Ni, Pb, Zn
SA11		Sr	TN, As, Cr, Cu, Fe, Mn, Zn	(Mo)
SA12			TN, TP, As, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb	Mo
SA13			TN, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb	(Mo)
SA14			TN, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn	(Mo)
SA15	Sb	Sn	TN, As, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn	(Mo)
SA16			TN, Cr, Cu, Mn	(Mo)
SA17			TN, As, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn	(Mo)
SA18			TN, Cu, Fe, Mn, Ni	(Mo)
SA19		Mn	TN, As, Cu, Fe, Pb, Zn	Cr, Mn, (Mo), Ni
SA20	Sb		TN, TP, Cu, Fe, Mn	Cr, (Mo), Ni
SA21		Sb	TN, TP, As, Cu, Fe, Mn, Zn	Cr, (Mo), Ni
MU1			TN, TP, As, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Pb	
MU2			TN, TP, As, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn	
MU3		Ni	TN, TP, As, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn	Cr, Mo, Ni
DA1			TN, TP, As, Cr, Cu, Fe, Mn, Zn	(Mo)
DA2		Sn	TN, As, Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn	Mo, Ni
DA3		Sb	TN, As, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn	(Mo)
DA4			TN, As, Cr, Cu, Fe, Mn	(Mo)
DR1	Cd, Zn	Tl	TN, TP, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb	Mo, Ni, Zn
DR2	TOC	TN	TN, TP, Cd, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn	Mo
DR4	TN, TP, TOC, Cd, Cu, Zn	Pb, Tl	As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb	TN, TP, Mo, Ni, Zn
DR5			TN, TP, As, Cr, Cu, Fe, Mn	Mo
DR6		Mn, Pb	TN, As, Cd, Cu, Pb, Zn	Cr, Fe, Mn, Mo, Ni
DR7			TN, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn	Mn, (Mo)
DR8		As, Cu	TN, As, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Zn	(Mo)
DR9			TN, TP, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn	Mo
DR10		Ni	TN, TP, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn	(Mo), Ni

Tablica 36. (nastavak)

	Ekstrem	Odstupanje	> v-min	> v-max
DR11	Ni		TN, TP, As, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn	Cr, Mo, Ni
DR12			TN, TP, As, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb	Mo
DR13			TN, TP, As, Cd, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn	Cr, Mn, Mo
DR14	Ni	Be, Cd, Mn	TN, TP, As, Cd, Cu, Fe, Pb, Zn	Cr, Mn, Mo, Ni
DR15			TN, As, Cr, Cu, Fe, Zn	Mn, (Mo)
DR16			TN, As, Cr, Fe, Mn, Ni	(Mo)
DR17			TN, Cr	Mo, Ni
DR18			TN, TP, As, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn	(Mo)

PCA je provedena koristeći 3 pokazatelja koje se odnose na eutrofikaciju/organsko opterećenje (TN, TP, TOC) i 11 metala na 45 lokacija. Prve dvije glavne komponente (PCA-1 i PCA-2) objašnjavaju 58,48 % varijacije u analiziranom skupu podataka sa svojstvenim vrijednostima (engl. *eigenvalues*) od 0,344, odnosno 0,241 (Slika 28). Prva glavna komponenta (PCA-1) ima jaku pozitivnu korelaciju s Pb (0,81), Cd (0,78), As (0,75), Zn (0,76), TP (0,60) i TN (0,59). PCA-2 je u pozitivnoj korelaciji s pokazateljima koji ukazuju na eutrofikaciju/organsko onečišćenje: TOC (0,78), TN (0,67) i TP (0,51) te u negativnoj s Mn (-0,70), Co (-0,65), Cr (-0,59) i Fe (-0,59) (Slika 4). Općenito, većina mjernih postaja ima niske vrijednosti PCA-1 i PCA-2 (blizu nule) što ukazuje na to da nema značajnog onečišćenja iz točkastog izvora, međutim, nekoliko mjernih postaja ipak pokazuje odstupanje. Postaja koja se jasno odvaja od ostalih je DR4 po najvišim vrijednostima TOC, TN i TP, te nekoliko povišenih koncentracija metala (npr. Pb, Zn). Lokacija DR1 također je u gornjem desnom kvadrantu u smjeru onečišćenja hranjivim tvarima/organskim tvarima, ali u manjoj mjeri od DR4. Većina lokacija na rijeci Savi ima negativne vrijednosti obzirom na PCA-1 i pozitivne na PCA-2 što ukazuje na nisko onečišćenje metalima. Međutim, nekoliko lokacija na rijeci Savi nalazi se u smjeru onečišćenja metalima (SA10, SA19-21). Većina lokacija na rijeci Dravi ima negativne vrijednosti obzirom na PCA-2 što ukazuje na povezanost s onečišćenjem metalima, rjeđe s oba tipa onečišćenja (i metalima i organskom tvari/nutrijentima), dok nekoliko lokacija ukazuje na onečišćenje organskim tvarima/nutrijentima. Mjerne postaje na Dunavu i Muri su razbacane po grafu tj. ne pokazuju dosljednost u onečišćenju metalima kao ni organskom tvari/nutrijentima (Slika 28).



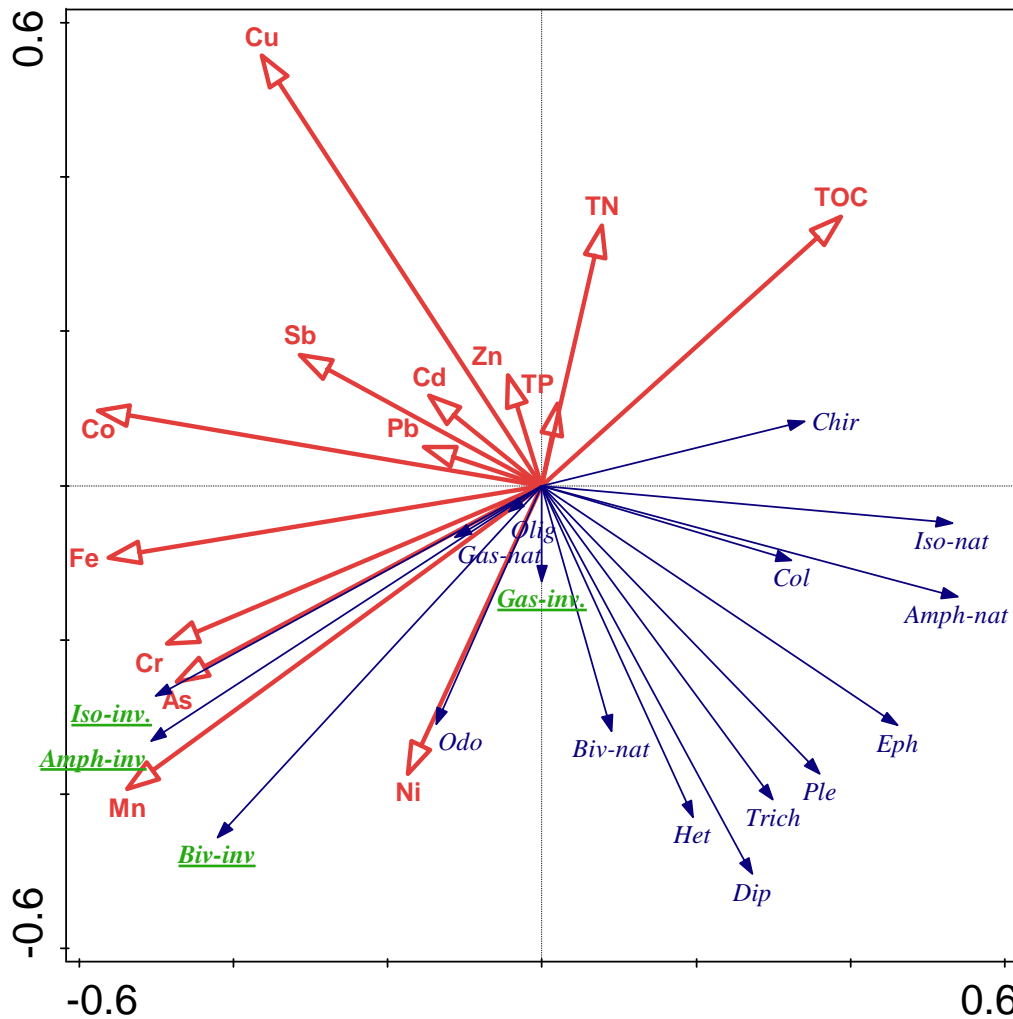
Slika 28. Ordinacijski dijagram PCA biplot analize za 14 kemijskih pokazatelja iz sedimenta velikih rijeka na 45 mjernih postaja velikih rijeka (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH. Šifre postaja nalaze se u Tablici 5. Kemijski pokazatelji prikazani su u Poglavlju 3.2.2. Sediment.

4.5.2. Kemijski pokazatelji u sedimentu i makrozoobentos

Značajne Spearmanove korelacije između PCA-1 osi (visoka pozitivna opterećenja za metale) dobivene su za biološke metrike koje pripadaju skupini metrika bogatstvo/raznolikost, od kojih Margalefov indeks raznolikosti ima najveći negativni koeficijent korelacije (-0,47), a slijede broj svojta, broj rodova, broj svojta Ephemeroptera, Shannonov indeks raznolikosti i broj porodica (Tablica 37). Niti jedna biološka metrika nije postigla značajnu korelaciju s PCA-2 (visoka korelacija za hranjive tvari). Ukupno stanje sedimenta na osnovu metala i nutrijenata uglavnom se poklapa s rezultatima dobivenim za PCA-1 što se tiče značajnosti korelacija, a

slično se dobiva i za stanje sedimenta na temelju metala. Stanje sedimenta na temelju nutrijenata postiglo je svega dvije značajne negativne korelacije, s Shannonovim indeksom raznolikosti i brojem svojti Gastropoda. Međutim, kada se promatraju korelacije s kemijskim pokazateljima koji pojedinačno ukazuju na organsko opterećenje/eutrofikaciju, TN ima značajne negativne korelacije sa sva tri indeksa raznolikosti, dok TP, osim s brojem svojta Coleoptera, ima značajnu korelaciju samo s Margalefovim indeksom raznolikosti. Od svih pokazatelja koji se odnose na opterećenje organskim/hranjivim tvarima, omjer TOC/TN postigao je najveći broj značajnih korelacija, sve pozitivne i sve iz grupe metrika bogatstvo/raznolikost, osim indeksa BMWP koji je iz grupe metrika koje ukazuju na osjetljivost/tolerantnost na organsko opterećenje. Od svih proučavanih metala Cu i Sb su ostvarili najveći broj značajnih korelacija s biološkim pokazateljima, svi negativni i uglavnom svi iz skupine pokazatelja bogatstvo/raznolikost. U odnosu na toksične metale istaknute u ODV, iznenađujuće je što Ni nije postigao niti jednu značajnu korelaciju, dok su Pb i Cd postigli tri, odnosno dvije korelacije; oba metala s brojem svojta i Margalefovim indeksom raznolikosti, a Pb dodatno i sa Shannonovim indeksom raznolikosti (Tablica 37).

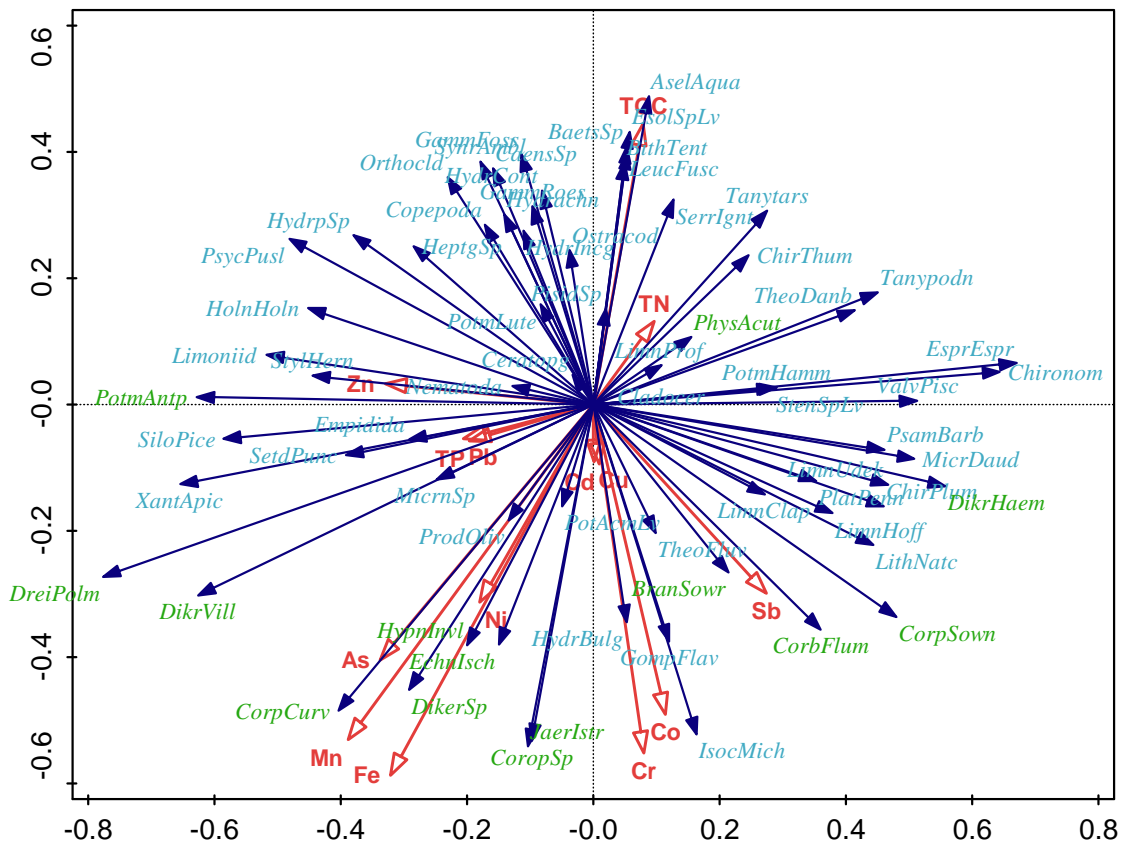
RDA analiza za odabranih 17 skupina makrozoobentosa, 45 lokacija i 14 čimbenika okoliša imala je svojstvene vrijednosti 0,157 i 0,090, za prve dvije osi i objasnila 24,66 % (15,70 % i 8,96 %) od ukupnog broja i 61,05 % (38,89 % i 22,18 %) prilagođene varijacije odnosa skupina makrozoobentosa i okolišnih pokazatelja (Monte Carlo test permutacije: pseudo-F prve osi = 1,5, $p = 0,05$) (Slika 29). Koncentracije Co (-0,58), Fe (-0,56), Mn (-0,54), Cr (-0,49) i As (-0,47) su u negativnoj korelaciji s prvom ordinacijskom osi, dok je TOC (0,35) u pozitivnoj korelaciji. TN (0,34) i TOC (0,35), ali i Cu (0,56) u pozitivnoj su korelaciji s drugom osi dok su koncentracije Mn (-0,39) i Ni (-0,37) u negativnoj korelaciji s drugom osi. Većina autohtonih skupina makrozoobentosa kao što su Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera, Coleoptera, autohtoni Amphipoda i dr. odvojeni su u donjem desnom kvadrantu koji je u suprotnom smjeru od nekoliko vrlo toksičnih metala kao što su Cd, Pb, Zn i Sb, dok mogu tolerirati neke metale (npr. Ni, Mn, As, Cr) i organsko opterećenje do određene razine. Invazivni rakušci (Amphipoda), jednakonošci (Isopoda) i školjkaši (Bivalvia) pozitivno su povezani s većinom kemijskih elemenata koji ukazuju na opterećenje metalima, ali se nalaze u suprotnom smjeru od opterećenja hranjivim tvarima (TN, TP) i organskom tvari (TOC) (Slika 29).



Slika 29. Ordinacijski dijagram RDA analize koji prikazuje učinak kemijskih pokazatelja iz sedimenta na skupine makrozoobentosa (srednja gustoća jedinki po postaji) na mjernim postajama u velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH (Kratice: Amph = Amphipoda; Biv = Bivalvia; Chir = Chironomidae; Coleo = Coleoptera, Dip = Diptera; Eph = Ephemeroptera; Gas = Gastropoda; Het = Heteroptera; Iso = Isopoda; Odo = Odonata; Olig = Oligochaeta; Ple = Plecoptera; Trich = Trichoptera; nat = autohtoni; inv = alohtoni, invazivan). Alohtone skupine su označene zeleno.

Analiza kanoničke redundancije (RDA) za 70 svojta makrozoobentosa, 45 lokacija i 14 čimbenika okoliša imala je svojstvene vrijednosti 0,130 i 0,092, za prve dvije osi i objasnila 22,21 % (13,04 % i 9,17 %) od ukupnog broja i 53,74 % (31,55 % i 22,19 %) prilagođene varijacije odnosa skupina makrozoobentosa i okolišnih pokazatelja (Monte Carlo test permutacije: pseudo-F prve osi = 1,5, $p = 0,004$) (Slika 30). Mn (-0,39), Zn (-0,33) i Fe (-0,32) su bili u negativnoj korelaciji s prvom ordinacijskom osi, a Fe (-0,59), Cr (-0,55), Mn (-0,53),

Co (-0,49), As (-0,41) su bili u negativnoj korelaciji s drugom ordinacijskom osi dok je TOC (0,44) bio u pozitivnoj korelaciji s drugom ordinacijskom osi (Slika 30). Slično kao i na Slici 29, i ovdje se vidi da su alohtone vrste smještene u donjoj polovici grafa odnosno u negativnoj korelaciji s TOC i TN, za razliku od većine autohtonih svojta koje su u gornjoj polovici grafa, odnosno u negativnoj korelaciji s većinom ispitivanih metala u sedimentu.



Slika 30. Ordinacijski dijagram RDA analize koji prikazuje učinak kemijskih pokazatelja iz sedimenta na svojte makrozoobentosa (srednja gustoća jedinki po postaji) na mjernim postajama u velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH (Šifre svojta nalaze se u Tablici P15 u poglavlju Prilozi). Alohtone svojte su označene zeleno.

Tablica 37. Spearmanovi koeficijenti korelacije između kemijskih pokazatelja iz sedimenta, PCA-1, PCA-2 te stanja sedimenta na osnovu metala i nutrijenata (MET+NUT), metala (MET) i nutrijenata (NUT) i bioloških metrika (srednja vrijednost dva mjerenja) na velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH. Kemijski pokazatelji nalaze se u Poglavlju 3.2.2. Sediment.

	PCA-1	PCA-2	MET+NUT	NUT	MET	TN	TP	TOC	TOC/TN	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sb	Zn
HR-SI	0,041	0,006	0,067	0,100	0,020	0,249	0,116	-0,172	-0,281	0,035	0,003	0,01	0,098	0,039	0,004	-0,095	0,107	-0,027	0,07	-0,085
BMWP	-0,179	0,081	-0,181	-0,099	-0,149	-0,179	-0,163	0,234	.346*	-0,175	-0,13	-0,195	-0,15	-.394**	-0,169	-0,007	0,005	-0,099	-.506**	-0,104
ASPT	0,108	-0,167	0,080	0,003	0,117	-0,111	-0,046	0,044	0,159	-0,016	0,043	0,056	0,077	-0,223	0,085	0,204	0,18	0,068	-0,245	0,115
PBI	-0,086	0,04	-0,097	0,019	-0,089	-0,17	-0,033	0,131	0,207	-0,06	-0,122	-0,227	-0,135	-.426**	-0,143	0,023	0,094	-0,042	-.424**	-0,01
Shannon	-.315*	0,012	-.338*	-.298*	-.295*	-.334*	-0,255	-0,232	0,163	-0,204	-0,236	-0,131	-0,173	-0,156	-0,263	-0,164	-0,119	-.345*	-0,124	-0,288
Margalef	-.466**	0,208	-.466**	-0,223	-.458**	-.341*	-.315*	-0,023	.310*	-.319*	-.300*	-.362*	-.378*	-.304*	-0,281	-0,248	-0,272	-.390**	-.429**	-.308*
Gastropoda	-0,037	0,001	0,001	-.303*	0,055	-0,073	-0,221	0,177	0,187	0,006	0,094	0,132	0,128	0,022	-0,138	-0,082	0,039	-0,014	-0,077	-0,208
Bivalvia	-0,045	-0,25	-0,037	-0,170	-0,029	0,131	-0,054	-0,205	-0,246	0,129	-0,108	0,157	0,186	-0,154	0,175	0,157	-0,033	-0,127	0,091	-0,294
Oligochaeta	-0,057	0,062	-0,029	0,161	-0,087	0,049	0,165	-0,038	-0,069	-0,049	-0,055	-0,054	0,046	0,06	-0,06	-0,165	-0,135	-0,113	0,057	-0,242
Crustacea	0,092	-0,122	0,079	0,022	0,077	-0,101	0,184	-0,289	-0,202	0,195	0,062	-0,061	0,091	-0,088	0,114	0,143	0,044	0,015	0,112	0,055
Ephemeropt.	-.339*	0,171	-.331*	-0,131	-0,292	-0,234	-0,189	0,113	.324*	-.352*	-0,166	-0,196	-.310*	-.318*	-.299*	-0,159	-0,04	-0,178	-.312*	-0,233
Trichoptera	-0,026	0,094	-0,045	0,027	-0,031	-0,179	-0,015	0,129	0,201	-0,085	-0,048	-0,25	-0,182	-.301*	-0,057	0,026	-0,023	0,022	-.464**	0,127
Coleoptera	-0,267	0,061	-0,292	-0,226	-0,245	-0,162	-.373*	0,084	0,281	-.316*	-0,176	-0,072	-0,223	-0,2	-0,17	-0,063	-0,143	-0,17	-0,229	-0,126
Diptera	-0,224	0,085	-0,247	0,001	-0,260	-0,067	-0,113	-0,046	0,123	-0,212	-0,228	-0,101	-0,213	-0,104	-0,209	-0,16	-0,021	-0,151	-0,157	-0,137
EPT	-0,15	0,14	-0,165	-0,017	-0,141	-0,227	-0,082	0,175	.326*	-0,182	-0,116	-0,271	-0,249	-.354*	-0,172	-0,048	-0,01	-0,073	-.470**	-0,009
EPTCBO	-0,289	0,035	-.316*	-0,195	-0,272	-0,205	-0,282	0,13	.312*	-0,238	-0,276	-0,227	-0,193	-.447**	-0,19	-0,027	-0,038	-0,239	-.442**	-0,245
Broj porodica	-.306*	0,193	-.305*	-0,103	-0,285	-0,282	-0,085	0,145	.365*	-0,185	-0,204	-.419**	-.322*	-.557**	-0,285	-0,141	-0,1	-0,192	-.607**	-0,205
Broj rodova	-.379*	0,243	-.379*	-0,115	-.371*	-0,229	-0,122	0,182	.373*	-0,213	-0,284	-.425**	-.349*	-.507**	-.362*	-0,232	-0,163	-0,276	-.498**	-.335*
Broj svojta	-.389**	0,199	-.395**	-0,130	-.390**	-0,189	-0,153	0,205	.355*	-0,232	-.304*	-.349*	-.295*	-.471**	-.342*	-0,237	-0,17	-.308*	-.449**	-.398**
Oligo (%)	-0,066	0,101	-0,020	0,193	-0,100	0,155	0,237	-0,083	-0,112	-0,116	-0,131	-0,025	0,03	0,019	-0,086	-0,219	-0,008	-0,151	0,106	-0,241
Crust (%)	0,236	-0,224	0,173	0,141	0,192	-0,167	0,069	-0,053	0,064	0,171	-0,05	0,178	0,18	0,076	0,21	0,278	0,158	0,027	-0,009	0,259
Dip (%)	-0,236	0,185	-0,221	-0,101	-0,218	0,159	-0,142	0,002	-0,066	-0,232	-0,067	-0,102	-0,221	0,023	-.318*	-0,243	-0,052	-0,077	-0,069	-0,08
EPT (%)	-0,047	0,038	-0,065	-0,032	-0,033	-0,167	-0,081	0,094	0,223	-0,151	-0,051	-0,108	-0,132	-0,24	-0,077	0,036	0,076	-0,013	-.336*	0,079

4.6. Pritisak 4: Hidromorfološka degradacija

4.6.1. Značajke supstrata

Podaci o sastavu i strukturi supstrata na istraživanim mjernim postajama su prikazani kao srednja vrijednost dvaju terenskih obilazaka kad se paralelno s prikupljanjem bioloških uzoraka prikupljaju i podaci o supstratu s kojeg su prikupljeni uzorci (Tablica 38). U navedenim dvijema sezonama prikupljanja podataka o sastavu i strukturi sedimenta bilo je najviše razlike u procijenjenom udjelu organskih tipova supstrata (udio ksilala, fitala i POM), dok je kod mineralnih tipova supstrata oba puta procjena bila relativno ujednačena i razlikovala bi se maksimalno 10 % za pojedine tipove supstrata.

Sastav i struktura supstrata razlikovali su se na postajama koje pripadaju vodnom tipu HR-R_5B od vodnih tipova HR-R_5C+HR-R_5D. Kod prvog vodnog tipa u sastavu supstrata prisutan je veći ili manji udio litala (kamena) te je u prosjeku manja zastupljenost organskih staništa dok se u potonjim vodnim tipovima supstrat uglavnom sastojao od sitnije frakcije, pijeska i mulja, a udio organskih staništa bio je u prosjeku veći. Na nekim postajama koje pripadaju u vodni tip HR-R_5C i kod kojih se u supstratu očekuje sitnija frakcija utvrđena je određena količina litala što je posljedica utoka pritoka iz Bosne i Hercegovine; SA14 je postaja nizvodno od utoka rijeke Orljave te SA19 je postaja nizvodno od utoka rijeke Bosne.

Tablica 38. Udjeli pojedinih tipova supstrata na istraživanim mjernim postajama na velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH prikazani kao srednja vrijednost dvaju terenskih obilazaka. Detaljan opis tipova supstrata prikazan je u Tablici 8, poglavlje Materijali i metode. Šifre postaja nalaze se u Tablici 5.

	MINERALNI supstrat								ORGANSKI supstrat		
	Megalital	Makrolital	Mezolital	Mikrolital	Akal	Psamal	Psamopelal	Teh nolital	Fital	Ksilal	POM
SA1	25	15	15	5	40	0	0	0	0	0	0
SA2	0	0	65	30	0	0	0	5	0	0	0
SA3	0	0	70	25	5	0	0	0	0	0	0
SA4	0	0	10	40	40	10	0	0	0	0	0
SA5	0	0	0	0	0	0	100	0	15	0	0
SA6	0	0	0	0	0	0	100	0	5	20	10
SA7	0	0	0	0	0	0	100	0	0	5	5
SA8	0	0	0	0	0	0	100	0	0	15	0
SA9	0	0	0	0	0	0	90	10	5	10	0
SA10	0	0	0	0	0	0	90	10	5	10	5
SA11	0	0	0	0	0	0	85	15	0	5	0
SA12	0	0	0	0	0	0	85	15	0	5	0
SA13	0	0	0	0	0	0	95	5	0	10	0
SA14	0	0	0	10	60	0	30	0	5	5	0

Tablica 38. (nastavak)

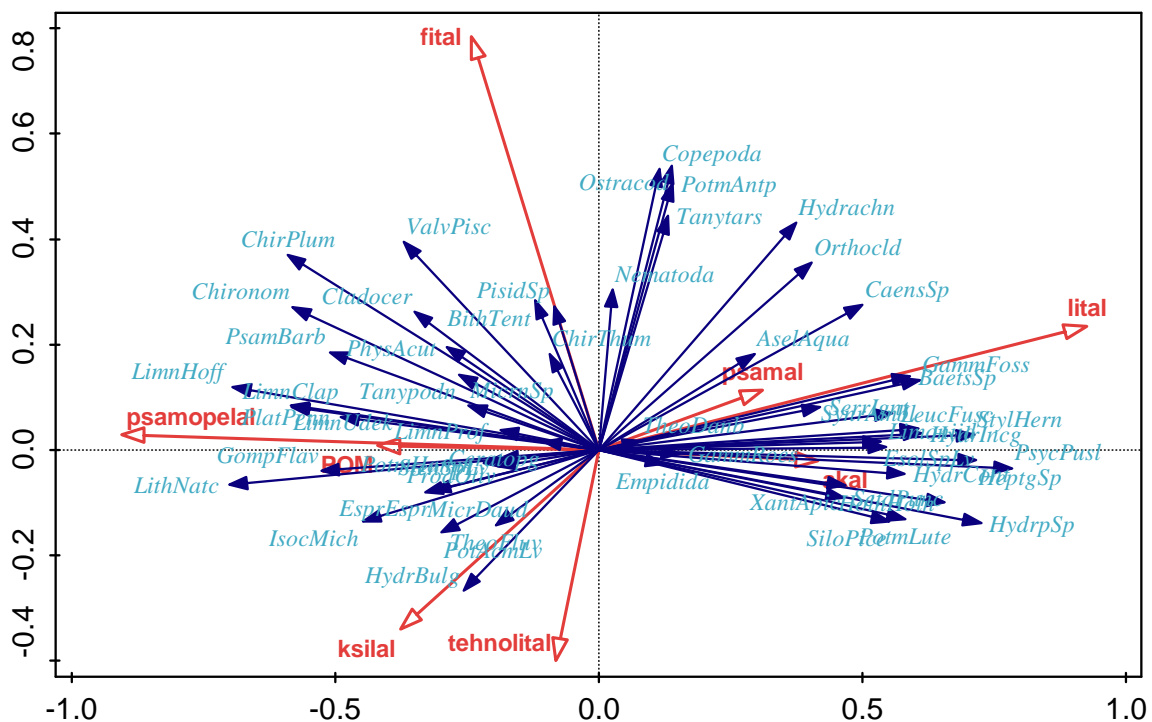
	MINERALNI supstrat								ORGANSKI supstrat		
	Megalital	Makrolital	Mezolital	Mikrolital	Akal	Psamal	Psamopelal	Tehnlital	Fital	Ksilal	POM
SA15	0	0	0	0	0	0	100	0	5	15	5
SA16	0	0	0	0	0	0	80	20	5	5	0
SA17	0	0	0	0	0	0	85	15	15	10	5
SA18	0	0	0	0	10	0	90	0	10	10	0
SA19	0	0	10	40	30	0	10	10	5	5	0
SA20	0	0	0	0	10	0	80	10	5	5	0
SA21	0	0	0	0	0	0	90	10	0	10	5
MU1	0	0	40	50	0	10	0	0	0	5	0
MU2	0	0	20	45	15	5	10	5	0	5	0
MU3	0	0	10	60	25	5	0	0	0	5	0
DA1	0	0	0	0	10	0	10	80	5	0	0
DA2	0	0	0	0	0	0	100	0	10	10	5
DA3	0	0	0	0	0	0	15	85	0	0	0
DA4	0	0	0	0	0	0	95	5	0	10	15
DR1a	0	0	0	0	0	0	0	100	0	5	0
DR1b	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0
DR2	0	0	80	20	0	0	0	0	0	0	0
DR3a	0	0	0	40	30	0	30	0	50	0	0
DR3b	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0
DR4	0	0	40	45	0	0	10	5	5	5	10
DR5a	0	0	25	30	10	0	15	20	20	0	0
DR5b	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0
DR6	0	0	40	55	5	0	0	0	0	0	0
DR7	0	0	5	40	50	5	0	0	0	25	0
DR8	0	0	30	55	15	0	0	0	0	15	0
DR9	0	0	0	65	5	5	0	25	0	0	0
DR10	0	0	15	65	10	0	0	10	0	0	0
DR11	0	0	0	30	70	0	0	0	10	10	0
DR12	0	0	0	0	15	0	85	0	0	20	5
DR13	0	0	0	0	0	0	40	60	5	5	0
DR14	0	0	0	0	0	0	90	10	5	10	0
DR15	0	0	0	0	0	15	85	0	5	20	10
DR16	0	0	0	0	0	0	95	5	0	10	10
DR17	0	0	0	0	0	0	90	10	5	15	20
DR18	0	0	0	0	0	0	20	80	0	0	0

U Spearmanovoj korelacijskoj analizi koju je napravljena u svrhu ispitivanja veze između značajki supstrata (bogatstvo supstrata, Shannonova raznolikost te tip supstrata) i bioloških metrika iz sve četiri grupe metrika (Tablica 39) utvrđeno je da raznolikost supstrata ima veći broj značajnih korelacija od bogatstva supstrata u sve četiri grupe bioloških metrika. Međutim, nije utvrđena značajna korelacija između raznolikosti supstrata i raznolikosti zajednice makrozoobentosa. Udio krupnijeg supstrata (lital i akal) je u najvećoj mjeri bio u pozitivnim korelacijama sa skupinama makrozoobentosa koji se vežu uz bolju kakvoću vode (npr. Ephemeroptera, Trichoptera, EPT, EPTCBO), kako s brojem svojti navedenih skupina tako i s njihovim udjelom u uzorku. Posljedično je pozitivna korelacija s udjelom krupnijeg supstrata utvrđena i kod metrika iz grupe metrika osjetljivost/tolerantnost, kao i kod metrika koje se odnose na brzinu strujanja vode. Suprotno je zabilježeno kod supstrata sitnije frakcije

(psamopelala) s kojim su u pozitivnoj korelaciji skupine makrozoobentosa koje se smatraju tolerantnijima na pritiske kao npr. Oligochaeta, Diptera i Bivalvia, dok su osjetljivije skupine u negativnoj korelaciji (Tablica 39). Iste tolerantne skupine su u pozitivnoj korelaciji i s udjelom organskog supstrata u podlozi. Biološke metrike koje se vežu uz bržu struju vode su u negativnoj korelaciji s mekim supstratom, kao i udjeli svojta koji se hrane usitnjavanjem dok je udio pobirača/sakupljača u pozitivnoj korelaciji. Lital je u negativnoj vezi s brojem svojti Crustacea, ali u pozitivnoj s njihovim udjelom u uzorku. Indeksi raznolikosti zajednice (Shannon, Margalef) su u negativnoj korelaciji s krupnijim supstratom, a u pozitivnoj sa sitnijim supstratom. Nadalje, navedeni biološki indeksi su u pozitivnoj korelaciji s organskim supstratima, ksilalom i POM, dok s udjelom fitala nisu u statistički značajnoj korelaciji.

Analize kanoničke redundancije (RDA) za 58 zastupljenijih svojti makrozoobentosa (alohtone vrste nisu uključene), 49 mjernih postaja i čimbenika okoliša koji se odnose na sastav i strukturu supstrata imala je svojstvene vrijednosti 0,224 i 0,051 za prve dvije osi i objasnila 27,48 % (22,36 % i 5,12 %) od ukupnog broja i 71,96 % (58,56 % i 13,4 %) prilagođene varijacije odnosa skupina makrozoobentosa i okolišnih čimbenika (Monte Carlo test permutacije: pseudo-F svih osi = 3,1, $p = 0,002$) (Slika 31). Navedenom analizom kao i Spearmanovom korelacijskom analizom napravljenom između sastava supstrata i gustoće svojta makrozoobentosa (Tablica P23, poglavlje Prilozi) utvrđeno je da svojte iz porodice Chironomidae pokazuju različite preferencije prema tipu supstrata; npr. podporodica Orthoclaadiinae Gen. sp. češće dolaze u tvrdom supstratu za razliku od svojta Chironomini Gen. sp., *Chironomus plumosus*-Gr. i *Chironomus thummi*-Gr. koje se češće vežu uz meki supstrat i POM. Sve svojte ove porodice su u negativnoj korelaciji s udjelom tehnolitala u supstratu. Sve brojnije svojte Ephemeroptera (*Caenis* sp., *Baetis* sp., *Heptagenia* sp., *Heptagenia sulphurea* (Muller, 1776), *Serratella ignita* (Poda, 1761), *Potamanthus luteus* (Linnaeus, 1767)) su u pozitivnoj korelaciji s udjelom tvrdog supstrata pri čemu su sve navedene korelacije statistički značajne (Tablica P23, poglavlje Prilozi), a na RDA su smještene u smjeru vektora udjela litala i istovremeno u suprotnom smjeru od vektora udjela psamopelala. Većina zabilježenih puževa je u negativnoj korelaciji s udjelom tvrdog supstrata, osim puža *Holandriana holandrii* (C. Pfeiffer, 1828) kod kojeg je korelacija značajna i pozitivna, posljedično je smješten na desnoj polovici grafa u smjeru litala (Slika 31). Kod školjkaša nije utvrđena ikakva preferencija prema supstratu. Svi autohtoni rakušci (*G. fossarum*, *S. ambulans* i *G. roeselii*) su u statistički značajnoj pozitivnoj korelaciji s udjelom tvrdog supstrata, a istovremeno su prva dva navedena rakušca u negativnoj korelaciji s udjelom mekog supstrata. Jednakonožni rak *A. aquaticus* nije

postigao niti jednu značajnu korelaciju s udjelima tipova supstrata. Sve vrste *Oligochaeta* su smještene u suprotnom smjeru od vektora udjela litala s kojim su u statistički značajnoj negativnoj korelaciji, dok su istovremeno u pozitivnoj korelaciji s udjelom psamopelala (većina je značajna) i organskim supstratima, osim vrste *Stylodrilus heringianus* kod koje je situacija obrnuta. Od porodica iz reda Diptera jedino su Limoniidae u značajnoj pozitivnoj korelaciji s tvrdim supstratima, a Ceratopogonidae i Empididae nisu postigle značajne korelacije. Pripadnici reda Plecoptera, iako malobrojni i relativno slabo zastupljeni (*Leuctra fusca*-Gr. i *Xanthoperla apicalis*), pokazali su jasnu preferenciju prema tvrdim supstratima obzirom na smještaj u smjeru litala, kao i svi pripadnici reda Coleoptera. Što se tiče reda Trichoptera, jedino je vrsta *Hydropsyche bulgaromanorum* Malicky, 1977 smještena suprotno od smjera litala pokazujući preferenciju za meka i organska staništa za razliku od svojta *Hydropsyche contubernalis* McLachlan, 1865, *Hydropsyche* sp. i *Psychomyia pusilla* (Fabricius, 1781) koje su više vezane uz tvrde supstrate pri čemu su korelacije u najvećem broju slučajeva statistički značajne (Slika 31, Tablica P23, poglavlje Prilozi).



Slika 31. Ordinacijski dijagram RDA analize zastupljenosti tipova supstrata i zastupljenijih svojta makrozoobentosa (srednja vrijednost dva mjerenja) u velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH. Kratice svojta nalaze se u Tablici P15 u poglavlju Prilozi.

Tablica 39. Spearmanovi koeficijenti korelacije između sastava i strukture supstrata i bioloških metrika na mjernim postajama na velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH (značajne korelacije označene su crveno; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$). Detaljan opis tipova supstrata prikazan je u Tablici 8, poglavlje Materijali i metode.

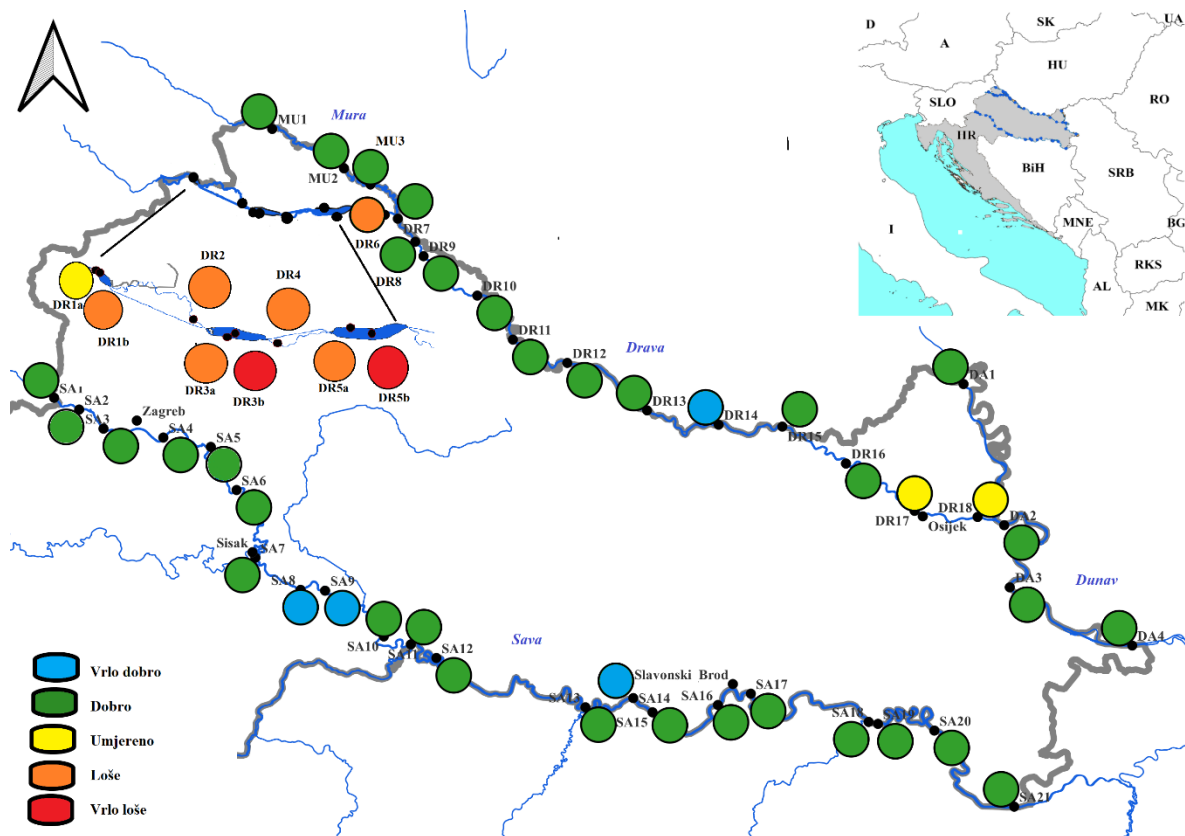
	raznolikost supstrata (H')	broj razl. supstrata	lital, ukupno (%)	Megalital (%)	Makrolital (%)	Mezolital (%)	Mikrolital (%)	Akal (%)	Psamal (%)	Psamopetal (%)	Tehnoital (%)	Fital (%)	Ksital (%)	POM (%)	SUM-org (%)
grupa: osjetljivost/tolerantnost															
% oligo (abundance classes) (scored taxa = 100%)	,369**	0,198	,631**	0,204	0,204	,593**	,614**	,417**	,438**	-,687**	-0,030	-,286*	-0,202	-,311*	-,346*
HR-SI	-0,22	-0,09	-,608**	-0,22	-0,22	-,595**	-,573**	-,324*	-,435**	,601**	0,06	,313*	0,24	,489**	,463**
BMWP	,299*	0,25	,533**	0,23	0,23	,503**	,480**	,336*	,408**	-,463**	-,302*	-0,18	0,13	-0,14	-0,07
ASPT	,347*	,286*	,582**	0,22	0,22	,515**	,550**	,386**	,411**	-,543**	-0,24	-0,27	0,15	-0,19	-0,16
PBI	,401**	,307*	,657**	0,24	0,24	,634**	,594**	,401**	,389**	-,587**	-,283*	-0,14	-0,01	-0,11	-0,11
RFI	-0,15	-0,17	-,312*	-0,20	-0,20	-,310*	-,307*	-0,19	-0,27	,293*	0,09	0,24	-0,15	0,18	0,14
grupa: raznolikost/bogatstvo															
Shannon indeks	-0,14	0,07	-,385**	0,24	0,24	-0,28	-,471**	-0,18	-,329*	,349*	0,07	0,03	,282*	,387**	0,22
Margalef indeks	-0,01	0,20	-0,19	0,20	0,20	-0,06	-,317*	-0,16	-0,08	0,11	0,10	0,04	,353*	,310*	0,27
Gastropoda	0,12	0,22	-0,06	0,07	0,07	-0,07	-0,03	0,12	-0,18	0,13	0,00	0,17	0,26	0,04	,297*
Bivalvia	-0,23	-0,05	-,684**	-0,20	-0,20	-,673**	-,634**	-0,28	-0,24	,591**	0,11	,341*	,437**	,308*	,429**
Oligochaeta	0,01	0,11	-,538**	-0,09	-0,09	-,482**	-,514**	-,308*	-,437**	,406**	,411**	,410**	,290*	,331*	,476**
Crustacea	0,05	0,11	-,313*	-0,10	-0,10	-,355*	-,298*	-0,14	-0,23	0,11	,353*	0,22	,282*	,301*	,289*
Ephemeroptera	,336*	,290*	,518**	0,22	0,22	,490**	,458**	,301*	,380**	-,376**	-0,24	-0,11	-0,02	-0,12	-0,07
Trichoptera	0,24	0,09	,590**	0,14	0,14	,548**	,551**	,375**	,323*	-,560**	-0,24	-0,23	-0,11	-0,27	-0,17
Diptera	0,07	0,13	-0,03	-0,02	-0,02	0,06	-0,11	-0,07	0,03	0,13	-0,17	0,12	0,18	0,26	0,23
EPT Taxa	,315*	0,17	,649**	0,23	0,23	,602**	,597**	,402**	,403**	-,586**	-0,27	-0,23	-0,11	-0,26	-0,18
EPT/Diptera	,334*	0,16	,668**	0,22	0,22	,583**	,644**	,430**	,405**	-,670**	-0,18	-0,25	-0,15	-,347*	-0,25
EP Taxa	,378**	,295*	,583**	0,24	0,24	,549**	,529**	,338*	,434**	-,457**	-0,26	-0,15	-0,01	-0,15	-0,10
EPTCBO	0,20	0,22	,373**	0,21	0,21	,382**	,291*	0,24	,405**	-,303*	-,334*	-0,13	0,17	-0,09	-0,01
Broj porodica	0,22	0,23	0,28	0,22	0,22	0,27	0,19	0,14	0,18	-0,22	-0,21	0,03	0,21	0,07	0,18
Broj rodova	0,21	0,25	0,16	0,22	0,22	0,20	0,05	0,06	0,11	-0,09	-0,18	0,12	0,20	0,14	0,24
Broj svojiti	0,18	0,27	0,06	0,21	0,21	0,12	-0,05	0,00	0,05	0,03	-0,18	0,20	,286*	0,19	,338*

Tablica 39. (nastavak)

	raznolikost supstrata (S-W)	broj razl. supstrata	lital, ukupno (%)	Megalital (%)	Makrolital (%)	Mezolital (%)	Mikrolital (%)	Akal (%)	Psamal (%)	Psamopelal (%)	Tehnolital (%)	Fital (%)	Ksital (%)	POM (%)	SUM-org (%)
grupa: funkcionalne metrike															
r/K relationship	-0,17	-0,15	-,507**	-0,21	-0,21	-,572**	-,398**	-0,12	-0,21	,342*	0,26	0,22	0,09	0,06	0,12
[%] hyporhithral (scored taxa = 100%)	0,229	0,138	,555**	0,194	0,194	,550**	,489**	,290*	0,253	-,463**	-0,237	-0,273	-,293*	-0,020	-0,225
[%] metapotamal (scored taxa = 100%)	-0,27	-0,10	-,610**	-0,19	-0,19	-,576**	-,554**	-,322*	-0,28	,547**	0,16	0,27	,383**	0,10	,291*
[%] littoral (scored taxa = 100%)	0,07	-0,01	0,10	-0,07	-0,07	0,16	0,06	0,07	0,00	-0,18	0,05	-0,05	-0,26	0,06	-0,07
[%] Type RL	-,439**	-0,22	-,645**	-0,07	-0,07	-,527**	-,689**	-,476**	-,352*	,668**	0,01	0,17	,324*	,353*	,318*
[%] Type RP (a.c.) (scored taxa = 100%)	0,25	0,22	,524**	0,22	0,22	,482**	,493**	,381**	,327*	-,538**	-0,07	-,297*	-0,06	-0,24	-,308*
Rheoindex (Banning, with abundance)	0,23	0,24	,495**	0,22	0,22	,467**	,441**	,357*	,379**	-,401**	-,293*	-,287*	0,10	-0,22	-0,21
[%] Type Psa (scored taxa = 100%)	-0,22	0,06	-,601**	-0,12	-0,12	-,487**	-,616**	-,377**	-0,28	,678**	0,06	,370**	,344*	,425**	,432**
[%] Type Lit (scored taxa = 100%)	,304*	0,05	,618**	0,16	0,16	,518**	,639**	,429**	,299*	-,658**	-0,04	-0,27	-,316*	-,406**	-,387**
[%] Type Aka+Lit+Psa (scored taxa = 100%)	0,27	0,17	,545**	0,15	0,15	,524**	,550**	,361*	,309*	-,516**	-0,06	-0,25	-0,18	-0,26	-,316*
[%] Predators	-0,02	0,03	-0,03	0,11	0,11	0,02	-0,04	0,04	-0,27	-0,11	0,18	-0,02	0,00	0,05	-0,05
[%] Xyloph. + Shred. + ActFiltFee. +	0,25	0,17	,314*	0,02	0,02	0,21	,382**	,346*	,417**	-,393**	-0,15	-0,28	0,02	-0,20	-0,23
[%] Gatherers/Collectors (scored taxa = 100%)	-,301*	-0,14	-,410**	-0,11	-0,11	-,296*	-,481**	-,420**	-,332*	,559**	-0,01	0,26	0,15	,417**	,348*
RETI	0,15	0,02	,603**	0,19	0,19	,576**	,584**	,295*	,329*	-,611**	-0,04	-,354*	-,310*	-,425**	-,424**
grupa: sastav/obilje															
Gastropoda [%]	-0,273	-0,153	-,511**	-0,03	-0,03	-,549**	-,449**	-0,252	-0,221	,543**	0,013	0,233	0,221	0,061	0,274
Oligochaeta [%]	-0,20	-0,06	-,614**	-0,14	-0,14	-,566**	-,568**	-,300*	-,367**	,590**	0,14	0,19	0,23	,461**	,329*
Crustacea [%]	,409**	,348*	,382**	-0,03	-0,03	,293*	,432**	,367**	,327*	-,582**	0,15	-0,10	0,05	-0,17	-0,13
Diptera [%]	-0,14	-0,14	-0,15	-0,08	-0,08	-0,10	-0,21	-0,21	-0,13	,287*	-0,12	0,26	-0,09	,298*	0,18
EPT [%] (abundance classes)	,369**	0,21	,712**	0,19	0,19	,639**	,678**	,462**	,411**	-,625**	-,301*	-0,26	-0,12	-0,26	-0,21
HR_metodologija															
modul saprobnost	0,22	0,10	,603**	0,22	0,22	,597**	,567**	,312*	,433**	-,593**	-0,05	-,319*	-0,24	-,484**	-,464**
modul opća degradacija	0,25	0,25	,388**	0,18	0,18	,382**	,392**	0,27	,300*	-,429**	0,04	-0,22	0,03	-0,18	-0,22

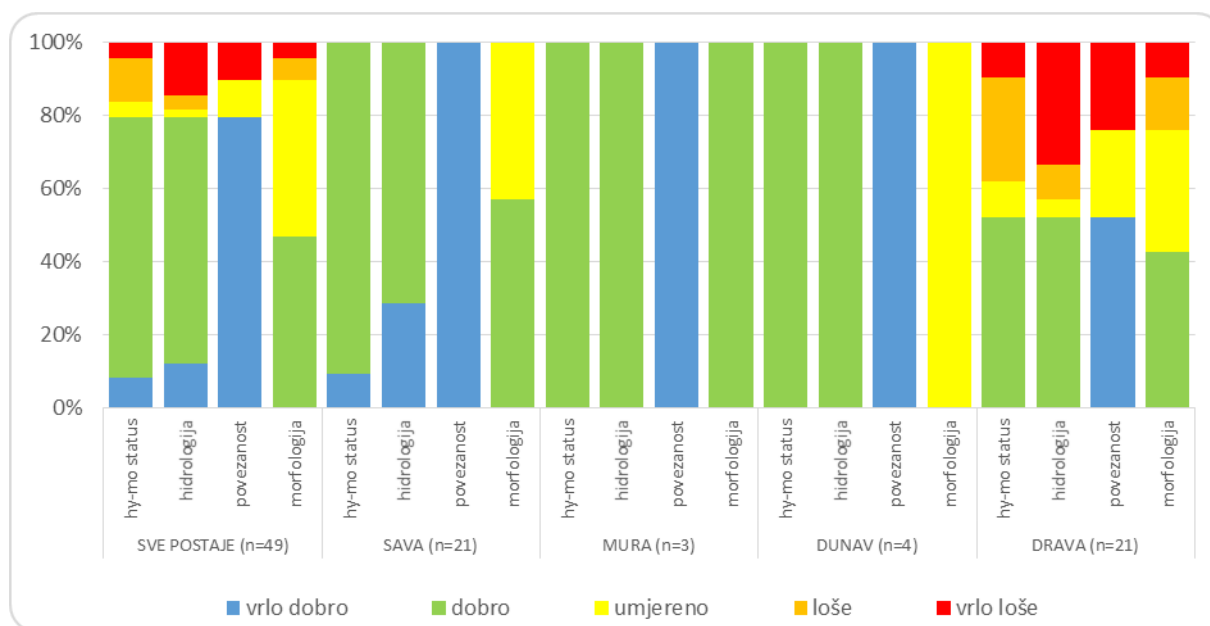
4.6.2. Hidromorfološko stanje velikih rijeka (Sava, Mura, Dunav, Drava) prema metodi EN 15843:2010

Prema ocjeni stanja na temelju hidromorfoloških elemenata kakvoće, izračunatoj iz prosječne vrijednosti tri hidromorfološke kategorije na svakoj mjernoj postaji (Tablica P6, poglavlje Prilozi), četiri mjerne postaje (8,2 %) ukazuju na vrlo dobro stanje, 35 postaja (71,4 %) klasificirano je u dobro stanje; 2 mjerne postaje (4,1 %) su u umjerenom stanju; 6 postaja (12,2 %) je u lošem stanju, a 2 postaje (4,1 %) su u vrlo lošem stanju (Slika 32). Vrlo dobro hidromorfološko stanje bilo je utvrđeno na trima mjernim postajama na rijeci Savi, SA8, SA9 i SA14 i jednoj postaji na rijeci Dravi, DR14. Vrlo loše stanje je bilo utvrđeno na sredini obiju akumulacija na rijeci Dravi, DR3b i DR5b (Slika 2, Tablica P6 poglavlje Prilozi). Prema ovim rezultatima, 39 postaja (79,6 %) zadovoljava, dok 10 postaja (20,4 %) ne zadovoljava okolišne ciljeve ODV-a u postizanju barem dobrog hidromorfološkog stanja, odnosno promjena u odnosu na referentno stanje.



Slika 32. Klasifikacija mjernih postaja na velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH prema hidromorfološkom stanju (N=49). Šifre postaja nalaze se u Tablici 5.

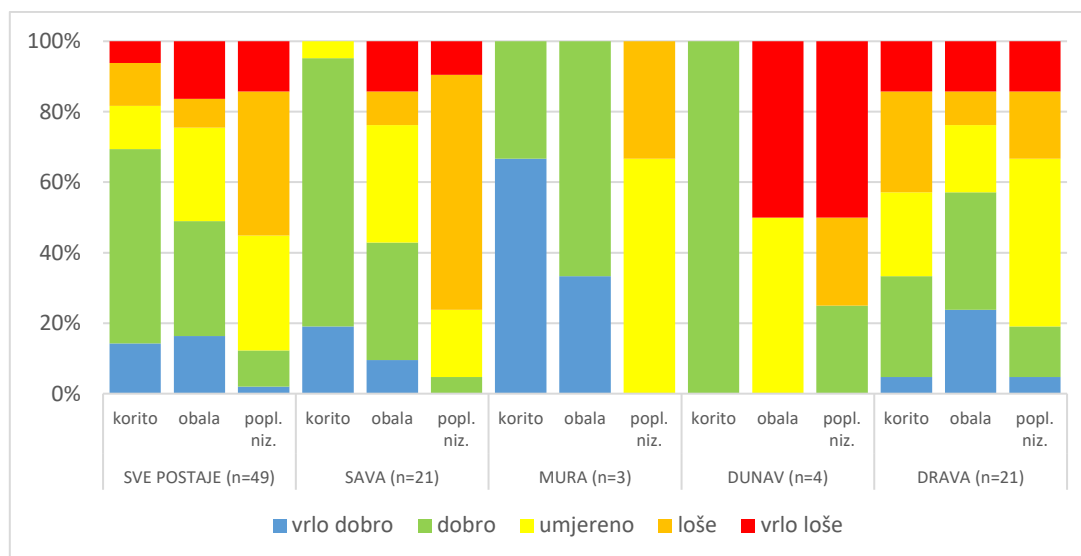
Hidromorfološka kategorija koja je kritična tj. koja dobiva najniže ocjene i samim time je u najlošijem stanju su morfološke promjene u usporedbi s uzdužnom povezanošću i hidrološkim promjenama koje su jako izmijenjene samo u dijelovima akumulacija (Slika 32, Tablica P6, poglavlje Prilozi). Niti jedna od istraživanih mjernih postaja nije postigla vrlo dobro stanje obzirom na morfološke promjene, dok su svega 23 postaje u dobrom stanju što ukazuje na to da manje od 50 % postaja zadovoljava okolišne ciljeve ODV obzirom na ovu kategoriju. Unutar vrednovanih morfoloških značajki, najniže ocjene dobivene su za lateralnu povezanost rijeke i poplavne nizine i stupanj bočnog pomicanja riječnog korita jer su u tom segmentu izvršene najveće promjene zbog izgradnje nasipa i učvršćivanja obale (Tablica P6, poglavlje Prilozi). Što se tiče hidroloških značajki, 6 postaja je u vrlo dobrom stanju (12,2 %), 33 postaje su u dobrom stanju (67,3 %), 1 postaja je u umjerenom stanju (2,0 %), 2 su postaje u lošem stanju (4,1 %), a 7 je postaja u vrlo lošem stanju (14,3 %). Promjene u uzdužnoj povezanosti toka rijeke klasificiraju 39 postaja u vrlo dobro stanje (79,6 %), 5 postaja u umjereno stanje (10,2 %) te 5 postaja u vrlo loše stanje (10,2 %) (Slika 33).



Slika 33. Udio ukupnog stanja prema hidromorfološkim pokazateljima te prema trima hidromorfološkim kategorijama (hidrološke značajke, uzdužna povezanost, morfološke značajke) na svim velikim rijekama skupa (Sava, Mura, Dunav, Drava) te na svakoj istraživanoj rijeci zasebno

Što se tiče podjele hidromorfoloških značajki u tri riječne zone (korito, obala i poplavna nizina) vidljivo je da su najveće promjene u zoni poplavne nizine, s obzirom da je najmanja

zastupljenost vrlo dobrog ili dobrog stanja dok je najbolje stanje utvrđeno u samom koritu istraživanih rijeka (Slika 34).



Slika 34. Udio ukupnog stanja prema hidromorfološkim pokazateljima grupiranog na osnovu tri zone (korito, obala i poplavna nizina) na svim velikim rijekama skupa (Sava, Mura, Dunav, Drava) te na svakoj rijeci zasebno

4.6.2.1. Rijeka Sava

Što se tiče longitudinalne povezanosti, sve mjerne postaje pokazuju vrlo dobro stanje što znači da u ispitivanim odsječcima ili nema hidrotehničkih građevina ili, ako su prisutne, nemaju utjecaja na slobodnu migraciju vrsta i sedimenta (Slika 33). Hidrološki, sve postaje pokazuju vrlo dobro (6 postaja) ili dobro stanje (15 postaja) gdje je protok vode gotovo prirodan ili umjereno promijenjen te nema promjena u dnevnom protoku vode s obzirom da nema hidroelektrana na istraživanim dionicama, a postojeće hidroelektrane na rijeci Savi nalaze se uzvodno u Sloveniji i nemaju značajan negativan utjecaj na hrvatski dio toka rijeke. Građevine unutar vodnog tijela ne utječu na karakteristike protoka ili utječu samo malo. Također, nema značajnog utjecaja na povezanost podzemne i površinske vode. Međutim, prema morfološkom stanju određeni broj postaja pokazuje umjereno stanje (9 postaja), dok su ostale u dobrom stanju (12 postaja). Element koji daje najnižu ocjenu je bočna povezanost rijeke i poplavnog područja na znatnom broju vodnih tijela jer je na mnogim postajama (12 postaja, odnosno više od 50 % postaja) više od 75 % duljine promatranog odsječka pod utjecajem nasipa ili drugih mjera koje sprječavaju plavljenja, i posljedično, rezultiraju lošim stanjem prema ovom pokazatelju, dok

samo 2 postaje ukazuju na vrlo dobro stanje jer je manje od 5 % pod utjecajem nasipa ili drugih mjera koje sprječavaju plavljenje. Međutim, stupanj bočnog pomicanja riječnog korita pokazuje da je na 5 lokacija ograničen na više od 75 % duljine istraživanog odsječka, na 2 mjesta ograničeno je 35-75 % duljine, na 13 mjesta 15-35 % duljine, dok vrlo dobro stanje pokazuje samo jedna postaja kod koje je manje od 5 % duljine istraživanog odsječka ograničeno u pogledu bočnog pomicanja korita. Još jedan element koji je dao vrlo loše stanje na 6 postaja je korištenje zemljišta u prirodnoj zoni poplave s obzirom da ima više od 75 % neprirodnog zemljišnog pokrova; 5 lokacija je u lošem stanju, 6 lokacija je u umjerenom niti jedna mjerna postaja nije u dobrom stanju, a samo 4 mjerne postaje su u vrlo dobrom stanju prema ovom pokazatelju (Slika 33, Tablica P6, poglavlje Prilozi). Stanje po zonama ukazuje da je najmanji stupanj promjena izvršen u samom koritu rijeke jer svega jedna postaja ne zadovoljava okolišne ciljeve ODV (Slika 34). Stanje u zoni obale je zadovoljavajuće na 9 postaja, dok stanje u zoni poplavne nizine zadovoljava okolišne ciljeve ODV na svega jednoj postaji (Slika 34).

4.6.2.2. Rijeka Mura

Sve tri mjerne postaje na rijeci Muri pokazuju dobro stanje voda prema svim hidromorfološkim elementima (Slika 33). U pogledu uzdužne povezanosti, sve postaje su u vrlo dobrom stanju, odnosno, ili nemaju hidrotehničke građevine ili, ako ih ima, nemaju utjecaja na slobodnu migraciju vrsta, dok hidrološki i morfološki elementi svrstavaju postaje u dobro stanje. Postaja MU1 ukazuje na vrlo loše stanje prema karakteristikama tlocrtnog oblika budući da je više od 75 % duljine istraživanog odsječka promijenjeno. Ista lokacija je također u vrlo lošem stanju prema stupnju bočnog pomicanja riječnog korita. U pogledu klasifikacije stanja prema zonama, stanje poplavne nizine je najlošije kod rijeke Mure u odnosu na ostale istraživane rijeke jer niti jedna od tri postaje nije u dobrom ili vrlo dobrom stanju. Za razliku od toga, kod rijeke Mure je stanje u koritu, kao i u zoni obale dobro ili vrlo dobro na svim trima postajama (Slika 34).

4.6.2.3. Rijeka Dunav

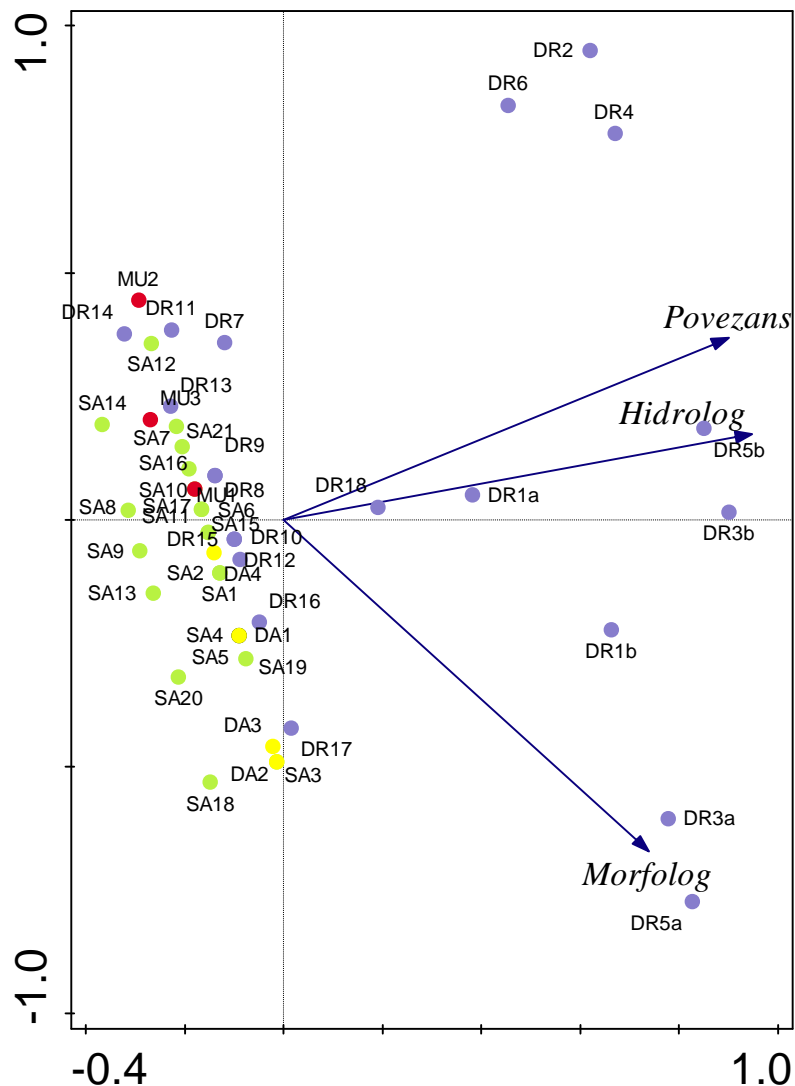
Hidromorfološke značajke svih četiriju postaja na rijeci Dunav ukazuju na dobro stanje, pri čemu je longitudinalna povezanost ocijenjena kao vrlo dobra, hidrološke karakteristike kao dobre, dok morfološki elementi svrstavaju sve postaje u umjereno stanje (Slika 33). Određeni dijelovi obale su pod umjerenim ili jakim utjecajem tvrdih umjetnih materijala, a obalna

vegetacija također je umjereno izmijenjena. Stupanj bočnog pomicanja korita rijeke je ograničen. S obzirom na stanje u zonama, najveći udio lošeg stanja je utvrđen upravo na Dunavu u odnosu na ostale istraživane rijeke jer je 50 % postaja (2 postaje od 4) u vrlo lošem stanju obzirom na stanje obale i poplavne nizine, za razliku od stanja u koritu koje je dobro na svim postajama (Slika 34).

4.6.2.4. Rijeka Drava

Na hrvatskom dijelu toka rijeke Drave nalaze se tri hidroelektrane (HE Ormož, HE Čakovec i HE Dubrava), od kojih se najuzvodnija (Ormož) nalazi na granici između Hrvatske i Slovenije. Prve dvije mjerne postaje (DR1a i DR1b) se nalaze u Sloveniji zbog strmih riječnih obala i teškog pristupa koritu rijeke s hrvatske strane. Postaje koje se nalaze unutar i između akumulacija (DR1a-DR5b) karakterizira značajno promijenjen hidrološki režim i očekivano loše ili vrlo loše stanje što naravno utječe na udio postaja u rijeci Dravi koje ne zadovoljavaju dobro ekološko stanje (Slika 33) u sve tri kategorije. U kategoriji uzdužna povezanost, u području akumulacija hidrotehničke građevine djelomično ili potpuno blokiraju migraciju vrsta i sedimenta, a posljedično su izmijenjene i morfološke značajke zbog čega je stanje uzvodno, u samim akumulacijama i neposredno nizvodno u stanju lošijem od dobrog (Slika 32, Slika 33, Tablica P6, poglavlje Prilozi). Što se tiče stanja po zonama, kod rijeke Drave zona obale je u najboljem stanju u odnosu na ostale zone, dok je kod ostalih istraživanih rijeka najbolje stanje bilo u samom koritu (Slika 34).

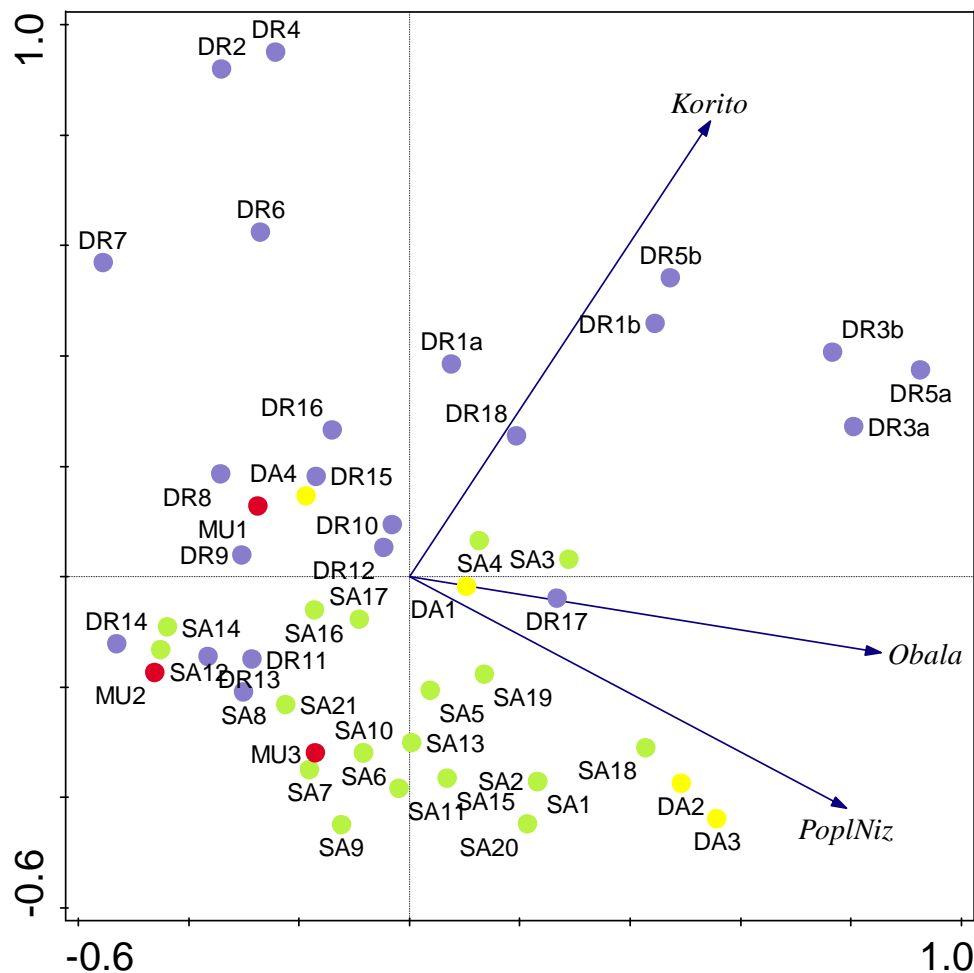
Analiza glavnih komponenata (PCA) za 49 lokacija za hidromorfološke kategorije imala je svojstvene vrijednosti od 0,75 i 0,21 za prve dvije osi objašnjavajući 95,8 % totalne varijacije. Sve tri kategorije su u visokoj pozitivnoj korelaciji s PC osi 1 (hidrologija 0,95; uzdužna povezanost 0,90; morfologija 0,74), a kategorija morfologija je i u negativnoj korelaciji s PC osi 2 (-0,67) (Slika 35). Vidljivo je da su na strani svih triju kategorija mjerne postaje u akumulacijama kao i postaje neposredno uzvodno ili nizvodno od akumulacija, s obzirom da su upravo na tim postajama najizraženije promjene unutar svake od tri kategorije. Ostale mjerne postaje su na lijevom dijelu grafa što znači da na njima nisu izražene ovako ekstremne promjene kao u području akumulacija.



Slika 35. Ordinacijski dijagram PCA analize za 49 mjernih postaja na velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH na temelju tri kategorije hidromorfološkog stanja (hidrologija, uzdužna povezanost, morfologija). Šifre postaja nalaze se u Tablici 5 (Boje: zelena – Sava; crvena – Mura; žuta – Dunav; ljubičasta – Drava). Hidromorfološke kategorije s pripadajućim pokazateljima nalaze se u Tablici 9a.

PCA za 49 lokacija s obzirom na stanje u riječnim zonama (korito, obala, poplavna nizina) imala je svojstvene vrijednosti od 0,55 i 0,29 za prve dvije osi objašnjavajući 84,5 % totalne varijacije. Sve tri zone su u pozitivnoj korelaciji s PC osi 1 (korito 0,55; obala 0,85; poplavna nizina 0,79), a zona korita je i u pozitivnoj korelaciji s PC osi 2 (0,83) (Slika 36). Mjerne postaje unutar ili u blizini dravskih akumulacija nalaze u gornjem desnom kvadrantu u pozitivnoj korelaciji s promjenama u svim zonama, a naročito u zoni korita u čijem smjeru su postavljene postaje. Općenito, većina dravskih postaja ide u smjeru promjena u zoni korita. Za razliku od

toga, mjerne postaje na Savi većinom idu u smjeru promjena u zoni obale i poplavne nizine, kao i 3 dunavske postaje. Postaje na rijeci Muri su razbacane (Slika 36).

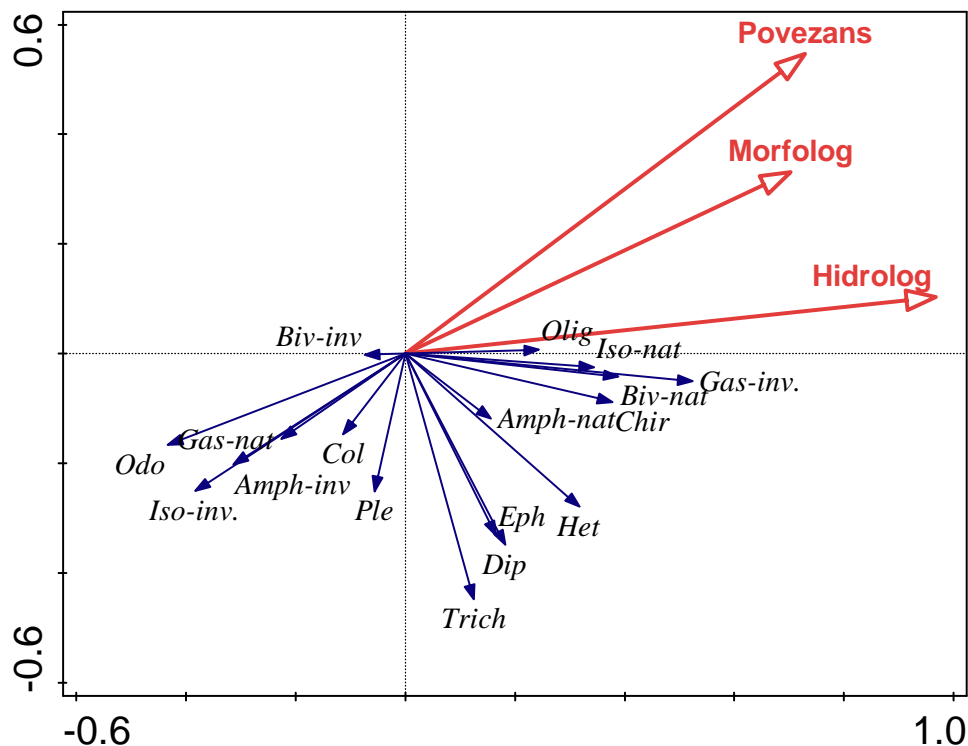


Slika 36. Ordinacijski dijagram PCA analize za 49 mjernih postaja na velikim rijekama u RH (Sava, Mura, Dunav, Drava) obzirom na stanje triju riječnih zona (korito, obala, poplavna nizina). Šifre postaja nalaze se u Tablici 5 (Boje: zelena – Sava; crvena – Mura; žuta – Dunav; ljubičasta – Drava). Hidromorfološke zone s pripadajućim pokazateljima nalaze se u Tablici 9b.

4.6.3. Hidromorfološko stanje i makrozoobentos

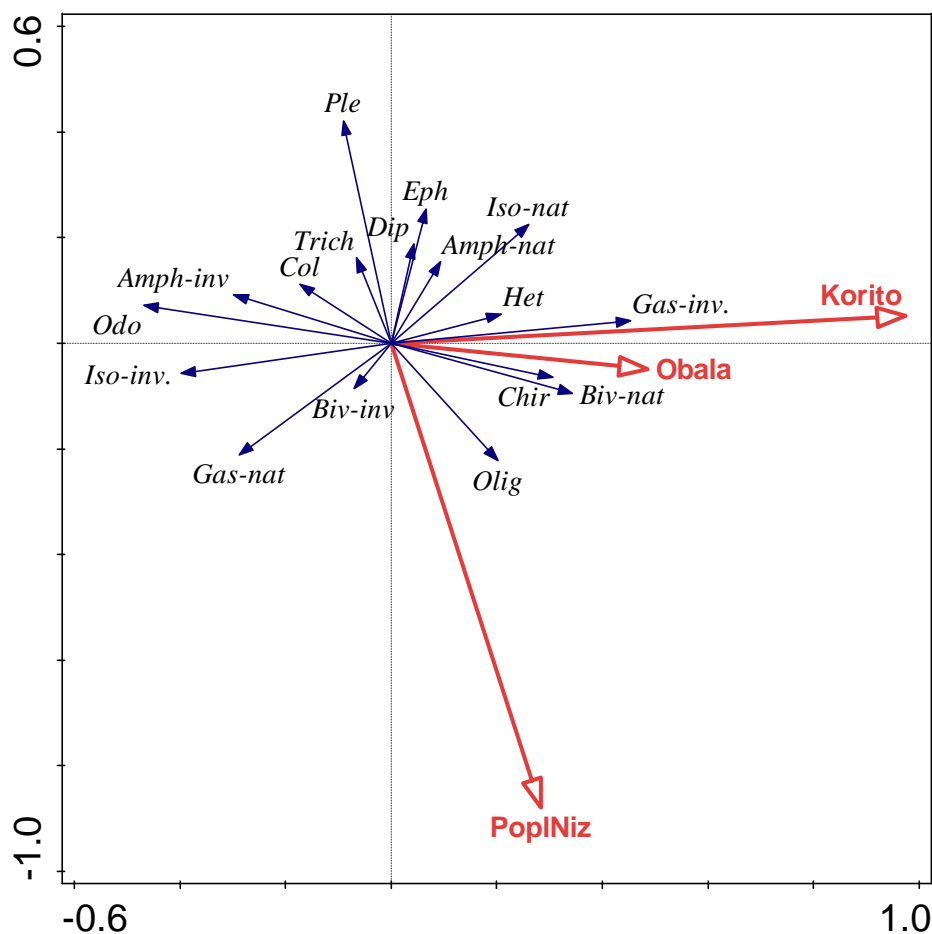
Analize kanoničke redundancije (RDA) za 17 skupina makrozoobentosa, 49 mjernih postaja i 3 čimbenika okoliša koji se odnose na hidromorfološke kategorije (hidrologija, uzdužna povezanost i morfologija) imala je svojstvene vrijednosti 0,082 i 0,045 za prve dvije osi i objasnila 12,67 % (8,18 % i 4,49 %) od ukupnog broja i 89,15 % (57,57 % i 31,58 %)

prilagođene varijacije odnosa skupina makrozoobentosa i okolišnih čimbenika (Monte Carlo test permutacije: pseudo-F svih osi = 2,5, $p = 0,006$) (Slika 37). Sve tri hidromorfološke kategorije su u pozitivnoj korelaciji s prvom ordinacijskom osi, hidrologija (0,97), uzdužna povezanost (0,73) i morfologija (0,70). Skupine makrozoobentosa koje idu u smjeru hidromorfoloških promjena su: alohtoni Gastropoda, autohtoni Bivalvia i Isopoda, Chironomidae i Oligochaeta. Skupine koje se na ordinacijskoj plohi nalaze u suprotnom smjeru od promjena unutar hidromorfoloških kategorija su autohtoni Gastropoda, alohtoni Isopoda, Amphipoda i Bivalvia, Coleoptera, Plecoptera i Odonata. Skupine koje su smještene u donjem desnom kvadrantu (autohtoni Amphipoda, Ephemeroptera, Trichoptera, Diptera i Heteroptera), s obzirom na pozitivnu korelaciju s osi 1 izgleda da mogu podnijeti promjene manjeg intenziteta glede hidromorfoloških kategorija. Ovakvi su rezultati svakako iznenađujući.



Slika 37. Ordinacijski dijagram RDA analize za kategorije hidromorfološkog stanja (hidrologija, uzdužna povezanost, morfologija) i skupine makrozoobentosa (podaci o brojnosti) u velikim rijekama u RH (Sava, Mura, Dunav, Drava) (Kratice: Amph = Amphipoda; Biv = Bivalvia; Chir = Chironomidae; Col = Coleoptera, Dip = Diptera; Eph = Ephemeroptera; Gas = Gastropoda; Het = Heteroptera; Iso = Isopoda; Odo = Odonata; Olig = Oligochaeta; Ple = Plecoptera; Trich = Trichoptera; nat = autohtoni; inv = invazivni)

Analiza kanoničke redundancije (RDA) za odabranih 17 skupina makrozoobentosa, 49 mjernih postaja i 3 čimbenika okoliša koji se odnose na hidromorfološke promjene u zonama (korito, obala, poplavna nizina) imala je svojstvene vrijednosti 0,067 i 0,027 za prve dvije osi i objasnila 9,35 % (6,62 % i 2,73 %) od ukupnog broja i 89,40 % (63,31 % i 26,09 %) prilagođene varijacije odnosa skupina makrozoobentosa i okoline (Monte Carlo test permutacije: pseudo-F svih osi = 1,8, $p = 0,026$) (Slika 38). Promjene unutar kotita rijeke vezane su uz prvu os (0,97) kao i promjene u zoni obale (0,49), dok su promjene u zoni poplavne nizine negativno korelirane s osi 2 (-0,88). Skupine makrozoobentosa koje idu u smjeru promjena u zoni korita i obale su alohtoni Gastropoda, autohtoni Bivalvia, Chironomidae, a u manjoj mjeri i Heteroptera, autohtoni Amphipoda i Isopoda. U smjeru s promjenama u zoni poplavne nizine ide skupina Oligochaeta. Suprotno od svih hidromorfoloških promjena su skupine Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, alohtoni Amphipoda i Odonata. Osim skupine Chironomidae, niti jedna druga skupina kukaca nije u pozitivnoj korelaciji s promjenama u poplavnoj nizini.

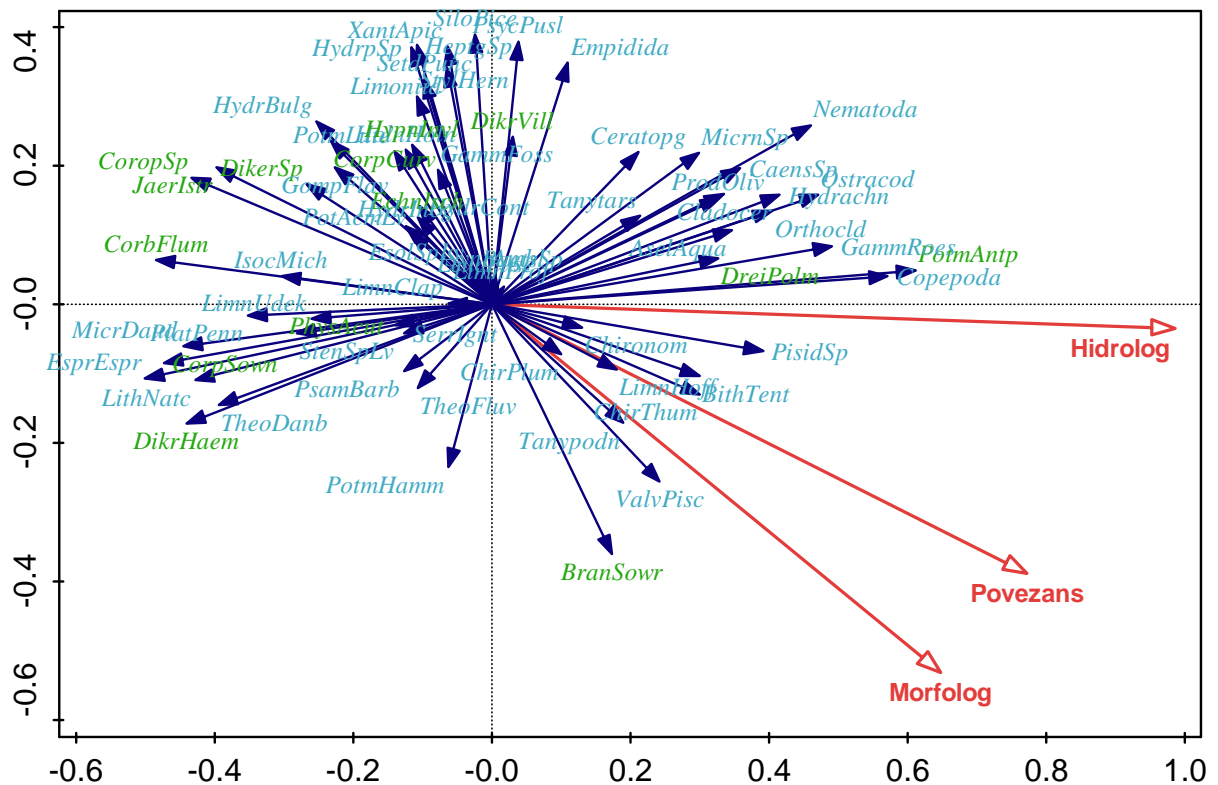


Slika 38. Ordinacijski dijagram RDA analize za promjene u riječnim zonama (korito, obala, poplavna ravnica) i skupina makrozoobentosa (podaci o brojnosti) u velikim rijekama u RH

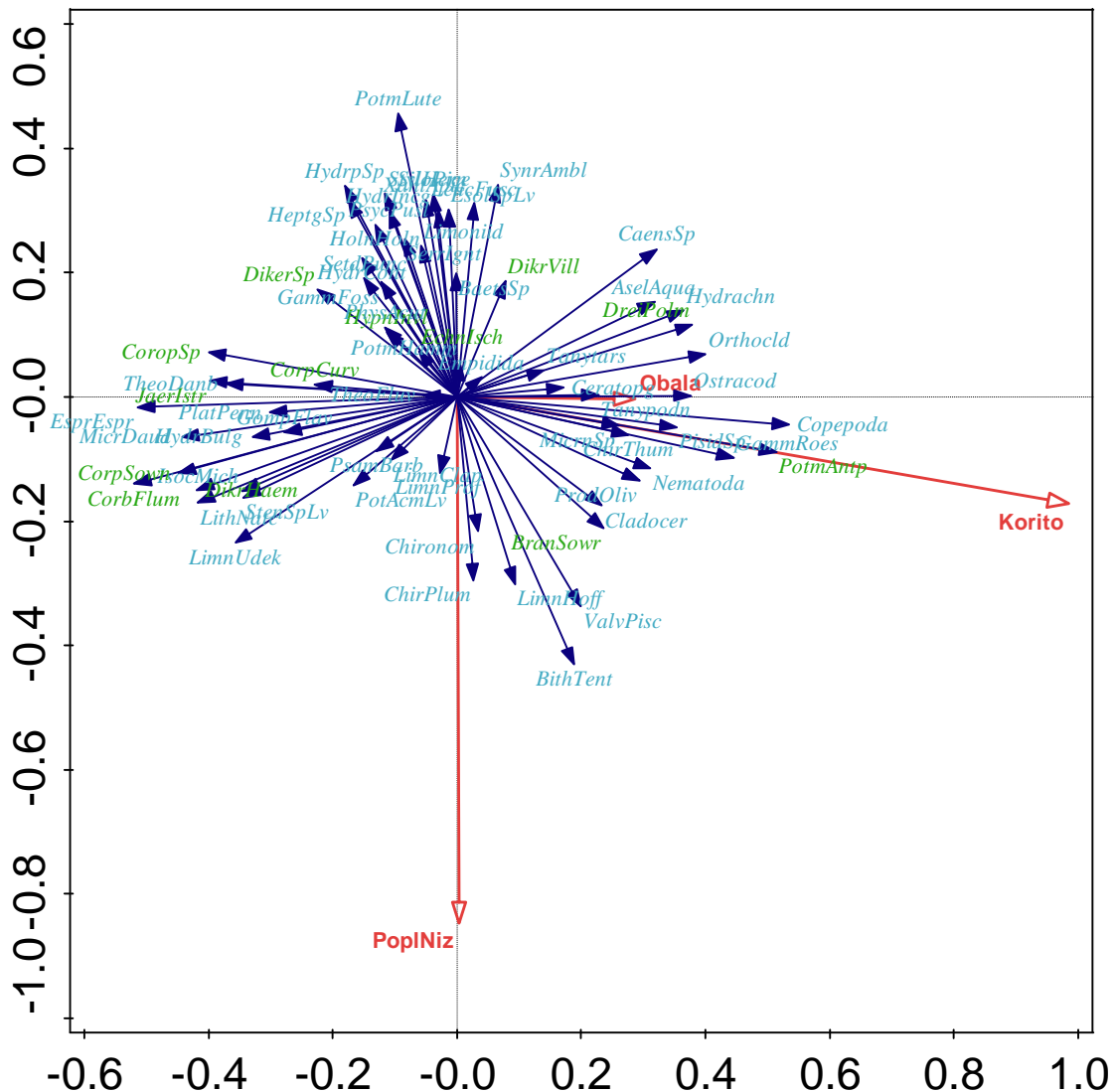
(Sava, Mura, Dunav, Drava) (Kratice: Amph = Amphipoda; Biv = Bivalvia; Chir = Chironomidae; Col = Coleoptera, Dip = Diptera; Eph = Ephemeroptera; Gas = Gastropoda; Het = Heteroptera; Iso = Isopoda; Odo = Odonata; Olig = Oligochaeta; Ple = Plecoptera; Trich = Trichoptera; nat = autohtoni; inv = invazivan)

Analize kanoničke redundancije (RDA) za 70 zastupljenijih svojta makrozoobentosa, 49 mjernih postaja i 3 čimbenika okoliša koji se odnose na kategorije hidromorfološkog stanja (hidrologija, uzdužna povezanost, morfologija) imala je svojstvene vrijednosti 0,094 i 0,031 za prve dvije osi i objasnila 12,50 % (9,42 % i 3,08 %) od ukupnog broja i 86,87 % (65,50 % i 21,37 %) prilagođene varijacije odnosa svojta makrozoobentosa i okolišnih pokazatelja (Monte Carlo test permutacije: pseudo-F svih osi = 2,5, $p = 0,004$) (Slika 39). Sve tri hidromorfološke kategorije su u pozitivnoj korelaciji s prvom ordinacijskom osi: hidrologija (0,99), uzdužna povezanost (0,77) i morfologija (0,65). NIMS koje su smještene u smjeru promjena svih hidromorfoloških kategorija su puž *P. antipodarum* i školjkaš *D. polymorpha* (naročito u smjeru hidroloških promjena) te maločetinaš *Branchiura sowebyi* (u smjeru morfoloških promjena). Ostale NIMS se nalaze u lijevoj polovici grafa u suprotnom smjeru od svih kategorija uključenih u procjenu hidromorfološkog stanja, a navedene svojte su postigle negativne koeficijente korelacije s pojedinim hidromorfološkim kategorijama i/ili ukupnim stanjem (Tablica P24, poglavlje Prilozi). U gornjoj polovici ordinacijske plohe su smještene svojte koje „bježe“ od promjena svih kategorija, a to se naročito odnosi na pripadnike skupine Insecta. Svojte koje se nalaze u smjeru hidroloških promjena su pripadnici rakova Copepoda Gen. sp., Cladocera Gen. sp., Ostracoda Gen. sp., *G. roeselii*, *A. aquaticus* te pojedine svojte porodice Chironomidae (Orthoclaadiinae Gen sp., *Chironomus thummi*-Gr.). Zanimljivo je da je najveći broj svojti Oligochaeta bio u negativnoj korelaciji s hidrološkom kategorijom iako korelacije nisu značajne (Tablica P24, poglavlje Prilozi); posljedično su smještene u lijevoj polovici grafa (Slika 39). Veći je broj svojti ostvario značajne negativne nego pozitivne korelacije s ukupnim hidromorfološkim stanjem i kategorijama. Vrlo rijetke svojte su bile u pozitivnoj korelaciji s morfološkom kategorijom (npr. školjkaš *Pisidium* sp. i puž *Bithynia tentaculata* (Linnaeus, 1758)). Zanimljivo je da su najviše negativne vrijednosti koeficijenta korelacije s hidrološkom komponentom postigli neki od puževa (*Lithoglyphus naticoides* (C. Pfeiffer, 1828), *Esperiana esperi* (A. Férussac, 1823), *Microcolpia daudebartii* (Prevost, 1821), *Theodoxus danubialis* (C. Pfeiffer, 1828)). Niti jedna od zastupljenijih svojta skupine Ephemeroptera nije postigla značajnu korelaciju s hidrološkom kategorijom, a svojte *Baetis* sp., *Caenis* sp. i *S. ignita* nisu postigle značajne korelacije niti s jednom kategorijom kao niti s

ukupnim hidromorfološkim stanjem dok su vodencvjetovi *P. luteus* i *Heptagenia* sp. postigle značajne negativne korelacije s promjenama u uzdužnoj povezanosti i s morfološkom kategorijom. Općenito, najveći broj utvrđenih svojta kukaca je postigao negativne korelacije s morfološkom kategorijom, izuzev svojti porodice Chironomidae (Slika 39, Tablica P24, poglavlje Prilozi).



Slika 39. Ordinacijski dijagram RDA analize za kategorije hidromorfološkog stanja (hidrologija, uzdužna povezanost, morfologija) i zastupljenije svojte makrozoobentosa (srednja vrijednost dva mjerenja) u velikim rijekama u RH (Sava, Mura, Dunav, Drava). Kratice svojta u Tablici P15 u poglavlju Prilozi. NIMS označene zeleno.



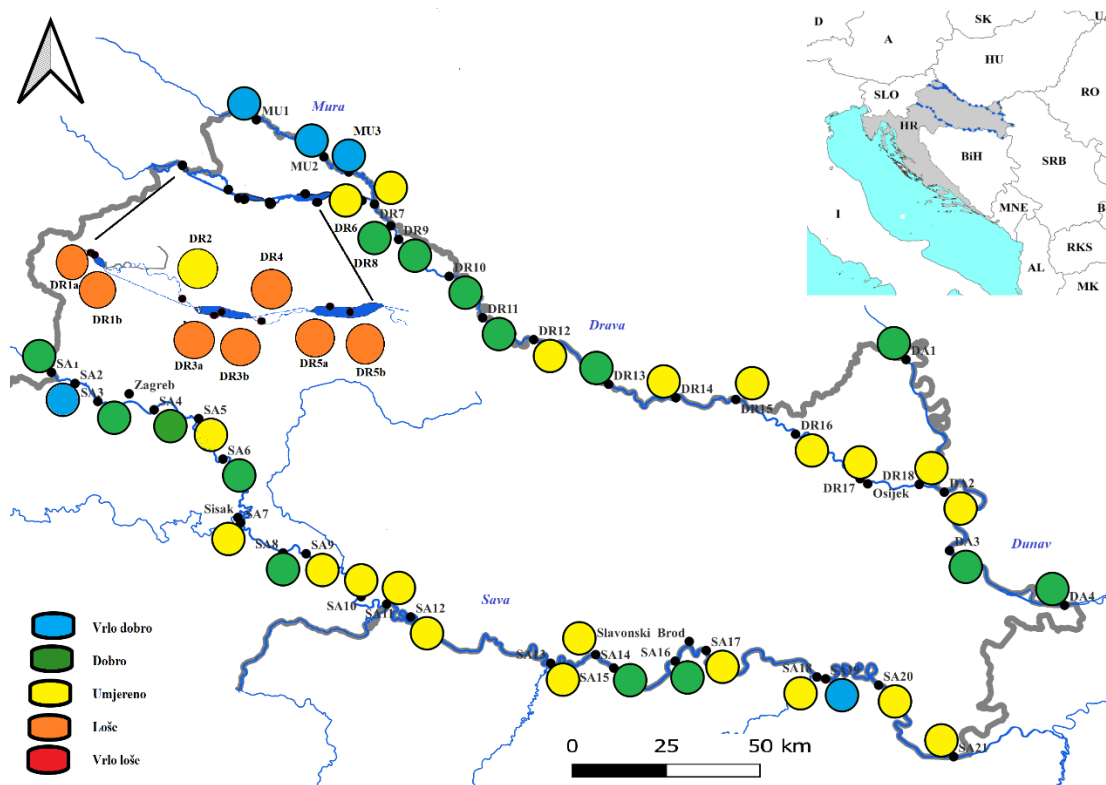
Slika 40. Ordinacijski dijagram RDA analize za promjene u riječnim zonama (korito, obala, poplavna nizina) i zastupljenije svojte makrozoobentosa (srednja vrijednost dva mjerenja) u velikim rijekama u RH (Sava, Mura, Dunav, Drava). Kratice svojta u Tablici P15 u poglavlju Prilozi. NIMS označene zeleno.

Analiza kanoničke redundancije (RDA) za 70 zastupljenijih svojta makrozoobentosa, 49 mjernih postaja i 3 čimbenika okoliša koji se odnose na hidromorfološke promjene u zonama (korito, obala, poplavna nizina) imala je svojstvene vrijednosti 0,086 i 0,035 za prve dvije osi i objasnila 12,10 % (8,57 % i 3,53 %) od ukupnog broja i 85,37 % (60,42 % i 24,95 %) prilagođene varijacije odnosa zastupljenijih svojta makrozoobentosa i okolišnih čimbenika (Monte Carlo test permutacije: pseudo-F svih osi = 2,5, $p = 0,002$) (Slika 40). Promjene unutar korita vodotoka vezane su uz prvu os (0,99) kao i promjene u zoni obale iako slabom korelacijom (0,29), dok su promjene u zoni poplavne nizine negativno korelirane s osi 2 (-0,85).

Što se tiče NIMS, svojte koje su pozitivno vezane uz promjene u zoni korita su puž *P. antipodarum*, školjkaš *D. polymorpha* i maločetinaš *B. sowerbyi*. Većina ostalih NIMS je smještena u suprotnom smjeru od promjena u svim riječnim zonama. Neke svojte iz porodice Chironomide (Orthocladiinae Gen. sp. i *Prodiamesa olivacea* (Meigen, 1818)) su također smještene u smjeru promjena u zoni korita i obale, kao i rakovi Ostracoda Gen. sp. i Copepoda Gen. sp. Svojte koje su se smjestile u gornjoj polovici grafičkog prikaza i suprotno od smjera promjena u zoni poplavne nizine uglavnom pripadaju osjetljivim skupinama, a svi oni također idu u suprotnom smjeru i od promjena u ostalim riječnim zonama. U smjeru promjena u zoni poplavne nizine najviše idu svojte Oligochaeta te neki puževi (*B. tentaculata* i *Valvata piscinalis* (O. F. Müller, 1774)), a jedini pripadnici kukaca su pojedine svojte porodice Chironomidae. Što se tiče korelacija svojta makrozoobentosa s hidromorfološkim promjenama u pojedinoj zoni (Tablica P24, poglavlje Prilozi), očekivano je najveći broj svojta u korelaciji s promjenama u koritu, potom slijede promjene u zoni poplavne nizine i tek na kraju promjene u zoni obale.

4.6.4. Evaluacija postojeće metode za ocjenu hidromorfološke degradacije na temelju makrozoobentosa

Za prirodna vodna tijela postojeća metoda procjene koja se koristi za izračun modula opća degradacija, a koji se najvećim dijelom odnosi na utjecaj hidromorfoloških promjena, sastoji se od dvije biološke metrike: RFI i udjela svojta koje preferiraju ALP u supstratu ($akal+lital+psamal = ALP\%$). Prema navedenom modulu opća degradacija, kad se sve postaje gledaju u kontekstu prirodnih vodnih tijela, od 49 istraživanih lokacija samo pet lokacija (10,2 %) postiže vrlo dobro stanje; petnaest lokacija (30,6 %) je u dobrom stanju; dvadeset i dvije postaje (44,9 %) su u umjerenom stanju; sedam postaja (14,3 %) je u lošem stanju, dok niti jedna postaja nije u vrlo lošem stanju (Slika 41).



Slika 41. Stanje mjernih postaja s obzirom na modul opća degradacija na velikim rijekama u RH (Sava, Mura, Dunav, Drava). Rezultat je prikazan kao srednja vrijednost 2 mjerenja u razdoblju od 2015. - 2016. godine. Šifre postaja nalaze se u Tablici 5.

Na 19 mjernih postaja ocjena hidromorfološkog stanja i modula opće degradacije postigli su isto stanje; na 21 mjernoj postaji procjena hidromorfološkog stanja postigla je bolje stanje vode u odnosu na modul opća degradacija dok je na 9 mjernih postaja modul opća degradacija postigao bolje stanje vode u odnosu na hidromorfološko stanje. Na 27 postaja se stanje vode na temelju hidromorfoloških pokazatelja za jednu klasu razlikovalo od modula opća degradacija, na tri mjerne postaje se razlikovalo za dvije klase, dok je na 19 mjernih postaja stanje bilo jednako, kao što je već navedeno.

Dobivene vrijednosti za modul opće degradacije bile su u statistički značajnoj korelaciji s procijenjenim hidromorfološkim stanjem (HY-MO) (-0,39), sa sve tri kategorije hidromorfoloških elemenata kakvoće: hidrološkim režimom (-0,43), uzdužnom povezanošću (-0,61) i morfološkim stanjem (-0,36) kao i s većinom od 16 pojedinačnih pokazatelja (Tablica 40). Promatrajući svaku od dvije uključene metrike i njihove korelacije s hidromorfološkim elementima kakvoće, vidljivo je da RFI postiže značajne koeficijente korelacije s hidromorfološkim stanjem (0,46) sa sve tri kategorije hidromorfoloških elemenata kakvoće:

hidrološkim režimom (0,47), uzdužnom povezanošću (0,61) i morfološkim stanjem (0,37) kao i s većinom od 16 pojedinačnih hidromorfoloških pokazatelja.

Tablica 40. Spearmanovi koeficijenti korelacije između hidromorfološkog stanja velikih rijeka u RH (Sava, Mura, Dunav, Drava) sa svim uključenim kategorijama i pokazateljima i modula opća degradacija i saprobnost s metrikama uključenim u izračun modula (1 – kategorija hidrologija; 2 – kategorija uzdužna povezanost; 3 – kategorija morfologija; HY-MO – ukupno hidromorfološko stanje na osnovu srednje vrijednosti 3 kategorije). Šifre pokazatelja odgovaraju Tablici 9. u Materijalima i metodama (značajne korelacije označene su crveno; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$)

	modul opća degradacija	modul saprobnost	RFI	ALP %	HR-SI
hidrologija	-,428**	-0,219	,472**	-0,113	0,201
uzdužna povezanost	-,606**	-,313*	,612**	-0,279	,297*
morfologija	-,357*	-,291*	,368**	-0,220	,293*
HY-MO	-,392**	-0,206	,460**	-0,122	0,195
1.1.	-,400**	-0,224	,385**	-0,157	0,194
1.2.	-,292*	-0,174	,412**	-0,031	0,156
2.1.	-,606**	-,313*	,612**	-0,279	,297*
3.1.1.	-,305*	-0,081	,359*	-0,050	0,080
3.1.2.	-,312*	-0,073	0,250	-0,192	0,062
3.2.1.	-,425**	-,393**	,482**	-,305*	,397**
3.2.2.	-,500**	-,458**	,569**	-,283*	,458**
3.2.3.	-0,062	-0,072	0,089	0,021	0,073
3.3.1.	-,523**	-0,274	,469**	-0,252	0,264
3.3.2.	-,361*	-0,236	,370**	-0,169	0,224
3.3.3.	-,547**	-,440**	,479**	-,473**	,441**
3.3.4.	-0,076	-0,123	0,166	0,076	0,127
3.3.5.	0,129	-0,002	-0,133	0,059	0,006
3.4.1.	-0,182	-0,201	0,192	-0,148	0,206
3.4.2.	-0,227	-0,152	0,138	-0,165	0,164
stanje korita	-,450**	-0,238	,506**	-0,171	0,229
stanje obale	-0,079	-0,116	0,135	0,039	0,118
stanje poplavne nizine	-0,134	-0,184	0,119	-0,121	0,195

Međutim, druga biološka metrika uključena u modul opće degradacije (ALP%) ne postiže značajne korelacije s hidromorfološkim elementima kakvoće, niti s hidromorfološkim stanjem niti s bilo kojom od tri hidromorfološke kategorije. Jedine značajne korelacije dobivene su između ALP% i tri od 16 hidromorfoloških pokazatelja koji svi pripadaju morfološkim karakteristikama istraživane dionice. Zbog navedenog, RFI je postigao bolju korelaciju s hidromorfološkim stanjem, svim uključenim kategorijama kao i s većinom od 16 uključenih pokazatelja u odnosu na modul opća degradacija s obzirom da ALP% snižava vrijednost koeficijenta korelacije.

Ukupno hidromorfološko stanje ne postiže značajnu korelaciju s modulom saprobnost kao niti s indeksom uključenim u modul, saprobnim indeksom HR-SI. Međutim, kad se gledaju kategorije uključene u hidromorfološko stanje, postignuta je značajna negativna korelacija između modula saprobnosti i kategorije uzdužna povezanost kao i kategorije morfologija (-0,31 i -0,29) kao i s HR-SI (0,30 i 0,29) samo što je ovdje korelacija, naravno, pozitivna (Tablica 40).

4.6.5. Hidromorfološko stanje i biološke metrike

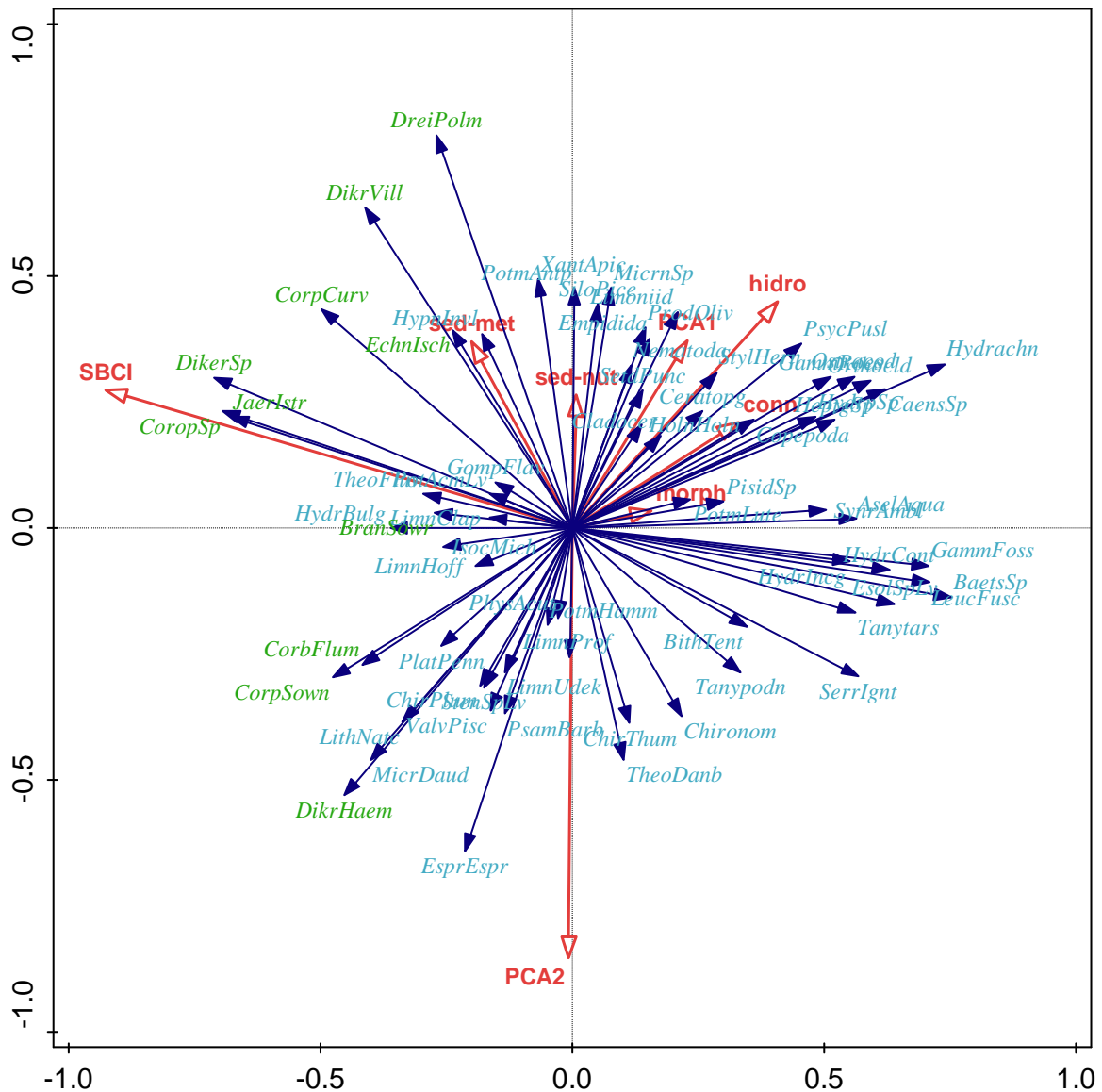
Biološke metrike iz grupe „osjetljivost/tolerantnost“ nisu postigle značajne korelacije s hidromorfološkim stanjem, kao ni kategorijama i pokazateljima, izuzev metrike ASPT koja je u gotovo svim segmentima postigla značajne korelacije (osim s hidrološkim promjenama gdje korelacija nije značajna, dok je s uzdužnom povezanošću korelacija -0,39, a s promjenama morfoloških značajki korelacija -0,55) (Tablica P22, poglavlje Prilozi). Ovaj je indeks također u dobroj korelaciji s većinom hidromorfoloških pokazatelja iz kategorije morfologija, od čega je najviša (-0,60) sa količinom umjetnih tvrdih materijala ispod razine vodnog lica. Metrike iz skupine raznolikost/bogatstvo te sastav/obilje također nisu postigle veći broj značajnih korelacija, osim sporadično. Niti jedna druga biološka metrika iz ove skupine nije postigla značajnu korelaciju s hidromorfološkim stanjem niti s promjenama hidroloških značajki. S uzdužnom povezanošću su značajno negativno korelirale broj svojti Bivalvia (-0,33) te EPTCBO (-0,37), dok su s promjenama morfoloških značajki značajno korelirale metrike broj EP svojti (-0,28) i EPTCBO (-0,29). Niti jedna metrika iz grupe sastav/obilje nije značajno korelirala s ukupnim hidromorfološkim stanjem, kao ni s promjenama hidroloških značajki. S uzdužnom povezanošću je u značajnoj negativnoj korelaciji udio Crustacea (-0,37), dok je udio Diptera u značajnoj pozitivnoj korelaciji (0,29). S promjenama morfoloških značajki negativno je koreliran udio Crustacea (-0,29). Metrike iz funkcionalne grupe metrika postigle su najbolje koeficijente korelacije s hidromorfološkim stanjem kao i kategorijama i pokazateljima, posebno one metrike koje se odnose na tok vode npr. Rheoindex kao i neke od metrika koje uključuju preferenciju za supstrat (npr. udio vrsta koje preferiraju pijesak (psamal) u podlozi = PSA%) (Tablica P22, poglavlje Prilozi). Metrika iz ove skupine koja je postigla najbolju korelaciju s ukupnim hidromorfološkim stanjem (0,61) je udio svojti koje preferiraju litoral (littoral %), a također je ova metrika ostvarila značajne korelacije i sa svim kategorijama (hidrološke značajke

= 0,58; uzdužna povezanost = 0,55; morfološke značajke = 0,40). Funkcionalne metrike koje se odnose na prehranu uglavnom nisu postigle značajne korelacije.

4.7. Makrozoobentos u okolišu s višestrukim pritiscima

Analiza kanoničke redundancije (RDA) za 70 zastupljenijih svojiti bentoskih makrobekralježnjaka, 46 mjernih postaja i čimbenika okoliša koji se odnose na sastav i strukturu supstrata imala je svojstvene vrijednosti 0,189 i 0,111 za prve dvije osi i objasnila 29,94 % (18,85 % i 11,09 %) od ukupnog broja i 68,02 % (42,83 % i 25,19 %) prilagođene varijacije odnosa svojita bentoskih makrobekralježnjaka i okolišnih čimbenika (Monte Carlo test permutacije: pseudo-F svih osi = 3,6, $p = 0,002$) (Slika 42). S prvom ordinacijskom osi je u najvećoj korelaciji (negativnoj) indeks biokontaminacije (SBCI-fam) (-0,93) dok su u pozitivnoj korelaciji stupanj hidroloških promjena (0,41) i promjene u uzdužnoj povezanosti (0,33). S drugom ordinacijskom osi je u najvećoj korelaciji (negativnoj) PCA-2 koji uključuje fizikalno-kemijske pokazatelje koji ukazuju na eutrofikaciju (-0,85) dok su u pozitivnoj korelaciji stupanj hidroloških promjena (0,45), PCA-1 koji uključuje fizikalno-kemijske pokazatelje koji ukazuju na organsko opterećenje (0,37) i stanje sedimenta s obzirom na koncentracije metala (sed-met) (0,37).

Iz grafičkog prikaza je vidljivo da najveći utjecaj na sastav zajednice makrozoobentosa ima indeks biokontaminacije (SBCI-fam), pri čemu se alohtone vrste očekivano nalaze u smjeru navedenog indeksa. Većina autohtonih svojita smještena u suprotnom smjeru. U smjeru pritiska PCA-2 se nalaze svojite Chironomidae, Oligochaeta i Gastropoda. Autohtone svojite koje se smatraju osjetljivijima (pojedine svojite Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera) su na desnoj strani ordinacijske plohe čime se odmiču od većine pritisaka.



Slika 42. Ordinacijski dijagram RDA analize za antropogene pritiske i zastupljenije svojte makrozoobentosa (srednja vrijednost dva mjerenja) u velikim rijekama u RH (Sava, Mura, Dunav, Drava). Pritisci su: SBCI-fam = indeks biokontaminacije; PCA-1 i PCA-2 = fizikalno-kemijski pokazatelji izraženi kao glavne komponente; sed-met = stanje sedimenta s obzirom na metale; sed-nut = stanje sedimenta s obzirom na nutrijente; hidro = hidrološke promjene; conn = promjene u uzdužnoj povezanosti; morph = morfološke promjene. Kratice svojta u Tablici P15 u poglavlju Prilozi. NIMS označene zeleno.

5. RASPRAVA

5.1. Pritisak 1: Alohtone vrste

5.1.1. Alohtone vrste i indeksi biokontaminacije

Ovo istraživanje predstavlja prvo sveobuhvatno istraživanje alohtonih vrsta makrozoobentosa (NIMS) u hrvatskim velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava), s ukupno 22 zabilježene vrste što predstavlja udio od 7,2 % svih utvrđenih svojta. Nešto veći udjeli alohtonih vrsta pronađeni su u gornjem i srednjem Dunavu tijekom trećeg zajedničkog istraživanja Dunava (JDS 3), 11,2 % odnosno 10,7 % (Liška i sur., 2015) i u rijeci Rajni (11,3 %, Leuven i sur., 2009), dok je manji udio zabilježen u Donjem Podunavlju (3,9 %) (Liška i sur., 2015).

U dosadašnjim je istraživanjima, uključujući i ovo istraživanje, u hrvatskim slatkim vodama sveukupno zabilježeno 29 alohtonih vrsta makrozoobentosa koje pripadaju u pet različitih koljena (Annelida, Arthropoda, Cnidaria, Mollusca, Platyhelminthes) (Žganec i sur., 2020). Još dvije vrste se spominju u literaturnim podacima, mnogočetinaš *Manayunkia speciosa* Leidy, 1859 (Pekez, 2013) i mahovnjak *Pectinatella magnifica* (Leidy, 1851) (Franjević i sur. 2015) međutim ovi su nalazi sporni zbog nepotpunih podataka (Žganec i sur., 2020). Uz 22 alohtone vrste utvrđene u ovom istraživanju, ukupno je u velikim rijekama Republike Hrvatske i/ili njihovim slivovima zabilježeno još nekoliko alohtonih vrsta: žarnjak *Craspedacusta sowerbii* Lankester, 1880, puž *Ferrissia californica* (Rowell, 1863), rakovi porodice Mysidacea *Hemimysis anomala* G. O. Sars, 1907 i *Paramysis lacustris* (Czerniavsky, 1882), dekapodni rakovi *Faxonius limosus* (Rafinesque, 1817), *Pacifastacus leniusculus* Dana, 1852 i *Procambarus virginalis* Lyko, 2017 (Žganec i sur., 2020). Drugim riječima, sve alohtone vrste koje su utvrđene u Republici Hrvatskoj mogu se pronaći u velikim rijekama koje su bile predmetom ovog istraživanja i/ili njihovim slivovima. Iz navedenog se vidi da su upravo velike rijeke najviše pogođene širenjem alohtonih vrsta makrozoobentosa, no unatoč tome samo je nekoliko istraživanja dokumentiralo biokontaminaciju velikih europskih rijeka (Arbačiauskas i sur., 2008, 2011; MacNeil i sur., 2010; Ćuk i sur., 2019; Guareschi i sur., 2021a, b).

Čak 21 alohtona vrsta od navedenih 29, prvi put je bila utvrđena u Republici Hrvatskoj u zadnjih 20-ak godina dok se preostalih 8 vrsta proširilo i ranije (Žganec i sur., 2020), od kojih je prva bio puž *Physella acuta* (Drapanaud, 1805) zabilježen davne 1838. godine (Cantraine, 1838). Posljedično, otvara se i pitanje o broju novih alohtonih vrsta u našim vodotocima koje možemo

očekivati u bližoj budućnosti, prvenstveno u velikim rijekama. Iako sve alohtone vrste nisu invazivne, nažalost postoji velik broj vrsta koje mogu napraviti veliku štetu ne samo u autohtonim zajednicama u koje dolaze nego i socio-ekonomske štete s mogućim osjetnim posljedicama.

Osobito su invazivni alohtoni rakovi skupine Peracarida (Amphipoda, Isopoda, Mysida) i mekušci (Gastropoda i Bivalvia) koji su se raširili po vodenim ekosustavima diljem Europe i odigrali značajnu ulogu u homogenizaciji zajednica makrozoobentosa (Strayer, 2010; Havel i sur., 2015). Ovo je istraživanje, između ostalog, potvrdilo da alohtoni Peracarida najviše doprinose biokontaminaciji zajednica makrozoobentosa, kako u smislu brojnosti jedinki tako i brojem vrsta u velikim hrvatskim rijekama. Slična dominacija alohtonih Peracarida primijećena je u drugim velikim europskim rijekama, kao npr. Rajna (Leuven i sur., 2009), Dunav (Liška i sur., 2015) i Visla i Odra (Grabowski i sur., 2009) kao i Vislanska laguna (Jazdzewski i sur., 2004; Jabłońska-Barna i Koszałka, 2020). Međutim, u ovom je istraživanju manje od polovice zabilježenih alohtonih vrsta bilo široko rasprostranjeno i imalo značajnu gustoću i udio u ukupnoj gustoći makrozoobentosa, dok su ostale vrste bile znatno manje zastupljene i u broju postaja na kojima su utvrđene i u ukupnoj gustoći. RCI-fam indeks više ili manje redovito raste u nizvodnim dijelovima rijeka Save i Drave, a najveće vrijednosti zabilježene su u rijeci Dunav. To sugerira da rijeka Dunav služi kao izvor većine alohtonih vrsta koji se šire prema zapadnim pritokama. Većina od devet široko rasprostranjenih i brojnih alohtonih vrsta vjerojatno je unesena u rijeke Savu i Dravu pasivnim širenjem brodovima ili malim čamcima.

U usporedbi s metodološki sličnim istraživanjima diljem Europe, broj slatkovodnih alohtonih vrsta u hrvatskim velikim rijekama bio je veći nego u većini proučavanih plovnih putova sva tri glavna invazijska koridora koje su istraživali Arbachiauskas i sur. (2008, 2011a) te je bio usporediv s francuskim dijelom rijeke Moselle (Devin i sur., 2005), sa srednjim dijelom toka, odnosno s cijelim tokom rijeke Dunav (Paunović i sur., 2007; Liška i sur., 2015). Neposredna blizina proučavanih dionica rijeka Save i Drave Srednjem Dunavu, koji je vjerojatno bio naseljen većinom Ponto-kaspijskih alohtonih vrsta tijekom prve polovice 20. stoljeća, u kombinaciji s postojanjem akumulacija na rijeci Dravi mogla bi biti odgovorna za relativno velik broj alohtonih vrsta u hrvatskim velikim rijekama. Dakle, rijeke Sava i Drava, kao pritoke Dunava, sadrže podskup dunavskih alohtonih vrsta uglavnom ponto-kaspijskog i azijskog podrijetla.

Od 27 alohtonih vrsta zabilježenih u srednjem toku Dunava u JDS3 (Liška i sur., 2015), 14 vrsta identificirano je u hrvatskom dijelu Dunava što je usporedivo sa 17 alohtonih vrsta utvrđenih u ovom istraživanju. Prema detaljnom istraživanju rijeke Dunav provedenoj 2001., 2007. i 2013. može se primijetiti da se broj alohtonih vrsta značajno povećao, brojeći 12, 20 odnosno 34 vrste (Liška i sur., 2015). S druge strane, razina biokontaminacije izračunata na razini vrsta u 2013. smanjena je u svakom dijelu Dunava (Gornji, Srednji, Donji) u odnosu na 2007. zbog smanjenog udjela alohtonih svojiti u ukupnoj brojnosti skupina makrozoobentosa (Liška i sur., 2015). Uz ovo istraživanje kao polaznu vrijednost, buduća bi istraživanja mogla ispitati vremensku i prostornu dinamiku relativnog udjela alohtonih vrsta u skupinama makrozoobentosa u hrvatskim velikim rijekama.

Zanimljivo je da je rijeka Drava imala veći broj alohtonih vrsta od rijeke Save, iako se moglo očekivati obrnuto budući da je Sava plovna do grada Siska (rkm 594), dok je rijeka Drava plovna samo do grada Osijeka (rkm 22). Uspoređujući rijeke Savu i Dravu, od devet brojnijih i raširenijih vrsta, tri alohtone vrste, školjkaš *D. polymorpha*, puž *P. antipodarum* i rakušac *E. ischnus* pronađene su samo u rijeci Dravi. Prisutnost prve dvije vrste u velikoj gustoći populacija u rijeci Dravi posljedica je izgradnje akumulacija duž gornjeg dijela srednjeg toka rijeke Drave u Hrvatskoj. Distribucija i širenje školjkaša *D. polymorpha*, koja se smatra jednom od najagresivnijih invazivnih vrsta u svijetu (Lowe i sur., 2004), uvelike ovisi o prostornom položaju stajaćih voda kao što su akumulacije budući da se razmnožava planktonskim ličinkama koje se nose nizvodno i ne mogu plivati protiv struje u tekućim vodama (Havel i sur., 2005; Johnson i sur., 2008). Slično tome, u staništima modificiranim ljudskim aktivnostima kao što su akumulacije, puž *P. antipodarum* djeluje kao uspješan rani kolonizator (Quinn i sur., 1998), dostižući veliku brojnost u vodama male brzine s velikom gustoćom makrofita (Richards i sur., 2001). Slični su nalazi i u ovom istraživanju: puž *P. antipodarum* pronađen je u dravskim akumulacijama s izrazito visokom gustoćom populacije (127 762 ind. m⁻²) u makrofitskoj vegetaciji na mjernoj postaji DR3a (litoralna zona akumulacije „Čakovec“) tijekom ljetnog uzorkovanja, međutim, na istoj mjernoj postaji uzorkovanoj tijekom zime utvrđena je znatno manja gustoća populacije ovog puža od svega 10 ind. m⁻². Nadalje, gustoća populacije školjkaša *D. polymorpha* i puža *P. antipodarum* povećana je neposredno nizvodno od posljednjeg akumulacijskog jezera Dubrava, sa stalnim smanjenjem njihove gustoće u nizvodnijim dijelovima rijeke Drave.

Osim različitog broja alohtonih vrsta, postojala je značajna razlika u sastavu vrsta između rijeka Save i Drave, pri čemu su zajednice u rijeci Dravi bile sličnije onima u Dunavu. Blizina Dunava

kao glavnog izvora alohtonih vrsta i različita povijest kolonizacije mogli bi biti odgovorni za uočene razlike. Međutim, zbog ograničenog opsega prethodnih sličnih istraživanja na hrvatskim velikim rijekama (Žganec i sur., 2009, 2018; Lajtner i Crnčan, 2011; Lucić i sur., 2015), etape koloniziranja alohtonih vrsta mogu se samo djelomično rekonstruirati. Vrste *D. polymorpha* i *P. antipodarum* vjerojatno su unesene u akumulacije Drave nedugo nakon njihove izgradnje između 1975. i 1989. prirodnim putem (ptice) ili nekim vektorima posredstvom čovjeka. Budući da školjkaš *D. polymorpha* i puž *P. antipodarum* nalaze optimalne uvjete za masovno razmnožavanje u akumulacijama, dravske akumulacije predstavljaju stalni izvor ličinki koje naseljavaju tokove rijeke Drave nizvodno od akumulacija. Zanimljivo, iako je vrsta *D. polymorpha* pronađena u nekim umjetnim jezerima u blizini rijeke Save, ali nije izravno povezana s njom, ova vrsta je vrlo rijetka i nalazi se samo na nekoliko mjesta i s malom gustoćom u rijeci Savi (prof.dr.sc. Jasna Lajtner, osobna komunikacija). To jasno pokazuje da su akumulacije glavni izvor ove vrste u velikim hrvatskim rijekama. Međutim, neuspjeh školjkaša *D. polymorpha* da uspostavi gušću populaciju u rijeci Savi (2011. godine pronađeno je nekoliko primjeraka, Lucić i sur., 2015), također može biti posljedica nekih drugih čimbenika, poput dominacije pijeska i mulja (psamopelala) u sedimentu i velikog onečišćenja rijeke Save u prošlosti (Matoničkin i sur., 1975). Ostale alohtone vrste vjerojatno su se uzvodno širile brodskim prometom, a u Dravi i malim ribarskim brodicama ili nekim drugim prijenosnicima (pričvršćivanje na ribarsku opremu, pticama, sisavcima itd.).

Nedavno istraživanje faune Peracarida duž cijelog toka rijeke Save (Žganec i sur., 2018) pokazalo je da bi stohastički procesi pasivnog uzvodnog širenja rakušca *D. villosus*, vjerojatno brodskim prometom, mogli objasniti njegovu odsutnost u Savi do 2015. Moguće je da su sličnost fizikalno-kemijskih uvjeta između Drave i Dunava i blizina Dunava bili glavni čimbenici odgovorni za ranije i brže uzvodno širenje vrste *D. villosus* što je uzrokovalo nestanak ranijeg kolonizatora, rakušca *D. haemobaphes* u rijeci Dravi (izv. prof. dr. sc. Krešimir Žganec usmeno priopćenje). Ostale razlike u sastavu alohtonih vrsta između Save i Drave, dominacija invazivnih rakušaca *C. sowinskyi* i *D. haemobaphes* u Savi te *C. curvispinum* i *D. villosus* u Dravi, mogle bi biti posljedica različitog sastava supstrata i različitih razina onečišćenja vode tijekom prošlosti.

U obje rijeke, Savi i Dravi, uočeno je smanjenje broja autohtonih svojti i povećanje broja alohtonih vrsta i RCI-fam indeksa nizvodno. Najmanji broj autohtonih svojti i najveće vrijednosti RCI-fam zabilježene su u rijeci Dunav. Uzimajući u obzir sve mjerne postaje zajedno, postoji značajna negativna korelacija između broja alohtonih i autohtonih svojti. Veća

organska i kemijska onečišćenja nizvodnih dionica rijeke Save i Drave, koja su bila posebno izražena tijekom 20. stoljeća (Sava: Matoničkin, 1975; Drava: Meštrović i sur., 1978, 1989; Ćuk, neobjavljeni podaci), vjerojatno su uzrokovala opadanje ili potpuni nestanak autohtonih svojti. To je svakako moglo olakšati naseljavanje ovih rijeka alohtonim vrstama tolerantnijim na onečišćenje koje su mogle popuniti prazne niše. Međutim, također je moguće da su alohtone vrste bili i pokretači promjena u zajednicama makrozoobentosa rijeke Save i Drave. Zasiurno se pokazalo da su neke vrste poput rakušca *D. villosus* jaki grabežljivci drugih makrobekraljeznjaka (Dick i sur., 2002; Krisp i Maier, 2005) i stoga bi mogle uzrokovati pad ili nestanak mnogih domaćih svojti, posebno onih iz EPT skupine. Čini se da je najvjerojatniji scenarij višestrukih uzročnika pada koji se pojavljuju sinergistički (Didham i sur., 2005; MacDougall i Turkington, 2005). Odnosno, pad autohtonih populacija vjerojatno se dogodio prije invazije zbog narušavanja staništa, a dodatno se pojačava invazijom alohtonih vrsta. Međutim, nedavna poboljšanja kakvoće vode u velikim hrvatskim rijekama (Ćuk, neobjavljeno), mogla bi olakšati daljnje širenje alohtonih vrsta, ali kako su neka istraživanja nedavno pokazala (Hellmann i sur., 2017) također bi mogla omogućiti oporavak autohtonih svojti.

5.1.2. Alohtone vrste, biokontaminacija i okolišne varijable

Fizikalno-kemijski pokazatelji rijeke Save jasno su se razlikovali od onih u rijekama Dravi i Muri, jer su veće zabilježene vrijednosti vodljivosti, alkaliteta, koncentracije kalcijevih i magnezijevih iona posljedica dominacije karbonata u slivovima većine desnih pritoka Save, za razliku od sliva Drave i Mure gdje u geološkom sastavu dominiraju silikati (Sommerwerk i sur., 2009). Nadalje, lokacije uz rijeku Savu imale su veći udio mekog supstrata, više temperature, više ukupne suspendirane tvari i hranjivih tvari (osobito ortofosfata, amonija i nitrita), dok su mjerne postaje Drave i Mure imale veći udio tvrdog supstrata, više koncentracije kisika i organskog dušika. Svi ti čimbenici okoliša zajedno s prethodno spomenutom poviješću kolonizacije mogli su utjecati na sastav i strukturu alohtonih vrsta. Očito je da je udaljenost od rijeke Dunav bila važan okolišni čimbenik budući da uzvodna područja rijeka Save i Drave ili nisu bila kolonizirana alohtonim vrstama ili je bilo prisutno samo nekoliko alohtonih vrsta. Međutim, u rijekama Savi i Dravi može se očekivati daljnje uzvodno i nizvodno širenje devet najvažnijih mekušaca i rakova skupine Peracarida. Onečišćenje Save iz gradova Zagreba i

Velike Gorice, kao i Drave iz grada Varaždina, nudi priliku za provedbu detaljnijih istraživanja tolerancije pojedinih alohtonih vrsta i cijelih zajednica makrozoobentosa na onečišćenje.

Često se pretpostavlja da alohtone vrste skupine Peracarida (Grabowski i sur., 2007, 2009), kao i druge alohtone vrste (Früh i sur., 2012a, b; Karatayev i sur., 2009), imaju visoku toleranciju na razne uvjete okoliša, čije invazije mogu biti olakšane ljudskim utjecajima na europskim vodotocima kao što su eutrofikacija i onečišćenje (Walley i Hawkes, 1996; MacNeil i sur., 2004; Grabowski i sur., 2007). Vjerojatno zbog složene geološke povijesti i promjenjivih okolišnih uvjeta regije Kaspijskog i Crnog mora (Dumont, 1998), Ponto-kaspijski osvajači su relativno eurihalini i širokog raspona prihvatljivih (mikro)staništa, tj. unaprijed su prilagođeni za invaziju novih okruženja. Međutim, laboratorijska istraživanja koja su uspoređivala alohtone (*Dikerogammarus* spp.) i autohtone (*Gammarus* spp.) vrste rakušaca pokazale su veću toleranciju alohtonih vrsta samo na slanost (Reid i Orlova, 2002), a ne na druge pokazatelje kao što je temperatura vode i kisik (Maazouzi i sur., 2011; Wijnhoven i sur., 2003). Štoviše, tolerancija alohtonih vrsta na onečišćenje vrlo je rijetko testirana na terenu. Neka su istraživanja čak pokazala da predator, rakušac *D. villosus*, ima nisku toleranciju na amonij (Normant Saremba i sur., 2015), te je čak i njegov suživot s rakušcem *G. roeselii* u Bodenskom jezeru moguć zbog manje tolerancije na više koncentracije amonija (Gergs i sur., 2013). Tome idu u prilog i rezultati ovog istraživanja gdje je uočena negativna korelacija između nutrijenata i gustoće populacija pojedinih alohtonih vrsta, naročito Paracarida kao i negativna korelacija između udjela Crustacea i amonija na istraživanim mjernim postajama te također negativna korelacija indeksa biokontaminacije i amonija kao i nitrita. Na najvećem broju postaja dominiraju alohtone vrste Crustacea u velikoj brojnosti u odnosu na autohtone vrste što izravno povezuje njihovu osjetljivost na koncentracije amonija dok kod nitrata to nije slučaj. Tek za manji broj alohtonih vrsta postoje podaci o njihovoj toleranciji na organsko onečišćenje i koncentracije hranjivih tvari (Früh i sur., 2012a, b; MacNeil, 2019). Stvarni utjecaj pojedinih kemijskih spojeva na vodene organizme na terenu je uglavnom nepoznat (Rico i sur., 2016), s obzirom da je ovaj pritisak često prisutan u kombinaciji s drugim pritiscima koji utječu na razlike među zajednicama i mogu međusobno utjecati na druge anorganske i organske kemikalije i hranjive tvari u ekosustavu (Corcoll i sur., 2015; Sabater i sur., 2016). Jedina terenska istraživanja koja su ispitivala odnos između fizikalno-kemijskih pokazatelja i alohtonih vrsta makrozoobentosa na većem broju mjernih postaja (981 i 398 lokacija u Njemačkoj) (Früh i sur., 2012a, b) pokazala su da su jače biokontaminirana mjesta bila znatno više onečišćena i degradirana od neinvadiranih mjesta. Istraživanje provedeno diljem Europe

(25 država članica EU) pokazalo je da pritisak alohtonih vrsta na vodna tijela općenito porastao u 16 zemalja (u 7 zemalja značajno) u vodnim tijelima s umjerenim i lošim ekološkim stanjem (Magliozzi i sur., 2020). Međutim, iako se čini da ova istraživanja potvrđuju veću toleranciju alohtonih vrsta na onečišćenje, uglavnom su se temeljila na usporedbi invadiranih i neinvadiranih mjesta i nisu analizirala odnos između specifičnih alohtonih vrsta i fizikalno-kemijskih pokazatelja.

Rezultati ovog istraživanja ukazuju na to da na neke alohtone vrste Peracarida, posebice na vrste *D. villosus*, *C. curvispinum* i *J. istri*, negativno utječu visoke koncentracije amonija, nitrita i fosfata. Ovi rezultati su u skladu s prethodnim istraživanjima koja su pokazala da je viša koncentracija amonija negativno utjecala na rakušca *D. villosus* koji je osjetljiviji od vrste *G. roeselii* (Gergs i sur., 2013; Normant-Saremba i sur., 2015). Štoviše, toksičnost amonija veća je od toksičnosti nitrita, dok je toksičnost nitrita veća od toksičnosti nitrata za alohtone rakove skupine Peracarida (Alonso i Camargo, 2003). Rezultati ovog istraživanja podupiru ovo zapažanje i pokazali su najveće negativne korelacije s amonijem kod sve tri vrste (*D. villosus*, *C. curvispinum* i *J. istri*) za razliku od nitrata s kojima korelacije uglavnom nisu bile značajne. Veće koncentracije amonija imaju umjereni učinak na smrtnost odraslih jedinki rakušca *D. villosus*, ali ometaju ponašanje pred kopulaciju i povećavaju smrtnost jaja, što rezultira nižim reproduktivnim uspjehom i negativno utječu na gustoću (Gergs i sur., 2013). Ove negativne korelacije sugeriraju da se gustoća/brojnost navedenih vrsta možda može koristiti kao ekološki indikator onečišćenja nutrijentima, naročito amonijem i ortofosfatima. Međutim, unatoč tome, veće koncentracije amonija, nitrita i fosfata nisu spriječile invaziju navedenih vrsta, što znači da one mogu podnijeti onečišćenje organskim tvarima i hranjivim tvarima u našim velikim rijekama, ali se ipak u većoj brojnosti mogu naći na lokacijama s manjim onečišćenjem.

Što se tiče veze između indeksa biokontaminacije i hidromorfološkog stanja, uvriježeno je mišljenje da se alohtone vrste vežu uz degradirana staništa (npr. Früh i sur., 2012a, b; Magliozzi i sur., 2020). Međutim, u ovom istraživanju korelacije između indeksa biokontaminacije i hidromorfološkog stanja, kategorija i pokazatelja uglavnom nisu značajne, najvjerojatnije iz razloga što indeksi biokontaminacije u obzir uzimaju sve alohtone vrste utvrđene na nekoj postaji, a one međusobno imaju prilično različite ekološke zahtjeve. Tome ide u prilog i korelacijska analiza između prosječnih gustoća populacija alohtonih vrsta i hidromorfološkog stanja i kategorija kod koje je evidentna pozitivna veza školjkaša *D. polymorpha* s promijenjenim hidrološkim stanjem i uzdužnom povezanošću što odgovara njegovoj preferenciji prema stajaćim vodama. Slična je situacija i s pužem *P. antipodarum* koji također

preferira stajaće vode što je potvrđeno i ovim istraživanjem gdje su koeficijenti korelacija između njegove gustoće i sve tri kategorije hidromorfološkog stanja, kao i sa samim hidromorfološkim stanjem pozitivni, međutim, nisu isпали statistički značajni najvjerojatnije zbog relativno malog broja postaja na kojima je puž utvrđen (13). Kod rakušca *D. villosus* situacija je obrnuta što se tiče promjena u uzdužnoj povezanosti toka rijeke, što znači da njemu više odgovaraju lotička staništa. Ostale alohtone vrste nisu postigle značajne korelacije, također najvjerojatnije zbog relativno malog broja postajama na kojima su vrste utvrđene, međutim, vidljivo je da su sve vrste alohtonih rakušaca kao i školjkaš *C. fluminea* postigli negativnu korelaciju s uzdužnom povezanošću. To svakako odgovara činjenici da te vrste nisu postigle značajne gustoće populacija u području akumulacija. Međutim, potrebno je detaljnije istraživanje s većim brojem postaja kako bi se utvrdile stvarne preferencije alohtonih vrsta prema hidrološkim i morfološkim značajkama staništa.

5.1.3. Alohtone vrste, biokontaminacija i biološke metrike

Širenje alohtonih vrsta dovelo je do biotičke homogenizacije (Toussaint i sur., 2014), budući da izrazito utječu na zajednice (Simon i Townsend, 2003; Carbonell i sur., 2017) i slatkovodne ekosustave diljem svijeta (Strayer, 2010; Gallardo i sur., 2016).

Često primjenjivane biološke metrike koje se koriste u procjeni kakvoće vode, kao što su BMWP, PBI i P-B saprobni indeks, općenito su dizajnirane na temelju autohtone faune. Nažalost, invazija alohtonih vrsta nepovratno je promijenila autohtone zajednice u velikim europskim rijekama (Arbačiauskas i sur., 2008). Na određenim mjestima gdje su alohtone vrste iznimno jako zastupljene, a autohtone svojte rijetke ili čak potpuno odsutne, standardne biološke metrike mogle bi stoga dati nepouzdan rezultate i posljedično, procjena ekološkog stanja vodnih tijela mogla bi biti nepouzdana.

Hrvatski indikatorski saprobni sustav (HR-SI) ima najdužu primjenu u Hrvatskoj i mnoge su alohtone vrste već uključene u operativne popise svojti sa sličnim indikatorskim vrijednostima (npr. rakušac *D. villosus* – 2,1; rakušac *C. curvispinum* – 2,1; puž *P. antipodarum* – 2,8 itd.). Budući da je primijećeno da razina biokontaminacije raste s vremenom (Arbačiauskas i sur., 2008; Liška i sur., 2015) zbog veće zastupljenosti već uspostavljenih kao i novopristiglih alohtonih vrsta, vrijednost HR-SI također se može značajno promijeniti čak i ako kakvoća vode ostaje konstantna, što ukazuje na više ili niže saprobno stanje u usporedbi s kompatibilnim

fizikalno-kemijskim pokazateljima. Na primjer, vjerojatni scenarij je da alohtone vrste smanje vrijednost indeksa (što ukazuje na bolje stanje obzirom na organsko opterećenje) u relativno onečišćenim riječnim dijelovima zbog nižih indikatorskih vrijednosti alohtonih indikatora u usporedbi s rezidentnim polisaprobnim svojcima (Oligochaeta, Chironomidae) koji obično dominiraju na onečišćenim mjestima. Nadalje, sklonost mnogih alohtonih vrsta da se pojave s visokom brojnošću može umanjiti ili potpuno zanemariti prisutnost i utjecaj autohtonih unutar izračuna HR-SI s apsolutnom brojnošću.

O mogućim problemima u iskrivljenim vrijednostima drugih bioloških metrika već je raspravljalo nekoliko autora, npr. BMWP (MacNeil i sur., 2004, 2009) ili BBI koji je belgijska verzija PBI (Gabriels i sur., 2005). Budući da alohtone vrste pridonose bogatstvu svojci, one teoretski mogu povećati vrijednost indeksa (BMWP, PBI), osobito u ranoj fazi invazije kada se alohtone vrste uglavnom pojavljuju uz domaće vrste. Na primjer, prisutnost jednog primjerka tolerantnog rakušca *D. villosus* u onečišćenom okruženju povećala bi vrijednost indeksa BMWP za 6 jedinica u slučaju da u uzorku nije prisutan nijedan drugi rakušac porodice Gammaridae! Međutim, rezultati dobiveni u ovom istraživanju ukazuju na negativnu korelaciju između indeksa biokontaminacije RCI-fam i BMWP i PBI, što je u skladu s nekoliko prethodnih istraživanja (npr. Arbačiauskas i sur., 2008; MacNeil, 2014) i moglo bi značiti da alohtone vrste ozbiljno smanjuju ili čak eliminiraju osjetljive svojce (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) koje doprinose višem rezultatu BMWP ili PBI. Također može i značiti da na upražnjene ekološke niše zbog pritisaka u prošlosti ili sada (mjesto s nižim indeksom BMWP ili PBI) pristiže više alohtonih svojci (porodica) koje uspostavljaju stabilne populacije. Što se tiče HR-SI, negativna je korelacija utvrđena između njega i ACI i SBCI-fam, ali ne sa RCI-fam. To je iz razloga što ovaj indeks u izračun uzima apsolutne brojnosti utvrđenih svojci i posljedično na njegovu vrijednost utječe gustoća populacije vrste, što nije slučaj kod ostalih indeksa iz grupe osjetljivost/tolerancija koje ne uzimaju brojnost u izračun. Negativna korelacija između HR-SI i ACI može značiti da velika brojnost alohtonih vrsta snižava vrijednost indeksa, odnosno da ukazuje na bolje stanje vode nego što bi teoretski bilo da alohtonih vrsta nema. Ovome ide u prilog i negativna korelacija između ACI i udjela Diptera i udjela Oligochaeta koji se smatraju tolerantnim skupinama, što svakako znači da velika gustoća populacija alohtonih vrsta (ACI) utječe na tolerantne skupine, dok se veća RCI-fam vrijednost povezuje sa smanjenjem osjetljivih skupina (npr. broj i udio EPT). Obrnuta hipoteza kod koje bi alohtone vrste u velikoj brojnosti došle u okoliš s niskom vrijednošću HR-SI (koji bi ukazivao na bolju kakvoću vode) možda i nije tako vjerojatna s obzirom da bolja kakvoća vode uglavnom podržava veću

raznolikost zajednice, a samim time i bolju otpornost na invazije. U svakom slučaju, na temelju rezultata ovog istraživanja koji utvrđuju značajne gustoće populacija nekih alohtonih vrsta koje nisu uključene u operativni popis indikatorskih svojta (*Chelicorophium robustum* Sars, 1895, *C. sowinskyi*, *Dikerogammarus bispinosus* Martynov, 1925), za pouzdanost HR-SI indeksa bi svakako bilo bitno takve vrste uključiti u izračun stanja vode na temelju makrozoobentosa.

Konačna odluka o tome trebaju li se alohtoni makrobeskralježnjaci koristiti u izračunu bioloških metrika ovisi o okolnostima kao što su povijest invazije, funkcionalne značajke i brojnost specifičnih alohtonih vrsta. Ideja da se samo alohtone vrste koje su brojne i široko rasprostranjene trebaju koristiti kao indikatori, ali tek nakon što se shvati njihov odnos prema specifičnim stresorima (organsko opterećenje i eutrofikacija, razni drugi onečišćivači, promijenjeno hidromorfološko stanje) (Orendt i sur., 2010) se čini kao najlogičnije rješenje. Također bilo bi dobro indeks biokontaminacije uključiti u nacionalno praćenje kakvoće voda kako bi se razumio doprinos alohtonih vrsta biološkim metrikama unutar klasa biokontaminacije.

U ovom istraživanju mjerne postaje s većom gustoćom nekih alohtonih vrsta (npr. *J. istri* i *D. villosus*) imale su uglavnom više prosječne vrijednosti bioloških metrika iz grupe osjetljivost/tolerantnost, ali također i veći broj i udio EPT svojti. Ovi rezultati sugeriraju da su mjerne postaje s boljom kakvoćom vode, gdje uglavnom nalazimo veću brojnost EPT svojti, također bila prikladnija mjesta i za navedene alohtone vrste. S druge strane, uvriježen je stav da su alohtone vrste dovele do homogenizacije zajednice makrozoobentosa smanjenjem ili eliminacijom autohtonih Peracarida i drugih svojta makrozoobentosa kao što su EPT svojte (Van den Brink i sur., 1993; Van der Velde i sur., 1998; Rewich i sur., 2014). Štoviše, utjecaj alohtonih vrsta na zajednicu raste s brojem alohtonih vrsta (Green i sur., 2011) i njihovom gustoćom (Carniatto i sur., 2013; Sofaer i sur., 2018). Ovo je potvrđeno i ovim istraživanjem s obzirom da je RCI-fam u negativnoj korelaciji s nekim od često korištenih metrika, kao što su broj i udio EPT svojta i BMWP. Najveća negativna korelacija bila je s brojem i udjelom EPT svojta, što sugerira da povećanje broja alohtonih vrsta smanjuje brojnost i udio EPT skupina. Sličan je rezultat bio također primijećen u britanskim rijekama gdje su RCI-fam vrijednosti indeksa biokontaminacije pokazale jaku negativnu korelaciju s metrikama koje se koriste u biomonitoringu kao i nekim funkcionalnim metrikama (Guareschi i sur., 2021a). Međutim, ovo istraživanje ne može potvrditi negativan utjecaj svih alohtonih vrsta na zajednicu makrozoobentosa, čak ni kad su one zastupljene velikom brojnošću. Ovo je donekle kontroverzno jer je općeprihvaćen stav da prisutnost alohtonih vrsta podrazumijeva pomak od

referentnih uvjeta (Cardoso i Free, 2008). Stoga bi buduća istraživanja svakako trebala ispitati učinke pojedinih alohtonih vrsta na zajednice makrozobentosa i biološke metrike.

Kako se na temelju dostupnih podataka čini, izgledno je da alohtone vrste rade promjene u okolišu u koji dolaze u vidu promjena u sastavu zajednica. Ako kemija vode ostane konstantna, takvi biološki rezultati ukazuju na određeno odstupanje od stvarnog stanja, dajući tako nepouzdan rezultate.

Praksa se razlikuje u zemljama EU-a o tome trebaju li alohtone vrste biti uključene u standardne metrike u procjeni kvalitete vode. Na primjer, Gabriels i sur. (2005) predložio je uključivanje alohtonih vrsta u Belgijski biotički indeks (BBI) kao članova zajednica makrozoobentosa koji odražava biološku raznolikost, međutim, bez dodijeljene klase tolerancije; u Nizozemskoj su alohtone vrste isključene iz procjene kvalitete vode (Orendt i sur., 2010) dok su u Njemačkoj i Austriji djelomično uključene. U svrhu provjere valjanosti uključivanja ili isključivanja alohtonih vrsta, gore navedene biološke metrike su izračunate sa i bez alohtonih vrsta, a zatim su dobivene vrijednosti korelirane s fizikalno-kemijskim pokazateljima koji ukazuju na onečišćenje. U gotovo svim slučajevima nije primijećena značajna razlika kada su alohtone vrste uključene/isključene iz metrike. To najvjerojatnije znači da je sama autohtona zajednica uvelike promijenjena, bilo pod utjecajem alohtonih vrsta, bilo prije njihovog dolaska. Na takvim postajama, posljedično, dolazi do odstupanja između stanja vode na temelju fizikalno-kemijskih pokazatelja i bioloških metrika uključenih u izračun kakvoće vode.

Širenje alohtonih vrsta je proces koji se dogodio u prošlosti u većini velikih rijeka u Europi, i malo je vjerojatno da će se zajednice makrozoobentosa vratiti u prirodno stanje. Međutim, biološki monitoring je neophodan za procjenu ekološkog stanja u već „napadnutim“ rijekama te je potrebno ispitati odnose između bioloških metrika i alohtonih vrsta. Ovo istraživanje je mali doprinos razumijevanju ove problematike i potrebna su daljnja istraživanja kako u Republici Hrvatskoj tako i diljem Europe i svijeta.

Daljnja istraživanja, između ostalog, trebaju biti usmjerena u problematiku uključivanja/isključivanja alohtonih vrsta u postojeće biološke metrike dizajnirane na temelju izvorne faune. Predloženi smjer istraživanja je ispitati odnos alohtonih vrsta sa onečišćenjem i drugim pritiscima. Unutar faze invazije, alohtone vrste ne pokazuju jasnu saprobnu toleranciju i potrebno je više vremena i istraživanja kako bi se otkrila njihova saprobnost tolerancija (Friedrich i Herbst, 2004). Budući da prisutnost alohtonih vrsta iskrivljuje tumačenje odgovora zajednice na određeni pritisak unutar vodotoka, metode procjene prema ODV mogu stoga dati

netočne ili čak obrnute rezultate u vezi s modulom „organsko onečišćenje“ zbog dominacije invazivnih vrsta, kao što je pokazali su Arndt i sur. (2009). Detektiranje i razumijevanje pravih uzroka promjena u zajednicama makrozoobentosa treba definirati kao visoki prioritet. Ovo je posebno važno u gospodarenju vodama gdje treba primijeniti određeni skup mjera kako bi se postiglo dobro stanje voda koje zahtijeva ODV kao okolišni cilj.

5.2. Pritisak 2: Onečišćenje vode

5.2.1. Postojeći način procjene kakvoće vode na temelju makrozoobentosa

Na svakoj mjernoj postaji makrozoobentos je uzorkovan dva puta, u različitim godišnjim dobima, kako bi se prikupio veći broj vrsta koje predstavljaju ukupnu bioraznolikost istraživanih rijeka, kao što se provodilo u drugim istraživanjima (npr. Beche i sur., 2006; Šporka i sur., 2006). Uz iznimku Chironomidae koji su bili relativno dobro zastupljeni u većini uzoraka, većina zabilježenih jedinki pripada hololimničkim makrobekralježnjacima odnosno, onima koji čitav život provode u vodenom staništu npr. Gastropoda, Amphipoda i Oligochaeta za razliku od redova kukaca npr. Trichoptera, Ephemeroptera koji dio života provedu na kopnu kao adulti dok su u vodi u stadiju ličinke i kukuljice. Ovakav sastav makrozoobentosa je uobičajen u velikim rijekama gdje pijesak i/ili mulj (psamopelal) dominiraju u podlozi (Rađa i Puljas, 2010). U gornjim dijelovima istraživanih rijeka (srednji tokovi Save, Mure i Drave) gdje je dominantan supstrat lital, bilježi se značajno veći udio Ephemeroptera.

Prema hrvatskoj nacionalnoj metodologiji, modul saprobnosti za proučavane tipove rijeka (HR-R_5B, HR-R_5C i HR-R_5D u nacionalnoj tipologiji rijeka ili IC_L2 u „Europskoj interkalibracijskoj tipologiji“) sastoji se samo od HR-SI. Indeks koji se temelji na P-B saprobnom indeksu ima dugu tradiciju u ocjeni kakvoće vode te je uspješno prošao proces međunarodne interkalibracije prema zahtjevima ODV, što je prethodno već rečeno. Stoga se ovaj rad ne bavi valorizacijom navedenog indeksa za primjenu u procjeni kakvoće voda u hrvatskim velikim nizinskim rijekama nego će u nastavku biti ukazano na neke njegove trenutne nedostatke.

Indeks se uglavnom temelji na određivanju razine vrste koja, unatoč očitim prednostima (npr. Resh i McElravy 1993; Moog i sur., 1997; Lenat i Resh, 2001; Borja i sur., 2011), zahtijeva veliki trud i stručnost, međutim, s upitnom potrebom za svrhu biomonitoringa. U nekim zemljama više taksonomske razine (npr. porodice) mogu pružiti slične informacije o biološkoj

procjeni stanja vode u usporedbi s nižim razinama (npr. rod, vrsta) (Furse i sur., 1984; Marchant i sur., 1995; Bowman i Bailey, 1997; Wright i sur., 2000; Reynoldson i sur., 2001; Schmidt-Kloiber i Nijboer, 2004; Buss i Vitorino, 2010; Whitter i Van Sickle, 2010), jer su jeftiniji za provedbu (Vlek i sur., 2006; Pik i sur., 1999; Mistri i Rossi, 2001), a također i umanjuju rizik od pogrešne klasifikacije ekološkog stanja koja proizlazi iz pogrešne determinacije. Nažalost, krivo određivanje je moguće, ali je također i olakšano malim brojem stručnjaka koji provode biološke analize kakvoće vode kao i nedostatkom regionalnih ključeva za determinaciju i nacionalnih check-lista za mnoge skupine, kao što je slučaj u Hrvatskoj. Nadalje, informacije na razini roda ili porodice uglavnom su korištene pri evaluiranju bioloških metoda procjene ekološkog stanja i u procesu interkalibracije (Birk i sur., 2012a). Osim rizika od pogrešne determinacije, indikatorske vrijednosti određenih svojti mogu biti vrlo subjektivne i temeljene na ekološkim opažanjima te rijetko potvrđene eksperimentalnim istraživanjima kvantifikacije BPK₅. Na primjer, Friberg i sur. (2010) dokumentirali su odnos između osjetljivosti/tolerantnosti pojedinih svojti i objavljenih indikatorskih vrijednosti, ali su također primijetili značajnu raspršenost, odnosno indikatorska vrijednost pojedinih svojti bila je manja ili veća od one koja bi se predvidjela korištenjem saprobnih vrijednosti (npr. rodovi *Elmis* i *Leuctra*). Moog i sur. (1997) usporedili su nekoliko indikatorskih sustava raznih vrsta vodencvjetova (Ephemeroptera) prema pregledu literature i uvidjeli da često indikatorske vrijednosti pojedinih vrsta značajno variraju unutar njezinog distribucijskog područja. Na primjer, u ekstremnim slučajevima indikatorske vrijednosti razlikuju se u 2 pune saprobne klase (npr. vodencvijet *Baetis rhodani*) dok je samo manjina vrsta slično rangirana. Iako Moog i sur. (1997) navode da vrste mogu pokazivati različite ekološke preferencije na različitim lokacijama unutar svog distribucijskog područja, tako velike razlike u zahtjevima za kisikom određene vrste nije vjerojatno da će se pojaviti u prirodi i najvjerojatnije su rezultat pogrešne determinacije vrsta. Odstupanja indikatorskih vrijednosti od stvarnog stanja bi moglo biti izraženije kod alohtonih vrsta makrozoobentosa koje su relativno nedavno kolonizirale europske vodotoke, stoga je potrebno više vremena i istraživanja da bi se otkrila njihova saprobna tolerancija (Friedrich i Herbst, 2004). Općenito, indikatorske vrijednosti većine alohtonih vrsta u operativnoj listi svojti su relativno visoke i ujednačene jer su uglavnom procijenjene kao tolerantne svojte, iako su istraživanja o saprobnim tolerancijama alohtonih vrsta relativno rijetka i teško mogu potvrditi takve procjene. Zapravo, nekoliko istraživanja pokazuje da bi one mogle biti puno osjetljivije na onečišćenje nego što se općenito vjeruje (npr. Normant Saremba i sur., 2015; Kralj i sur., 2022), a također i unutar ovog istraživanja je utvrđena negativna korelacija između alohtonih vrsta rakova i amonija u vodi, odnosno

ukupnog dušika u sedimentu. Drugi važan čimbenik koji može utjecati na pouzdanost rezultata su klase zastupljenosti koje se primjenjuju u izračunu saprobnih indeksa. Izvorno, P-B saprobni indeks koristio je relativnu brojnost svih zabilježenih svojiti označenih kao 1, 3 i 5 (1-pojedinačna, rijetka; 3-česta; 5-obilna). Kasnije, implementacijom WFD, ljestvica je proširena s relativnom brojnošću u rasponu od 1 do 7. Međutim, posljednjih godina počela se primjenjivati apsolutna umjesto relativne brojnosti, koristeći točan broj jedinki svake zabilježene svojite u uzorku izražen kao broj ind. m⁻² (Metodologija uzorkovanja, laboratorijskih analiza i određivanja omjera ekološke kakvoće bioloških elemenata kakvoće, 2015). To može stvoriti još veći problem ako je rasprostranjena vrsta pogrešno identificirana ili njezina indikatorska vrijednost nije točno utvrđena nego je umjesto toga primijenjena stručna procjena. Osim toga, poznato je da je bentoska brojnost vrlo varijabilna u skupinama vodenih makrobekralježnjaka (Resh, 1979, Barbour i sur., 1992, Resh i Jackson, 1993, Johnson, 1998) i nekoliko istraživanja sugerira da predstavlja najmanje informativan od testiranih metričkih pokazatelja jer je imala najslabiji učinak, odnosno najveću prostornu, vremensku varijabilnost kao i varijabilnost replikativnih uzoraka (Sandin i Johnson, 2000). U okviru svojih nacionalnih metoda procjene, Norveška i Španjolska ne koriste brojnost, ali su uspješno interkalibrirale svoje metode (Birk i sur., 2012a). Stoga, gore navedene moguće situacije (pogrešna identifikacija vrsta, pogrešna indikatorska vrijednost organizama kao rezultat zbog stručne procjene ili samo ekološkog opažanja) u kombinaciji s apsolutnim brojnostima primijenjenim u formuli saprobnog indeksa mogu dovesti do značajnog odstupanja sa samim pritiskom, odnosno fizikalno-kemijskim pokazateljima kojima bi indeks trebao odgovarati.

Preduvjeti za razvoj bilo koje metode, kao i ekološki značajne granice klasa su dobro uspostavljeni empirijski potvrđeni odnos pritiska i utjecaja (npr. Karr i Chu, 1999; Borja i sur., 2011) s ciljanim pritiskom koji idealno pokriva cijeli gradijent, odnosno zastupljene su lokacije iz svih stanja kakvoće (vrlo dobra, dobra, umjerena, loša i vrlo loša) (Hering i sur., 2006). Međutim, u mnogim europskim tipovima rijeka, posebno u velikim nizinskim rijekama, referentne uvjete je izuzetno teško ili čak nemoguće pronaći (Birk i sur., 2012b), dok je s druge strane kakvoća vode značajno poboljšana zbog izgradnje brojnih uređaja za pročišćavanje otpadnih voda s drugim i trećim stupnjem, što oboje rezultira sužavanjem gradijenta stresora u pogledu organskog onečišćenja i onečišćenja hranjivim tvarima. Ovo naglašava važnost dobrih povijesnih podataka i/ili dostupnih starih bioloških uzoraka, što je u Hrvatskoj nažalost rijetko (Matonićkin i sur., 1975; Meštrović i sur., 1989).

Može se pretpostaviti da HR-SI pruža pouzdanu i prikladnu procjenu organskog onečišćenja na manjim vodotocima bez alohtonih vrsta no to nije bio dio ovog istraživanja. Nadalje, sve brojnije alohtone vrste u velikim rijekama dodatno kompliciraju metodologiju procjene jer su metrike izvorno napravljene na temelju autohtone faune (McNeil i sur., 2014). Problemi sa alohtonim vrstama prisutni su u mnogim europskim zemljama ili čak globalno i ne postoji konsenzus treba li ih uključiti ili isključiti iz primijenjenih bioloških metrika. Isključivanje alohtonih vrsta iz bioloških metrika na mjestima gdje je biokontaminacija izuzetno visoka može dovesti do toga da se procjena vode temelji na relativno malom broju primjeraka domaće faune. Međutim, već su primijećena određena odstupanja kada su zabilježene alohtone vrste bile uključeni u biološke metrike za procjenu kvalitete vode u europskim vodotocima, kao što su BMWP (npr. McNeil i sur., 2014) ili BBI (Gabriel i sur., 2010).

Naposljetku, procjena organskog opterećenja u RH (odnosno, modul saprobnost) bazirana je na jednom jedinom indeksu i unatoč prednostima koje ima, gore navedeni nedostaci mogli bi dati pogrešnu procjenu stanja vode koja se u tom slučaju ne bi mogla kompenzirati drugim uključenim indeksima. Drugim riječima, korištenje više metrika u sklopu multimetričkog indeksa može umanjiti slabost pojedinačnih metrika (Barbour i sur., 1999; Resh i sur., 2000), odnosno može dati širu perspektivu poremećaja u ekosustavu s obzirom da metrike predstavljaju različite komponente sustava. Stoga se takva procjena kakvoće vode smatra pouzdanijom od one temeljene na jednoj metriki (Barbour i sur., 1995, 1999; Klemm i sur., 2003) (više o tome u poglavlju Literaturni pregled).

Zbog svega navedenog, u ovom je radu formiran multimetrički indeks za procjenu kakvoće vode s obzirom na pritiske koji su se pokazali značajnima (eutrofikacija i organsko opterećenje), neovisno od postojećeg indeksa.

5.2.2. Novi multimetrički indeks

U ovom istraživanju je uspostavljen odnos između nekoliko bioloških metrika i fizikalno-kemijskih pokazatelja koji ukazuju na onečišćenje, prvenstveno organsko opterećenje i eutrofikaciju (PCA-1 i PCA-2). Obogaćivanje vodotoka hranjivim tvarima može prouzročiti smanjenje bioraznolikosti (Smith, 2003; Hilton i sur., 2006; Bini i sur., 2014; Paul i Meyer, 2001), a posebno smanjiti bogatstvo pripadnika osjetljivih redova vodenih kukaca kao što su Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (Ortiz i Puig, 2007; Friberg i sur., 2010; Yuan, 2010;

Lenat, 1988). Odgovor zajednica beskralježnjaka na jak gradijent hranjivih tvari utvrđen je u nekoliko istraživanja (npr. Smith i sur., 2007; Yuan, 2010; Heiskary i Bouchard, 2015) koje potencijalno omogućuju korištenje tehnika biomonitoringa za procjenu i kvantificiranje pritiska koji dolaze od prekomjernog unosa nutrijenata. Osjetljivost vodenih organizama na obogaćivanje hranjivim tvarima, posebice na amonij, općenito je prihvaćena i odražava se u nacionalnim standardima kakvoće vode (Cole, 1973; Smith i sur., 1999; USEPA, 1999). Međutim, biotički indeksi koji reagiraju na koncentraciju hranjivih tvari utvrđuju se samo sporadično (npr. Smith i sur., 2007) za razliku od mnogih indeksa koji su određeni da reagiraju na promjene u režimu kisika. Sami autori indeksa (Smith i sur., 2007) ne utvrđuju uzročno-posljedične odnose između koncentracije nutrijenata i strukture zajednice makrozoobentosa, već samo utvrđuju korelaciju. Bez obzira na značajan koeficijent korelacije između bioloških pokazatelja i PCA-1 i PCA-2, ne može se sa sigurnošću ustanoviti utječu li hranjive tvari izravno ili neizravno na sastav i strukturu zajednice makrozoobentosa budući da se relativno malo zna o tome kako makrozoobentos reagira na povišene razine hranjivih tvari. Iako je utvrđeno da eutrofikacija, posebno fosfor, ima izravan utjecaj na primarne proizvođače, istraživanja koja pokazuju učinke na više trofičke razine bila su manje uvjerljiva (Artigas i sur., 2013; Friberg i sur., 2010). Nekoliko istraživanja tvrdi da veće koncentracije hranjivih tvari ne opterećuju makrozoobentos izravno, već neizravno preko povećane autotrofne proizvodnje biomase, nižih koncentracija kisika i promijenjene dostupnosti hrane, što sve utječe na cjelovitost vodotoka (Allan, 2004; Allan i sur., 1997; Delong i Brusven, 1998; Friberg i sur., 2010). Nadalje, Friberg i sur. (2010) tvrde da je BPK_5 , kao zamjena za otopljeni kisik, najvjerojatnije primarni pokretač distribucije makrozoobentosa u vodotoku, a odnosi prema ukupnom P i NH_4-N prvenstveno su uzrokovani međukorelacijom. Međutim, vrlo je vjerojatno da se moraju uzeti u obzir i opterećenje hranjivim tvarima i režim kisika kako bi se pružila potpuna procjena kvalitete vode (Horwitz i sur., 2016). Stoga je u ovom istraživanju ideja bila pokušati uspostaviti multimetrički indeks koji objedinjuje oba pritiska, organski pritisak definiran količinom kisika i pritisak zbog obogaćivanja nutrijentima (koji za posljedicu također ima smanjenje koncentracije kisika).

BMWP je jedan od najrasprostranjenijih i najkorištenijih biotičkih indeksa koji je uspostavljen u Ujedinjenom Kraljevstvu i temelji se na zbroju izvedenom iz vrijednosti pripisanih različitim porodicama makrozoobentosa (između 1 i 10), prema njihovoj osjetljivosti na organsko onečišćenje, gdje 1 predstavlja najtolerantnije, a 10 predstavlja najosjetljivije. Dokazano je da je BMWP metoda jedan od najboljih pokazatelja ekološke kakvoće tekućica (Armitage i sur.,

1993; Leeds-Harrison i sur., 1996; Semenchenko i Moroz, 2005) i stoga se koristi u mnogim zemljama širom svijeta, međutim, vrlo često modificiran i prilagođen, npr. u Kanadi (Barton i Metcalfe-Smith, 1992), Španjolskoj (Zamora-Munoz i Alba-Tercedor, 1996), Argentini (Capitulo i sur., 2001), Tajlandu (Mustow, 2002) i Poljskoj (Czerniawska-Kusza, 2005). Indeks je u značajnoj korelaciji s PCA-1 osi koja ukazuje na onečišćenje kao i s pojedinačnim pokazateljima koji ukazuju i na organsko onečišćenje i onečišćenje hranjivim tvarima te je stoga prikladan za uključivanje u MMI. Međutim, u usporedbi s BMWP-om, ASPT ima relativno nižu prirodnu varijabilnost i manje je osjetljiv na napor uzorkovanja i sezonske promjene (Armitage i sur., 1983; Sandin i Johnson, 2000) i stoga bi također bio dobar kandidat za MMI iako su korelacije s PCA-1 nešto niže. Iznenadjuće, broj porodica postiže najviše korelacijske koeficijente s PCA-1 od svih testiranih bioloških metrika. Razina porodice, kao niža taksonomska rezolucija, trebala bi rezultirati nižom prirodnom varijabilnošću, a time i manjom učestalošću pogrešaka (Sandin i Johnson, 2000), što ovu metriku čini prikladnom za korištenje u rutinske svrhe biomonitoringa. Međutim, ova metrika također značajno korelira s većinom metrika iz grupe metrika „osjetljivost/tolerantnost“ (npr. s BMWP), kao i s nekoliko metrika iz grupa metrika „bogatstvo/raznolikost“ i „sastav/obilje“ uključujući one metrike koje su procijenjene kao prikladne. Stoga se ova metrika u ovom trenutku ne razmatra za uključivanje u MMI.

Ovo je istraživanje potvrdilo da su metrike koje uključuju osjetljive svojite dobri kandidati za procjenu i organskog onečišćenja i onečišćenja hranjivim tvarima, npr. broj svojiti Trichoptera, Ephemeroptera, Coleoptera, EPT kao i njihov udio u uzorku (EPT%). Broj i udio EPT svojita dobro su poznate metrike koje koristi velik broj europskih zemalja (npr. Austrija, Belgija, Češka, Estonija, Latvija, Nizozemska, Poljska, Rumunjska) u procjeni stanja velikih rijeka. Rapport (1991) podržava metriku bogatstva svojiti kao prikladnu za istraživanja procjene stanja okoliša budući da ekosustavi pod pritiscima često rezultiraju smanjenim bogatstvom svojiti, kao posljedica nestanka osjetljivih svojiti, što u konačnici rezultira prevlašću svojiti tolerantnih na onečišćenje i više monospecifičnih zajednica (Sandin i Johnson, 2000). Međutim, iako se ne dovodi u pitanje gore navedene izjave, metrika bogatstva svojita također može dovesti do određenih odstupanja jer manje iskusni analitičar utvrdi npr. svojitu *Baetis* sp. dok bi stručnjak za skupinu Ephemeroptera mogao razlikovati nekoliko vrsta unutar ovog roda što bi također moglo utjecati na konačnu ocjenu. Svakako bi bilo idealno kad bi postojali stručnjaci za sve skupine makrozoobentosa, u kojem bi slučaju metrika bogatstva dala pouzdane rezultate. Međutim, kako to nije uvijek slučaj, odabran je EPT% u MMI koji je također postigao značajnu

i negativnu korelaciju i s PCA-1 i s PCA-2, a ujedno i najbolju od svih metrika iz grupe metrika „sastav/obilje“.

Utvrđeno je da su funkcionalne mjere promjenjivije od mjera bogatstva (Barbour i sur., 1992; Resh i Jackson, 1993) i većina njih nije bila u značajnoj korelaciji s PCA-1 ni s pojedinačnim fizikalno-kemijskim pokazateljima koji ukazuju na onečišćenje. Međutim, udio taksa koji preferiraju pijesak (psamal) u supstratu (PSA%) pokazala se kao korisna metrika za procjenu, s obzirom na značajan koeficijent korelacije s varijablama pritiska. Veća vrijednost ove metrike ukazuje na veći udio svojti koje preferiraju finiji supstrat pogodan za nakupljanje organske tvari kao i sporiju struju vode.

Metrika koja bi svakako mogla biti od koristi za procjenu onečišćenja amonijem je udio Crustacea ili broj svojta Crustacea obzirom da su navedene bile u značajnoj negativnoj korelaciji s koncentracijom amonija i koncentracijom nitrata. Većina rakova, kako broj vrsta tako i zastupljenost, potječe od alohtonih vrsta iz Ponto-kaspijskog bazena koje su kolonizirale proučavane rijeke, a posebno donji tokovi bili su mnogo više biokontaminirani s rijekom Dunav koja je izvor svih alohtonih rakova. Ovim je istraživanjem utvrđeno da se gore navedeni alohtoni rakovi, dok koloniziraju uzvodne tokove, češće pojavljuju u pogledu broja svojti i udjela u zajednici na manje onečišćenim mjestima u usporedbi s onečišćenijim mjestima, posebno u pogledu onečišćenja hranjivim tvarima. S druge strane, čini se da broj svojti Crustacea ne reagira značajno na organsko onečišćenje. Ovo istraživanje ukazuje i na negativnu korelaciju nutrijenata u sedimentu i zastupljenosti alohtonih vrsta (poglavlje Sediment), što je također u procesu objavljivanja od strane Ćuk i sur. (2023). Dobro utvrđena korelacija između broja i/ili udjela svojti rakova i ciljanog pritiska, posebice onečišćenja hranjivim tvarima, svakako bi mogla biti koristan alat u procjeni, osobito u biokontaminiranim dionicama jer je nažalost sve više i više dionica pod utjecajem invazivnih vrsta koje brzo prodiru u uzvodne dijelove toka. Međutim, budući da postoje znatne praznine u razumijevanju alohtonih vrsta općenito, u ovom se trenutku ova metrika ne bi trebala uključivati u MMI jer ekološke preferencije alohtonih vrsta nisu sasvim određene i jasne. U tu svrhu se trebaju provoditi dodatna istraživanja, a to podrazumijeva i često praćenje, posebno u biokontaminiranim područjima.

***Četiri mjerne postaje na rijeci Dunav (vodni tip HR-R_5D) bile su pridružene vodnom tipu HR-R_5C koji obuhvaća velike nizinske rijeke u donjem toku (Sava i Drava). Međutim, zbog specifičnosti ove rijeke koja velikim dijelom proizlazi iz veličine slivnog područja u odnosu na

donji tok Save i Drave, vrlo je vjerojatno da navedeni MMI treba modificirati kad su u pitanju postaje iz vodnog tipa HR-R_5D. Npr. možda bi opcija bila izbacivanje metrike EPT% kao i prilagođavanje referentnih i najlošijih vrijednosti za preostale metrike uključene u MMI, ili pak odabir sasvim drugih metrika. No, zbog premalog broja postaja u ovom trenutku to nije moguće izvršiti.

5.3. Pritisak 3: Onečišćenje sedimenta

5.3.1. Kemijski pokazatelji u sedimentu

Ovo istraživanje daje prikaz koncentracija elemenata i nutrijenata u sedimentu velikih hrvatskih rijeka. Iako mnogi mjereni pokazatelji nemaju utvrđene „v-min“ i „v-max“ vrijednosti prema SMSP i FALCONBRIDGE NC SAS (2005) pa se mjerne postaje ne mogu klasificirati u jednu od tri moguće kategorije, određeni broj radova ipak postoji sugerirajući da mnogi od ovih metala mogu također imati negativne učinke na makrozoobentos, npr. uran (Bergmann i sur., 2018); bor (Maier i Knight, 1991); aluminij (Beghelli i sur., 2020) itd.

Aktivni riječni sediment obuhvaća recentne naslage koje potječu iz ograničenog broja trenutno aktivnih izvora materijala (prirodnih i antropogenih). Smatra se da analiza riječnog sedimenta daje pouzdanije rezultate u usporedbi s analizom vode jer sediment apsorbira onečišćivače i djeluje kao "zapis onečišćenja". Međutim, aktivni riječni sediment također nije trajni zapis, budući da se njegov sastav može mijenjati tijekom vremena, osobito nakon poplava. Istraživanja provedena na rijeci Kupi u Hrvatskoj utvrdila su da sediment erodira s uzvodnih lokacija te se donosi i taloži u donjem toku rijeke, posebno tijekom poplava (Frančišković-Bilinski i sur., 2022). Na taj način i sediment na određenom mjestu s vremenom mijenja svoj sastav, ali puno sporije od vode.

Prva sustavna geokemijska istraživanja porječja u Hrvatskoj proveo je Frančišković-Bilinski (2005; 2007) na porječju rijeke Kupe. U sklopu tih istraživanja objavljena je baza podataka s osnovnim statističkim pokazateljima iz prirodnog (čistog) klastera sedimenata, koji se mogu koristiti kao referentne vrijednosti za 51 proučavani element. Srednje koncentracije većine proučavanih elemenata značajno su više u velikim rijekama Hrvatske iz ovog istraživanja od srednjih koncentracija iz čistog klastera iz rijeke Kupe, što ukazuje na prisutnost antropogenog utjecaja u uzorcima iz velikih rijeka Hrvatske.

Elementi koji ne pokazuju anomaliju u pogledu ekstrema/odstupanja (Al, B, Fe, Rb, Ti, U, V) mogli bi pružiti indikaciju prirodnog podrijetla. Nepostojanje anomalija također može značiti i

to da je prisutno difuzno onečišćenje koje utječe na istraživano područje (npr. poljoprivreda), međutim, to je manje vjerojatno zbog relativno velikog područja koje je obuhvaćeno ovim istraživanjem. Nasuprot tome, za većinu elemenata koji pokazuju anomalije možemo pretpostaviti da najvjerojatnije potječu od antropogenih aktivnosti iz točkastih izvora (npr. industrija, otpadne vode). Ovo je potkrijepljeno podudaranjem u ekstremima/odstupanjima i povišenim koncentracijama istog pokazatelja na velikom broju mjernih postaja. Međutim, broj mjernih postaja s većim odstupanjima odnosno izrazito povišenim vrijednostima količina istraživanih elemenata nije tako velik. Postaja koja najviše odstupa po količinama mjerenih elemenata, DR4, nalazi se na rijeci Dravi nizvodno od grada Varaždina, odnosno nizvodno od uređaja za pročišćavanje otpadnih voda grada Varaždina. Uzvodne mjerne postaje, DR1 i DR2 također pokazuju određene ekstreme/odstupanja koji vjerojatno potječu iz uzvodnijeg dijela rijeke Drave, vjerojatno iz Maribora (Slovenija) ili nekog drugog grada u Sloveniji. Jedino mjesto na rijeci Savi s anomalijama, SA10, nalazi se nizvodno od grada Siska, koji je bio jako industrijsko središte, pa onečišćenje najvjerojatnije potječe odatle. Također, dijelom može potjecati i iz grada Zagreba, koji se nalazi uzvodnije. Međutim, anomalije utvrđene statističkom analizom boxplota ne ukazuju automatski na rizik za okoliš. Također i suprotno, ako neki element ne pokazuje anomaliju, to ne znači automatski da ne predstavlja nikakav zdravstveni rizik. Stoga ove podatke treba procijeniti s oprezom, a treba uzeti u obzir i druge analize koje se provode u trenutnom radu. No obično statističke anomalije nekog elementa jesu jak pokazatelj antropogenog utjecaja.

Sediment rijeke Save ranije je istraživao u Sloveniji i zapadnoj Hrvatskoj (Frančičković-Bilinski, 2008). Box plot metoda iz navedenog istraživanja pokazala je da su prisutne anomalne koncentracije Zn, Pb, In, Cu, Co, Se, Zr, Cd, As, K, Na, Tl, Ba, B, Mn i Fe u sedimentu regije Celje (Slovenija), kao i Cr, Ni, S, In, Cu, Mo, Pb u brani Moste, Slovenija (onečišćenje praćeno sve do kampa Šobec), te Hg u Litijsko-zagorskom rudarskom području (Slovenija). Rezultati odabranih toksičnih elemenata, s koncentracijama koje ograničavaju kakvoću slatkovodnog sedimenta, pokazali su dvije anomalne vrijednosti za Hg u rijeci Savi, kod Kranja i Zagorja (Slovenija). Koncentracije su puno veće od onih koje uzrokuju značajne toksične učinke >>2 ppm. Dvije proučavane lokacije rijeke Save u Hrvatskoj (Strelečko i Lukavec Posavski) pokazuju vrlo čist okoliš s obzirom na elemente u tragovima, iako je rijeka Sava prošla velike gradove Zagreb i Sisak. Ovi rezultati jasno ukazuju na mehanizme samopročišćavanja rijeke Save, tako da onečišćenje teškim metalima iz Slovenije nije dospjelo na proučavana mjesta u Hrvatskoj (Frančičković-Bilinski, 2008).

Kontaminacija vodenih sustava teškim metalima privukla je pozornost javnosti posljednjih desetljeća zbog svoje toksičnosti, postojanosti i nerazgradivosti u okolišu (Al-Afify i Abdel-Satar, 2020; Yacoub i sur., 2021). ODV i Uredba o standardima kakvoće vode (NN 96/19) ističu teške metale Cd, Hg, Ni i Pb kao najopasnije sa značajnim posljedicama za okoliš i ljudsko zdravlje. Veće koncentracije ovih metala mogu uzrokovati velike ekološke i zdravstvene probleme ako se metali u sedimentu prenose izravno u vodene ekosustave nakon čega ih korijenje biljaka i organizmi lako apsorbiraju i stoga ulaze u hranidbeni lanac (Tang i sur., 2020).

Štetni učinci Cd mogli bi biti pojačani prisutnošću drugih metala, kao što je Zn (Świderska-Bróz, 1993; Rzętała, 2016), koji je također povišen, uglavnom na istim mjestima kao i Cd (korelacija Cd i Zn je $> 0,70$), ponekad prelazi „v-max“. Stoga se na ovim mjernim postajama mogu očekivati određene promjene u okolišu zbog povišenih koncentracija ovih metala. Koncentracija Cd u sedimentu u istraživanom području je prirodno niska, stoga su dobivene povećane koncentracije rezultat antropogenog utjecaja, kao i u zapadnom dijelu Hrvatske (Salminen i sur., 2005), uglavnom od bačenih baterija, plastike i kanalizacije (Young i Lund, 2006). U ovom istraživanju srednja vrijednost Cd ($0,576 \text{ mg kg}^{-1}$) bila je u skladu s prethodno provedenim istraživanjima sedimenta rijeke Save i aluvijalnih tala rijeke Drave (Milačić i sur., 2010; Šajn i sur., 2011). Najveća vrijednost izmjerena je na postaji S10 ($2,62 \text{ mg kg}^{-1}$), što je u skladu s prethodnim istraživanjem (Milačić i sur., 2010) koje također utvrđuje povećane vrijednosti u tom dijelu. Međutim, sve izmjerene koncentracije Cd bile su nekoliko puta niže od koncentracija koje mogu izazvati maksimalan toksični učinak.

Koncentracije Pb veće od „v-min“ (koje su utvrđene na niz lokacija) impliciraju da postoji jasan antropogeni učinak uz potencijal štetnih učinaka na okoliš, posebno uslijed pojačavanja aktivnosti koje uzrokuju oslobađanje Pb u prirodu. Pb se može naći u bojama, baterijama i cijevima, ali također, može doći iz zraka kao produkt izgaranja olovnog benzina (Hudak i Banks, 2006; Naushad i Al-Othman, 2012). Izmjerena srednja vrijednost od $38,1 \text{ mg kg}^{-1}$ u skladu je s prethodno provedenim istraživanjima sedimenta rijeke Save i aluvijalnih tala s terasa rijeke Drave (Milačić i sur., 2010; Šajn i sur., 2011). Visoke koncentracije Pb na mjernim postajama DR1 (139 mg kg^{-1}), DR4 (231 mg kg^{-1}), a posebno ekstremna vrijednost na postaji DR4 (231 mg kg^{-1}), svakako su antropogenog utjecaja, kao i maksimalna izmjerena koncentracija od 293 mg kg^{-1} na S10.

Rudarstvo i izgaranje fosilnih goriva glavni je izvor Ni i Hg, koji na kraju završavaju u vodotocima kroz kanalizacijsku vodu (Wuana i Okieimen, 2011). Iako je Ni esencijalni element za mikroorganizme i biljke, veće koncentracije mogu izazvati toksične učinke. Koncentracija Ni viša od 33 mg kg^{-1} u sedimentu poplavnih ravnica u istraživanoj regiji može biti povezana s polimetalnom mineralizacijom (Salminen i sur., 2005). Sasvim sigurno, visoke koncentracije, posebno ekstremne na lokaciji DR14, su antropogenog porijekla. Također, zabilježene vrijednosti su u skladu s istraživanjem provedenim na rijeci Savi (Milačić i sur., 2010) i malo su više u odnosu na istraživanje na rijeci Dravi (Šajn i sur., 2011). Arsen je jedan od važnih onečišćivača okoliša koji je toksičan i pri niskim koncentracijama (uz Hg koja nije bila predmetom ovog istraživanja), a koji je specifičan za panonski dio Hrvatske. Prijašnjim je istraživanjem u Posavini i Podravini utvrđeno da je koncentracija As u rasponu od 0,5 do 92 mg kg^{-1} (Halamić i Peh, 2009). Iako As može ući u okoliš antropogenim utjecajem najčešće kroz industriju i komunalni otpad (Kisić, 2012) ili kao dio pesticida i sredstava za zaštitu drva (Tošić i sur., 2019), visoke koncentracije As u sedimentu u ovom slučaju uglavnom su prirodnog porijekla (Kisić i sur., 2018). Suprotno očekivanjima, u ovom su istraživanju koncentracije As bile značajno niže od koncentracija koje mogu izazvati maksimalan toksični učinak, posebice na mjernim postajama na rijeci Savi, što je u skladu s prethodnim istraživanjem (Milačić i sur., 2010). Na lokacijama na rijeci Dravi izmjerene koncentracije također su bile niže od očekivanih i bile su nešto niže od koncentracija izmjerenih 2011. godine (Šajn i sur., 2011).

Povišena koncentracija Cr na gotovo svim mjernim postajama posljedica je antropogenog utjecaja (npr. željezare, čeličane, kožare, boje), ali također može biti, u manjoj mjeri, pojava mafičnih stijena i mineralizacije (Salminen i sur., 2005). Također, na svim postajama koncentracije Cr prelaze vrijednosti koje mogu izazvati minimalni toksični učinak. Najviše izmjerene koncentracije Cr zabilježene su na S20 (383 mg kg^{-1}) i DR14 (349 mg kg^{-1}). Dobivene visoke koncentracije Cr u skladu su s prijašnjim istraživanjima duž cijelog toka rijeke Save (Milačić i sur., 2010) i sukladno istraživanjima na rijeci Dravi (Šajn i sur., 2011).

Mn, Zn i Cu su bitni mikroelementi za metabolizam biljaka i životinja. Međutim, zbog povećane globalne kontaminacije površinskih voda i širokog prijenosa onečišćivača u zraku, njihove se koncentracije na kraju mogu približiti smrtonosnim razinama (Goldman, 2009). Cink (Zn) nastaje u proizvodnji metala, te je produkt izgaranja ugljena i otpada dok je Cu dio pesticida, fungicida i gnojiva (Tošić i sur., 2019). Zabilježene koncentracije Cu na svim postajama daleko su ispod koncentracija koje mogu izazvati maksimalan toksični učinak, što je

u skladu s oba prethodna istraživanja (Milačić i sur., 2010; Šajn i sur., 2011). Izmjerene koncentracije Zn prelaze granicu maksimalnog toksičnog učinka na samo dvije mjerne postaje DR1 (390 mg kg^{-1}) i DR4 (401 mg kg^{-1}). S obzirom da su povećane koncentracije Zn dobivene i na nekoliko mjernih postaja u prethodnim istraživanjima Save i Drave (Milačić i sur.; 2010; Šajn i sur., 2011), najvjerojatnije je riječ o antropogenom utjecaju većih urbanih središta i poljoprivrede. Istraživanjem odnosa između sadržaja Zn i glavnih elemenata u jezerskom sedimentu u Poljskoj otkriveno je da je u nekim jezerima Zn prvenstveno vezan organskom tvari, dok je u sedimentu drugih jezera vezan mineralima gline (Bojakowska i sur., 2014). Kako je uzvodno od onečišćenih mjesta na rijeci Dravi (DR1 i DR4) akumulacija hidroelektrane, može se pretpostaviti da se Zn taloži s organskom tvari i mineralima gline u akumulaciji i povremeno u procesima resuspenzije onečišćuje nizvodne lokacije. Osim mogućeg utjecaja nakupljanja u akumulacijama, ne može se isključiti ni utjecaj intenzivne poljoprivrede prisutne na ovom području. Neka su istraživanja utvrdila da su nepravilna gnojidba i navodnjavanje u prošlosti mogli uzrokovati nakupljanje Zn u sedimentu (Liu i sur., 2013). Dakle, sličan bi slučaj mogao biti u našoj proučavanoj regiji. Koncentracije ostalih ispitivanih metala u skladu su s prethodno provedenim istraživanjima i daleko su ispod koncentracija koje mogu izazvati minimalni toksični učinak (Milačić i sur., 2010; Šajn i sur., 2011).

Oba nutrijenta imala su najviše izmjerene koncentracije na postaji DR4, vjerojatno zbog prisutnosti kanalizacije i industrijskog onečišćenja grada Varaždina čiji je uređaj za pročišćavanje otpadnih voda preopterećen. Povišene koncentracije amonija i nitrita iz uzoraka vode utvrđene su na istoj mjernoj postaji (Ćuk i sur., 2019). Međutim, ciklus kruženja dušika treba proučavati u odnosu na organsku tvar. Omjer TOC/TN dobar je pokazatelj za razlikovanje porijekla organske tvari (kopneno ili vodeno porijeklo) (Sampei i Matsumoto 2001; Gulia i sur. 2004; Cuculić i sur., 2016). Dobiveni rezultati pokazuju da 2/3 svih lokacija (30 lokacija) prima organsku tvar iz kopnenog izvora jer imaju omjer TOC/TN > 20 , dok 1/3 lokacija (15 lokacija) ukazuje na isključivo vodeno podrijetlo (Bordowsky, 1965; Meyers, 1997; Gulia i sur., 2004). Anaerobni sediment bogat ugljikom može podržati velike populacije denitrifikacijskih bakterija (Haycock i Burt, 1993) koje mogu pretvoriti velike količine nitrata u N_2 . Potencijal denitrifikacije općenito raste s povećanjem sadržaja organske tvari, prema površini tla (Burt i sur. 1999; Taylor i Townsend, 2010). Alohtoni organski ugljik terestričkog podrijetla potiče metabolizam i proizvodnju heterotrofne biomase daleko više od one koja bi se mogla održati samo iz autohtone proizvodnje (Battin i sur., 2008). Stoga je unos alohtonog ugljika ključan za produkciju rijeka, potoka i mnogih jezera (Cole i Caraco, 2001; Gray i sur., 2001; Richey i sur.,

2002; Tank i sur., 2010; Trimmer i sur., 2012; Lewandowski i Nützmann, 2010). Prema ovom istraživanju, trećina lokacija ne prima terestrički organski ugljik i stoga ima veće prosječne koncentracije TN u usporedbi s onima dobivenim na svim lokacijama zajedno, a posebno u usporedbi s preostale 2/3 lokacija koje primaju alohtoni organski ugljik.

5.3.2. Kemijski pokazatelji u sedimentu i makrozoobentos

Mnogi kemijski pokazatelji analizirani u ovom istraživanju rijetko su proučavani u riječnom sedimentu i ne zna se mnogo o njihovoj toksičnosti za slatkovodnu biotu. Nije potpuno jasno u kojoj su mjeri neki od metala vezani za čestice sedimenta i sve dinamičke procese koji se odvijaju između vode i sedimenta. Odnosno, koncentracije metala u sedimentu koje bi mogle izazvati štetne učinke na makrozoobentos i vodenu biotu općenito su nepoznate. Za razliku od brojnih radova o odnosima između makrozoobentosa i fizikalno-kemijskih pokazatelja njihovog vodenog okoliša (npr. Sandin i Johnson, 2000; Hirst i sur., 2002; Carsten Von Der Ohe i Liess, 2004; Adámek i sur., 2010; Girgin i dr. sur., 2010; Malaj i sur., 2012; Moran i sur., 2017; Davis i sur., 2018; De Moura Guimarães Souto i sur., 2019; Kladarić i sur., 2020, 2021), istraživanja o hranjivim i organskim tvarima, sastavu i koncentracijama metala u riječnom sedimentu te njihov utjecaj na biotu mnogo su oskudnija (npr. Beasley i Kneale, 2003; Kiralj i sur., 2023). Međutim, sastav sedimenta zapravo bi mogao dati bolju sliku kontaminacije sustava jer pokazuje manje fluktuacije tijekom vremena od kemijskog sastava vodenog stupca koji se nalazi iznad. Stoga bi kemijski sastav sedimenta mogao biti potencijalno pouzdana metoda praćenja stanja okoliša (Chester i Hughes, 1967; Karbassi, 1998; Prabu, 2009; Badawy i sur., 2021). Slično drugim antropogenim pritiscima, kao što su organsko opterećenje/eutrofikacija i hidromorfološka degradacija, onečišćenje metalima također može uzrokovati velike promjene u zajednicama makrozoobentosa, npr. smanjiti broj vrsta, njihov rast, gustoću i produkciju (Qu i sur., 2010), stoga je makrozoobentos pogodan za procjenu ekoloških implikacija kontaminacije teškim metalima u vodenim sustavima, budući da sadrži svojite s različitom osjetljivošću na različite onečišćivače. U prisutnosti intenzivnog antropogenog pritiska dolazi do značajnih promjena u biološkim zajednicama, uključujući promjene u sastavu vrsta i brojnosti s prevlašću tolerantnih vrsta na lokacijama pod pritiskom, dok osjetljive vrste možemo naći na manje pogođenim područjima.

Ovim je istraživanjem utvrđeno da su biološke metrike koje se odnose na svojite osjetljivije na organsko opterećenje/eutrofikaciju (EPT, Ephemeroptera, Trichoptera) bile u negativnoj

korelaciji s koncentracijama metala u sedimentu. To je u skladu s nekoliko prethodnih istraživanja koja pokazuju da onečišćenje sedimenata metalima ima štetne učinke na slatkovodne makrobekralježnjake, što uključuje gubitak osjetljivih redova kao što su Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera (Whiting i Clifford, 1983; Casper, 1994; Gower i sur., 1994, 1995; Hickey i Clements, 1998; Farag i sur., 1999; Clements i sur., 2000; Ruse i Hermann, 2000; Karouna-Renier i Sparling, 2001; Sriyaraj i Shutes, 2001; Beasley i Kneale, 2003). Ovo istraživanje je pokazalo da je broj utvrđenih svojti Ephemeroptera, uz Margalefov indeks raznolikosti, ukupan broj porodica, ukupan broj rodova i ukupan broj svojta, jedna od najindikativnijih bioloških metrika u pogledu onečišćenja sedimenta metalima što je također u skladu s prethodnim istraživanjima koja izdvajaju porodice reda Ephemeroptera kao posebno osjetljive na povišene razine metala (npr. Kiffney i Clements, 1994; Clements i sur., 2000). Većina zabilježenih svojti Ephemeroptera relativno su česte u velikim panonskim rijekama i uključuju svojte *Caenis* sp., *Baetis* sp., *P. luteus* i *Heptagenia* sp., od kojih je prva daleko najzastupljenija i smatra se jednom od najtolerantnijih na organsko opterećenje i hranjive tvari u usporedbi s većinom drugih svojti Ephemeroptera koje se inače nalaze u manjim vodotocima.

Iznenadujuće se pokazalo da Ni i Mn, iako vrlo toksični metali, nisu imali značajne korelacije ni s jednom biološkom metrikom makrozoobentosa, dok su neki drugi opasni metali poput Pb, Zn, As i Cd imali svega dvije ili tri značajne korelacije, unatoč tome što su koncentracije nekih od tih metala bile ozbiljno povišene na nekim mjernim postajama. Njihova je toksičnost dobro poznata i dokumentirana jer mnogi radovi raspravljaju o negativnim učincima ovih metala na biotu (Spehar i sur., 1978; Kilgour, 1991; Groulx i Lasenby, 1992; Goodyear i McNeill, 1999; Canivet i sur., 2001; Wu i sur., 2014; Afanasyev i sur., 2022; Tang i sur., 2022). Stoga su njihove slabe korelacije s biološkim pokazateljima dobivene u ovom istraživanju zasigurno neočekivane i zaslužuju dodatnu pozornost. Nekoliko istraživanja je pokazalo da Cu i Zn imaju najjače negativne učinke na bogatstvo svojti (Armitage, 1980; Malmquist i Hoffsten, 1999) dok Beasley i Kneale (2003) utvrđuju da Ni i Zn imaju glavni utjecaj na strukturu bentoske zajednice. Ovo istraživanje može potvrditi da Cu postiže značajnu negativnu korelaciju s biološkim metrikama iz skupine metrika raznolikosti/bogatstva (Margalefov indeks raznolikosti, ukupan broj porodica, ukupan broj rodova, ukupan broj svojti). S druge strane, Ni ne postiže značajnu korelaciju s biološkim metrikama, dok Zn ima negativan utjecaj na raznolikost (Margalef), ukupan broj svojti i ukupan broj rodova. Međutim, značajna korelacija s brojem svojti Ephemeroptera nije dobivena, što je u suprotnosti s Armitage (1980) koji definira Ephemeroptera kao najosjetljivije na onečišćenje Zn.

Prema ovom istraživanju, skupine makrozoobentosa koje se smatraju manje osjetljivima na organsko opterećenje/eutrofikaciju: Oligochaeta, Chironomidae i Odonata (npr. Rađa i Puljas, 2010; Slukovskii i Polyakova, 2017) i čija velika brojnost može ukazivati na umjerenu ili vodu lošije kakvoće (Sinuraya i sur., 2018) također bolje podnose opterećenje metalima. Tolerancija Oligochaeta i Chironomidae na neke razine metala već je utvrđena prethodnim istraživanjima (Arslan i sur., 2010). Pokazalo se da su koncentracije biorasploživih oblika metala u tkivima Oligochaeta i Chironomidae više nego u pridnom sedimentu (Janssen i sur., 2000; Arslan i sur., 2010; Slukovskii i Polyakova, 2017). Međutim, budući da u ovom istraživanju nisu utvrđene značajne korelacije između ovih skupina makrozoobentosa i metala, može se pretpostaviti da su indiferentni do određenih koncentracija metala u sedimentu, a njihova pojavnost i veći udio posljedica je odsutnosti njihovih predatora i praznih niša na onečišćenim mjestima.

Od pokazatelja koji se odnose na opterećenje sedimenta organskim/hranjivim tvarima, omjer TOC/TN postigao je najveći broj značajnih korelacija s biološkim metrikama. To je u skladu s istraživanjem koje je definiralo omjer C/N u sedimentu kao jedan od najvažnijih pokazatelja koji utječu na biotu, osim zasićenosti vode kisikom (von Bertrab, 2012). Većina svojta osjetljivih na organsko opterećenje preferira mjesta s visokim omjerom C/N, stoga su pozitivne korelacije s osjetljivim skupinama i indeksima raznolikosti dobiveni u ovom istraživanju u skladu s gore navedenim istraživanjem (von Bertrab, 2012). Dugoročni učinak hranjivih tvari u taloženom finom sedimentu mogao bi zapravo biti ključni čimbenik za oblikovanje zajednice makrozoobentosaa utječući na biorasploživost kisika i otopljenih hranjivih tvari na razini mikrostaništa. Omjer C/N povezan je s procesima razgradnje i nitrifikacije koji utječu na kakvoću hrane, a posebno na koncentraciju kisika. Mjesta taloženog sitnog sedimenta vjerojatno su karakterizirana smanjenim koncentracijama kisika, što utječe na raznolikost određenih osjetljivih vrsta (von Bertrab, 2012).

Ukupno stanje sedimenta na osnovu svih ispitanih pokazatelja koji imaju definirane vrijednosti v-min i v-max na način koji je predložen u ovom istraživanju mogao bi biti baza za klasificiranje sedimenta u hrvatskim vodotocima. Dobivene vrijednosti za stanje sedimenta postižu vrlo slične korelacije s biološkim metrikama kao i vrijednosti PCA-1, što ukazuje na obećavajuću polazišnu točku za stvaranje klasifikacijskog sustava za sediment. U predloženom sustavu stanje je ocijenjeno kao srednja vrijednost svih uključenih pokazatelja za razliku od stanja vode na osnovu fizikalno-kemijskih pokazatelja gdje se ukupno stanje ocjenjuje na temelju najlošije ocijenjenog pokazatelja (Uredba o standardu kakvoće vode, NN 20/23). U slučaju kad bi se

takav način primijenio i na klasifikaciju sedimenta, sve ili gotovo sve ispitivane mjerne postaje bi bile u lošem stanju. Također, za neke se kemijske pokazatelje znaju štetni učinci na biotu iako nemaju određene vrijednosti koje uzrokuju minimalni i maksimalni toksični učinak. Takvi se metali nisu detaljnije obrađivali u ovom istraživanju, ali su prikazane dobivene vrijednosti zbog moguće usporedbe u nekim predstojećim istraživanjima.

Što se tiče alohtonih svojti makrozoobentosa, pokazalo se da su istraživane rijeke, Dunav, Sava i Drava, jako ili čak izrazito jako biokontaminirane u donjim tokovima, zbog visokog udjela svih alohtonih svojti (Ćuk i sur., 2019; Kralj i sur., 2022). Općeprihvaćeno mišljenje je da su alohtone svojte tolerantnije na onečišćenje organskim/hranjivim tvarima, što nije potvrđeno ovim istraživanjem. Prema provedenoj analizi RDA, zapravo, ispada da se više alohtonih Amphipoda i Isopoda može očekivati na mjestima s manjim opterećenjem hranjivim tvarima u sedimentu. To je u skladu s istraživanjem koje pokazuje da se alohtoni rakovi skupine Peracarida češće pojavljuju na mjestima s manjim organskim opterećenjem/eutrofikacijom vode (Kralj i sur., 2022). Nadalje, ovo istraživanje pokazuje da se alohtone svojte Amphipoda, Isopoda i Bivalvia češće pojavljuju na mjestima s većim opterećenjem metalima. Razlog tome bi moglo biti i više slobodnih niša na lokacijama onečišćenim metalima budući da je autohtona bentoska fauna vjerojatno bolje prilagođena onečišćenju organskim tvarima i nutrijentima zbog mnogo duljeg razdoblja prilagodbe tijekom prošlosti. Očito je da su skupine grupirane u RDA analizi u smjeru većeg onečišćenja metalima uglavnom alohtone vrste skupine Amphipoda (uglavnom iz rodova *Dikerogammarus* i *Chelicorophium*), Isopoda (*J. istri*) i Bivalvia (*Dreissena* i *Corbicula*). S druge strane, autohtone svojte iz istih skupina makrozoobentosa (rodovi *Gammarus* i *Synurella*) smještene su u suprotnom smjeru. Međutim, također je dobro poznato da sve svojte unutar jedne skupine ili porodice nemaju istu toleranciju na opterećenje hranjivim tvarima/organskim tvarima ili metalima. Dobro je dokumentirano da vrste, na primjer, unutar porodice Baetidae (Ephemeroptera) imaju različite zahtjeve za koncentracijom kisika (Moog i sur., 1997). Stoga bi se buduća istraživanja trebala usmjeriti na pitanja tolerancije vrste na opterećenje metalima u sedimentu i posljedično njegovim utjecajem na cjelokupne zajednice makrozoobentosa. Ova pitanja mogu biti važna za biološko praćenje europskih slatkih voda prema ODV.

5.4. Pritisak 4: Hidromorfološka degradacija

Brojne su metode za procjenu hidromorfološkog stanja razvijene tijekom posljednjih desetljeća, s primjetnim razlikama u ciljevima, pristupima i načinu ocjenjivanja. Glavni nedostaci u većini metoda su slabo uzimanje u obzir fizičkih procesa, nedostatak vremenske komponente procjene i nedovoljno uključivanje istraživanih mjesta u odgovarajućem kontekstu sliva (Belletti i sur., 2014). Metoda za procjenu hidromorfološkog stanja u Republici Hrvatskoj bazira se na mjerenju odstupanja od referentnog stanja, odnosno kvantificira stupanj promjene gdje veća ocjena označava veću promjenu. Ovakva metoda može imati prednosti u vidu jednostavnosti i relativno usporedivih rezultata sa složenijim metodama (npr. Vidaković Maoduš, 2022). Međutim, sama metoda ne bilježi hidromorfološke značajke te na osnovu nje nije moguće utvrditi preferenciju određenih svojta prema određenim značajkama okoliša. Kod metoda koje vrednuju i stupanj promjena i značajke okoliša, kao što je to slučaj kod slovenske metode (SIHM), utvrđeno je da značajke kakvoće staništa (RHQ) imaju veću snagu u odnosu na stupanj modifikacije (RHM) (Petkovska i Urbanič, 2015). Međutim, značajke kakvoće staništa i modifikacija su često u uzročno-posljedičnom odnosu, npr. modifikacija obale, kao što je izravnavanje rijeke, utječe na prevladavajući tok i supstrat u koritu, kao i na prirodna obilježja korita i obale (Negishi i sur., 2002; Pedersen, 2009), a uklanjanje vegetacije priobalnog pojasa uzrokuje smanjenje zasjenjenja što ubrzava rast vegetacije u potoku (Julian i sur., 2011).

Neka su istraživanja utvrdila da su najvažnije varijable za strukturiranje zajednice makrozoobentosa prevladavajući protok i prevladavajući supstrat u koritu (Petkovska i Urbanič, 2015; Sandin, 2003; Sandin i Johnson, 2004), pri čemu je sama struja vode primarna varijabla koja, između ostalog, uvjetuje sastav supstrata, ali i režim kisika i dotok hrane. Međutim, na temelju podataka iz ovog istraživanja, a koji se odnose na procjenu hidromorfološkog stanja na temelju korištene metode EN 15843:2010, to ne bi bilo moguće utvrditi. Neki se okolišni pokazatelji bilježe u sklopu prikupljanja uzoraka makrozoobentosa neovisno o procjeni hidromorfološkog stanja (npr. sastav i struktura supstrata) dok se neki pokazatelji ne mjere u sklopu nacionalnog praćenja stanja voda u Republici Hrvatskoj npr. pokazatelji vezani uz struju vode, izuzev protoka koji se automatski mjeri od strane Hrvatskih voda kao i DHMZ-a na određenom broju mjernih postaja. Zbog navedenog će se u ovom istraživanju obraditi značajke supstrata dok će značajke vezane uz struju vode biti teme nekih drugih istraživanja.

5.4.1. Značajke supstrata i makrozoobentos

Veza između broja različitih supstrata (mikrostaništa) utvrđenih na svakoj mjernoj postaji (= bogatstvo supstrata) kao i raznolikosti supstrata (H') i bioloških metrika u ovom istraživanju samo je djelomično polučila očekivani rezultat. Na temelju ranijih istraživanja utvrđeno je da sastav i struktura riječnog sedimenta upravljaju heterogenošću staništa, što utječe na distribuciju i raznolikost makrozoobentosa (Dahl i Greenberg, 1996; Lamouroux i sur., 2004; Méricoux i Doledec, 2004), budući da veća raznolikost dostupnih mikrostaništa omogućava većem broju vrsta da pronađu odgovarajuća staništa (Junk i sur., 1989). U ovom je istraživanju raznolikost supstrata postigla veći broj značajnih korelacija od bogatstva supstrata što je i očekivano, s obzirom da raznolikost uključuje i zastupljenost dok se bogatstvo supstrata odnosi na broj supstrata s kojih je uzet makar jedan poduzorak. Na mnogim mjernim postajama to uključuje npr. 5 % ksilala (drveni materijal) ili 5 % fitala koji su zastupljenošću potrebni da se na njima obavi uzorkovanje jednog poduzorka. Vjerojatno navedeni mali postotci nisu toliko relevantni za povećanje raznolikosti supstrata i posljedično za povećanje bioraznolikosti. Drugim riječima, raznolikost supstrata, koja se očituje i kroz ujednačenost utvrđenih mikrostaništa, ima važniju ulogu za strukturiranje zajednice makrozoobentosa od same prisutnosti određenog supstrata u malom udjelu. Slični rezultati su dobiveni i u istraživanju koje je proučavalo učinke restauracije na zajednicu makrozoobentosa, a kod koje veće bogatstvo supstrata nije rezultiralo povećanjem broja vrsta niti raznolikosti makrozoobentosa, za razliku od raznolikosti supstrata koja je pozitivno korelirala s ukupnim brojem svojta kao i raznolikošću EPT svojta (Verdonschot i sur., 2016). U ovom su istraživanju raznolikost i bogatstvo supstrata imali značajne pozitivne korelacije s većinom metrika iz grupe osjetljivost/tolerantnost, osim HR-SI. Što se tiče grupe bioloških metrika koje se odnose na raznolikost/bogatstvo svojta, svakako je iznenađujuće to što biološke metrike raznolikosti zajednice nisu postigle značajne korelacije s metrikama bogatstva i raznolikosti supstrata, međutim, i to se također podudara s gore navedenim istraživanjem (Verdonschot i sur., 2016). Iako su biološke metrike koje se vežu uz bolju kakvoću riječnog staništa (broj svojta Ephemeroptera, Trichoptera, EPT) uglavnom bile u pozitivnoj korelaciji s bogatstvom i raznolikošću supstrata, veze uglavnom nisu bile značajne, izuzev broja svojti Ephemeroptera i EP te EPT (samo za raznolikost supstrata). Jedan od razloga je vjerojatno taj što se unutar svake skupine nalaze svojte s različitim preferencijama prema supstratu. Odnosno, vrlo je vjerojatno da će se veći broj EPT svojta naći u dva tipa kamenog supstrata (npr. mezo- i mikrolital) nego u četiri tipa drukčijeg supstrata (npr. psamopelal, argilal, fital i ksilal).

Ono što je svakako evidentno je da udio litala u podlozi pogoduje mnogim skupinama u vidu pozitivnih korelacija s osjetljivim skupinama (Ephemeroptera, Trichoptera, EP, EPT, EPTCBO), što je i dokazano brojnim prijašnjim istraživanjima (Pastuchová i sur., 2008; Šporka, 2003). Također je vidljivo da tolerantne skupine ne preferiraju lital u supstratu (Oligochaeta, Bivalvia, Diptera) nego meki supstrat, iako se neke vrste iz navedenih skupina vežu upravo uz lital npr. maločetinaš *Stylodrilus heringianus* (van Haaren i Soors, 2013) što je proizašlo i iz ovog istraživanja gdje je navedena vrsta postigla visoke značajne pozitivne korelacije s udjelom litala, a istovremeno negativne s udjelom mekog i organskog supstrata. Ono što je svakako iznenađujuće je to da je udio litala u podlozi negativno koreliran s indeksima raznolikosti zajednice za razliku od mekog supstrata (psamopelala) koji je s navedenim indeksima pozitivno koreliran. Jedan od razloga svakako može biti taj što je na litalu uglavnom u prosjeku veća gustoća invazivnih rakova skupine Peracarida (Žganec i sur., 2018) koje, iako dolaze i na mekom supstratu, znatno su brojniji populacija na tvrdom supstratu pa ujednačavaju zajednicu i posljedično smanjuju vrijednost indeksa raznolikosti zajednice. Takvi rezultati su dobiveni i u ovom istraživanju (vidi poglavlje Biokontaminacija). Također je na litalu u prosjeku bilo manje dodatnih tipova podloge (ksilal, fital) ili ih je bilo u manjem postotku u odnosu na meki tip supstrata. Negativna korelacija litala s brojem svojta Crustacea može se objasniti time što veće udjele ovog tipa supstrata nalazimo u gornjim dijelovima istraživanih rijeka gdje u pravilu nalazimo manji broj alohtonih vrsta rakova u odnosu na donje dijelove na kojima prevladava meki supstrat i više alohtonih vrsta. Međutim, brojnost rakova svakako se veže uz lital budući da ovaj supstrat preferiraju i autohtoni i alohtoni rakovi. Što se tiče indeksa iz grupe osjetljivost/tolerantnost, svi su u očekivano značajnoj pozitivnoj korelaciji s udjelom litala i negativnoj s udjelom psamopelala, osim HR-SI kod kojeg je očekivano obratno obzirom da veća vrijednost ukazuje na lošije stanje.

Veća raznolikost staništa i bioloških zajednica ne mora biti odraz prirodnosti. Veći kameni blokovi koji se koriste za učvršćivanje obala (tehnolital) obično pridonose heterogenosti staništa, čineći ga neprirodno visokim za nizinsko područje (Petkovska i Urbanič, 2015) što rezultira većom raznolikošću zajednica zbog svojti koje zauzimaju nova neprirodna staništa (Townsend i Hildrew, 1994). Međutim, u ovom istraživanju to nije potvrđeno budući da indeksi bioraznolikosti gotovo da uopće nisu u korelaciji s udjelom tehnolitala, kako u analizi svih istraživanih postaja tako i u analizi vodnih tipova HR-R_5C+HR-R_5D koji se prirodno sastoji od psamala i pelala u podlozi i gdje bi određeni udio tehnolitala svakako činio jasnu razliku u sastavu i strukturi dostupnih mikrostaništa (korelacije udjela tehnolitala i raznolikosti zajednice

po Shannonu te po Margalefu iznose $-0,045$ i $-0,021$). Razlog za to je najvjerojatnije što je tehnolital kao i ostali tvrdi supstrat, omiljeno stanište invazivnim rakovima skupine Peacarida koji zbog velikih gustoća populacija na navedenom supstratu ujednačavaju zajednicu i time smanjuju vrijednosti indeksa raznolikosti. Udio tehnolitala više je odgovarao tolerantnijim svojstava budući da su osjetljive skupine poput već spomenutih Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera u negativnoj korelaciji kako brojem svojiti tako i udjelom u ukupnoj zajednici makrozoobentosa, iako ta korelacija nije statistički značajna. U značajnoj su pozitivnoj korelaciji s udjelom tehnolitala broj svojiti Crustacea i Oligochaeta, što je za prvu navedenu skupinu u skladu s očekivanjima obzirom da ovdje spadaju alohtoni rakovi skupine Peracarida koji su brojniji na tvrđoj podlozi. Što se tiče udjela ksilala (drveni dijelovi), rezultati ovog istraživanja ukazuju da on pozitivno utječe na bioraznolikost (Shannonov i Margalefov indeks bioraznolikosti) kao i na ukupan broj svojiti, a bio je značajno pozitivno koreliran i s brojem svojiti Bivalvia, Crustacea i Oligochaeta. Ksilal svakako predstavlja važno mikrostanište za makrozoobentos (Benke i Wallace, 2003) čiji je doprinos u stvaranju morfološke složenosti utvrđen ranijim istraživanjima (npr. Buffington i sur., 2002). U jednom je istraživanju nekoliko mjeseci nakon postavljanja dijelova drva u rijeku sa šljunkom u podlozi utvrđeno veliko povećanje kako morfološke raznolikosti tako i raznolikosti toka, a posljedično i raznolikosti beskralježnjaka za 35 % (Anlanger i sur., 2022). Dostupnost mikrostaništa poput ksilala se čak smatra jednim od ključnih supstrata za relativno velik broj specijaliziranih vrsta (McKie i Cranston, 1998, 2001), npr. u srednjoj Europi čak 103 svojiti imaju preferenciju prema ovom tipu supstrata (Hoffmann i Hering, 2000). Nažalost, drveni se ostatci često uklanjaju tijekom upravljanja rijekom u sklopu radova redovitog održavanja, a posljedično se smanjuje raznolikost vrsta koje preferiraju ksilalna mikrostaništa. Biljni dijelovi u vodotoku (fital) nisu proizveli značajne i očekivane rezultate. Ranija su istraživanja utvrdila veće obilje beskralježnjaka u područjima s većom biljnom biomasom i pretpostavilo se da je ovaj obrazac posljedica boljeg izvora hrane, boljeg utočišta od grabežljivaca, većeg životnog prostora ili većeg broja dodatnih staništa (tj. stanišnih niša) (Heck i Wetstone, 1977). U ovom je istraživanju, očekivano, makrofitska vegetacija u većem udjelu utvrđena u sporijim dijelovima toka s obzirom na negativnu korelaciju s biološkim metrikama iz funkcionalne grupe koje se odnose na brzinu struje vode (npr. Rheoindex). Međutim, od metrika iz grupe bogatstvo/raznolikost, udio fitala je bio u korelaciji jedino s brojem svojiti Oligochaeta i Bivalvia, dok s indeksima bioraznolikosti nije postigao značajne korelacije. Jedan od razloga svakako može biti i slaba zastupljenost ovog tipa mikrostaništa na istraživanim mjernim postajama, izuzev područja akumulacija u ljetnom dijelu godine gdje je pokrivenost dna

makrofitskom vegetacijom iznosila i do 100 % (lokacija DR3a) i iznimno veliku brojnost puža *P. antipodarum*. Poznato je da populacija puža *P. antipodarum* može jako sezonski i godišnje fluktuirati u slatkim vodama Europe i Sjeverne Amerike (Extence, 1981; Gérard i sur., 2018; Moffitt i James, 2012; Moore i sur., 2012). Preferencije ovog puža prema fitalu je već ranije utvrđena (poglavlje Biokontaminacija). Iako korelacija nije značajna, udio Diptera je u pozitivnoj vezi s udjelom fitala u podlozi; tome ide u prilog preferencije određenih svojta Diptera prema ovom tipu staništa npr. svojta *Chironomus plumosus*-Gr. što je utvrđeno prijašnjim istraživanjima (Bogut i sur., 2007). U značajnoj negativnoj korelaciji s udjelom fitala je udio Trichoptera. Iako neke svojte tulara preferiraju ovakvo mikrostanište npr. pojedine vrste porodica Hydroptilidae, Leptoceridae, Limnephilidae, neke vrste roda *Hydropsyche* itd. (Graf i sur., 2008), većinu utvrđenih svojti u ovom istraživanju ipak vežemo za tvrde podloge (lital, akal). Ovo istraživanje potvrđuje da POM (koji uključuje CPOM i FPOM) također doprinosi bioraznolikosti obzirom da je u značajnoj pozitivnoj korelaciji sa svim indeksima raznolikosti što je u skladu s prijašnjim istraživanjima koja utvrđuju naročito veliku brojnost makrozoobentosa u CPOM-u na valuticama u rastauriranim vodotocima (Jähnig i Lorenz, 2008). Nadalje, POM je u značajnoj pozitivnoj korelaciji i s brojem svojti Crustacea, s brojem svojti i udjelom Oligochaeta, udjelom Diptera, te brojem svojti Bivalvia. Navedene skupine makrozoobentosa se hrane partikuliranom organskom tvari, gdje Crustacea preferiraju CPOM, dok ostale navedene skupine konzumiraju FPOM bilo u sedimentu (Oligochaeta, Diptera) bilo aktivnim filtriranjem stupca vode (Bivalvia) (Moog, 2002). POM se pokazao kao glavna varijabla u strukturiranju zajednice Oligochaeta i Chironomidae, čak i u odnosu na hidrološke značajke (Syrovátka i sur., 2009). Svojte porodice Chironomidae, Chironomini Gen. sp., *Chironomus plumosus*-Gr. i *Chironomus thummi*-Gr., postigle su značajne pozitivne korelacije s udjelom POM-a, kao i udio Diptera u uzorku (čija glavna i najbrojnija komponenta jesu upravo Chironomidae). Vodena vegetacija (Nolte, 1989; Schmid, 1993; Syrovátka i sur., 2009; Wright i sur., 1983) naročito u bržim strujama vode te veće količine sedimentiranog POM-a u sporijim strujama vode (Minshall, 1977; Ruse, 1994; Syrovátka i sur., 2009) ispostavili su se kao najpovoljniji uvjeti za veću brojnost i raznolikost porodice Chironomidae. Vodena vegetacija jako povećava površinu supstrata i također može promijeniti hidrauličke uvjete u blizini korita i pospješiti taloženje finih čestica (Glime i Clemons, 1972; Sand-Jensen i Mebus, 1996). S druge strane, sporiji dijelovi toka bogati POM-om nude obilje hrane svojtama koji pobiru/sakupljaju i aktivno se hrane filtriranjem te mogu podnijeti niske koncentracije kisika (npr. Culp i sur., 1983). Postupna promjena strukture zajednice duž gradijenta sedimentiranog POM-a evidentirana je od strane Syrovátka i sur. (2009). Većina utvrđenih vrsta Oligochaeta,

npr. *Limnodrilus hoffmeisteri*, *L. claparedianus*, *L. udekemianus*, *Nais barbata* vežu se uz organska staništa (van Haaren i Soors, 2013) što je potvrđeno i ovim istraživanjem gdje su navedene vrste u značajnoj pozitivnoj korelaciji s POM-om ili fitalom. Brojnost i raznolikost svojti Oligochaeta vezani su uz količinu organske tvari, te su u područjima siromašnim organskom tvari hrapavost supstrata i pojava vodene vegetacije imali glavnu ulogu u strukturiranju zajednice (Syrovátka i sur., 2009). Neka su istraživanja ukazala na jaku vezu između udjela CPOM-a i broja svojta EPT (Verdonschot i sur., 2016), međutim, u ovom istraživanju takva veza nije potvrđena, čak dapače, korelacija između POM i broja svojti i udjela EPT je negativna, iako nije značajna.

Iako svojte iz iste porodice ili čak roda mogu pokazivati različite preferencije prema uvjetima u okolišu, rezultati ovog istraživanja ukazuju da sve utvrđene svojte Coleoptera, Ephemeroptera, Plecoptera i većina Trichoptera pokazuju slične preferencije prema litalu s kojim su u značajnoj pozitivnoj korelaciji. To je u skladu s prethodnim istraživanjima za utvrđene svojte Ephemeroptera (*P. luteus*, *H. sulphurea*, *S. ignita*, *Caenis* sp., *Baetis* sp.) čije autekološke značajke uključuju lital kao preferirani supstrat iako sve navedene svojte imaju relativno širok raspon tipova supstrata u kojima se pojavljuju (Buffagni i sur., 2009). Što se tiče tulara, literaturni podaci navode jednake preferencije prema supstratu za obje utvrđene vrste roda *Hydropsyche* (lital, makrofitska vegetacija i ksilal) (Graf i sur., 2008). Međutim, u ovom su istraživanju utvrđene razlike u preferencijama prema supstratu; tular *H. contubernalis* preferira frakcije litala dok tular *H. bulgaromanorum* pokazuje sklonost za meke i organske supstrate. Vrsta *P. pusilla* je postigla značajnu pozitivnu korelaciju s udjelom litala, što su utvrdila i prijašnja istraživanja (Graf i sur. 2008). Sve utvrđene svojte Coleoptera (*Esolus* sp., *Oulimnius* sp., *Limnius* sp.) su u značajnoj pozitivnoj korelaciji s udjelom litala što je u skladu s njihovim autekološkim značajkama (Garcia-Criado i sur., 1999; Valladares i sur., 2002). Autohtoni rakovi skupine Amphipoda potvrđuju sklonost prema tvrdim supstratima (Krepski i sur., 2014; Poznańska i sur., 2013) dok jednakonožni rak *A. aquaticus* nije ukazao na značajnu korelaciju s bilo kojim tipom supstrata. Kod puževa nalazimo različite preferencije prema supstratima gdje vrste *H. holandrii* i *P. antipodarum* preferiraju lital u podlozi, vrste *E. esperi*, *M. daudebartii* i *Theodoxus fluviatilis* (Linnaeus, 1758) su više vezani uz meki supstrat mada korelacije nisu značajne, vrste *L. naticoides* i *V. piscinalis* pokazuju jasnu sklonost prema mekim supstratima dok je puž *B. tentaculata* indiferentan prema tipu supstrata. To je u skladu s prijašnjim istraživanjima (Beran, 2013; Savić i sur., 2016).

5.4.2. Hidromorfološko stanje istraživanih mjernih postaja prema metodi EN 15843:2010

Najlošije hidromorfološko stanje utvrđeno je na akumulacijama rijeke Drave, što je u skladu s nekoliko prethodnim istraživanjima koje utvrđuju akumulaciju vode kao jednom od važnijih modifikacijskih varijabli, što ukazuje na važnost hidroloških promjena, uz morfološke, na strukturu zajednica makrozoobentosa (Petkovska i Urbanič, 2015). Prisutnost akumulacija smatra se glavnim ljudskim čimbenikom pritiska koji oblikuje sastav i strukturu zajednice riba i makrozoobentosa (Marzin i sur., 2012), s obzirom da cijeli sustav prelazi iz prirodnog lotičkog u lentički koji je po karakteru zajednica sličan prirodnim jezerima (Mihaljević i sur, 2018; Polak, 2004). Kao dugački linearni ekosustavi, rijeke su izrazito osjetljive na pregrađivanje, a uzdužna povezanost je ključna za njihovo optimalno funkcioniranje (Mihaljević i sur, 2018). Pregrađivanje vodotoka branom primarno se odnosi na hidrološke promjene, koje uključuju promjenu karakteristika protoka i ovisnih značajki, npr. fluktuaciju vodostaja, a navedene hidrološke promjene utječu na povećanje taloženja sedimenta (Kondolf, 1997; Mueller i sur., 2011; Poff i sur., 1997; Stefanidis i Stefanidis, 2012; Tavzes i Urbanič, 2009) te podizanje temperature vode (Petts, 1985; Wang i Hu, 2009). Akumulacije se odlikuju i većim dotokom i akumuliranjem nutrijenata što uzrokuje ubrzanje procesa eutrofikacije i učestale pojave smanjenja koncentracije kisika (pridnenu hipoksiju i anoksiju) i smanjenu prozirnost vode (Wiatkowski, 2011). Velike hidrološke promjene utječu i na povećanu eroziju riječnog korita nizvodno od brane. Naposljetku, akumulacije uvelike pomažu i ubrzavaju širenje alohtonih invazivnih vrsta (poglavlje Biokontaminacija). U sklopu ovog istraživanja obrađene su tri akumulacije na rijeci Dravi (akumulacija Varaždin, Čakovec i Dubrava) koje sve imaju primarnu ulogu u proizvodnji električne energije, ali također služe i za obranu od poplava te za sport i rekreaciju. Zbog višestruke namjene koje su od velike koristi lokalnom stanovništvu, uvelike je promijenjeno hidromorfološko stanje pripadajućih vodnih tijela i posljedično su ovakva vodna tijela jako izmijenjena (HMWB) te ne podliježu jednakom načinu procjene ekološkog stanja kao prirodna vodna tijela. Odnosno, kod znatno izmijenjenih vodnih tijela ODV umjesto dobrog ekološkog stanja propisuje postizanje tzv. „dobrog ekološkog potencijala“ (DEP). Slično dobrom ekološkom stanju, DEP je relativna mjera gdje maksimalni ekološki potencijal vodnog tijela (MEP) predstavlja referentno stanje. Ocjena stanja umjetnih stajaćica uglavnom se temelji na istim metrikama i principima kao i prilikom ocjene stanja prirodnih stajaćica, ali se iz ocjene isključuju oni pritisci radi kojih je došlo do proglašavanja jako izmijenjenog vodnog tijela (npr. promjene u hidrologiji i geomorfologiji) (Mihaljević i sur., 2018). Drugim riječima, primjenjuju se blaži kriteriji u odnosu na postizanje dobrog ekološkog stanja kod prirodnih

stajaćica. Iz svega navedenog, na akumulacijama uključenim u ovo istraživanje trebao bi se ocijeniti ekološki potencijal gdje bi one svakako postigle bolju ocjenu u odnosu na dobivenu izračunom za ekološko stanje prema čemu one ne zadovoljavaju uvjete ODV. Međutim, kako je cilj ovog istraživanja bio provjeriti postojeću metodu za procjenu hidromorfološkog stanja na temelju makrozoobentosa, navedene akumulacije tretirane su jednako kao i ostale mjerne postaje zbog čega su svakako doprinijele širini gradijenta. Ovakav način bio je polazišna točka prilikom određivanja hidromorfološkog stanja tekućica i odabira bioloških metrika koje odgovaraju na hidromorfološki pritisak. U Planu upravljanja vodnim područjima 2016. - 2021. akumulacije su bile tretirane kao prirodna vodna tijela, te je na taj način ocijenjeno njihovo ekološko stanje. Ekološki potencijal ocijenjen je na osnovi nove Uredbe o standardu kakvoće voda (NN, 20/23) prema čemu je značajan broj vodnih tijela akumulacija koje se nalaze u umjerenom ili lošem /stanju u konačnici postigao dobar ekološki potencijal (Plan upravljanja vodnim područjima 2022-2027, NN 84/23). Za navedene su akumulacije naknadno kreirani multimetrički indeksi za procjenu potencijala na temelju makrozoobentosa (Mihaljević i sur., 2018), čija evaluacija nije predmetom ovog istraživanja zbog premalog broja postaja. Dobiveno hidromorfološko stanje za postaje na akumulacijama u ovom istraživanju kao i biološke metrike koje su korištene za izračun modula opća degradacija ne predstavljaju službenu metodologiju koja se koristi za potrebe izvješćivanja nego je isključivo korištena u svrhu evaluacije metode. Nadalje, neke od postaja iz ovog istraživanja, a koje nisu u području akumulacija, također se tretiraju kao izmijenjena vodna tijela iako je hidromorfološko stanje prema primijenjenoj službenoj metodi ocijenjeno kao dobro. Navedene razlike također nisu predmetom ovog istraživanja kao ni prikaz ekološkog potencijala za takve mjerne postaje.

Kad se govori o hidrološkim promjenama, one su najčešće usmjerene na evidentiranje brana kao uzrok stagnirajućih uvjeta protoka (npr. Dahm i sur., 2013; Hering i sur., 2006b; Villeneuve i sur., 2018). Općenito, hidromorfološka istraživanja najčešće se usredotočuju na morfološke značajke korita, obala i priobalnog područja rijeka (npr. Gellert i sur., 2014) dok utjecaj hidroloških značajki i promjena uglavnom ostaje podcijenjen. Međutim, hidrološke promjene čine važnu skupinu stresora koji uključuju promjene u veličini, vremenskom rasporedu i učestalosti i visokih i niskih protoka, odnosno, promjene u vremenskoj dinamici režima protoka. Ova se dinamika ne može izvesti iz pukih mjerenja na licu mjesta i procjena protoka tijekom terenskih istraživanja, već se na temelju vremenskih serija podataka s mjernih postaja mogu utvrditi pokazatelji hidroloških promjena (Gibbins i sur., 2001). Metoda korištena u ovom istraživanju samo djelomično uključuje ovakve podatke u procjenu hidromorfološkog stanja

gdje se evaluira utjecaj promjena na širem slivnom području na karakter prirodnog protoka. Navedena značajka pokriva promjene u protoku kroz godišnja doba, a pritom kao rezultat koristi najviši protok (najgori rezultat). Međutim, i dalje neka obilježja protoka nisu pokrivena kao npr. učestalost i trajanje visokih protoka, ali i značajke vezane uz nizak protok.

U odnosu na morfološku kategoriju, hidrološka je kategorija u boljem stanju s obzirom na ispitivane značajke, a stanje lošije od dobrog postignuto samo u području akumulacija i neposredno nakon njih. U slučaju kad bi se dodatno ocjenjivale značajke protoka u vremenskom razdoblju, kao što je gore istaknuto, pitanje je kakva bi bila ocjena za ovu kategoriju. Međutim, predložene hidrološke promjene koje bi uključivale režim protoka ne moraju nužno biti vezane uz ljudske aktivnosti već mogu biti rezultat prirodnih pojava i kao takve bi se trebale uklopiti u evaluaciju hidromorfoloških značajki, a ne nužno promjena koje su rezultat ljudskog djelovanja. U svakom slučaju, trebalo bi ih uzeti u razmatranje za bolji uvid u čimbenike koji uvjetuju strukturiranje zajednice makrozoobentosa.

Što se tiče morfološke kategorije, ona je u ovom istraživanju lošije ocijenjena u odnosu na hidrološke promjene i promjene u uzdužnoj povezanosti rijeke, dakle, prema korištenoj metodi u ovoj su kategoriji utvrđene najveće promjene kao rezultat ljudskih aktivnosti u koritu i zaobalju vodotoka. Također, najviše ocijenjenih pokazatelja je upravo iz ove kategorije. Jedan od čimbenika iz ove kategorije kojem se svakako posvećuje puno pažnje je korištenje zemljišta. Zbog prenamjene prirodnog zemljišta, koje pripada poplavnom području rijeke, u poljoprivredno ili urbano, dolazi do velikih morfoloških modifikacija rijeke (Nerbonne i Vondracek, 2001; Richards i Host, 1994; Shepherd i sur., 2010), do onečišćenja i prekomjernog unosa hranjivih tvari (Karr, 1991; McGoff i sur., 2013) što sve ima negativan utjecaj na riječni ekosustav. Upravo su izgradnja nasipa radi kontrole poplava, čime se rijeka odvađa od svoje poplavne nizine, kao i učvršćivanje obale, najtipičnije i najznačajnije promjene u europskim rijekama (Feld, 2004; Szoszkiewicz i sur., 2006). Rezultati ovog istraživanja također potvrđuju navedenu modifikaciju kao kritičnu, s obzirom da su u tom segmentu izvršene najveće promjene, odnosno, najlošije je stanje utvrđeno upravo za lateralnu povezanost rijeke i poplavne nizine i stupanj bočnog pomicanja riječnog korita.

Hidrološke promjene su u značajnoj pozitivnoj korelaciji s promjenama u uzdužnoj povezanosti kao i s morfološkim promjenama, što je i očekivano s obzirom na međusobni uzročno-posljedični odnos hidromorfoloških zahvata. Na primjer, reguliranje rijeke i pojačano korištenje zemljišta pridonose promjenama i u hidrološkom režimu (Poff i sur., 2006) kao i u unosu i

količini sedimenta (Graf i sur., 2016; Townsend i sur., 2004). Međutim, kad se gleda odnos hidromorfoloških promjena po riječnim zonama, zona korita je u značajnoj korelaciji samo sa zonom obale dok sa zonom poplavne nizine nije u značajnom odnosu. Zona obale je u značajnoj korelaciji s obje preostale zone. Drugim riječima, značajne korelacije postignute su samo u susjednim zonama, dok u udaljenim zonama takva korelacija nije dobivena.

Potpuno je neočekivano da stanje u zoni obale nije ostvarilo značajne korelacije s biološkim metrikama kao niti s gustoćom svojti makrozoobentosa, obzirom da je poznata važnost ove zone na riječni ekosustav. Urban i sur. (2006) izvješćuju da stanište nije toliko važan prediktor kao obalna vegetacija i struktura krajolika sliva. Obalna vegetacija ima velik utjecaj na funkcioniranje rijeke kroz smanjenje temperature vode (Bowler i sur., 2012; Johnson i Jones, 2000) i prodora sunčeve svjetlosti (Davies-Colley i sur., 2009), ublažavanje učinka padalina (Keim i Skaugset, 2003), povećanje stabilnosti riječnih obala (Abernethy i Rutherford, 2000; Simon i Collison, 2002), određivanje količine i kakvoće alohtone organske tvari koja ulazi u vodotoke (Dosskey i Bertsch, 1994; Graça i Canhoto, 2006), osiguravanje drvnih ostataka i strukturiranje morfologije riječnog korita koja određuje dostupnost kopnenih i unutarvodnih staništa (Gregory i sur., 1991; Sweeney i sur., 2004), smanjenje opterećenja onečišćujućih tvari u potocima bilo smanjenjem površinskog otjecanja (Vidon i sur., 2010; Wang i sur., 2012), uklanjanje onečišćujućih tvari iz površinskog i podzemnog toka (Balestrini i sur., 2011; Duchemin i Hoghe, 2009; Messer i sur., 2012), smanjenje erozije riječnih obala i filtriranje ili promicanje prerade onečišćujućih tvari u potocima (Mander i Kimmel, 2007; Ranalli i Macalady, 2010).

5.4.3. Hidromorfološko stanje i makrozoobentos

Glavni utjecaj hidromorfoloških zahvata na makrozoobentos očituje se u gubitku određenih staništa. Složenost staništa jedan je od najvažnijih čimbenika koji utječe na strukturiranje zajednice, no još uvijek nam nedostaje osnovno razumijevanje ili temeljni mehanizmi (Kovalenko i sur., 2012). Neki autori tvrde da je fizička degradacija staništa dominantni stresor u hijerarhiji stresora koji utječu na makrozoobentos, čak i više nego hranjive tvari (npr. Gieswein i sur., 2017) dok druga istraživanja ističu da fizikalno-kemijski pokazatelji i korištenje zemljišta imaju veći učinak od hidromorfologije na stanje indikatora svih bioloških elemenata kakvoće (Dahm i sur., 2013; Sundermann i sur., 2013).

Korelacije dobivene u ovom istraživanju između hidromorfoloških promjena i gustoće vrsta kao i RDA analize za skupine makrozoobentosa i tri hidromorfološke kategorije ukazuju na to da upravo hidrološka komponenta ima veći utjecaj na strukturiranje zajednice od morfološke komponente. Isto vrijedi i kad se govori o tri riječne zone gdje rezultati ukazuju da promjene u zoni korita imaju veći utjecaj od promjena u zoni obale i poplavne nizine. Promjene u samom kanalu i riječnom koritu imaju snažan utjecaj na sastav mikrostaništa (Kemp i sur., 1999) koji se smatra primarnim čimbenikom koji utječe na sastav i strukturu zajednice i bogatstvo vrsta (Beisel i sur., 1998). Hidrološke značajke su uključene u zonu korita rijeke i svakako određuju mikrostanište u vidu distribucije veličine čestica sedimenta i kretanja sedimenta, akumuliranja i resuspenzije FPOM-a te rasta i razvoja biofilma i makrofitske vegetacije (Garcia i sur., 2012). Stoga i mnoga prijašnja istraživanja ističu upravo hidrološke pokazatelje gdje utvrđuju relativno jaku vezu između sastava zajednice i režima protoka na različitim taksonomskim razinama od vrste do razine porodice (Belmar i sur., 2012). Također, pojedina istraživanja zaključuju da hidrološki pokazatelji i regulirani tokovi imaju ključnu ulogu u strukturiranju zajednica makrozoobentosa u reguliranim nizinskim rijekama (Guareschi i sur., 2012), odnosno definiraju hidrološke značajke kao jedne od najvažnijih (Markert i sur., 2022; Petkovska i Urbanič, 2015). Također, neka istraživanja utvrđuju da je veća bioraznolikost vodenih organizama usko vezana uz varijabilnost protoka (Cardinale i sur., 2005).

Uklanjanje obalne vegetacije utječe na produkciju (Bunn i sur., 1999) i temperaturu vode (Sponseller i sur., 2001), što se odražava na bentosku zajednicu. Međutim, u ovom istraživanju nisu potvrđene veze između promjena u zoni obale i makrozoobentosa. Ova zona svakako ima veći utjecaj u manjim vodotocima gdje uklanjanje obalne vegetacije izlaže vodotok cijelom širinom direktnom utjecaju sunčevog zračenja, dok u velikim rijekama kao što je slučaj u ovom istraživanju pokazatelji uključeni u procjenu stanja ove zone svakako manje utječu na sastav zajednica. Također, u manjim je vodotocima češća praksa upravljanja obalnom vegetacijom dok su veći vodotoci, naročito u nizvodnim dionicama, često prepušteni sukcesiji čime je stanje obale svakako manje promijenjeno.

Ono što je svakako zanimljivo u ovom istraživanju jest to što je većina utvrđenih svojti u negativnoj korelaciji s hidromorfološkim promjenama, kako hidrološkim tako i morfološkim. Kako su istraživane rijeke stoljećima izložene različitim ljudskim utjecajima zbog čega je osjetljivijim svojstava smanjen broj i udio u zajednicama ili su u potpunosti nestale, možda bi bilo za očekivati da su u zajednici velikih rijeka preostale tolerantnije svojte, odnosno, da će veći broj utvrđenih svojta ipak biti u pozitivnoj korelaciji s hidromorfološkim promjenama.

Međutim, ispostavilo se da su u pozitivnoj korelaciji uglavnom svojte porodice Chironomidae, svojte Crustacea te sporadično još par svojti. Porodica Chironomidae se smatra tolerantnom na razne antropogene pritiske, a glavnim se čimbenikom za strukturinje zajednice smatra udio POM koji se veže uz sporiju struju vode (Syrovátka i sur., 2009) tako da su ovakvi rezultati u skladu s očekivanjima. Što se tiče svojti Crustacea, i kod njih je ovakav rezultat očekivan s obzirom da su neke od njih predstavnici zooplanktona u stajaćicama (Copepoda Gen. sp., Cladocera Gen. sp.) pa promjene u hidrološkim značajkama koje se vežu uz usporavanje vode svakako idu njima u prilog. Rakušac *G. roeselii* je također u pozitivnoj korelaciji s hidrološkim promjenama i promjenama u uzdužnoj povezanosti što je u skladu s prethodnim istraživanjima koja su pokazala da se upravo on može prilagoditi na degradirane okolišne uvjete pa čak i da pokazuje preferencije prema vodotocima u urbanim sredinama i pod određenom količinom pritisaka (Bohus i sur., 2023; Mauchart i sur., 2014). Jednakonožni rak *A. aquaticus* također je u pozitivnoj korelaciji s hidrološkim promjenama što također ne iznenađuje s obzirom da ga možemo naći i u stajaćicama, kao i rukavcima bez povezanosti s glavnim tokom (Obolewski, 2011). Preostali autohtoni rakušci *G. fossarum* i *S. ambulans* nisu pokazali korelacije s hidromorfološkim promjenama, što ide u prilog njihovoj toleranciji. Npr. rezultati prethodnih istraživanja su ukazali da je rakušac *G. fossarum* tolerantan na nestabilne okolišne uvjete u urbanim vodotocima (Tavzes i sur., 2006). Za razliku od autohtonih, alohtoni invazivni rakovi su uglavnom u negativnim korelacijama odnosno u suprotnom smjeru od hidromorfoloških promjena na RDA prikazu. To je pak u suprotnosti s općeprihvaćenim stavom da se alohtone invazivne vrste najčešće vežu uz degradirana staništa (Früh i sur., 2012a, b) (vidi poglavlje Biokontaminacija). Najvjerojatnije je da ipak alohtone invazivne vrste preferiraju prirodnija staništa i tamo postižu veće gustoće populacija, međutim, mogu okupirati i degradirana staništa na kojima su autohtone vrste prorijeđene ili su nestale uslijed pritisaka, slično kao i u slučaju njihove preferencije prema supstratu.

Što se tiče pripadnika reda Ephemeroptera, najveći broj utvrđenih vrsta koje su brojnije i zastupljenije u uzorcima su u negativnoj korelaciji sa svim hidromorfološkim kategorijama i ukupnim stanjem, iako kod većine te korelacije nisu značajne. Ističe se pozitivna korelacija svojte *Caenis* sp. s hidrološkom kategorijom i ukupnim hidromorfološkim stanjem (koja, doduše, nije značajna). U navedem rodu je obuhvaćeno nekoliko vrsta koje se vjerojatno u nekoj mjeri razlikuju u preferencijama prema okolišnim čimbenicima, međutim, za neke se u prijašnjim istraživanjima utvrdilo da su tolerantne na uvjete u urbanim vodotocima kao što je to slučaj za *Caenis luctuosa* (Burmeister, 1839) (Tavzes i sur., 2006) koja je zabilježena i u

ovom istraživanju. Navedena je vrsta reo- do limnofil što znači da se obično nalazi u tekućicama, ali preferira sporiji tok vode i lentičke zone, a nađe se i u stajaćicama (Buffagni i sur., 2009). Neke od utvrđenih vrsta su *Caenis lactea* (Burmeister, 1839) (limnofil) i *Caenis macrura* Stephens, 1835 (limno- do reofil) (Buffagni i sur., 2009) prema čemu one još više preferiraju sporije tokove u odnosu na *C. luctuosa*. Navedene preferencije se uklapaju u rezultate dobivene u ovom istraživanju. Ono što je svakako zanimljivo je to da su uglavnom sve utvrđene svojte kukaca, osim svojti porodice Chironomidae, u negativnoj korelaciji s promjenama morfoloških značajki kao i s promjenama u zoni poplavne nizine. Imajući u vidu da su među navedenim skupinama kukaca najčešći pripadnici EPT skupine i Coleoptera, ovakvi rezultati su očekivani. Promjene u morfološkim značajkama i u zoni poplavne nizine rezultiraju povećanim unosom sedimenta kao i nutrijenata i raznih onečišćujućih tvari (Miracle i sur., 2006) što osjetljivim skupinama poput gore navedenih nisu optimalni uvjeti za postizanje većih brojnosti i raznolikosti populacija.

5.4.4. Evaluacija postojeće metode za ocjenu hidromorfološke degradacije na temelju makrozoobentosa

Podaci dobiveni ovim istraživanjem pokazuju da trenutna metodologija procjene hidromorfološkog stanja na temelju zajednica makrozoobentosa daje pouzdane rezultate. Modul opće degradacije, koji se u nacionalnoj metodologiji uglavnom koristi za procjenu hidromorfološkog stanja, sastoji se od dvije biološke metrike: Indeksa riječne faune (RFI) i udjela taksona koji preferiraju akal, lital i psamal u supstratu (ALP%). Prva metrika uglavnom je značajno povezana s hidromorfološkim stanjem i kategorijama, kao i pojedinim hidromorfološkim pokazateljima. Međutim, RFI je razvijen i namijenjen za slovenske rijeke i potoke (Urbanič i sur., 2015). Iako Slovenija i Hrvatska dijele neke od velikih rijeka (Sava, Drava i Mura), gornji tokovi ovih rijeka nalaze se u Sloveniji, dok su donji tokovi u Hrvatskoj, stoga se "istinski" nizinske velike rijeke ne pojavljuju u Sloveniji. Ovo je osobito važno u kontekstu alohtonih vrsta koje su u Sloveniji još uvijek mnogo manje zastupljene kako brojem jedinki tako i brojem vrsta u usporedbi s Hrvatskom gdje su donji tokovi rijeka Save, Drave i Dunava jako ili vrlo jako biokontaminirani, posebno alohtonim rakušcima i mekušcima (Ćuk i sur., 2019; Kralj i sur., 2022; Žganec i sur., 2020). Priloženi operativni popis svojti korišten za izračun RFI za velike rijeke uključuje većinu zabilježenih svojti i različite taksonomske razine i većina se svojti utvrđenih u ovom istraživanju moglo pronaći na listi što svakako doprinosi

pouzdanosti dobivenih rezultata. Iako su neke od alohtonih vrsta uključene u operativni popis svojta (npr. *D. villosus*, *C. curvispinum*, *P. antipodarum*, *D. polymorpha*, *C. fluminea*), postoje neke alohtone vrste koje nisu uključene u operativni popis svojti, kao što je *D. bispinosus*, *C. sowinsky*, *C. robustum*, *E. ischnus*, *Obesogammarus obesus* (Sars, 1894) i *D. bugensis*. Neke od njih vrlo su brojne na određenim dijelovima u hrvatskim velikim rijekama i ponekad dominiraju u skupinama makrozoobentosa (Ćuk i sur., 2019). Nepostojanje ovih svojti na operativnom popisu svojti najvjerojatnije utječe na pouzdanost procijenjenog stanja, kao što je slučaj i s velikim brojem drugih bioloških indeksa koji su originalno napravljeni prema autohtonosti fauni (McNeil i sur., 2014) (poglavlje Biokontaminacija). Međutim, multimetrički indeks za procjenu opće degradacije, a koja se kako je već rečeno uglavnom odnosi na hidromorfološke promjene, još uvijek daje pouzdane rezultate, naročito indeks RFI koji je uključen u izračun modula. Velika pouzdanost ovog indeksa posljedica je empirijskog izračuna indikatorskih vrijednosti i težine za sve svojte uključene u operativnu listu uključujući i neke od alohtonih vrsta (Urbanič i sur., 2015). Dopune bi eventualno mogle ići u smjeru isključivanja ALP% indeksa obzirom da nije u značajnoj korelaciji s hidromorfološkim stanjem ni kategorijama, kako je već bilo rečeno te odabirom novih metrika koje bi možda bile pogodnije za nizinske i biokontaminirane rijeke kakve su predmet ovog istraživanja.

Modul opća degradacija je u značajnom korelacijskom odnosu sa sve tri kategorije hidromorfološkog stanja, od čega je najveći koeficijent postignut za kategoriju uzdužna povezanost, a najmanji za morfološke promjene. Odnosno, ukoliko se gleda na promjene u riječnim zonama, modul opća degradacija je u značajnoj korelaciji samo s promjenama u zoni korita rijeke, dok sa zonama obale i poplavne nizine nije u značajnim korelacijama, iako su obje očekivano negativne.

5.4.5. Hidromorfološko stanje i biološke metrike

U ovom istraživanju su neke biološke metrike/indeksi bili u značajnoj korelaciji sa stupnjem hidromorfoloških promjena. Jedan od takvih indeksa je RFI koji je razvijen upravo za procjenu hidromorfološkog stanja pa je njegova visoka korelacija svakako očekivana. Posljedično, on je već uključen u multimetrički indeks za procjenu opće degradacije u velikim rijekama. Iz grupe osjetljivost/tolerantnost indeks koji je postigao najviše značajnih korelacija s kategorijama, zonama i hidromorfološkim stanjem je ASPT. Navedeni je indeks široko korišten u mnogim zemljama, prvenstveno za procjenu organskog opterećenja s obzirom da utvrđuje prosječnu osjetljivost svojti na navedeni pritisak. Međutim, naknadno je utvrđeno da indeks dobro korelira

i pritiskom koji proizlazi iz korištenja zemljišta (Dahm i sur., 2013; Vidaković Maoduš, 2022). Rezultati ovog istraživanja su samo djelomično u skladu s navedenom tvrdnjom s obzirom da je postignuta očekivana negativna korelacija između ASPT i aktivnostima vezanim za korištenje zemljišta, međutim, korelacija nije statistički značajna. S druge strane, većina drugih pokazatelja iz morfološke kategorije kao npr. lateralna povezanost rijeke i poplavnog područja i stupanj lateralnog kretanja riječnog korita su u značajnoj negativnoj korelaciji s navedenom biološkom metrikom. Ova je metrika uvrštena u modul opće degradacije za značajan broj drugih vodnih tipova u nacionalnoj metodologiji, kako u Panonskoj (npr. HR-R_4A, HR-R_4C) tako i u Dinaridskoj ekoregiji (npr. HR-R_15B, HR-R_17) (Uredba o standardu kakvoće, NN 96/19, 20/23). Također je uvrštena u oba mađarska multimetrička indeksa koji procjenjuju stanje velikih rijeka: HMMI_{lc} te HMMI_{II} (Boda i sur., 2023). Prvi navedeni tip bi odgovarao hrvatskom vodnom tipu HR-R_5B dok bi potonji odgovarao hrvatskim vodnim tipovima HR-R_5C+HR-R_5D (osobna procjena) što svakako ide u prilog pouzdanosti ovog indeksa za korištenje u velikim rijekama. Prema tome, trebalo bi razmotriti mogućnost njegovog uključivanja u procjenu hidromorfološkog stanja na temelju makrozoobentosa i u Republici Hrvatskoj. Metrike iz grupe raznolikost/bogatstvo nisu postigle očekivane korelacije sa pokazateljima uključenim u hidromorfološko stanje kao ni s hidromorfološkim stanjem. Slični su rezultati dobiveni i u nekim prijašnjim istraživanjima gdje se kao jedno od objašnjenja navodi i nedovoljna osjetljivost makrozoobentosa za otkrivanje hidromorfološkog pritiska, za razliku od organskog opterećenja (Friberg i sur., 2009). Iako su preferencije prema režimu kisika različite za svoje unutar iste porodice ili čak roda, organsko opterećenje se ipak relativno dobro može ustanoviti indeksima na bazi viših taksonomskih nivoa (npr. porodica) kao što je to u slučaju BMWP i ASPT. Međutim, u slučaju s hidromorfološkim pritiskom, izuzetno su velike razlike u preferencijama prema staništu unutar sistematskih kategorija porodice/roda pa bi ukupno hidromorfološko stanje na temelju makrozoobentosa bilo poželjno određivati na razini vrste (Lorenz i sur., 2004). Najvjerojatnije i zbog navedenog, RFI postiže dobre rezultate u vidu visokih korelacija s hidromorfološkim pritiskom procijenjenim prema korištenoj metodi što se vidi iz ovog istraživanja, a također i iz drugih istraživanja u kojima je dobro koreliran i s drugim metodama procjene hidromorfološkog stanja kao što je RHS (npr. Vidaković Maoduš, 2022).

Što se tiče promjena u morfološkom pokazatelju korištenje zemljišta, navedeni hidromorfološki pokazatelj nije bio u značajnoj korelaciji gotovo niti s jednom biološkom metrikom. Slični su rezultati dobiveni u istraživanju veze ovog hidromorfološkog pokazatelja s nekoliko bioloških metrika gdje gotovo niti jedna od testiranih metrika nije pokazala značajnu razliku između

prirodnih i promijenjenih okolnih zemljišta (Deborde i sur., 2016), izuzev ATSP (eng. *Average Tolerance Score Per Taxon*). Međutim, postoje istraživanja koja su utvrdila jasnu negativnu korelaciju između korištenja zemljišta i bioloških metrika koje se baziraju na bogatstvu svojta i abundanciji, kao i nekim funkcionalnim metrikama (Jun i sur., 2011).

Od svih grupa bioloških metrika, funkcionalne metrike su postigle najveći broj značajnih korelacija s hidromorfološkim stanjem, kategorijama i pojedinim pokazateljima. Metrike koje su postigle značajne negativne korelacije sa sve tri kategorije i s ukupnim hidromorfološkim stanjem su Rheoindex, RP% (udio reofilnih svojta). Drugim riječima, metrike povezane s protokom su se pokazale kao najbolje za procjenu hidromorfološkog pritiska što je u skladu s istraživanjima u sklopu AQEM projekta gdje su ove metrike također pokazale dobar odgovor na hidromorfološki stres (Hering i sur., 2004c). Ovi rezultati se također podudaraju i s istraživanjem rijeke Bednje gdje su Rheoindex, RP% pokazali najbolji odgovor na hidromorfološku degradaciju (Vidaković Maoduš, 2022). Spomenuta metrika RP% je također uvrštena u mađarski multimetrički indeks za oba vodna tipa na velikim rijekama (Boda i sur., 2023) što također govori u prilog pouzdanosti ove metrike te preporukama za dodatna istraživanja u svrhu potencijalnog uvrštavanja u multimetrički indeks za procjenu hidromorfoloških promjena.

Metrika koja je u gore spomenutom istraživanju također ostvarila dobar rezultat je AKA% (udio svojta koje preferiraju akal u supstratu) (Vidaković Maoduš, 2022), međutim, ta je metrika u ovom istraživanju isključena u startu zbog toga što nije odgovarajuća za velike rijeke što je, između ostalog, i posljedica malog udjela ovog tipa supstrata na istraživanim mjernim postajama. U ovom se istraživanju dobra pokazala metrika PSA% kako za hidromorfološki pritisak tako i za procjenu organskog opterećenja/eutrofikacije. Međutim, zanimljivo je to što je ova metrika u negativnoj korelaciji sa svim hidromorfološkim kategorijama i pokazateljima osim s korištenjem zemljišta s čime je u značajnoj pozitivnoj korelaciji. S obzirom da aktivnosti vezane uz korištenje zemljišta utječu na povećanje unosa sedimenta i nutrijenata u vodotok (Miracle i sur., 2006) pozitivna korelacija s udjelom psamalnih svojta ne iznenađuje. Kod istraživanja organskog pritiska i eutrofikacije, metrika se pokazala u pozitivnoj korelaciji s gradijentom pritiska (poglavlje *Organsko opterećenje*). Najvjerojatnije je da se svojte koje preferiraju psamal u podlozi dobro snalaze u uvjetima povećanja organskog pritiska i eutrofikacije što je u skladu s prethodnim istraživanjima (Dahl i Jahson, 2000), međutim, ne odgovaraju im mehanički pritisci koji mogu proizaći iz promjena u protoku struje vode. U

svakom slučaju, ovu metriku bi trebalo dodatno analizirati u kontekstu odgovora na hidromorfološki pritisak u velikim rijekama.

Metrika koja je bila u značajnoj korelaciji (pozitivnoj) sa sve tri hidromorfološke kategorije kao i s ukupnim hidromorfološkim stanjem je littoral% (udio litoralnih vrsta). Navedena se metrika u ranijim istraživanjima također pokazala u pozitivnoj korelaciji sa stresorima, kako organskom opterećenjem tako i hidromorfološkom degradacijom, u nekim od istraživanih vodnih tipova (Hering i sur., 2004c). Metrika je također bila povezana s hidromorfološkim modifikacijama i u već spomenutom istraživanju (Vidaković Maoduš, 2022). Do povećanja udjela svojiti koje preferiraju litoral u zajednici makrozoobentosa najvjerojatnije dolazi zbog taloženja finog sedimenta u riječnom koritu (npr. Leitner i sur., 2021).

5.5. Makrozoobentos u okolišu s višestrukim pritiscima

Prema ovom istraživanju, alohtone vrste imaju najveći utjecaj na strukturiranje zajednice makrozoobentosa, što je i očekivano s obzirom da one zbog svoje velike gustoće ujednačavaju zajednicu (Toussaint i sur., 2014), a također i doprinose smanjuju broja autohtonih svojita. Nažalost, ovo je ujedno i pritisak kojeg je gotovo nemoguće ne samo eliminirati nego čak i usporiti.

Neki autori tvrde da je fizička degradacija staništa dominantan pritisak u hijerarhiji pritisaka koji utječu na makrozoobentos, čak i više nego hranjive tvari (npr. Gieswein i sur., 2017), međutim, ovim istraživanjem se to ne može potvrditi. Čak dapače, rezultati ovog istraživanja ukazuju da su fizikalno-kemijski pokazatelji, prvenstveno koji se odnose na eutrofikaciju, visoko u značajnosti pritisaka koji utječu na zajednicu makrozoobentosa, odmah nakon biokontaminacije, što je svakako iznenađujuće. Organsko opterećenje vode svakako utječe na zajednicu makrozoobentosa što je dokazano brojnim prijašnjim istraživanjima, međutim, taj je pritisak u velikoj mjeri smanjen uslijed izgradnje uređaja za pročišćavanje otpadnih voda s drugim i trećim stupnjem pročišćavanja i posljedično, više ne predstavlja glavni pritisak na vodeni sustav. U drugoj polovici 20. stoljeća je taj pritisak bio jako izražen gdje su vrijednosti KPK-Mn i BPK₅ na istraživanim mjernim postajama bile i nekoliko desetaka puta više od onih utvrđenih ovim istraživanjem (uvid u bazu podataka Hrvatskih voda). Što se tiče hidromorfoloških promjena, ovo je istraživanje ukazalo da one zapravo nemaju toliki utjecaj na zajednicu, osim u području iznimno opsežnih zahvata kao što je izgradnja akumulacija koje

gotovo u potpunosti mijenjaju zajednicu. Od svih hidromorfoloških kategorija, promjene u hidrološkim značajkama imaju najveći utjecaj. Onečišćenje sedimenta metalima ima veći utjecaj na zajednicu makrozoobentosa od onečišćenja nutrijentima.

Ono što je svakako zabrinjavajuće, a što nije bilo predmetom ovog istraživanja, su brojna druga zagađivala koje je gotovo nemoguće i sagledati u potpunosti. To se prvenstveno odnosi na pesticide, hormone, antibiotike, farmaceutike, mikroplastiku i dr. (EEA, 2018), a čije razmjere utjecaja ćemo u pravom svjetlu tek otkriti u budućnosti. Zbog toga je od iznimne važnosti provoditi istraživanja kako bi se u što većoj mjeri spriječilo štetno djelovanje na vodeni, a posljedično i na terestrički sustav uključujući i ljude.

6. ZAKLJUČCI

Tijekom istraživanja antropogenih pritisaka i njihovog utjecaja na makrozoobentos u velikim rijekama u RH (Sava, Mura, Dunav, Drava) u razdoblju od 2015. - 2016. godine došla sam do sljedećih zaključaka:

1. Ukupno su zabilježene 22 alohtone vrste od kojih su 3 vrste utvrđene prvi put: virnjak *Dendrocoelum romanodanubiale* u rijeci Dravi, pijavica *Caspiobdella fadejewi* u rijeci Savi i maločetinaš *Potamothrix moldaviensis* u Dunavu i Dravi. Najveći broj alohtonih vrsta pripada skupini Crustacea (11). Ukupno je 41 % prikupljenih jedinki bilo stranog, u najvećem broju slučajeva Ponto-kaspijskog porijekla. Najveći udio u broju jedinki alohtonih vrsta imao je puž *Potamopyrgus antipodarum*. Indeks biokontaminacije na razini porodice (SBCI-fam) kretao se od stanja bez biokontaminacije (SBCI-fam = 0) do vrlo jake biokontaminacije (SBCI-fam = 4). Na svega 6 postaja (12,2 %) nije utvrđena niti jedna alohtona vrsta dok su donji tokovi Save i Drave kao i čitav tok Dunava u RH jako/vrlo jako biokontaminirani. U Savi i Dravi jaka/vrlo jaka biokontaminacija je rezultat velikog udjela jedinki alohtonih vrsta u ukupnom broju jedinki dok je u Dunavu vrlo jaka biokontaminacija posljedica velikog udjela alohtonih vrsta u ukupnom broju vrsta. Dravske akumulacije su mjesta s velikom gustoćom populacija alohtonih vrsta i služe kao „legla“ za njihovo širenje. Zajednice makrozoobentosa grupiraju se prema stupnju biokontaminacije. Broj alohtonih vrsta nije u značajnoj korelaciji s ukupnim brojem utvrđenih vrsta, ali je u značajnoj negativnoj korelaciji s brojem autohtonih svojta.
2. Prema osnovnim fizikalno-kemijskim pokazateljima vode izraženim kao srednja vrijednost 8 mjerenja kroz razdoblje od dvije godine, 35 postaja je u vrlo dobrom i dobrom stanju, dok je preostalih 11 postaja u stanju lošijem od dobrog zbog čega ne zadovoljavaju okolišne ciljeve ODV. Pokazatelji koji su odgovorni za nepostizanje dobrog stanja se odnose na nutrijente (nitrati i amonij). U ovom je istraživanju formiran novi multimetrički indeks na temelju makrozoobentosa koji odgovara na organsko opterećenje i eutrofikaciju, a koji se sastoji od tri metrike iz različitih grupa metrika: BMWP iz grupe osjetljivost/tolerantnost, EPT% iz grupe metrika sastav/obilje te PSA% iz funkcionalne grupe metrika.

3. Na gotovo svim mjernim postajama stanje sedimenta s obzirom na koncentraciju fosfora je bilo bolje u odnosu na koncentraciju dušika. Na temelju srednjeg stanja koncentracije nutrijenata u sedimentu samo je jedna postaja u lošem stanju, Drava nizvodno od Varaždina (DR4). Od svih metala za koje postoje granične vrijednosti (vrijednost minimalnog i maksimalnog toksičnog učinka) molibden (Mo) je u najvećem broju slučajeva bio utvrđen u koncentraciji većoj od one koja uzrokuje maksimalni toksični učinak. S druge strane, antimon (Sb) je bio niže koncentracije od vrijednosti minimalnog toksičnog učinka na svim mjernim postajama. Većina mjernih postaja prema ispitivanim pokazateljima u sedimentu bila je u umjerenom stanju, odnosno, izmjerene vrijednosti su bile između koncentracije koja uzrokuje minimalni toksični učinak i one koja uzrokuje maksimalni toksični učinak. Na temelju srednjeg stanja koncentracije metala u sedimentu, dvije su postaje u lošem stanju: Sava, Krapje (SA10) i Drava, Donja Dubrava (DR6). Prosječno stanje sedimenta s obzirom na nutrijente i metale bolje je u rijeci Savi nego u rijeci Dravi. Biološke metrike iz skupine bogatstvo/raznolikost postigle su najveći broj značajnih negativnih Spearmanovih korelacija s većinom ispitivanih pokazatelja iz sedimenta, posebice Margalefov indeks, broj porodica, rodova i svojta te broj svojta Ephemeroptera. Većina autohtonih skupina, naročito onih koje se smatraju osjetljivima, bile su u negativnoj korelaciji s onečišćenjem hranjivim tvarima i metalima u sedimentu. Tolerantnije skupine utvrđene su na mjestima s određenim razinama onečišćenja u sedimentu. Sediment, kao važan izvor akumuliranih onečišćivača, može utjecati na zajednice makrozoobentosa kroz smanjenje broja osjetljivih svojta.
4. Sastav i struktura supstrata imaju značajan utjecaj na sastav i strukturu zajednica makrozoobentosa jer su jasno utvrđene svojte koje preferiraju pojedine tipove supstrata: osjetljivije skupine (Ephemeroptera, Trichoptera, EPT, EPTCBO) su najčešće bile vezane uz krupniji supstrat, dok su tolerantnije skupine (Chironomidae, Oligochaeta) većinom bile vezane uz meki i organski supstrat. Raznolikost supstrata (izračunat po Shannonovom indeksu raznolikosti) ima veći utjecaj na sastav makrozoobentosa nego sam broj utvrđenih tipova supstrata.
5. Hidromorfološko stanje, iskazano kao prosječno stanje za tri hidromorfološke kategorije (hidrološki režim, longitudinalna povezanost i morfološka obilježja), bilo je vrlo dobro ili dobro na većini mjernih postaja, s izuzetkom postaja koje se nalaze unutar

ili u blizini akumulacija, a koje su ukazivale na loše ili vrlo loše stanje. Hidrološko stanje u prosjeku je bilo bolje od morfološkog stanja. Prema riječnim zonama, najlošije je stanje utvrđeno u zoni poplavne nizine, dok je najbolje bilo u zoni samog korita. Stupanj promjena hidromorfoloških kategorija ima utjecaj na strukturiranje zajednice makrozoobentosa jer su utvrđene svojte koje se nalaze u dijelovima koji su pod većim utjecajem promjena, kao i svojte koje „bježe“ od promjena. Stupanj hidroloških promjena ima veću ulogu na strukturiranje zajednice makrozoobentosa u odnosu na ostale hidromorfološke kategorije (uzdužna povezanost toka i morfološka obilježja). Glede riječnih zona, stanje u samom koritu rijeke ima veći utjecaj na zajednicu makrozoobentosa u odnosu na stanje u poplavnoj nizini i obali. Multimetrički indeks za procjenu opće degradacije na temelju makrozoobentosa postiže dobru korelaciju s gradijentom hidromorfološkog pritiska što ga čini pouzdanim za korištenje. Prva metrika uključena u multimetrički indeks, RFI, postiže dobru korelaciju s većinom hidromorfoloških pokazatelja, naročito s onima koji se odnose na hidrološku komponentu. Operativnu listu svojti koja se koristi u izračunu indeksa bi trebalo dopuniti alohtonim vrstama koje su česte i brojne u istraživanim velikim rijekama, čime bi indeks najvjerojatnije postigao veću pouzdanost u ocjeni stanja voda. Druga korištena metrika u multimetričkom indeksu, ALP%, s druge strane, ne ostvaruje značajne korelacije s većinom hidromorfoloških pokazatelja, kao niti s jednom od kategorija niti s ukupnim hidromorfološkim stanjem.

6. Od svih ispitivanih antropogenih pritisaka, najveći utjecaj na sastav i strukturu zajednica makrozoobentosa u velikim nizinskim rijekama u RH imaju alohtone vrste odnosno indeks biokontaminacije (SBCI-fam). Sljedeći pritisak po značajnosti je opterećenje vode nutrijentima (PCA-2), nakon čega slijedi utjecaj hidroloških promjena. Najslabiji utjecaj na zajednicu imaju promjene morfoloških značajki i koncentracija nutrijenata u sedimentu.

7. LITERATURA

- Abdel-Satar AM, Belal DM, Salem SG, Abdelmageed AA, Abdo MH, Gawad SSA, Al-Afify ADG. 2022. Benthic diatoms and macroinvertebrates status with relevant to sediment quality of islands shores in the Nile River, Egypt. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali* **33**: 387–405.
- Abellán P, Sánchez-Fernández D, Millán A, Botella F, Sánchez-Zapata JA, Giménez A. 2006. Irrigation pools as macroinvertebrate habitat in a semi-arid agricultural landscape (SE Spain). *Journal of Arid Environments* **67**: 255-269.
- Abernethy B, Rutherford ID. 2000. The effect of riparian tree roots on the mass-stability of river banks. *Earth Surface Processes and Landforms* **25**: 921-937.
- Adámek Z, Orendt C, Wolfram G, Sychra J. 2010. Macrozoobenthos response to environmental degradation in a heavily modified stream: Case study the Upper Elbe River, Czech Republic. *Biologia* **65** (3): 527-536.
- Afanasyev SO, Lietytska OM, Roman AM, Iaroshevitch OY, Konovalenko OS, Mudra KV, Golub OO, Marushevskaya OG. 2022. Hydromorphology, bottom macroinvertebrates and ichthyofauna of the mountain river in the area of Arsenic Deposits (Western Georgia). *Hydrobiological Journal* **58** (2): 385-402.
- Al-Afify ADG, Abdel-Satar AM. 2020. Risk assessment of heavy metal pollution in water, sediment and plants in the Nile River in the Cairo region. *Oceanological and Hydrobiological Studies* **49**: 1–12.
- Alba-Tercedor J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua de Andalucía (SIAGA) 2: 203-213.
- Alcaraz G, Espina S. 1995. Acute toxicity of nitrite in juvenile grass carp modified by weight and temperature. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **55**: 473-478.
- Allan JD. 1995. *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. Chapman & Hall, London. 388 str.
- Allan JD. 2004. Influence of land use and landscape setting on the ecological status of rivers. *Limnetica* **23**: 187-198.
- Allan JD, Erickson DI, Fay J. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity, across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* **37**: 149-161.
- Alonso A, Camargo JA. 2003. Short-term toxicity of ammonia, nitrite, and nitrate to the aquatic snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **70** (5): 1006–1012.
- Alonso A, Castro-Diez P. 2008. What explains the invading success of the aquatic mud snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca). *Hydrobiologia* **614** (1): 107-116.

Amdur MO, Dull J, Klassen ED (Ur). 1991. Casarett and Doull's toxicity. Fourth edition. Pergamon Press, New York, New York, USA. 1648 str.

Angermeier PL, Wheeler AP, Rosenberger AE. 2004. A conceptual framework for assessing impacts of roads on aquatic biota. *Fisheries* **29**: 19–29.

Angradi TT. 1999. Fine sediment and macroinvertebrate assemblages in Appalachian streams: a field experiment with biomonitoring applications. *Journal of the North American Benthological Society* **18**: 49–66.

Anlanger C, Attermeyer K, Hille S, Kamjunke N, Koll K, König M, Schnauder I, Nogueira Tavares C, Weitere M, Brauns M. 2022. Large wood in river restoration: A case study on the effects on hydromorphology, biodiversity, and ecosystem functioning. *International Review of Hydrobiology* **107**: 34–45.

AQEM consortium. 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, February 2002, 202 pp.

Arango CP, Tank JL. 2008. Land use influences the spatiotemporal controls on nitrification and denitrification in headwater streams. *Journal of the North American Benthological Society* **27** (1): 90–107.

Arbačiauskas K, Semenchenko V, Grabowski M, Leuven RSEW, Paunović M, Son MO, Csányi B, Gumuliauskaitė S, Konopacka A, Nehring S, van der Velde G, Vezhnovetz V, Panov VE. 2008. Assessment of biocontamination of benthic macroinvertebrate communities in European inland waterways. *Aquatic Invasions* **3**: 211–230.

Arbačiauskas K, Višinskienė G, Smilgevičienė S. 2011. Non-indigenous macroinvertebrate species in Lithuanian fresh waters, Part 2: Macroinvertebrate assemblage deviation from naturalness in lotic systems and the consequent potential impacts on ecological quality assessment. *Knowl Manag Aquatic Ecosyst* **402** (13): 1–18.

Argano R. 1979. Isopodi (Crustacea Isopoda). Guide per il riconoscimento delle specie delle acque interne italiane. Vol. 5., Consiglio Nazionale delle Ricerche Aq/1/43, Roma, 63 str.

Arango CP, Tank JL. 2008. Land use influences the spatiotemporal controls on nitrification and denitrification in headwater streams. *Journal of the North American Benthological Society* **27**: 90–107.

Armendáriz L, Ocón C, Rodrigues Capítulo A. 2012. Potential responses of oligochaetes (Annelida, Clitellata) to global changes: Experimental fertilization in a lowland stream of Argentina (South America). *Limnologia* **42**: 118–126.

Armitage PD. 1980. The effects of mine drainage and organic enrichment in benthos in the river Nent system, northern Pennines. *Hydrobiologia* **74**: 119–128.

Armitage PD, Moss D, Wright JF, Furse MT. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* **17** (3): 333–347.

- Arndt E, Fiedler S, Böhme D. 2009. Effects of invasive benthic macroinvertebrates on assessment methods of the EU Water Framework Directive. *Hydrobiologia* **635**: 309-320.
- Arslan N, Koç B, Çiçek A. 2010. Metal contents in water, sediment, and Oligochaeta-Chironomidae of Lake Uluabat, a Ramsar site of Turkey. *The Scientific World Journal* **10**: 1269-1281.
- Artigas J, García Berthou E, Bauer DE, Castro MI, Cochero J, Colautti D, Cortelezzi A, Donato J, Eloşegi A, Feijoó C, Giorgi A, Gómez N, Leggieri L, Muñoz I, Rodrigues Capítulo A, Romani AM, Sabater S. 2013. Global pressures, specific responses: effects of nutrient enrichment in streams from different biomes. *Environmental Research Letters* **8**: 1-13.
- Askew RR. 2004. The dragonflies of Europe. Harley Books, Essex, 308 str.
- Averett DE, Perry BD, Torrey EJ, Miller JA. 1990. Review of removal, contamination and treatment technologies for remediation of contaminated sediment in the Great Lakes. US Army Engineer Misc. Paper No. EL-90-25. US Environmental Protection Agency, Chicago.
- Badawy WM, Dului OG, El Samman H, El-Taher A, Frontasyeva MV. 2021. A review of major and trace elements in Nile River and Western Red Sea sediments: An approach of geochemistry, pollution and associated hazards. *Applied Radiation and Isotopes* **170**: 109595
- Bailey RG. 1983. Delineation of ecosystem regions. *Environmental Management* **7**: 365–373.
- Baker MA, Dahm CN, Valett HM. 1999. Acetate retention and metabolism in the hyporheic zone of a mountain stream. *Limnology and Oceanography* **44** (6): 1530–1539.
- Baker MA, Valett HM, Dahm CN. 2000. Organic carbon supply and metabolism in a shallow groundwater ecosystem. *Ecology* **81**: 3133–3148.
- Banning M. 1998. Auswirkungen des Aufstaus größerer Flüsse auf das Makrozoobenthos dargestellt am Beispiel der Donau. Essener ökologische Schriften 9. Westarp-Wiss., Hohenwarsleben. 285 str.
- Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD, Stribling JB. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Second Edition. – EPA report 841-B-99-002, Office of Water, Washington DC. 337 str.
- Barbour MT, Plafkin JL, Bradley BP, Graves CG, Wisseman RW. 1992. Evaluation of EPA's rapid bioassessment benthic metrics: metrics redundancy and variability among reference stream sites. *Environmental Toxicology and Chemistry* **11**: 437-449.
- Barbour MT, Stribling JB, Karr JR. 1995. Multimetric approach for establishing biocriteria. Biological assessment and criteria. U: Davies WS, Simon TP (ur.), Tools for water resource planning and decision making. CRC Press, Boca Raton: 63-77.
- Barbour MT, Yoder CO. 2000. The multimetric approach to bioassessment, as used in the United States of America. In Wright JF, Sutcliffe DW, Furse MT (ur.), Assessing the biological quality of fresh waters. Freshwater Biological Association, Ambleside, Cumbria, UK, pp. 281-292.

- Barhoumi B, Beldean-Galea MS, Al-Rawabdeh AM, Roba C, Martonos IM, Bălc R, Kahlaoui M, Touil S, Tedetti M, Driss MR, Baciuc C. 2019. Occurrence, distribution and ecological risk of trace metals and organic pollutants in surface sediments from a Southeastern European river (Someșu Mic River, Romania). *Science of the Total Environment* **660**: 660-676.
- Barton DR, Metcalfe-Smith JL. 1992. A comparison of sampling techniques and summary indices for assessment of water quality in the Yamaska River, Québec, based on benthic macroinvertebrates. *Environmental Monitoring and Assessment* **21**: 225–244.
- Bastviken D, Tranvik LJ, Downing JA, Crill PM, Enrich-Prast A. 2011. Freshwater methane emissions offset the continental carbon sink. *Science* **331** (6013): 50
- Battin TJ, Kaplan LA, Findlay S, Hopkinson CS, Marti E, Packman AI, Newbold D, Sabater F. 2008. Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. *Nature Geoscience* **1**: 95-100.
- Battin TJ, Luysaert S, Kaplan LA, Aufdenkampe AK, Richter A, Tranvik LJ. 2009. The boundless carbon cycle. *Nature Geoscience* **2**: 598–600.
- Bauernfeind E, Humpesch UH. 2001. Die Eintagsfliegen Zentraleuropas - Bestimmung und Ökologie. Verlag des Naturhistorischen Museums Wien, Wien. 240 str.
- Bauernfeind E, Soldan T. 2012. The mayflies of Europe (Ephemeroptera). Apollo Books, Ollerup, 781 str.
- Beasley G, Kneale PE. 2003. Investigating the influence of heavy metals on macroinvertebrate assemblages using Partial Canonical Correspondence Analysis (pCCA). *Hydrology and Earth Sciences* **7** (2): 221-233.
- Beasley G, Kneale PE. 2004. Assessment of heavy metal and PAH contamination of urban streambed sediments on macroinvertebrates. *Water, Air, and Soil Pollution* **4**: 563–578.
- Beaty KG. 1994. Sediment transport in a small stream following two successive forest fires. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **51**: 2723–2733.
- Bêche LA, McElravy EP, Resh VH. 2006. Long-term seasonal variation in the biological traits of benthic-macroinvertebrates in two Mediterranean climate streams in California, U.S.A. *Freshwater Biology* **51**: 56–75.
- Beghelli FGS, Cetra M, Marchese M, López-Dovál JC, Rosa AH, Pompêo MLM, Moschini-Carlos, V. 2020. Taxonomic and nontaxonomic responses of benthic macroinvertebrates to metal toxicity in tropical reservoirs. The case of Cantareira Complex, São Paulo, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* **92** (2): e20180962.
- Beisel J-N, Usseglio-Polatera P, Moreteau JC. 2000. The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia* **422–423**: 163–171.
- Beisel J-N, Usseglio-Polatera P, Thomas S, Moreteau J-C. 1998. Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia* **398**: 73-88.

- Beketov MA. 2004. Different sensitivity of mayflies (Insecta, Ephemeroptera) to ammonia, nitrite and nitrate: linkage between experimental and observational data. *Hydrobiologia* **528**: 209–216.
- Belfiore C. 1983. Efemerotteri (Ephemeroptera). Series: Guide per il Riconoscimento delle Specie Animali delle Acque Interne Volume: 24 Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/201, Roma, 112 str.
- Bellamy PH, Loveland PJ, Bradley RI, Lark RM, Kirk GJD. 2005. Carbon losses from all soils across England and Wales 1978–2003. *Nature* **437**: 245–248.
- Bellard C, Thuiller W, Leroy B, Genovesi P, Bakkenes M, Courchamp F. 2013. Will climate change promote future invasions? *Global Change Biology* **19** (12): 3740–3748.
- Belletti B, Rinaldi M, Gurnell AM, Buijse AD, Mosselman E. 2014. A review of assessment methods for river hydromorphology. *Environmental Earth Science* **73** (5): 2079–2100.
- Belmar O, Velasco J, Gutierrez-Canovas C, Mellado-Díaz A, Millan A. 2012. The influence of natural flow regimes on macroinvertebrate assemblages in a semiarid Mediterranean basin. *Ecohydrology* **6** (3).
- Belmar O, Velasco J, Martinez-Capel F, Marín AA. 2010. Natural flow regime, degree of alteration and environmental flows in the Mula stream (Segura River basin, SE Spain). *Limnetica* **29** (2): 353–368.
- Benetti CJ, Garrido J. 2010. The influence of stream habitat and water quality on water beetles assemblages in two rivers in northwest Spain. *Vie et milieu* **60** (1): 53–63.
- Benke AC, Wallace JB. 2003. Influence of wood on invertebrate communities in streams and rivers. In: Gregory SV, Boyer KL and Gurnell AM (ur.) The ecology and management of wood in world rivers. American Fisheries Society, Symposium 37: 551 Bethesda, Maryland. 149–177.
- Bennett EM, Carpenter SR, Caraco NF. 2001. Human impact on erodible phosphorus and eutrophication: A global perspective. *Bioscience* **51** (3): 227–234.
- Beran L. 2013. Aquatic molluscan fauna (Mollusca) of the Korana River (Croatia). *Natura Croatica*. **22**: 223–234.
- Berenzen N, Schulz R, Liess M. 2001. Effects of chronic ammonium and nitrite contamination on the macroinvertebrate community in running water microcosms. *Water Research* **35**: 3478–3482.
- Bergmann M, Sobral O, Pratas J, Graça MAS. 2018. Uranium toxicity to aquatic invertebrates: A laboratory assay. *Environmental Pollution* **239**: 359–366.
- Bernauer D, Jansen W. 2006. Recent invasions of alien macroinvertebrates and loss of native species in the upper Rhine River, Germany. *Aquatic Invasions* **1** (2): 55–71.
- Bertić I, Lampek Pavčnik I, Radovinović R. 2001. Republika Hrvatska-Prirodna obilježja, stanovništvo i geografske regije. Satelitski Atlas Hrvatske. Naknada Ljevak & Gis Data, 336 str.

- Bick H. 1963. A review of Central European methods for the biological estimation of water pollution levels. *Bulletin of the World Health Organization* **29**: 401-413.
- Bij de Vaate A. 2003 Degradation and recovery of the freshwater fauna in the lower sections of the rivers Rhine and Meuse. Doctoral thesis. University of Wageningen, 200 str.
- Bij de Vaate A, Jazdzewski K, Ketelaars HAM, Gollasch S, Van der Velde G. 2002. Geographical patterns in range extensions of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **59** (7): 1159-1174.
- Bilton DT, Freeland JR, Okamura B. 2001. Dispersal in freshwater invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* **32**: 159-181.
- Biondić R. 1996. Karakterizacija vodnih cjelina na Crnomorskom slivu u okviru implementacije Okvirne direktive o vodama. Institut za geološka istraživanja. Zagreb 28 str.
- Birgand F, Skaggs RW, Chescheir GM, Gilliam JW. 2007. Nitrogen removal in streams of agricultural catchments—a literature review. *Critical Reviews In Environmental Science and Technology* **37**: 381–487.
- Birk S, Bonne W, Borja A, Brucet S, Courrat A, Poikane S, Solimini A, van de Bund W, Zampoukas N, Hering D. 2012a. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators* **18**: 31-41.
- Birk S, Van Kouwen L, Willby N. 2012b. Harmonising the bioassessment of large rivers in the absence of near natural reference conditions – a case study of the Danube River. *Freshwater Biology* **57** (8), 1-17.
- Birk S, Chapman D, Carvalho L, Spears BM, Andersen HE, Argillier C, Auer S, Baattrup-Pedersen A, Banin L, Beklioglu M, Bondar-Kunze E, Borja A, Branco P, Bucak T, Buijse AD, Cardoso AC, Couture RM, Cremona F, de Zwart D, Feld CK, Ferreira MT, Feuchtmayr H, Gessner MO, Gieswein A, Globevnik L, Graeber D, Graf W, Gutierrez-Canovas C, Hanganu J, Iskin U, Järvinen M, Jeppesen E, Kotamäki N, Kuijper M, Lemm JU, Lu S, Solheim AL, Mischke U, Moe SJ, Noges P, Noges T, Ormerod SJ, Panagopoulos Y, Phillips G, Posthuma L, Pouso S, Prudhomme C, Rankinen K, Rasmussen JJ, Richardson J, Sagouis A, Santos JM, Schäfer RB, Schinegger R, Schmutz S, Schneider SC, Schülting L, Segurado P, Stefanidis K, Sures B, Thackeray SJ, Turunen J, Uyerra MC, Venohr M, von der Ohe PC, Willby N, Hering D. 2020. Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nature Ecology and Evolution* **4**: 1060-1068.
- Bishop CA, Mahony NA, Trudeau S, Pettit KE. 1999. Reproductive success and biochemical effects of tree swallows (*Tachycineta bicolor*) exposed to chlorinated hydrocarbon contaminants in wetlands of the Great Lakes and St. Lawrence River Basin, USA and Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry* **18**: 263–271.
- Bitušík P, Hamerlík L. 2014. Príručka na určovanie lariev pakomárov (Diptera: Chironomidae) Slovenska. Belianum. Vydavateľstvo Univerzity Mateja Bela v Banskej Bystrici, 96 str.

- Boda P, Várbíró G, Ficsór M. 2023. Módszertani Kézikönyv a Víz Keretirányelv feladataihoz kapcsolódóan a makroszkopikus vízi gerinctelenek mintavételéhez és ökológiai állapotértékeléséhez. Ökológiai Kutatóközpont, Budapest, 60 str.
- Boets P, Lock K, Goethals PLM. 2011. Using long-term monitoring to investigate the changes in species composition in the harbour of Ghent (Belgium). *Hydrobiologia* **663**: 155-166.
- Bogut I, Vidaković J, Palijan G, Čerba D (2007) Benthic macroinvertebrates associated with four species of macrophytes. *Biologia* **62** (5): 600–606.
- Böhlke J, Antweiler R, Harvey J, Laursen A, Smith L, Smith R, Voytek MA. 2009. Multi-scale measurements and modeling of denitrification in streams with varying flow and nitrate concentration in the upper Mississippi River basin, USA. *Biogeochemistry* **93**: 117–141.
- Böhmer J, Rawer-Jost C, Zenker A, Meier C, Feld CK, Biss R, Hering D. 2004. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: development of a multimetric invertebrate based assessment system. *Limnologica* **34**: 416-432.
- Bohus A, Gál B, Barta B, Szivák I, Karádi-Kovács K, Boda P, Padisák J, Schmera D. 2023. Effects of urbanization-induced local alterations on the diversity and assemblage structure of macroinvertebrates in low-order streams. *Hydrobiologia* **850**: 881–899.
- Bojakowska I, Gliwicz T, Kucharzyk J. 2014. The relationship between the content of zinc and major elements in lake sediments in Poland / Zależność między stężeniem cynku i pierwiastków głównych w osadach jezior w Polsce. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych - Environmental Protection and Natural Resources* **25** (1): 14-23.
- Bole J. 1969. Ključi za določevanje živali – IV. Mehkužci (Mollusca). Društvo biologov Slovenije, Inštitut za biologijo Univerze v Ljubljani, Ljubljana, 115 str.
- Boon PJ, Clarke SA, Copp GH. 2020. Alien species and the EU Water Framework Directive: a comparative assessment of European approaches. *Biological Invasions* **22**: 1497–1512.
- Borja A, Barbone E, Basset A, Borgersen G, Brkljacic M, Elliott M, Garmendia JM, Marques JC, Mazik K, Muxika I, Neto JM, Norling K, Rodriguez JG, Rosati I, Rygg B, Teixeira H, Trayanova A. 2011. Response of single benthic metrics and multi-metric methods to anthropogenic pressure gradients, in five distinct European coastal and transitional ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* **62**, 499–513.
- Bouraoui F, Grizzetti P. 2011. Long term change of nutrient concentrations of rivers discharging in European seas. *Science of The Total Environment* **409**: 4899–4916.
- Boyer EW, Goodale CL, Jaworski NA, Howarth RW. 2002. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the Northeastern U.S.A. *Biogeochemistry* **57**: 137-169.
- Bradt P, Urban M, Goodman N, Bissell S, Spiegel I. 1999. Stability and resilience in benthic macroinvertebrate assemblages. *Hydrobiologia* **403**: 123–133.
- Brady N, Weil R. 1999. The nature and properties of soil. Prentice Hall. Upper Saddle River. NJ. ch. 668,669-719.

- Brendonck L, Riddoch BJ. 1999. Winb-borne short-rangeegg dispersal in anostracans (Crustacea: Branchiopoda). *Biological Journal of the Linnean Society* **67**: 87-95.
- Briers RA, Gee JHR, Geoghegan R. 2004. Effects of the North Atlantic Oscillation on growth and phenology of stream insects. *Ecography* **27**: 811–817.
- Brinkhurst RO. 1971. A Guide for the Identification of British Aquatic Oligochaeta. Scientific Publication No. 22. Freshwater Biological Association, Ambleside, 55 str.
- Brochard C, Groenendijk C, van der Ploeg E, Termaat T. 2012. Fotogids Larvenhuidjes van Libellen. KNNV, Uitgeverij, 320 str.
- Brooker MP. 1985. The Ecological Effects of Channelization. *The Geographical Journal* **151** (1): 63–69.
- Brown JH, Lomolino MV. 1998. Biogeography, 2nd ed. Sinauer, Sunderland, MA. 691 str.
- Bryce SA, Lomnicky GA, Kaufmann PR. 2010. Protecting sediment-sensitive aquatic species in mountain streams through the application of biologically based streambed sediment criteria. *Journal of the North American Benthological Society* **29** (2), 657-672.
- BSAF Biota Sediment Accumulation Factors for Invertebrates: Review and Recommendations for the Oak Ridge Reservation. 1998. U.S. Department of Energy. 52 str.
- Buffagni A, Cazzola M, López-Rodríguez MJ, Alba-Tercedor J, Armanini DG. 2009. Distribution and ecological preferences of European freshwater organisms. Volume 3. Ephemeroptera. Pensoft, Sofia-Moscow, 254 str.
- Buffington JM, Lisle TE, Woodsmith RD, Hilton S. 2002. Controls on the Size and Occurrence of Pools in Coarse-Grained Forest Rivers. *River Research and Applications* **18** (6): 507–531.
- Bulánková E, Matúšová Z. 2014. Determinačný kl'úč pre hydrobiológov, Časť III. – Odonata. Výskumný ústav vodného hospodárstva v Bratislave, Bratislava, 85 str.
- Bunn SE, Davies PM, Mosisch TD. 1999. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology* **41**: 333-345.
- Burgin AJ, Hamilton SK. 2007. Have we overemphasized the role of denitrification in aquatic ecosystems? A review of nitrate removal pathways. *Frontiers in Ecology and the Environment* **5** (2): 89-96.
- Burt TP, Matchett LS, Goulding KWT, Webster CP, Haycock NE. 1999. Denitrification in riparian buffer zones: the role of floodplain hydrology. *Hydrological Processes* **13** (10): 1451-1463.
- Burton GA. 2002. Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology* **3**: 65-75.
- Buss DF, Baptista DF, Silveira MP, Nessimian JL, Dorvillé LF. 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macro invertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia* **481**: 125–136.

- Buss SR, Rivett MO, Morgan P, Bemment CD. 2005. Attenuation of nitrate in the sub-surface environment. Science Report SC030155/SR2. Environment Agency, Bristol, UK, 2005. 109 str.
- Buss DF, Vitorino AS. 2010. Rapid Bioassessment Protocols using benthic macroinvertebrates in Brazil: evaluation of taxonomic sufficiency. *Journal of the North American Benthological Society* **29** (2): 562-571.
- Cachada A, Pereira ME, Ferreira Da Silva E, Duarte AC. 2012. Sources of potentially toxic elements and organic pollutants in an urban area subjected to an industrial impact. *Environmental monitoring and assessment* **184** (1), 15–32.
- Cairns Jr J, McCormick PW, Niederlehner BR. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia* **263**: 1-44.
- Callisto M, Moreno P, Barbosa FAR. 2001. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* **61**: 259–266.
- Camargo JA, Alonso A, Salamanca A. 2005. Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere* **58**: 1255-1267.
- Campaioli S, Ghetti PF, Minelli A, Ruffo S. 1994. Manuale peri il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci Italiane Vol. I. Provincia autonoma di Trento. 357 str.
- Canfield TJ, Dwyer FJ, Fairchild JF, Haverland PS, Ingersoll CG, Kemble NE, Mount DR, La Point TW, Burton GA, Swift MC. 1996. Assessing contamination in Great Lakes sediments using benthic invertebrate communities and the sediment quality triad approach. *Journal of Great Lakes Research* **22** (3): 565–583.
- Canfield TJ, Kemble NF, Brumbaugh WG, Dwyer FJ, Ingersoll CG, Fairchild JF. 1994. Use of benthic invertebrate community structure and the sediment quality triad to evaluate metal-contaminated sediment in the upper Clark Fork River, Montana. *Environmental Toxicology and Chemistry* **12**: 1999–2102.
- Canivet V, Chambon P, Gibert J. 2001 Toxicity and Bioaccumulation of Arsenic and Chromium in Epigeal and Hypogean Freshwater Macroinvertebrates. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **40** (3): 345-354.
- Cantraine F. 1838. Malacologie méditerranéenne et littorale; ou description des mollusques qui vivent dans la Méditerranée ou sur le continent de l'Italie, ainsi que des coquilles qui se trouvent dans les terrains tertiaires italiens, avec des observations sur leur anatomie. Bruxelles. 85 str.
- Capitolo AR, Tangorra M, Ocon C. 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology* **35**: 109–119.
- Carbonell JA, Velasco J, Millán A, Green AJ, Coccia C, Guareschi S, Gutiérrez-Cánovas C. 2017. Biological invasion modifies the co-occurrence patterns of insects along a stress gradient. *Functional Ecology* **31** (10): 1957–1968.
- Cardinale BJ, Palmer MA, Ives AR, Brooks SS. 2005. Diversity-productivity relationships in streams vary as a function of the natural disturbance regime. *Ecology* **86** (3): 716-726.

- Cardoso AC, Free G. 2008. Incorporating invasive alien species into ecological assessment in the context of the Water Framework Directive. *Aquatic Invasions* **3**: 361-366.
- Carlisle DM, Clements WH. 1999. Sensitivity and variability of metrics used in biological assessment of running waters. *Environmental Toxicology and Chemistry* **18**: 285-291.
- Carlton JT. 1996. Pattern, process and prediction in marine invasion ecology. *Biological Conservation* **78**: 97-106.
- Carlton JT, Geller JB. 1993. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. *Science* **261**: 78-82.
- Carniatio N, Thomaz SM, Cunha ER, Fugi R, Ota RR. 2013. Effects of an invasive alien Poaceae on aquatic macrophytes and fish communities in a Neotropical reservoir. *Biotropica* **45**: 747-754.
- Carpenter SR, Caraco NF, Correll DL, Howarth RW, Sharpley AN, Smith VH. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorous and nitrogen. *Ecological Application* **8**: 559-568.
- Carsten von der Ohe P, Liess M. 2004. Relative sensitivity distribution of aquatic invertebrates to organic and metal compounds. *Environmental Toxicology and Chemistry* **23** (1): 150-156.
- Casper AF. 1994. Population and community effects of sediment contamination from residential urban runoff on benthic macroinvertebrate biomass and abundance. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **53**: 796-799.
- Castagnolo L, Franchini D, Giusti F. 1980. Bivalvi (Bivalvia) - Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/49, Roma, 64 str.
- Castellato S, La Piana G, Latella L, Ruffo S. 2006. *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) (Crustacea, Amphipoda, Gammaridae) for the first time in Italy. *Italian Journal of Zoology* **73**: 97-104.
- Castro MS, Driscoll CT, Jordan TE, Reay WG, Boyton WR. 2003. Sources of nitrogen to estuaries in the United States. *Estuaries* **26**: 803-814.
- Castro J, Reckendorf F. 1995. Effects of sediment on the aquatic environment. RCA ill: Potential NRCS actions to improve aquatic habitat. Natural Resources Conservation Service.
- Castro J., Reckendorf F. 1995. Effects of Sediment on the Aquatic Environment: potential NRCS Actions to Improve Aquatic Habitat. Working Paper. 6; NRCS, United States Department of Agriculture, USA.
- Chadwick MA, Feminella JW. 2001. Influence of salinity and temperature on the growth and production of a freshwater mayfly in the Lower Mobile River, Alabama. *Limnology and Oceanography* **46** (3): 532-542.
- Chapman PM. 1990. The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation. *Science of The Total Environment* **97-98**: 815-825.

- Chester R, Hughes MJ. 1967. A chemical technique for the separation of ferro-manganese minerals, carbonate minerals and adsorbed trace elements from pelagic sediments. *Chemical Geology* **2**: 249–262.
- Clements WH, Carlisle DM, Lazorchak JM, Johnson PC. 2000. Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams. *Ecological Applications* **10**: 626–638.
- Cline LD, Short RA, Ward JV. 1982. The influence of highway construction on the macroinvertebrates and epilithic algae of a high mountain stream. *Hydrobiologia* **96**: 149–159.
- Cohen AN, Carlton, JT. 1998. Accelerating invasion rate in a highly invaded estuary. *Science (Washington DC)* **279**: 555–558.
- Colas F, Archaimbault V, Devin D. 2011. Scale-dependency of macroinvertebrate communities: Responses to contaminated sediments within run-of-river dams. *Science of The Total Environment* **409** (7): 1336–1343.
- Cole RA. 1973. Stream community response to nutrient enrichment. *Journal of the Water Pollution Control Federation* **45**: 1874–1888.
- Cole JJ, Caraco NF. 2001. Carbon in catchments: connecting terrestrial carbon losses with aquatic metabolism. *Marine and Freshwater Research* **52**: 101–110.
- Cole JJ, Prairie YT, Caraco NF, McDowell WH, Tranvik LJ, Striegl RG, et al. 2007. Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems* **10**: 171–84.
- Collins AL, Newell Price JP, Zhang Y, Gooday R, Naden PS, Skirvin D. 2018. Assessing the potential impacts of revised set of on-farm nutrient and sediment „basic“ control measures for reducing agricultural diffuse pollution across England. *Science of the Total Environment* **621**: 1499–1511.
- Connolly NM, Pearson RG. 2007. The effect of fine sedimentation on tropical stream macroinvertebrate assemblages: a comparison using flow-through artificial channels and recirculating mesocosms. *Hydrobiologia* **592**: 423–438.
- Consiglio C. 1980. Plecotteri (Plecoptera): Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane (AQ/1/77). Volume 9. Consiglio nazionale delle ricerche AQ/1/77, Roma, 68 str.
- Cook SC, Housley L, Back JA, King RS. 2018. Freshwater eutrophication drivers sharp reductions in temporal beta diversity. *Ecology* **99**: 47–56.
- Cooper CM. 1993. Biological effects of agriculturally derived surface –water pollutants on aquatic systems-a review. *Journal of Environmental Quality* **22**: 402–408.
- Coors A, de Meester L. 2008. Synergistic, antagonistic and additive effects of multiple stressors: predation threat, parasitism and pesticide exposure in *Daphnia magna*. *Journal of Applied Ecology* **45**: 1820–1828.

- Corcoll N, Casellas M, Huerta B, Guasch H, Acuña V, Rodríguez-Mozaz S, Serra-Compte A, Barceló D, Sabater S. 2015. Effects of low intermittency and pharmaceutical exposure on the structure and metabolism of stream biofilms. *Science of the Total Environment* **503**: 159–170.
- Correll DL. 1998. The role of phosphorous in the eutrophication of receiving waters: a review. *Journal of Environmental Quality* **27**: 261-266.
- Cortelezzi A, Ocón C, López van Oosterom MV, Cepeda R, Capítulo AR. 2015. Nutrient enrichment effects on macroinvertebrates in a lowland stream of Argentina. *Iheringia, Série Zoologia* **105** (2): 228-234.
- Croijmans L, De Jong JF, Prins HHT. 2021. Oxygen is a better predictor of macroinvertebrate richness than temperature – a systematic review. *Environmental Research Letters* **16**: 023002.
- Cross WF, Wallace JB, Rosemond AD. 2007. Nutrient enrichment reduces constraints of material flows in a detritus-based food web. *Ecology* **88**: 2563-2575.
- Culp JM, Walde SJ, Davies RW. 1983. Relative importance of substrate particle size and detritus to stream benthic macroinvertebrate microdistribution. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **40**: 1568-1574.
- Cummins KW, Lauff GH. 1969. The influence of substrate particle size on the microdistribution of stream macrobenthos. *Hydrobiologia* **34**: 145–181.
- Cummins KW. 1992. Invertebrates. In Calow P and Petts GE (Ur.) *The River Handbook. I. Hydrological and Ecological Principles*. Blackwell Scientific Publ., Oxford, 234-250.
- Czerniawska-Kusza I. 2005. Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for waterquality assessment. *Limnologica* **35**: 169–176.
- Čanjevac I, Vučković I, Plantak M, Vidaković I. 2017. Smjernice za uspostavu hidromorfološkog monitoringa jezera Hrvatske. Upravljanje jezerima i akumulacijama u Hrvatskoj / Rubinić J. (ur.). Rijeka: Hrvatsko društvo za zaštitu voda, str. 85-89.
- Čejka T. 2017. Determinačný Kl'uč pre hydrobiologov časť IV: Vodné mäkkýše Slovenska. Slovenska vodohospodarska spoločnosť, Bratislava. 48 str.
- Ćuk R, Miliša M, Atanacković A, Dekić S, Blažeković L, Žganec K. 2019. Biocontamination of benthic macroinvertebrate assemblages in Croatian major rivers and effects on ecological quality assessment. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* **420** (11): 1-14.
- Ćuk R, Vučković I, Šikoronja M, Šurmanović D, Širac S, Kerovec M, Mihaljević Z. 2010. Saprobic status of running waters in Croatia based on benthic macroinvertebrates. *Natura Croatica* **19** (2): 389-406.
- Daeher CC, Strong DR Jr. 1993. Prediction and biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* **8**: 380.

- Dahl J, Greenberg L. 1996. Impact on stream benthic prey by benthic vs drift feeding predators: a meta-analysis. *Oikos* **77**: 177-181.
- Dahl J, Johnson RK. 2004. A multimetric macroinvertebrate index for detecting organic pollution of streams in southern Sweden. *Archiv für Hydrobiologie* **160** (4): 487-513.
- Dahm V, Hering D, Nemitz D, Wolfram G, Schmidt-Kloiber A, Leitner P, Melcher A, Feld CK. 2013. Effects of physico-chemistry, land use and hydromorphology on three riverine organism groups: a comparative analysis with monitoring data from Germany and Austria. *Hydrobiologia* **704**: 389-415.
- Dale VH, Beyeler SC. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* **1**: 3-10.
- Dalu T, Wasserman RJ, Tonkin JD, Mwedzi T, Magoro ML, Weyl OLF. 2017. Water or sediment? Partitioning the role of water column and sediment chemistry as drivers of macroinvertebrate communities in an austral South African stream. *Science of The Total Environment* **607-608**: 317-325.
- Davis SJ, Ó hUallacháin D, Mellander P-E, Kelly A-M, Matthaei CD, Piggott JJ, Kelly-Quinn M. 2018. Multiple-stressor effects of sediment, phosphorus and nitrogen on stream macroinvertebrate communities. *Science of the Total Environment* **637-638**: 577-587.
- Davis WS, Simon TP (ur.). 1995. Biological Assessment and Criteria Tools for Water Resource Planning and Decision Making. Lewis Publishers, Boca Raton, FL. 429 str.
- Davies-Colley RJ, Hickey CW, Quinn JM, Ryan PA. 1992. Effects of clay discharges on streams: optical properties and epilithon. *Hydrobiologia* **248**: 215-234.
- Davies-Colley RJ, Meleason MA, Hall RMJ, Rutherford JC. 2009. Modelling the time course of shade, temperature, and wood recovery in streams with riparian forest restoration. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **43** (3): 673-688.
- Deborde DDD, Hernandez MBM, Magbanua FS. 2016. Benthic Macroinvertebrate Community as an Indicator of Stream Health: The Effects of Land Use on Stream Benthic Macroinvertebrates. *Science Diliman* **28** (2): 5-26.
- DeLong MD, Brusven MA. 1998. Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. *Environmental Management* **22**: 445-457.
- de Moura Guimarães Souto R, Corbi JJ, Buzá Jacobucci G. 2019. Aquatic insects as bioindicators of heavy metals in sediments in Cerrado streams. *Limnetica* **38** (2): 575-586.
- De Pauw N, Hawkes HA. 1994. Biological Monitoring of River Water Quality. In: Walley WJ and Judd S (ur.) *River Water Quality Monitoring and Control*, UK, Aston University Press, 87-111.
- De Pauw N, Vanhooren G. 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia* **100**: 153-168.

- Den Hartog C, Van den Brink FWB, Van der Velde G. 1992. Why was the invasion of the River Rhine by *Corophium curvispinum* and *Corbicula* species so successful? *Journal of Natural History* **26**: 1121-1129.
- Devin S, Beisel J-N, Usseglio-Polatera P, Moreteau J-C. 2005. Changes in functional biodiversity in an invaded freshwater ecosystem: the Moselle River. *Hydrobiologia* **542**: 113-120.
- Dick JTA, Platvoet D. 1996. Intraguild predation and species exclusions in amphipods: the interactions of behaviour, physiology and environment. *Freshwater Biology* **36**: 375-383.
- Dick JTA, Platvoet D. 2000. Invading predatory crustacean *Dikerogammarus villosus* eliminates both native and exotic species. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* **267**: 977-983.
- Dick JTA, Platvoet D. 2001. Predicting future aquatic invaders; the case of *Dikerogammarus villosus*. *Aquatic Nuisance Species Digest* **3**: 25-27.
- Dick JTA, Platvoet D, Kelly DW. 2002. Predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **59**: 1078-1084.
- Didham RK, Tylianakis JM, Hutchison MA, Ewers RM, Gemmill NJ. 2005. Are invasive species the drivers of ecological change? *Trends in Ecology & Evolution* **20** (9): 470-474.
- DIN. 2010. EN 15843: Water Quality - Guidance standard on determining the degree of modification of river hydromorphology, European standard CEN/TC 230, Brussels, Belgium. 24 str.
- Dobson M. 2012. Identifying Invasive Freshwater Shrimps and Isopods. Freshwater Biological Association, 29 str.
- Dobson M. 2013. Family-Level Keys to Freshwater Fly (Diptera) Larvae: A Brief Review and a Key to European Families Avoiding use of Mouthpart Characters. *Freshwater Reviews* **6** (1), 1-32 str.
- Dobson M, Pawley S, Fletcher M, Powell A. 2012. Guide to freshwater invertebrates. Freshwater Biological Association. Scientific Publication No. 68, 216 str.
- Dodds WK, Smith VH. 2016. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters* **6**: 155-164.
- Dodds WK, Welch EB. 2000. Establishing nutrient criteria in streams. *Journal of the North American Benthological Society*. **19**: 186-196.
- Dolédec S, Statzner B. 2008. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. *Freshwater Biology* **55**: 617-634.
- Dosskey MG, Bertsch PM. 1994. Forest sources and pathways of organic matter transport to a blackwater stream: a hydrologic approach. *Biogeochemistry* **24**: 1-19.
- Douglas I. 1996. The impact of land-use changes, especially logging, shifting cultivation, mining and urbanization on sediment yields in humid tropical Southeast Asia: a review with

special reference to Borneo. Erosion and Sediment Yield: Global and Regional Perspectives (Proceedings of the Exeter Symposium, July 1996). IAHS Publ. No. 236.

Downing JA. 1991. Biological Heterogeneity in Aquatic Ecosystems. In: Kolasa J, Pickett STA (ur.) Ecological Heterogeneity. Ecological Studies (Analysis and Synthesis), vol 86. Springer, New York, NY, 160-180 str.

Downing AS, van Nes EH, Mooij WM, Scheffer M. 2012. The resilience and resistance of an ecosystem to a collapse of diversity. *PLoS One* **7**: e46135.

Dreyer W, Franke U. 1987. Ein Bildbestimmungsschlüssel für alle Libellenarten Mitteleuropas und ihre Larven. Gerstenberg Verlag, Hildesheim, 48 str.

Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata ZI, Knowler DJ, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur-Richard AH Soto D, Stiassny MLJ, Sullivan CA. 2006. Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* **81** (2): 163–182.

Duff JH, Triska FJ, 2000. Nitrogen biogeochemistry and surface–subsurface exchange in streams. In: Jones, J.B., Mulholland, P.J. (Ur.), Streams and Ground Waters, Aquatic Ecology Series. Academic, San Diego, str. 197–220.

Dumont HJ. 1998. The Caspian Lake: history, biota, structure, and function. *Limnology and Oceanography* **43** (1): 44–52.

Dunav. Hrvatska enciklopedija, mrežno izdanje. 2021. Leksikografski zavod Miroslav Krleža, Pristupljeno 4. 2. 2023. <http://www.enciklopedija.hr/Natuknica.aspx?ID=16593>.

Durance I, Omerod SJ. 2007. Climate change effects on upland stream macroinvertebrates over a 25-year period. *Global Change Biology* **13** (5): 942-957.

Edwards E. 1969. Some of effects of siltation upon aquatic macrophyte vegetation in rivers. *Hydrobiologia* **34**: 29-37.

Eggers TO, Martens A. 2001. Bestimmungsschlüssel der Süßwasser - Amphipoda (Crustacea) Deutschlands. Lauerbornia 42, 1-68 str.

Ehrlich PR. 1986. Which animal will invade? In Ecology of biological invasions of North America and Hawaii. Edited by Mooney HA & Drake JA. Springer-Verlag, New York 79-95.

Eichner MJ. 1990. Nitrous oxide emissions from fertilized soils: summary of available data. *Journal of Environmental Quality* **19** (2): 272-280.

Eiseler B. 2005. Bildbestimmungsschlüssel für die Eintagsfliegenlarven der deutschen Mittelgebirge und des Tieflandes. Lauterbornia 53, 112 str.

Eiseler B. 2010. Taxonomie für die Praxis: Bestimmungshilfen – Makrozoobenthos. LANUV - Arbeitsblatt 14, 181 str.

Elektroprojekt i Prirodoslovno-matematički fakultet, Geografski odsjek Sveučilišta u Zagrebu. 2018. Sustavno ispitivanje hidromorfoloških elementa kakvoće u rijekama u 2016. i 2017. godini, Zagreb, 474 str.

- Elektroprojekt i Prirodoslovno-matematički fakultet, Geografski odsjek Sveučilišta u Zagrebu. 2019. Sustavno ispitivanje hidromorfoloških elementa kakvoće u rijekama u 2018. godini, Zagreb, 695 str.
- Elektroprojekt i Prirodoslovno-matematički fakultet, Geografski odsjek Sveučilišta u Zagrebu. 2021. Sustavno ispitivanje hidromorfoloških elementa kakvoće u rijekama u 2019 i 2020. godini, Zagreb, 795 str.
- Elliott M. 2003. Biological pollutants and biological pollution – an increasing cause for concern. *Marine Pollution Bulletin* **46**: 275-280.
- Elliott JM, Dobson M. 2015. Freshwater leeches of Britain and Ireland: Keys to the Hirudinea and a Review of their Ecology. Freshwater Biological Association, 108 str.
- Elliott JM, Humpesch UH. 2010. Mayfly Larvae (Ephemeroptera) of Britain and Ireland: Keys and a Review of their Ecology. Freshwater Biological Association, 152 str.
- Elliott JM, Humpesch UH, Macan TT. 1988. Larvae of the British Ephemeroptera: a key with ecological notes. Scientific Publications No. 49. Freshwater Biological Association, Ambleside, 145 str.
- Elton CS. 1958. The ecology of invasions by animals and plants. Methuen, London. 196 str.
- Erba S, Buffagni A, Holmes N, O'Hare M, Scarlett S, Stenico A. 2006. Preliminary testing of river habitat survey features for the aims of the WFD hydro-morphological assessment: an overview from the STAR Project. *Hydrobiologia* **566**: 281–296.
- Erisman JW, Sutton MA, Galloway J, Klimont Z, Winiwarter W. 2008. How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience* **1**: 636–639.
- Erman DC, Erman NA. 1984. The response of stream macroinvertebrates to substrate size and heterogeneity. *Hydrobiologia* **108**: 75–82.
- Estèbe A, Boudries H, Mouchel J-M, Thévenot DR. 1997. Urban runoff impacts on particulate metal and hydrocarbon concentrations in River Seine: Suspended solid and sediment transport. *Water Science and Technology* **36** (8-9): 185-193.
- European Commission. 2000. Water Framework Directive. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy, Brussels.
- European Commission. 2010. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 25. Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive. Brussels: EU.
- European Environment Agency. 2018. European waters - assessment of status and pressures. Luxembourg, Publications Office of the European Union.
- Evans CD, Monteith DT, Cooper DM. 2005. Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution* **137**: 55–71.

- Evans-White MA, Dodds WK, Huggins DA, Baker DS. 2009. Thresholds in macroinvertebrate biodiversity and stoichiometry across water-quality gradients in Central Plains (USA) streams. *Journal of the North American Benthological Society* **28**: 855-868.
- Evans-White MA, Haggard BE, Scott JT. 2013. A Review of stream nutrient criteria development in the United States. *Journal of Environmental Quality* **42**: 1002–1014.
- Everall NC, Johnson MF, Wood P, Mattingley L. 2018. Sensitivity of the early life stages of a mayfly to fine sediment and orthophosphate levels. *Environmental Pollution* **237**: 792-802.
- Extence CA. 1981. The effect of drought on benthic invertebrate communities in a lowland river. *Hydrobiologia* **83**: 217–224.
- Eyre MD, Luff ML, Lott DA. 2002. The importance of exposed riverine sediments for phytophagous beetles (Coleoptera) in Scotland and northern England. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **12**: 553–566.
- Farag AM, Woodward DE, Brumbaugh W, Goldstein JN, MacConnell E, Hogstrand C, Barrows FT. 1999. Dietary effects of metals-contaminated invertebrates from the Coeur d'Alene River, Idaho, on cutthroat trout. *Transactions of the American Fisheries Society* **128**: 578-592.
- Faye R, Carey W, Stamer J, Kleckner R. 1980. Erosion, sediment discharge, and channel morphology in the upper Chattahoochee River basin, Georgia. US Geological Survey. Washington D.C. 92 str.
- Feld CK. 2004. Identification and measure of hydromorphological degradation in Central European lowland streams. *Hydrobiologia* **516**: 69-90.
- Feld CK, Hering D. 2007. Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. *Freshwater Biology* **52**: 1380–1399.
- Fernández-Díaz M, Benetti CJ, Garrido J. 2008. Influence of iron and nitrate concentration in water on aquatic Coleoptera community structure: application to the Avia River (Ourense, NW Spain). *Limnetica* **27** (2): 285-298.
- Filipčić, A. 1998. Klimatska regionalizacija Hrvatske po Köppenu za standardno razdoblje 1961.–1990. u odnosu na razdoblje 1931.–1960. *Acta Geographica Croatica* **34**: 1–15.
- Findlay S. 1995. Importance of surface–subsurface exchange in stream ecosystems: the hyporheic zone. *Limnology and Oceanography* **40**: 159–64.
- Fisher SG, Sponseller RA, Heffernan JB. 2004. Horizons in stream biogeochemistry: flowpaths to progress. *Ecology* **85**: 2369–2379.
- Fjordingstad E. 1964. Pollution of streams estimated by benthic phytomicroorganisms. I. A saprobic system based on communities of organisms and ecological factors *International Revue der Gesamten Hydrobiologie* **49**: 63-131.
- Fleischhacker T, Kern K. 2002. Ecomorphological Survey of Large Rivers. German Federal Institute of Hydrology, Postfach 200 253, D-56002 Koblenz, 4. 41 str.

- Foley RE, Jackling SJ, Sloan RJ, Brown MK. 1988. Organochlorine and mercury residues in wild mink and otter: Comparison with fish. *Environmental Toxicology and Chemistry* **7**: 363–374.
- Folt C, Chen C, Moore M, Burnaford J. 1999. Synergism and antagonism among multiple stressors. *Limnology and Oceanography* **44**: 864–877.
- Fore LS, Karr JR, Wisseman RW. 1996. Assessing invertebrate responses to human activities: evaluating alternative approaches. *Journal of the North American Benthological Society* **15**: 212–231.
- Fossati O, Wansson JG, Héry C, Salinas G, Marín R. 2001. Impact of sediment releases on water chemistry and macroinvertebrates communities in clear water Andean streams (Bolivia). *Archiv für Hydrobiologie* **151**: 33–50.
- Foster GN, Bilton DT, Friday LE. 2014. Keys to Adults of the water beetles of Britain and Ireland (Part 2). Vol. 4 Part 5b. Royal Entomological Society, 126 str.
- Foster GN, Friday LE. 2011. Keys to adults of the water beetles of Britain and Ireland (Part 1) – Handbooks for the identification of British insects, Vol. 4 Part 5 (2nd Ed). Royal Entomological Society, 144 str.
- Francoeur SN, Biggs BJB. 2006. Short-term effects of elevated velocity and sediment abrasion on benthic algal communities. *Hydrobiologia* **561**: 59–69.
- Franke U. 1979. Bildbestimmungsschlüssel mitteleuropäischer Libellenlarven. *Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde Serie A (Biologie)* **333**: 1–17.
- Frančišković-Bilinski S. 2005. Geokemija vodotočnih sedimenata u drenažnom sustavu rijeke Kupe. doktorska disertacija, Prirodoslovno-matematički fakultet, Zagreb. 197 str.
- Frančišković-Bilinski S. 2007. An assessment of multielemental composition in stream sediments of Kupa River drainage basin, Croatia for evaluating sediment quality guidelines. *Fresenius Environmental Bulletin* **16** (5): 561–575.
- Frančišković-Bilinski S. 2008. Detection of geochemical anomalies in stream sediments of the upper Sava River drainage basin (Slovenia, Croatia). *Fresenius Environmental Bulletin* **17** (2): 188–196.
- Frančišković-Bilinski S, Maldini K, Bilinski H, Legović T. 2022. Pollutant transport via sediments in medium-sized meandering rivers: the example of barium in Kupa River (Croatia). *Environmental Earth Sciences* **81**: 332.
- Franjević D, Novosel M, Koletić N. 2015. Freshwater and brackish bryozoan species of Croatia (Bryozoa: Gymnolaemata, Phylactolaemata) and their genetic identification. *Zootaxa* **4032**: 221–228.
- Fransen PJB, Phillips CJ, Fahey BD. 2001. Forest road erosion in New Zealand: overview. *Earth Surface Processes and Landforms* **26**: 165–174.
- Friberg N. 2010. Pressure-response relationships in stream ecology: Introduction and synthesis. *Freshwater Biology* **55**: 1367–1381.

- Friberg N, Sandin L, Furse M, Larsen SE, Clarke RT, Haase P. 2006. Comparison of macroinvertebrate sampling methods in Europe. *Hydrobiologia* **566**: 365-378.
- Friberg N, Sandin L, Pedersen ML. 2009. Assessing the effects of hydromorphological degradation on macroinvertebrate indicators in rivers: examples, constraints, and outlook. *Integrated Environmental Assessment and Management* **5**(1): 86–96.
- Friberg N, Skriver J, Larsen SE, Pedersen ML, Buffagni A. 2010. Stream macroinvertebrate occurrence along gradients in organic pollution and eutrophication. *Freshwater Biology* **55**: 1405-1419.
- Friedrich G. 1990. Eine Revision der Saprobien system (Revision of the saprobien system). *Zeitschrift für Wasser und Abwasser Forschung* **23**: 141-52.
- Friedrich G, Chapman D, Beim A. 1992. The use of biological material. In Chapman D (ed). *Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. Chapman and Hall, London, 171-238.
- Friedrich G, Herbst V. 2004. Eine erneute Revision des Saprobien systems – weshalb und wozu? *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* **32** (1): 61-74.
- Frogia C. 1978. Decapodi (Crustacea: Decapoda) - Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. Vol. 4. Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/9, Roma, 41 str.
- Früh D, Stoll S, Haase P. 2012a. Physicochemical and morphological degradation of stream and river habitats increases invasion risk. *Biological Invasions* **14**: 2243-2253.
- Früh D, Stoll S, Haase P. 2012b. Physico-chemical variables determining the invasion risk of freshwater habitats by alien mollusks and crustaceans. *Ecology and Evolution* **2** (11): 2843–2853.
- Furse M, Hering D, Moog O, Verdonschot P, Johnson RK, Brabec K i sur. 2006. The STAR project: Context, objectives and approaches. *Hydrobiologia* **566**, 3–29.
- Gabriels W, Goethals PLM, De Pauw N. 2005. Implications of taxonomic modifications and alien species on biological water quality assessment as exemplified by the Belgian Biotic Index method. *Hydrobiologia* **542**: 137-150.
- Gabriels W, Lock K, De Pauw N, Goethals PLM. 2010. Multimetric macroinvertebrate index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologica* **40**: 199-207.
- Gallardo B, Clavero M, Sánchez MI, Vilà M. 2016. Global ecological impacts of invasivespecies in aquatic ecosystems. *Global Change Biology* **22**: 151–163.
- Galloway JN, Dentener FJ, Capone DG, Boyer EW, Howarth RW, Seitzinger SP, Asner GP, Cleveland CC, Green PA, Holland EA, Karl DM, Michaels AF, Porter JH, Townsend AR, Vorosmarty CJ. 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* **70**: 153–226.
- Garcia XF, Schnauder I, Pusch MT. 2012. Complex hydromorphology of meanders can support benthic invertebrate diversity in rivers. *Hydrobiologia* **685**: 49–68.

- Garcia-Criado F, Fernandez-Alaez C, Fernandez-Alaez M. 1999. Environmental variables influencing the distribution of Hydraenidae and Elmidae assemblages (Coleoptera) in a moderately-polluted river basin in north-western Spain. *European Journal of Entomology*. **96** (1): 37–44.
- Geist J, Auerswald K. 2007. Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater Biology* **52**: 2299–2316.
- Gellert G, Pottgiesser T, Euler T. 2014. Assessment of the structural quality of streams in Germany—basic description and current status. *Environmental Monitoring and Assessment* **186**: 3365–3378.
- Gérard C, Hervé M, Hechinger RF. 2018. Long-term population fluctuations of the exotic New Zealand mudsnail *Potamopyrgus antipodarum* and its introduced aporocotylid trematode in northwestern France. *Hydrobiologia* **817**: 253–266.
- Gergs R, Schlag L, Rothhaupt KO. 2013. Different ammonia tolerances may facilitate spatial coexistence of *Gammarus roeselii* and the strong invader *Dikerogammarus villosus*. *Biological Invasions* **15** (8): 1783–1793.
- Gerken B, Sternberg K. 1999. Die exuvien Europäischer Libellen (Insecta: Odonata). Höxter und Jena, 354 str.
- Ghetti PF. 1986. Manuale di applicazione – I macroinvertebrate nell’analisi di qualità dei corsi d’acqua – Indice Biotico E.B.I. modif. Ghetti. Provincia Autonoma di Trento, Stazione Sperimentale di Agraria Forestale, Servizio Protezione Ambiente, Trento (in Italian). 90 str.
- Ghetti PF. 1997. I macroinvertebrati nel controllo della qualità di ambienti di acque correnti. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). Manuale di applicazione. Provincia Autonoma di Trento, Trento, Italy, 222 p.
- Ghetti PF, Bonazzi G. 1981. I macroinvertebrate nella sorveglianza ecologica dei corsi d’acqua. Manuali di utilizzazione degli Indicatori Biologici di qualità delle acque, CNR, Roma (in Italian). Vol. AQ/1/127-181.
- Ghetti PF, Ravera O. 1994. European perspective on biological monitoring. In Loeb SL & Space A (ur.), *Biological Monitoring of Aquatic Systems*. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, Florida, USA: 31-46.
- Gibbins CN, Dilks CF, Malcolm R, Soulsby C, Juggins S. 2001. Invertebrate communities and hydrological variation in Cairngorm mountain streams. *Hydrobiologia* **462**: 205–219.
- Gieswein A, Hering D, Feld CK. 2017. Additive effects prevail: The response of biota to multiple stressors in an intensively monitored watershed. *Science of The Total Environment* **593–594**: 27–35.
- Gilbert J, Dole-Olivier M-J, Marmonier P, Vervier P. 1990. Surface water–groundwater ecotones. In: Naiman RJ, Décamps H, editors. *The ecology & management of aquatic terrestrial ecotones*. 4. Canforth, England: The Parthenon Publishing Group; str. 199–225.
- Giller PS, Malmqvist B. 1998. *The Biology of Streams and Rivers*, Oxford University Press, New York. 296 str.

- Girgin S, Kazanci N, Dügel M. 2010. Relationship between aquatic insects and heavy metals in an urban stream using multivariate techniques. *International Journal of Environmental Science & Technology* **7**(4): 653–664.
- Glime JM, Clemons RM. 1972. Species diversity of stream insects of *Fontinalis* spp. compared to diversity on artificial substrates. *Ecology* **53** (3): 458-464.
- Glöer P. 2002. Die Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas. Bestimmungsschlüssel, Lebensweise, Verbreitung. Die Tierwelt Deutschlands Teil 73. Conchbooks, Hackenheim. 327 str.
- Glöer P, Meier-Brook C. 2003. Süßwassermollusken. Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg. 97 str.
- Goldman C. 2009. Micronutrient elements (Co, Mo, Mn, Zn, Cu), In: Likens GE (ed) *Biogeochemistry of Inland Waters*, CA: Academic Press, San Diego, pp 378–382.
- Gonzales-Inca C, Valkama P, Lill J-O, Slotte J, Hietaharju E, Uusitalo R. 2018. Spatial modelling of sediment transfer and identification of sediment sources during snowmelt in an agricultural watershed in boreal climate. *Science of the Total Environment* **612**: 303-312.
- Goodyear KL, McNeill S. 1999. Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macroinvertebrates of different feeding guilds: A review. *Science of the Total Environment*. **229**, 1–19.
- Gower AM, Myers G, Kent M, Foulkes ME. 1994. Relationships between macroinvertebrate communities and environmental variables in metal-contaminated streams in south-west England. *Freshwater Biology* **32**: 199-221.
- Gower AM, Myers G, Kent M, Foulkes ME. 1995. The use of macroinvertebrate assemblages in the assessment of metal-contaminated streams. In: *The Ecological Basis for River Management*, D. M. Harper and A. J. D. Ferguson (ur.), Wiley, Chichester, UK. 181-191.
- Grabowski M, Bacela K, Konopacka A. 2007. How to be an invasive gammarid (Amphipoda: Gammaroidea) – comparison of life history traits. *Hydrobiologia* **746**: 245–254.
- Grabowski M, Bacela K, Konopacka A, Jazdzewski K. 2009. Salinity-related distribution of alien amphipods in rivers provides refugia for native species. *Biological Invasions* **11** (9): 2107–2117.
- Graça MAS, Canhoto C. 2006. Leaf litter processing in low order streams. *Limnetica* **25** (1-2): 1-10.
- Graf W, Leitner P, Hanetseder I, Ittner LD, Dossi F, Hauer C. 2016. Ecological degradation of a meandering river by local channelization effects: a case study in an Austrian lowland river. *Hydrobiologia* **772** (1): 145–160.
- Graf W, Murphy J, Dahl J, Zamora-Muñoz C, López-Rodríguez MJ. 2008. Distribution and ecological preferences of European freshwater organisms. Volume 1. Trichoptera. Pensoft, Sofia-Moscow, 388 str.

- Graham A. 1990. Siltation of stone-surface periphyton in rivers by clay-sized particles from low concentrations in suspension. *Hydrobiologia* **199**: 107-115.
- Green PT, O'Dowd DJ, Abbott KL, Jefery M, Retallick K, Mac Nally R. 2011. Invasional meltdown: invader-invader mutualism facilitates a secondary invasion. *Ecology* **92**: 1758–1768.
- Grey J, Jones RI, Sleep D. 2001. Seasonal changes in the importance of the source of organic matter to the diet of zooplankton in Loch Ness, as indicated by stable isotope analysis. *Limnology and Oceanography* **46**: 505–513.
- Gregory SV, Swanson FJ, McKee WA, Cummins KW. 1991. An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. *BioScience* **41** (8): 540–551.
- Groulx GR, Lasenby DC. 1992. Temporal and spatial variation in the amount of cadmium in the phantom midge larvae (*Chaoborus* spp.). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **23** (3): 370-374.
- Groves RH, Burdon JJ (ur). 1986. Ecology of biological invasions. Cambridge University Press, New York. 180 str.
- Guareschi S, Laini A, England J, Barrett J, Wood PJ. 2021a. Multiple co-occurrent alien invaders constrain aquatic biodiversity in rivers. *Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America* **31**(6), e02385.
- Guareschi S, Laini A, England J, Johns T, Winter M, Wood PJ. 2021b. Invasive species influence macroinvertebrate biomonitoring tools and functional diversity in British rivers. *Journal of Applied Ecology* **58**(1): 135–147.
- Guareschi S, Laini A, Racchetti E, Bo T, Fenoglio S, Bartoli M. 2012. How hydromorphological constraints and regulated flows govern macroinvertebrate communities along an entire lowland river? *Ecohydrology* **7** (2): 366-377.
- Gulia L, Guidi M, Bonadonna f. p., Macera PA. 2004. A preliminary geochemical study of two cores from Massaciuccoli eutrophic lake, Northern Tuscany, and paleoclimatic implications. *Atti della Societa Toscana di Scienze Naturali, Memorie Serie A* **109**: 97–102.
- Gutt J, Barnes D, Lockhart SJ, Van De Putte A. 2013. Antarctic macrobenthic communities: A compilation of circumpolar information. *Nature Conservation* **4**: 1–13.
- Haas G, Brunke M, Streit B. 2002. Fast turnover in dominance of exotic species in the Rhine River determines biodiversity and ecosystem function: an affair between amphipods and mussels. In Leppäkoski E, Gollasch S and Olenin S (ur.) Invasive aquatic species of Europe: distribution, impacts and management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 426-432.
- Halamić J, Peh Z. 2009. Geochemical Atlas of the Republic Croatia. Regional Spatial distribution of Arsenic, Croatian Geological Survey, Zagreb, 34-35.
- Harper MP, Peckarsky BL. 2005. Effects of pulsed and pressed disturbances on the benthic invertebrate community following a coal spill in a small stream in northeastern USA. *Hydrobiologia* **544**: 241-247.

- Hatch CE, Fisher AT, Ruehl CR, Stemler G. 2010. Spatial and temporal variations in streambed hydraulic conductivity quantified with time-series thermal methods. *Journal of Hydrology* **389**: 276–288.
- Hauser FR, Resh VH. 2017. Chapter 15: Macroinvertebrates. In: Hauser FR, Lamberti A (ur.) *Methods in Stream Ecology* 1(3): 297–319.
- Havel JE, Lee CE, Vander Zanden MJ. 2005. Do reservoirs facilitate invasions into landscapes. *Bioscience* **55** (6): 518-525.
- Havel JE, Kovalenko KE, Thomaz SM, Amalfitano S, Kats LB. 2015. Aquatic invasive species: challenges for the future. *Hydrobiologia* **750**: 147–170.
- Havel JE, Shurin JB. 2004. Mechanisms, effects and scales of dispersal in freshwater zooplankton. *Limnology and Oceanography* **49**: 1229-1238.
- Haycock NE, Burt TP, 1993. Role of floodplain sediments in reducing the nitrate concentration of subsurface run-off—a case-study in the Cotswolds, UK. *Hydrological Processes* **7**: 287–295.
- Hebauer F, Klausnitzer B. 1998. Insecta: Coleoptera: Hydrophiloidea (excl. Helophorus) Süßwasserfauna von Mitteleuropa 20/7,8,9,10-1. Gustav Fischer, 134 str.
- Heck KL Jr, Wetstone GS. 1977. Habitat complexity and invertebrate species richness and abundance in tropical seagrass meadows. *Journal of Biogeography* **4**: 135-142.
- Hecky RE, Kilham P. 1988. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnology and Oceanography* **33** (4 part2): 796-822.
- Heidemann H, Seidenbusch R. 2002. Die Libellenlarven Deutschlands, Tierwelt Deutschlands 72. Goecke & Evers, Keltern, 328 str.
- Heiskanen AS, van der Bund W, Cardoso AC, Noges P. 2004. Towards good ecological status of surface waters in Europe – interpretation and harmonization of the concept. *Water Science and Technology* **49**: 169-177.
- Heiskary SA, Bouchard RW Jr. 2015. Development of eutrophication criteria for Minnesota streams and rivers using multiple lines of evidence. *Freshwater Science* **34**, (2): 574-592.
- Hellawell JM. 1978. Biological surveillance of rivers. Medmenham and Stevenage: Water Research Centre. 332 str.
- Hellawell JM. 1986. Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. London, UK: Elsevier Applied Science. 509 str.
- Hellmann C, Schöll F, Worischka S, Becker J, Winkelmann C. 2017. River-specific effects of the invasive amphipod *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda) on benthic communities. *Biological Invasions* **19**: 381–398.
- Hendricks SP, White DS. 2000. Stream and groundwater influences on phosphorus biogeochemistry. In: Jones, J.B., Mulholland, P.J. (Ur.), *Streams and Ground Waters*, Aquatic Ecology Series. Academic, San Diego, str. 221–235.

- Hering D, Carvalho L, Argillier C, Beklioglu M, Borja A, Cardoso AC, Duel H, Ferreira T, Globevnik L, Hanganu J, Hellsten S, Jeppesen E, Kodeš V, Solheim AL, Nöges T, Ormerod S, Panagopoulos Y, Schmutz S, Venohr M, Birk S. 2015. Managing aquatic ecosystems and water resources under multiple stress - an introduction to the MARS project. *Science of the Total Environment* **15** (503–504): 10–21.
- Hering D, Feld CK, Moog O, Ofenböck T. 2006. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences for the European AQEM and STER projects and related initiatives. *Hydrobiologia* **566**: 311-324.
- Hering D, Johnson RK, Kramm S, Schmutz S, Szoszkiewicz K, Verdonschot P. 2006b. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology* **51**: 1757–1785.
- Hering D, Meier C, Rawer-Jost C, Feld CK, Biss R, Zenker A, Sundermann A, Lohse S, Böhmer J. 2004a. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. *Limnologia* **34**: 398-415.
- Hering D, Moog O, Sandin L, Verdonschot PFM. 2004c. Overview and Application of the AQEM Assessment System. *Hydrobiologia* **516**: 1–20.
- Hering D, Verdonschot PFM, Moog O, Sandin L. 2004b. Integrated assessment of running waters in Europe. *Hydrobiologia* **516** (1-3): 1-379.
- Hering i sur., 2006b –ispitati jel ista ko prethodna
- Hickey CW, Clements WH. 1998. Effects of heavy metals on benthic macroinvertebrate communities in New Zealand streams. *Environmental Toxicology and Chemistry* **17**: 2338-2346.
- Hickin NE. 1967. Caddis larvae. Hutchinson & Co LTD. 476 str.
- Hill AR, Devito KJ, Campagnolo S, Sanmugadas K. 2000. Subsurface denitrification in a forest riparian zone: interactions between hydrology and supplies of nitrate and organic carbon. *Biogeochemistry* **51**: 193–223.
- Hillbricht-Ilkowska A, Ryszkowski L, Sharpley AN. 1995. Phosphorus transfers and landscape structure: riparian sites and diversified land use patterns. In: Phosphorus in the Global Environment (ed. Tiessen H.), John Wiley & Sons Ltd, Chichester, 201– 228.
- Hilton J, O'Hare M, Bowes MJ, Jones JJ. 2006. How green is my river?. A new paradigm of eutrophication in rivers. *Science of the Total Environment* **365** (1), 66-83.
- Hirst H, Jüttner I, Ormerod SJ. 2002. Comparing the responses of diatoms and macroinvertebrates to metals in upland streams of Wales and Cornwall. *Freshwater Biology* **47** (9): 1752–1765.
- Hoffmann A, Hering D. 2000. Wood-associated macroinvertebrate fauna in Central European streams. *International Review of Hydrobiology* **85**: 25-48.
- Holland DG. 1972. A key to larvae, pupae and adults of the British species of Elminthidae. Freshwater Biological Association. Sci. Publ. No. 26, 58 str.

- Horsák M, Bojková J, Zahrádková S, Omesová M, Helešic J. 2009. Impact of reservoirs and channelization on lowland river macroinvertebrates: A case study from Central Europe. *Limnologica* **39** (2): 140-151.
- Horwitz RJ, Tuccillo A, Charles DF, Neiffer S, Belton T. 2016. Validation of macroinvertebrate-based index of nutrient status in streams using macroinvertebrate, water-chemistry and diatom data. *Northeastern Naturalist* **23** (4): 532-554.
- Hötzel H, Weissmair W, Spiedel W. 2002. Insecta: Megaloptera, Neuroptera, Lepidoptera. Süßwasserfauna von Mitteleuropa 15,16,17. Gustav Fischer. Spektrum Akademischer Verlag, 148 str.
- Howarth RW, Billen G, Swaney D, Townsend A, Jaworski N, Lajtha K, Downing JA, Elmgren R, Caraco N, Jordan T, Berendse F, Freney J, Kudeyarov V, Murdoch P, Zhao-liang Z. 1996. Regional nitrogen budgets and riverine inputs of N and P for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences. *Biogeochemistry* **35**: 75–139.
- Hudak PF, Banks KE. 2006. Compositions of first flush and composite storm water runoff in small urban and rural watersheds, north-central Texas. *Urban Water Journal* **3** (1): 43–49.
- Hughes SJ, Ferreira T, Cortes RV. 2008. Hierarchical spatial patterns and drivers of change in benthic macroinvertebrate communities in an intermittent Mediterranean river. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **18**: 742–760.
- Hulme M, Sheard N. 1999. Climate Change Scenarios for Zimbabwe. Norwich, UK: Climate Research Unit, 6 str.
- Huston MA. 1994. Biological diversity. The coexistence of species on changing landscapes. Cambridge University Press, Cambridge, 671 pp.
- Hutchinson GE. 1993. A Treatise on Limnology. Vol. IV. The Zoobenthos. John Wiley & Sons, New York, 944 str.
- Hynes HBN. 1970. The Ecology of Running Waters. Toronto Univ Press, Toronto. 556 str.
- ICPDR International Commission for the Protection of the Danube River <https://www.icpdr.org/main/>. Accessed on March 04th 2023.
- Illies J. 1978. Limnofauna Europaea. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 532 str.
- IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change. 2007. Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_synthesis.htm. Accessed on February 10th 2022.
- Isermann K. 1991. Nitrogen and phosphorus balances in agriculture—A comparison of several western European countries. In Proc. from int. conf. on „Nitrogen, Phosphorus and Organic Matter, 13-15.

- IUCN 1999. IUCN Guidelines for the prevention of biodiversity loss due to biological invasions. Newsletter of the Species Survival Commission IUCN – The World Conservation Union 31: 28-42.
- Jabłońska-Barna I, Koszałka J. 2020. Biocontamination of the aquatic ecosystems of Northeastern Poland. *Handbook of Environmental Chemistry* **87**: 127–139.
- Jähnig SC, Lorenz AW. 2008. Substrate-specific macroinvertebrate diversity patterns following stream restoration. *Aquatic Sciences* **70**: 292-303.
- Janssen CR, Schamphelaere KD, Heijerick D, Muysen B., Lock K, Bossuyt B, Vangheluwe M, Sprang PV. 2000. Uncertainties in the Environmental Risk Assessment of Metals. *Human and ecological risk assessment* **6**: 1003–1018.
- Järnskog I, Strömvall A, Magnusson K, Galfi H, Björklund K, Polukarova M, Garção R, Markiewicz A, Aronsson M, Gustafsson M, Norin M, Blom L, Andersson-Sköld Y. 2021. Traffic-related microplastic particles, metals, and organic pollutants in an urban area under reconstruction. *Science of The Total Environment* **774**: 145503.
- Jarvie HP, Smith DR, Norton LR, Edwards FK, Bowes MJ, King SM, Scarlett P, Davies S, Dils RM, Bachiller-Jareno N. 2018. Phosphorus and nitrogen limitation and impairment of headwater streams relative to rivers in Great Britain: A national perspective on eutrophication. *Science of the Total Environment* **621**: 849–862.
- Jarvie HP, Withers PJA, Bowes MJ, Palmer-Felgate EJ, Harper DM, Wasiak K, Wasiak P, Hodgkinson R, Bates A, Stoate C, Neil M, Wickham HD, Harman SA, Armstrong L. 2010. Streamwater phosphorous and nitrogen across a gradient in rural-agricultural land use intensity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **135**: 238-252.
- Jarvie HP, Withers PJA, Hodgkinson R, Bates A, Neal M, Wickham HD, Harman SA, Armstrong L. 2008. Influence of rural land use on streamwater nutrients and their ecological significance. *Journal of Hydrology* **350**: 166-186.
- Jaworski NA, Howarth RW, Hetling LJ. 1997. Atmospheric Deposition of Nitrogen Oxides onto the Landscape Contributes to Coastal Eutrophication in the Northeast United States. *Environmental Science & Technology* **31** (7): 1995–2004.
- Jazdzewski K. 1980. Range extension of some gammaridean species in European inland waters caused by human activity. *Crustaceana*, Suppl **6**: 84-107.
- Jazdzewski K, Konopacka A, Grabowski M. 2004. Recent drastic changes in the gammarid fauna (Crustacea, Amphipoda) of the Vistula River deltaic system in Poland caused by alien invaders. *Diversity and Distribution* **10**: 81-87.
- Jenkins DG, Buikema ALJ. 1998. Do similar communities develop in similar sites? A test with zooplankton structure and function. *Ecological Monographs* **68**: 421-443.
- Johnes PJ, Butterfield D. 2002. Landscape, regional and global estimates of nitrogen flux from land to sea: errors and uncertainties. *Biogeochemistry* **57**, 429–476.
- Johnson RK. 1998. Spatio-temporal variability of temperate lake macroinvertebrate communities: detection of impact. *Ecological Applications* **8**: 61-70.

- Johnson RK, Hering D. 2009. Response of taxonomic groups in streams to gradients in resource and habitat characteristics. *Journal of Applied Ecology* **46** (1): 175-186.
- Johnson BL, Richardson WB, Naimo TJ .1995. Past, present, and future concepts in large river ecology. *BioScience* **45**: 134–141.
- Johnson SL, Jones JA. 2000. Stream temperature responses to forest harvest and debris flows in western Cascades, Oregon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **57**(S2), 30-39.
- Johnson PTJ, Olden JD, vander Zanden MJ. 2008. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment* **6** (7):359–365.
- Johnston CA, Naiman RJ. 1987. Boundary dynamics at the aquatic - terrestrial interface: the influence of beaver and geomorphology. *Landscape Ecology* **1**: 47-57.
- Jones BF, Bowser CJ. 1978. The mineralogy and related chemistry of lake sediments. In Ierman A (ed.) *Lakes: Chemistry, Geology, Physics*. Springer-Verlag, New York, str. 179-235.
- Jones JI, Murphy JF, Collis AL, Sear DA, Naden S, Armitage PD. 2011. The impact of fine sediment on macro-invertebrate. *River Research and Applications* **28** (8): 1055-1071.
- Jones JR. 1949. A further ecological study of the calcareous streams in the black mountain district. *Journal of Animal Ecology* **18**: 142-159.
- Jones R, Holmes B. 1985. Effect of land use practices on water resources in Virginia. Water Resources Research Center. Virginia Polytech Institute.
- Jones RI, Grey J, Quarmby C, Sleep D. 2001. Sources and fluxes of inorganic carbon in a deep, oligotrophic lake (Loch Ness, Scotland). *Global Biogeochemical Cycles* **15**: 863–780.
- Jordan P, Arnscheidt A, McGrogan H, McCormick S. 2007. Characterising phosphorous transfers in rural catchments using a continuous bank-side analyser. *Hydrology and Earth System Sciences* **11**(1): 372-381.
- Jude DJ, DeBoe SF. 1996. Possible Impact of Gobies and Other Introduced Species on Habitat Restoration Efforts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53**: 136–141.
- Julian JP, Seegert SZ, Powers SM, Stanley EH, Doyle MW. 2011. Light as a first-order control on ecosystem structure in a temperate stream. *Ecohydrology* **4**: 422–432.
- Jun Y-C, Kim N-Y, Kwon S-J, Han S-C, Hwang I-C, Park J-H, Won D-H, Byun M-S, Kong H-Y, Lee J-E, Hwang S-J. 2011. Effects of land use on benthic macroinvertebrate communities: Comparison of two mountain streams in Korea. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* **47**: 35–49.
- Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* **106**: 110–127.
- Kaller MD, Hartman KJ. 2004. Evidence of a threshold level of fine sediment accumulation for altering benthic macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia* **518**: 95–104.

- Karatayev AY, Burlakova LE, Padilla DK, Mastitsky SE, Olenin S. 2009. Invaders are not a random selection of species. *Biological Invasions* **11** (9): 2009-2019.
- Karbassi AR. 1998. Geochemistry of Ni, Zn, Cu, Pb, Co, Cd, V, Mn, Fe, Al and Ca in sediments of North Western part of the Persian Gulf. *International Journal of Environmental Studies* **54** (3-4): 205-212.
- Karouna-Renier NK, Sparling DW. 2001. Relationships between ambient geochemistry, watershed land-use and trace metal concentrations in aquatic invertebrates living in stormwater treatment ponds. *Environmental Pollution* **112**: 183-192.
- Karr JR. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* **6**: 21-27.
- Karr JR. 1991. Biological integrity-A long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* **1**: 66-84.
- Karr JR, Chu EW. 1999. Restoring life in Running Waters: Better Biological Monitoring. Island Press, Washington, DC.
- Karr JR, Chu EW. 2000. Sustaining living rivers. *Hydrobiologia* **423**: 1-14.
- Kaufmann PR, Larsen DP, Faustini JM. 2009. Bed Stability and Sedimentation Associated With Human Disturbances in Pacific Northwest Streams1. *Journal of the American Water Resources Association* **45**(2): 434-459.
- Kazancı N, Girgin S, Dügel M, Oğuzkurt D. 1997. Inland Waters of Turkey Series II: Biotic Index Methods for Evaluating Environmental Quality of Running Waters. Ankara, Turkey: Imaj Press. 100 str.
- Keim RF, Skaugset AE. 2003. Modelling effects of forest canopies on slope stability. *Hydrological Processes* **17**(7): 1457-1467.
- Kelts K, Hsü KJ. 1978. Freshwater carbonate sedimentation. In Ierman A (ed.) Lakes: Chemistry, Geology, Physics. Springer-Verlag, New York, str. 295-323.
- Kemp JL, Harper DM, Crosa GA. 1999. Use of „functional habitats“ to link ecology with morphology and hydrology in river rehabilitation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems Ecosyst* **9**: 159-178.
- Kemp WM, Boyton WR, Adolf JE, Doesch DE, Boicourt WC, Brush G et. al. 2005. Eutrophication of Chesapeake Bay: historical trends and ecological interactions. *Marine Ecology Progress Series* **303**: 1-29.
- Kerans BL, Karr JR. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee valley. *Ecological Applications* **4**: 768:785.
- Kerovec M. 1986. Priručnik za upoznavanje beskralješnjaka naših potoka i rijeka, Sveučilišna naklada Liber, Zagreb, 127 str.
- Kiffney PM, Clements WH. 1994. Structural responses of benthic macroinvertebrate communities from different stream orders to zinc. *Environmental Toxicology and Chemistry* **13**: 389-395.

- Kilgour BW. 1991. Cadmium uptake from cadmium-spiked sediments by four freshwater invertebrates. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **47** (1), 70-75.
- Killeen I, Aldridge D, Oliver G. 2004. Freshwater Bivalves of Britain and Ireland. FSC, AIDGAP Occasional Publication 82, 114 str.
- Kiralj Z, Dragun Z, Lajtner J, Trgovčić K, Valić D, Ivanković D. 2023. Accumulation of metal(loid)s in the digestive gland of the mussel *Unio crassus*: a reliable detection of historical freshwater contamination. *Environmental Pollution* **334**:122-164.
- Kisić I. 2012. Sanacija onečišćenog tla. Udžbenici Sveučilišta u Zagrebu, Zagreb. 276 str.
- Kisić I, Nemčić Jurec J, Bašić F, Zgorelec Ž. 2018. The origin of arsenic in soils and groundwater of the Pannonian part of the Croatia. *The Holistic approach to environment* **8** (1): 23-36.
- Kladarić L, Ćuk R, Dukić I, Popijač A, Marinović Ruždjak A. 2021. Can Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (EPT) assemblage reflect nitrogen and phosphorus load in the riverine ecosystem? *Natura Croatica* **30** (1): 217–230.
- Kladarić L, Dukić I, Ćuk R, Maldini K, Milović S, Popijač A. 2020. Utjecaj fizikalno-kemijskih pokazatelja i metala na zajednicu vodencvjetova, obalčara i tulara (EPT). *Hrvatske vode* **28** (114): 291–300.
- Klausnitzer B. 1996. Käfer im und am Wasser. Die Neue Brehm Bücherei Bd. 567. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 200 str.
- Klemm DJ, Blocksom KA, Fulk A, Herlihy AT, Hughes RM, Kaufmann PR, Peck DV, Stoddard JL, Thoeny WT, Griffith MB, Davis WS. 2003. Development and evaluation of macroinvertebrate biotic integrity index (MBII) for regionally assessing Mid-Atlantic Highlands streams. *Environmental Management* **31**: 656-669.
- Klemm DJ, Blocksom KA, Thoeny WT, Fulk FA, Herlihy AT, Kaufmann PR, Cormier SM. 2002. Methods development and use of macroinvertebrates as indicators of ecological conditions for streams in the Mid-Atlantic-Highlands Region. *Environmental Monitoring and Assessment*. **78**: 169-212.
- Kolar CS, Lodge DM. 2000. Freshwater nonindigenous species: interactions with other global changes. In Mooney HA & Hobbs RJ (ur.), *Invasive Species in a Changing World*. Island Press, Washington DC: 3-30.
- Kolkwitz R, Marsson M. 1902. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitteilungen aus der Königlichen Versuchs- und Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung zu Berlin 1: 33-72 (in German).
- Kolkwitz R, Marsson M. 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Berichte Der Deutschen Botanischen Gesellschaft* 26a: 505-519 (in German).
- Kolkwitz R, Marsson M. 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. *Internationale Revue gesamten Hydrobiologie* **2**: 126-152 (in German).

- Kondolf GM. 1997. Hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. *Environmental Management* **21**: 533–551.
- Kotak BG, Kenefick SL, Fritz DL, Rousseaux CG, Prepas EE, Hrudehy SE. 1993. Occurrence and toxicological evaluation of cyanobacterial toxins in Alberta lakes and farm dugouts. *Water Research* **27** (3): 495-506.
- Kotak BG, Prepas EE, Hrudehy SE. Blue-green algal toxins in drinking water supplies-research in Alberta. *LakeLine* 14 (1): 37-40.
- Kovalenko KE, Thomaz SM, Warfe DM. 2012. Habitat complexity: approaches and future directions. *Hydrobiologia* **685** (1): 1-17.
- Kralj T, Čuk R, Valić D, Schultz S, Žganec K. 2022. The relationship between alien crustaceans and pollution in Croatian large rivers: implications for biological monitoring. *Hydrobiologia* **849**: 3315–3334.
- Krepiski T, Pilecka-Rapacz M, Czerniawski R, Domagała J. 2014. Analysis of benthic macroinvertebrate communities from the Lower sections of Large river in relation to different environmental factors. *Open Life Sciences* **9** (11): 1037–1047.
- Krisp H, Maier G. 2005. Consumption of macroinvertebrates by invasive and native gammarids: a comparison. *Journal of Limnology* **64** (1): 55-59.
- Krno I. 2013. Determinačný kl'úč pre hydrobiológov, Časť II. – Plecoptera. Výskumný ústav vodného hospodárstva v Bratislave, 64 str.
- Krno I, Derka T. 2011. Determinačný kl'úč pre hydrobiológov, Časť I. – Ephemeroptera. Výskumný ústav vodného hospodárstva v Bratislave, 63 str.
- Lajtner J, Crnčan P. 2011. Distribution of the invasive bivalve *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) in Croatia. *Aquatic Invasions* **6** (1): 119-124.
- Lajtner J, Marušić Z, Klobučar GIV, Maguire I, Erben R. 2004. Comparative shell morphology of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha* in the Drava river (Croatia). *Biologia* **59**: 595-600.
- Lamberti GA, Resh VH. 1983. Stream periphyton and insect herbivores: an experimental study of grazing by a caddisfly population. *Ecology* **64**(5): 1124–1135.
- Lamouroux N, Dolédec S, Gayraud S. 2004. Biological traits of stream macroinvertebrate communities: effects of microhabitat, reach, and basin filters. *Journal of the North American Benthological Society* **23** (3): 449–466.
- Landolt P, Sartori M. (ed.) 1997. Ephemeroptera & Plecoptera, Biology-Ecology-Systematics. MTL-Mauron-Tingnely & Lachat SA, 569 str.
- Lane PNJ, Sheridan GJ. 2002. Impact of an unsealed forest road stream crossing: Water quality and sediment sources. *Hydrological Processes* **16**: 2599–2612.
- Larsen S, Pace G, Ormerod SJ. 2011. Experimental effects of sediment deposition on the structure and function of macroinvertebrate assemblages in temperate streams. *River Research and Applications* **27**: 257–267.

- Larsen S, Vaughan IP, Ormerod SJ. 2009. Scale-dependent effects of fine sediments on temperate headwater invertebrates. *Freshwater Biology* **54**: 203–219.
- LAWA. 2000. Gewässerstrukturgutbewertung in der Bundesrepublik Deutschland, Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer, Berlin.
- Lawton LA, Codd GA. 1991. Cyanobacterial (Blue-Green Algal) Toxins and their Significance in UK and European Waters. *Water and Environment Journal* **5** (4): 460-465.
- Leatwick JR, Collier KJ, Hicks BJ, Ling N, Stichbury G, de Winton M. 2016. Predictions of establishment risk highlight biosurveillance priorities for invasive fish in New Zealand lakes. *Freshwater Biology* **61**(9): 1522-1535.
- Lechthaler W, Stockinger W, Wenzl P. 2007. Trichoptera – key to larvae from central Europe. Gustav Stresemann Institut e.V. Deutsche gesellschaft für Limnologie, Wien, 118 str.
- Leeds-Harrison PB, Quinton JN, Walker MJ, Harrison KS, Tyrrel SF, Morris J, Mills HT. 1996. Buffer zones in headwater catchments. Report on MAFF/English Nature Buffer Zone Project CSA 2285. Cranfield University, Silsoe, UK. 22 str.
- Leitner P, Graf W, Hauer C. 2021. Ecological assessment of high sediment loads based on macroinvertebrate communities in the Bohemian Massif in Austria – A sensitivity analysis. *Limnologica* **98**: 125941.
- Lemly AD. 1982. Modification of benthic insect communities in polluted streams: Combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. *Hydrobiologia* **87**: 229–245.
- Lemm JU, Venohr M, Globevnik L, Stefanidis K, Panagopoulos Y, van Gils J, Posthuma L, Kristensen P, Feld CK, Mahnkopf J, Hering D, Birk S. 2021. Multiple stressors determine river ecological status at the European scale: Towards an integrated understanding of river status deterioration. *Global Change Biology* **27**:1962–1975
- Lenat DR. 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* **7**: 222–233.
- Lenat DR, Penrose DL, Eaglson KW. 1981. Variable effects of sediment addition on stream benthos. *Hydrobiologia* **79**: 187–194.
- Lenat DR, Resh VH. 2001. Taxonomy and stream ecology—The benefits of genus- and specieslevel identifications. *Journal of the North American Benthological Society*, **20**: 287–298.
- Lepš J, Šmilauer P. 2003. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge University Press, Cambridge, 269 str.
- Leslie A, Lamp WO. 2019. Burrowing macroinvertebrates alter phosphorous dynamics in drainage ditch sediments. *Aquatic Sciences* **81**: 23.
- Leuven R, van der Velde G, Baijens I, Snijders J, van der Zwart C, Lenders HJR, de Vaate AB. 2009. The river Rhine: a global highway for dispersal of aquatic invasive species. *Biological Invasions* **11** (9): 1989-2008.

- Lewandowski J, Nützmann G. 2010. Nutrient retention and release in a floodplain's aquifer and in the hyporeic zone of a lowland river. *Ecological Engineering* 36: 1156-1166.
- Liebmann H. 1951. Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie (Biologie des Trinkwassers, Badewassers, Fischwassers, Vorfluters und Abwassers), Band I. Verlag R. Oldenbourg, München. 539 str.
- Liška I, Wagner F, Sengl M, Deutsch K, Slobodnik J. 2015. Joint Danube Survey 3 - A Comprehensive Analysis of Danube Water Quality, Final Report ICPDR - International Commission for the Protection of The Danube River, Vienna, 369 str.
- Liu M, Li Y, Zhang W, Wang Y. 2013. Assessment and Spatial Distribution of Zinc Pollution in Agricultural Soils of Chaoyang, China. *Procedia Environmental Sciences* 18: 283–289.
- Lorenz A, Hering D, Feld CK, Rolauuffs P. 2004. A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of five German stream types. *Hydrobiologia* 516: 107–127.
- Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M. 2004. 100 of the World's worst invasive alien species. A selection from the Global Invasive Species Database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN).
- Lucić A, Paunović M, Tomović J, Kovačević S, Zorić K, Simić V, Atanacković A, Marković V, Kračun-Kolarević M., Hudina S, Lajtner J, Gottstein S, Milošević Đ, Anđus S, Žganec K, Jaklič M, Simčić T, Vilenica M. 2015. Aquatic Macroinvertebrates of the Sava River, in: Milačić, R., Ščančar, J., Paunović, M. (Ed.), The Sava River. Springer, Berlin/Heidelberg, 335–359.
- Lücke JD, Johnson RK. 2009. Detection of ecological change in stream macroinvertebrate assemblages using single metrics, multimetric or multivariate approaches. *Ecological Indicators* 9 (4): 659-669.
- Ludwig JP, Auman HJ, Kurita H, Ludwig ME, Campbell LM, Giesy JP, Tillitt D, Jones P, Yamashita N, Tanabe S, Tatsukawa R, 1993. Caspian tern reproduction in the Saginaw bay ecosystem following a 100-year flood event. *Journal of Great Lakes Research* 19 (1): 96–108.
- Lytle DA, Peckarsky BL. 2001. Spatial and temporal impacts of a diesel fuel spill on stream macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 46: 693-704.
- Maazouzi C, Piscart C, Legier F, Hervant F. 2011. Ecophysiological responses to temperature of the “killer shrimp” *Dikerogammarus villosus*: is the invader really stronger than the native *Gammarus pulex*? *Comparative Biochemistry and Physiology* 159 (3): 268–274.
- Macadam C, Bennett C. 2010. A Pictorial Guide to British Ephemeroptera. The Riverfly Partnership. FSC Publications, Shrewsbury, 128 str.
- MacDougall AS, Turkington R. 2005. Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology* 86 (1): 42-55.

- Mack RN. 1996. Predicting the identity and fate of plant invaders: emergent and emerging approaches. *Biological Conservation* **78**: 107-121.
- Mackay RJ. 1992. Colonization by lotic macroinvertebrates – A review of processes and patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **49** (3): 617–628.
- MacNeil C. 2014. „The pump don't work, 'Cause the vandals took the handles“; why invasive amphipods threaten accurate freshwater biological water quality monitoring. *Management of Biological Invasions* **5** (3): 303-307.
- MacNeil C. 2019. Differences in the abilities of native and invasive amphipods to tolerate poor water quality and recolonise degraded habitats. *Hydrobiologia* 834: 119–129.
- MacNeil C, Boets P, Platvoet D. 2012. “Killer shrimps”, dangerous experiments and misguided introductions: how freshwater shrimp (Crustacea: Amphipoda) invasions threaten biological water quality monitoring in the British Isles. *Freshwater Reviews* **5**: 21–35.
- MacNeal C, Briffa M. 2009. Replacement of a native freshwater macroinvertebrate species by an invader: implications for biological water quality monitoring. *Hydrobiologia* **635** (1): 321-327.
- MacNeil C, Dick JTA, Gell FR, Selman R, Lenartowicz P, Hynes HBN. 2009. A long-term study (1949-2005) of experimental introductions to an Island; freshwater amphipods (Crustacea) in the Isla of Man (British Isles). *Diversity and Distribution* **15**: 232-241.
- MacNeil C, Platvoet D. 2005. The predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* on native *Gammarus pulex* (Crustacea: Amphipoda); influences of differential microdistribution and food resources. *Journal of Zoology* **267**: 31-38.
- MacNeil C, Platvoet D, Dick JTA, Fielding N, Constable A, Hall N, Aldridge D, Renals T, Diamont M. 2010. The Ponto-Caspian “killer-schrimp”, *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894), invades the British Isles. *Aquatic Invasions* **5** (4): 441-445.
- MacNeil C, Prenter J, Briffa M, Fielding NJ, Dick JTA, Riddell GE, Hatcher MJ, Dunn A. 2004. The replacement of a native freshwater amphipod by an invader: roles for environmental degradation and intraguild predation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **61**: 1627-1635.
- Magliozzi C, Tsiamis K, Vigiak O, Deriu I, Gervasini E, Cardoso AC., 2020. Assessing invasive alien species in European catchments: distribution and impacts. *Science of the Total Environment* **732**: 138677.
- Maguire I. 2010. Slatkovodni rakovi, Priručnik za inventarizaciju i praćenje stanja, DZZP, Zagreb, 24 str.
- Maguire I, Jelić M, Klobučar GIV. 2011. Update on the distribution of freshwater crayfish in Croatia. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **401**: 31.
- Maguire I, Klobučar G, Žganec K, Jelić M, Lucić A, Hudina S. 2018. Recent changes in distribution pattern of freshwater crayfish in Croatia - Threats and perspectives. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **419** (2): 1-12.

- Maier KJ, Knight AW. 1991. The Toxicity of Waterborne Boron to *Daphnia magna* and *Chironomus decorus* and the Effects of Water Hardness and Sulfate on Boron Toxicity. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **20**: 282-287.
- Malaj E, Grote M, Schäfer RB, Brack W, von der Ohe PC. 2012. Physiological sensitivity of freshwater macroinvertebrates to heavy metals. *Environmental Toxicology and Chemistry* **31** (8): 1754–1764.
- Maldini K, Cukrov N, Pikelj K, Matić N, Mlakar M. 2023. Geochemistry of metals and organic matter in water and sediments of the karst river Cetina, Croatia. *Water* **15** (7): 1429.
- Malmquist B, Hoffsten P. 1999. Influence of drainage from old mine deposits on benthic macroinvertebrate communities in central Swedish streams. *Water Research* **33**: 2415-2423.
- Mander, Ü, Kimmel K. 2007. Wetlands and riparian buffer zones in landscape functioning. In *Landscape Ecological Applications in Man-Influenced Areas Netherlands*: Springer, 329-357 str.
- Manzoni S, Trofymow JA, Jackson RB, Porporato A. 2010. Stoichiometric controls on carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics in decomposing litter. *Ecological Monographs* **80**: 89-106.
- Marchant R. 1989. Changes in the benthic invertebrate communities of the Thomson river, southeastern Australia, after dam construction. *River Research and Application* **4** (1): 71-89.
- Marchant R, Barmuta LA, Chessman BC. 1995. Influence of sample quantification and taxonomic resolution on the ordination of macroinvertebrate communities from running waters in Victoria, Australia. *Marine and Freshwater Research* **46** (2): 501-506.
- Margalef R. 1984. The Science and Praxis of Complexity. Ecosystems: Diversity and Connectivity as measurable components of their complication. In Aida, et al. (Ed.). United Nations University, Tokyo, 228-244.
- Markert N, Guhl B, Feld CK. 2022. The hierarchy of multiple stressors' effects on benthic invertebrates: a case study from the rivers Erft and Niers, Germany. *Environmental Sciences Europe* **34**: 100.
- Marten M. 2001. Environmental monitoring in Baden-Württemberg with special reference to biocoenotic trend-monitoring of macrozoobenthos in rivers and methodical requirements for evaluation of long-term biocoenotic changes. *Aquatic Ecology* **35**: 159–171.
- Martin A, Cooke GD. 1994. Health risks in eutrophic water supplies. *Lake Line* **14**: 24-26.
- Marzin A, Verdonschot PFM, Pont D. 2012. The relative influence of catchment, riparian corridor, and reach-scale anthropogenic pressures on fish and macroinvertebrate assemblages in French rivers. *Hydrobiologia* **704**: 375–388.
- Mason CF. 1991. Biology of freshwater pollution. – In: Longman Scientific & Technical, London, UK, 233-239.

- Matić N, Maldini K, Tomas D, Ćuk R, Milović S, Miklavčić I, Širac S. 2016. Geochemical characteristics of the Gacka River karstic springs (Dinaric karst, Croatia) with macroinvertebrate assemblages overview. *Environmental Earth Sciences* **75**: 1308.
- Matoničkin I, Pavletić Z, Habdija I, Stilinović B. 1975. A contribution to the valorisation of waters of the ecosystem of river Sava. Sveučilišna naklada Liber, Zagreb. 96 str.
- Mauchart P, Bereczki C, Ortmann-Ajkai A, Csabai Z, Szivák I. 2014. Niche segregation between two closely similar gammarids (Peracarida, Amphipoda) – Native vs. naturalized non-native species. *Crustaceana* **87**: 1296–1314.
- McCarty JP, Secord AL. 1999. Reproductive ecology of tree swallows (*Tachycineta bicolor*) with high levels of polychlorinated biphenyl contamination. *Environmental Toxicology and Chemistry* **18**: 1433–1439.
- McClelland WT, Brusven MA. 1980. Effects of sedimentation on the behavior and distribution of riffle insects in a laboratory stream. *Aquatic Insects* **2**: 161–169.
- McComb AJ, Davis JA. 1993. Eutrophic waters of southwestern Australia. *Fertilizer research* **36**: 105–114.
- McCormick P, Shuford III R, Rawlick P. 2004. Changes in macroinvertebrate community structure and function along a phosphorous gradient in the Florida Everglades. *Hydrobiologia* **529**: 113-132.
- McGoff E, Solimini AG, Pusch MT, Jurca T, Sandin L. 2013. Does lake habitat alteration and land-use pressure homogenize European littoral macroinvertebrate communities? *Journal of Applied Ecology* **50** (4): 1010–1018.
- McKie BGL, Cranston PS. 1998. Keystone coleopterans? Colonisation by wood-feeding elmids of experimentally immersed woods in south-east Australia. *Marine and Freshwater Research* **49**: 79–88.
- McKie BGL, Cranston PS. 2001. Colonisation of experimentally immersed wood in south eastern Australia: responses of feeding groups to changes in riparian vegetation. *Hydrobiologia* **452**: 1–14.
- Mekonnen MM, Hoekstra AY. 2018. Global Anthropogenic Phosphorus Loads to Freshwater and Associated Grey Water Footprints and Water Pollution Levels: A High-Resolution Global Study. *Water Resources Research* **54** (1): 345-358.
- Mérigoux S, Dolédec S. 2004. Hydraulic requirements of stream communities: a case study on invertebrates. *Freshwater Biology* **49**: 600–613.
- Merritt RW, Cummins KW, Burton TM. 1984. The role of aquatic insects in the processing and cycling of nutrients. In Resh VH & Rosenberg DM (ur.), *The Ecology of Aquatic Insects*. Praeger, New York: 134-163.
- Messer TL, Burchell II MR, Grabow GL, Osmond DL. 2012. Groundwater nitrate reductions within upstream and downstream sections of a riparian buffer. *Ecological Engineering* **47**: 297-307.

- Meštrov M, Dešković I, Tavčar V. 1978. Pollution of the river Sava - According to several years of ecological research. *Ekologija* **13**: 61-79.
- Meštrov M, Habdija I, Stilinović B, Maloseja Ž, Tavčar V, Kerovec M, Primc B, Futač N. 1989. Biološko-ekološka valorizacija kvalitete vode rijeke Save. In Meštrov M (ed) Rijeka Sava - zaštita i korištenje voda. Vol. 14, JAZU, Zagreb, 290-308.
- Metcalf JL. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution* **60**: 101–139.
- Metcalf-Smith JL. 1996. Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. In: Petts G, Calow P, editors. River Restoration. Oxford, UK: Blackwell Science, pp. 17–43.
- Metodologija monitoringa i ocjenjivanja hidromorfoloških pokazatelja. 2016. Hrvatske vode.
- Metodologija uzorkovanja, laboratorijskih analiza i određivanja omjera ekološke kakvoće bioloških elemenata kakvoće. 2015. Hrvatske vode (<http://old.voda.hr/uredba-o-standardu-kakvoce-voda-metodologije>)
- Meyer JL. 1989. Can P/R ratio be used to assess the food base of stream ecosystems — a comment on Rosenfeld and Mackay (1987). *Oikos* **54**: 119–121.
- Meyers PA. 1997. Organic geochemical proxies of paleoceanographic, paleolimnologic, and paleoclimatic processes. *Organic Geochemistry* **27** (5–6): 213-250.
- Michelan TS, Thomaz SM, Bini LM. 2013. Native macrophyte density and richness matter for invasiveness of a tropical Poaceae. *PloS One* **8**: e60004.
- Mihaljević i sur. 2020. Analiza bioloških metoda ocjene ekološkog stanja za fitobentos, makrofita i makrozoobentos u europskim interkalibracijskim tipovima rijeka panonske ekoregije, Analiza utjecaja okolišnih čimbenika i antropogenih opterećenja na biološke elemente kakvoće. PMF, Sveučilište u Zagrebu, Zagreb.
- Mihaljević Z, Kerovec M, Mrakovčić M, Plenković A, Alegro A, Primc-Habdija B. 2011. Testiranje bioloških metoda ocjene ekološkog stanja (Okvirna direktiva o vodama, 2000/60/EC) u reprezentativnim slivovima Panonske i Dinaridske ekoregije, PMF, Sveučilište u Zagrebu, Zagreb.
- Mihaljević i sur, 2018. Klasifikacijski sustav ekološkog potencijala za umjetna i znatno promijenjena tijela površinskih voda – I. dio: Stajačice Panonske ekoregije. PMF, Sveučilište u Zagrebu, Zagreb.
- Milačić R, Ščančar R, Murko S, Kocman D, Horvat M. 2010. A complex investigation of the extent of pollution in sediments of the Sava River. Part 1: Selected elements, *Environmental Monitoring and Assessment* **163**: 263–275.
- Miliša M, Živković V, Matoničkin Kepčija R, Habdija I. 2010. Siltation disturbance in a mountain stream: aspect of functional composition of the benthic community. *Periodicum Biologorum* **112** (2): 173–178.

- Mills EL, Leach JH, Carlton JT, Secor CL. 1993. Exotic species in the Great Lakes: a history of biotic crisis and anthropogenic introductions. *Journal of Great Lakes Research* **19**: 1-54.
- Mills EL, Scheuerell MD, Strayer DL, Carlton JT. 1996. Exotic species in the Hudson River basin: a history of invasions and introductions. *Estuaries* **19**: 814-823.
- Miltner RJ. 2010. A method and rationale for deriving nutrient criteria for small rivers and streams in Ohio. *Environmental Management* **45**: 842-845.
- Miltner RJ, Rankin ET. 1998. Primary nutrients and the biotic integrity of rivers and streams. *Freshwater Biology* **40**: 145-158.
- Minelli A. 1977. Irudinei (Hirudinea) - Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. Volume 1. Consiglio nazionale delle ricerche AQ/1/2, Roma, 43 str.
- Miracle MR, Moss B, Vicente E, Romo S, Rueda J, Bécares E, Fernández-Aláez C, Fernández-Aláez M, Hietala J. (2006) Response of macroinvertebrates to experimental nutrient and fish additions in European localities at different latitudes. *Limnetica*, **25** (1): 585–612.
- Mistri M, Rossi R. 2001. Taxonomic sufficiency in lagoonal ecosystems. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* **81**: 339–340.
- Mofitt CM, James CA. 2012. Response of New Zealand mudsnails *Potamopyrgus antipodarum* to freezing and near-freezing fluctuating water temperatures. *Freshwater Science* **31**: 1035–1104.
- Møhlenberg, F. (ed.). REBECCA Relationships between Ecological and Chemical Status of Surface Waters; EC, 2007.
- Moller Pillot HKM. 2009a. A key to the larvae of the aquatic Chironomidae of the North-West European Lowland. Provisional translation of “De Larven der Nederlandse Chironomidae, 1984” with many additions. Second edition, with only minor corrections. Private publication, 77 str.
- Moller Pillot HKM. 2009b. Chironomidae Larvae, Biology and Ecology of the Chironomini. KNNV Publishing, Zeist, 270 str.
- Moller Pillot HKM. 2013. Chironomidae Larvae, Biology and Ecology of the Aquatic Orthoclaadiinae. KNNV Publishing, Zeist, 312 str.
- Moog O (Ed.). 2002. Fauna Aquatica Austriaca, Edition 2002, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wasserwirtschaftskataster, Vienna.
- Moog O, Weichselbaumer P. 1997. The Use of Ephemeroptera as Saprobic Indicators in Austria. In Ephemeroptera & Plecoptera: Biology-Ecology-Systematics (= Proc. 8th Int. Conf. Ephemeroptera, Lausanne, 1995); Landoldt, P., Sartori, M., Ur.; Fribourg, pp. 254–260.

- Moran PW, Nowell LH, Kemble NE, Mahler BJ, Waite IR, Van Metre PC. 2017. Influence of sediment chemistry and sediment toxicity on macroinvertebrate communities across 99 wadable streams of the Midwestern USA. *Science of The Total Environment* **599–600**: 1469–1478.
- Morillo E, Romero AS, Madrid L, Villaverde J, Maqueda C. 2007. Characterization and Sources of PAHs and Potentially Toxic Metals in Urban Environments of Sevilla (Southern Spain). *Water, Air, and Soil Pollution* **187**: 41–51.
- Morrice JA, Dahm CN, Valett HM, Unnikrishna PV, Campana ME. 2000. Terminal electron accepting processes in the alluvial sediments of a headwater stream. *Journal of the North American Benthological Society* **19**: 593–608.
- Morton B. 1979. Freshwater fouling bivalves. In Proceedings of the First International Corbicula, Symposium (1977). Edited by Britton JJ. Texas Christian University, Fort Worth, Tex. pp 1-14.
- Morton B. 1997. The aquatic nuisance species problem: a global perspective and review. In Zebra mussels and aquatic nuisance species. Edited by D'Itri F. Ann Arbor Press, Chelsea, Mich. pp 1-53.
- Mueller M, Pander J, Geist J. 2011. The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. *Journal of Applied Ecology* **48**: 1450–1461.
- Muhar S, Kainz M, Kaufmann M, Schwarz M. 1996. Ausweisungflusstypspezifisch erhaltener Fliessgewässerabschnitte in Österreich. Österreichische Bundesgewässer, BMLF, Wasserwirtschaftskataster, Vienna, 176.
- Muhar S, Kainz M, Schwarz M. 1998. Ausweisungflusstypspezifisch erhaltener Fliessgewässerabschnitte in Österreich – Fliessgewässer mit einem Einzugsgebiet >500 km² ohne Bundesflüsse. BMLF, BMUJF, Wasserwirtschaftskataster, Vienna, 177.
- Mulholland PJ, DeAngelis DL. 2000. Surface–subsurface exchange and nutrient spiraling. In: Jones, J.B., Mulholland, P.J. (Ur.), Streams and Ground Waters, Aquatic Ecology Series. Academic, San Diego, pp. 149–166.
- Mulholland PJ, Helton AM, Poole GC, Hall RO, Hamilton SK, Peterson BJ, Tank JL, Ashkenas LR, Cooper LW, Dahm CN, Dodds WK, Findlay SEG, Gregory SV, Grimm NB, Johnson SL, McDowell WH, Meyer JL, Valett HM, Webster JR, Arango CP, Beaulieu JJ, Bernot MJ, Burgin AJ, Crenshaw CL, Johnson LT, Niederlehner BR, O'Brien JM, Potter JD, Sheibley RW, Sobota, DJ, Thomas SM. 2008. Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. *Nature* **452**: 202–206.
- Munns WR Jr. 2006. Assessing Risks to Wildlife Populations from Multiple Stressors: Overview of the Problem and Research Needs. *Ecology and Society* **11** (1): 23.
- Murkin H, Pollard J, Stainton M, Boughen J, Titman R. 1994. Nutrient additions to wetlands in the Interlake region of Manitoba, Canada: effects of periodic additions throughout the growing season. *Hydrobiologia* **279/280**: 483-495.
- Mustow SE. 2002. Biological monitoring of rivers in Thailand: use and adaptation of the BMWP score. *Hydrobiologia* **479**: 191–229.

- Nagel P. 1989. Bildbestimmungs-schlüssel der Saprobien - Makrozoobenthon, Gustav Fischer Verlag, 183 str.
- Naimo TJ. 1995. A review of the effects of heavy metals on freshwater mussels. *Ecotoxicology* **4** (6), 341–362.
- Naushad MU, AL-Othman ZA. 2012. Ion Exchange Materials and Environmental Remediation. In Inamuddin, M. Lugman (Ur.) Ion exchange technology II: applications. Dordrecht: Springer 217–235.
- Nedeau EJ, Merit RW, Kaufman MG. 2003. The effect of an industrial effluent on an urban stream benthic community: water quality vs. habitat quality. *Environmental Pollution* **23**: 1–13.
- Negishi JN, Inoue M, Nunokawa M. 2002. Effects of channelization on stream habitat in relation to a spate and flow refugia for macroinvertebrates in northern Japan. *Freshwater Biology* **47** (8): 1515-1529.
- Nerbonne BA, Vondracek B. 2001. Effects of local land use on physical habitat, benthic macroinvertebrates, and fish in the Whitewater River, Minnesota, USA. *Environmental Management* **28**: 87–99.
- Newcombe P, MacDonald D. 1991. Effect of suspended sediments on aquatic ecosystems. *North American Journal of Fisheries Management* **11**: 72-82.
- Nhiwatiwa T, Dalu T, Brendonck L. 2017. Impact of irrigation bases sugarcane cultivation on the Chiredzi and Runde rivers quality, Zimbabwe. *Science of The Total Environment* **587-588**: 316-325.
- Nilsson A. (ur.) 1996. Aquatic Insects of North Europe. A Taxonomic Handbook Vol.2: Odonata - Diptera. Apollo Books, Stenstrup, 440 str.
- Niyogi DK, Koren M, Arbuckle CJ. et al. 2007. Stream Communities Along a Catchment Land-Use Gradient: Subsidy-Stress Responses to Pastoral Development. *Environmental Management* **39**: 213–225.
- Nolte U. 1989. Observations on Neotropical Rainpools (Bolivia) with emphasis on Chironomidae (Diptera). *Studies on Neotropical Fauna and Environment* **24** (3): 105-120.
- Normant-Saremba M, Becker J, Winkelmann C. 2015. Physiological and behavioral responses of the invasive amphipod, *Dikerogammarus villosus*, to ammonia. *Comparative Biochemistry and Physiology -Part a: Molecular and Integrative Physiology* **189**: 107–114.
- Novikmec M. 2015. Determinačný klúč pre hydrobiológov, Časť IV. – Trichoptera. Výskumný ústav vodného hospodárstva v Bratislave, 48 str.
- Nunes AL, Tricarico E, Panov VE, Cardoso AC, Katsanevakis S. 2015. Pathways and gateways of freshwater invasions in Europe. *Aquatic Invasions* **10** (4): 359–370.
- Nuttall PM, Beilby G. 1973. The effect of China-clay wastes on stream invertebrates. *Environmental Pollution* **5**: 77-86.
- Obolewski K. 2011. Macrozoobenthos patterns along environmental gradients and hydrological connectivity of oxbow lakes. *Ecological Engineering* **37** (5): 796-805.

- Occhipinti-Ambrogi A, Galil BS. 2004. A uniform terminology of bioinvasions: a chimera or an operative tool? *Marine Pollution Bulletin* **49**: 688-694.
- O'Connor NA. 1991. The effects of habitat complexity on the macroinvertebrates colonizing wood substrates in a lowland stream. *Oecologia* **85**: 504–512.
- OECD. 2012. Water Quality and Agriculture: Meeting the Policy Challenge. OECD Studies on Water. OECD Publishing, Paris.
- Ofenböck TO, Moog O, Gerritsen J, Barbour MT. 2004. A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macro-invertebrates. *Hydrobiologia* **516**: 251-268.
- Olenin S, Minchin D, Daunys D. 2007. Assessment of biological pollution in aquatic ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* **55**: 379-394.
- Ollis DJ, Dallas HF, Esler KJ, Boucher C. 2006. Bioassessment of the ecological integrity of river ecosystems using aquatic macroinvertebrates: an overview with a focus on South Africa. *African Journal of Aquatic Science* **31**: 205-227.
- Orendt C, Schmitt C, van Liefferinge C, Wolfram G, de Deckere E. 2010. Include or exclude? A review on the role and suitability of aquatic invertebrate neozoa as indicators in biological assessment with special respect to fresh and brackish European waters. *Biological Invasions* **12**: 265-283.
- Orendt, C, Spies M, 2012a. Chironomini (Diptera: Chironomidae). Keys to Central European larvae using mainly macroscopic characters. Orendt Hydrobiologie, Leipzig, 64 str.
- Orendt C, Spies M. 2012b. Chironomus (Meigen) (Diptera: Chironomidae). Key to the larvae of importance to biological water analysis in Germany and adjacent areas. Bilingual edition (German/English). Orendt Hydrobiologie, Leipzig, 24 str.
- Ormerod SJ, Dobson M, Hildrew AG, Townsend CR. 2010. Multiple stressors in freshwater ecosystems, *Freshwater Biology* 55(s1): 1–4.
- Ortiz JD, Puig MA. 2007. Point source effects on density, biomass and diversity of benthic macroinvertebrates in a Mediterranean stream. *River Research and Applications* **23**: 155–170.
- Österling ME, Arvidsson BL, Greenberg LA. 2010. Habitat degradation and the decline of the threatened mussel *Margaritifera margaritifera*: influence of turbidity and sedimentation on the mussel and its host. *Journal of Applied Ecology* **47**: 759–768.
- Padilla DK, Williams SL. 2004. Beyond ballast water: aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* **2**: 131-138.
- Pakulnicka J, Buczyński P, Dąbkowski P, Buczyńska E, Stępiń E, Stryjecki R, Szlauer-Łukaszewska A, Zawal A. 2016. Aquatic beetles (Coleoptera) in springs of a small lowland river: habitat factors vs. landscape factors. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **417**: 29.

- Palmer MA, Menninger HL, Bernhardt E. 2010. River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology* **55**: 205–222.
- Palmstrom NS, Carlson RE, Cooke GD. 1988. Potential Links Between Eutrophication and the Formation of Carcinogens in Drinking Water. *Lake and Reservoir Management* **4** (2): 1-15.
- Panov VE, Alexandrov B, Arbačiauskas K, Binimelis R, Copp GH, Grabowski M, Lucy F, Leuven RSEW, Nehring S, Paunović M, Semenchenko V, Son MO. 2009. Assessing the risks of aquatic species invasions via european inland waterways: from concepts to environmental indicators. *Integrated Environmental Assessment and Management* **5** (1): 110-126.
- Pantle R, Buck H. 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer die Darstellung der Ergebnisse, GWF 96.
- Pastuchová Z, Lehotský M, Grešková A. 2008. Influence of morphohydraulic habitat structure on invertebrate communities (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera). *Biologia* **63** (5): 720–729.
- Paul MJ, Meyer JL. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* **32**: 333–365.
- Paunović MM, Jakovčev-Todorović DG, Šimić VM, Stojanović BD, Cakić PD. 2007. Macroinvertebrates along the Serbian section of the Danube River (stream km 1429-925). *Biologia* **62**: 214-221.
- Pedersen ML. 2009. Effects of channelisation, riparian structure and catchment area on physical habitats in small lowland streams. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie* **174**: 89–99.
- Pekez M. 2013. Invazivne vrste vodenih beskralježnjaka u rijeci Dravi na području grada Osijeka. Diploma Thesis, Josip Juraj Strossmayer University of Osijek, Osijek, Croatia, 79 str.
- Percival E, Whithead H. 1929. A quantitative study of the fauna of some types of stream-bed. *Journal of Ecology* **11**: 282-314.
- Perrin SW, Englund G, Blumentrath S, O'Hara RB, Amundsen P-A, Finstad AG. 2020. Integrating dispersal along freshwater ecosystems into species distribution models. *Diversity and distributions* **26** (11): 1598-1611.
- Petkovska V, Urbanič G. 2015. The links between morphological parameters and benthic invertebrate assemblages, and general implications for hydromorphological river management. *Ecohydrology* **8**: 67–82.
- Petts GE. 1985. Impounded Rivers: Perspectives for Ecological Management. *Environmental Conservation* **12** (4): 380.
- Petts GE, Möller H, Roux AL (Ur). 1993. Historical change in large alluvial rivers: Western Europe. Wiley, Chichester, 355 str.

- Pik A, Oliver I, Beattie AJ. 1999. Taxonomic sufficiency in ecological studies of terrestrial invertebrates. *Australian Journal of Ecology* **24**: 555–562.
- Plan upravljanja vodnim područjima 2022-2027, Narodne novine 84/23.
- Plantak M, Čanjevac I, Vidaković I. 2016. Morphological State of Rivers in the Ilova River Catchment. *Hrvatski geografski glasnik* **78** (1): 5-24.
- Poff NLR, Allan JD, Bain MB, Karr JR, Prestegard KL, Richter BD, Sparks RE, Stromberg JC. 1997. The natural flow regime. *BioScience* **47**: 769–784.
- Poff NLR, Bledsoe BP, Cuhaciyan CO. 2006. Hydrologic variation with land use across the contiguous United States: geomorphic and ecological consequences for stream ecosystems. *Geomorphology* **79**: 264-285.
- Polak J. 2004. Nitrification in the surface water of the Włocławek Dam Reservoir. The process contribution to biochemical oxygen demand (N-BOD). *Polish Journal of Environmental Studies* **13** (4): 415–424.
- Pollard AI, Yuan LL. 2010. Assessing the consistency of response metrics of the invertebrate benthos: a comparison of trait- and identity-based measures. *Freshwater Biology* **55**: 1420–1429.
- Posthuma L, Traas TP, Suter GW. 2002. General introduction to species sensitivity distributions. *Species sensitivity distributions in ecotoxicology* 3-10.
- Poznańska M, Kakareko T, Krzyżyński M, Kobak J. 2013. Effect of substratum drying on the survival and migrations of Ponto-Caspian and native gammarids (Crustacea: Amphipoda). *Hydrobiologia* **700** (1): 47–59.
- Prabu PC. 2009. Impact of heavy metal contamination of Akaki River of Ethiopia on soil and metal toxicity on cultivated vegetable crops. *Electronic Journal of Environmental, Agricultural & Food Chemistry* **8** (9): 818-827.
- Preston BL. 2002. Spatial patterns in benthic biodiversity of Chesapeake Bay, USA (1984–1999): Association with water quality and sediment toxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry* **21** (1): 151-162.
- Previšić A, Vilenica M, Vučković N, Petrović M, Rožman M. 2021. Aquatic Insects Transfer Pharmaceuticals and Endocrine Disruptors from Aquatic to Terrestrial Ecosystems. *Environmental Science & Technology* **55** (6): 3736-3746.
- Primc-Habdija B, Kerovec M. 2005. Biološka valorizacija voda, Primjena Hrvatskog indikatorskog sustava, Prirodoslovno matematički fakultet, Sveučilišta u Zagrebu.
- Pringle CM, Naiman RJ, Bretschko G, Karr JR, Oswald MW, Webster JR, Welcomme RL, Winterbourn MJ. 1988. Patch dynamics in lotic systems: the stream as a mosaic. *Journal of the North American Benthological Society* **7** (4): 503-524.
- Qu X, Wu N, Tang T, Cai Q, Pak Y-S. 2010. Effects of heavy metals on benthic macroinvertebrate communities in high mountain streams. *International Journal of Limnology* **46**: 291–302.

- Quinn JM, Davies-Colley RJ, Hickey CW, Vickers ML, Ryan PA 1992. Effects of clay discharge on streams: 2. Benthic invertebrates. *Hydrobiologia* **248**: 235–247.
- Quinn GP, Lake PS, Schreiber SG. 1998. A comparative study of colonization by benthos in a lake and its outflowing stream. *Freshwater Biology* **39**: 623–635.
- Rabeni CF, Doisy KE, Zweig LD. 2005. Stream invertebrate community functional responses to deposited sediment. *Aquatic Sciences* **67**: 395–402.
- Rađa B, Puljas S. 2010. Do Karst Rivers “deserve” their own biotic index? A ten years study on macrozoobenthos in Croatia. *International Journal of Speleology* **39**: 137-147.
- Rahel FJ, Olden JD. 2008. Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conservation Biology* **22** (3): 521-533.
- Ranalli AJ, Macalady DL. 2010. The importance of the riparian zone and in-stream processes in nitrate attenuation in undisturbed and agricultural watersheds—a review of the scientific literature. *Journal of Hydrology* **389** (3): 406-415.
- Randall C, Grizzard T, Hoehn R. 1978. Impact of urban runoff on water quality in the Occoquan watershed. Water resources research center, Virginia Poly tech Institute.
- Rapport DJ. 1991. Myths in the foundations of economics and ecology. *Biological Journal of the Linnean Society* **44**: 185–202.
- Raven PJ, Fox PJA, Everard M, Holmes NTH, Dawson FD. 1997. River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality. In Boon PJ, Howell DL (ur). *Freshwater Quality: Defining the Indefinable?* The Stationery Office, Edinburgh: 215–234.
- Raven PJ, Holmes NTH, Charrier P, Dawson FH, Naura M, Boon PJ. 2002. Towards a harmonized approach for hydromorphological assessment of rivers in Europe: a qualitative comparison of three survey methods. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **12**: 405–424.
- Reddy KR, Kadlec RH, Flaig E, Gale PM. Phosphorus Retention in Streams and Wetlands: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **29** (1): 83-146.
- Redfield AC. 1934. On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. James Johnstone Memorial Volume, University Press of Liverpool, 176-192.
- Reece PF, Richardson JS. 2000. Benthic macroinvertebrate assemblages of coastal and continental streams and large rivers of southwestern British Columbia, Canada. *Hydrobiologia* **439**: 77–89.
- Reice SR. 1980. The role of substratum in benthic macroinvertebrate microdistribution and litter decomposition in a woodland stream. *Ecology* **61**(3): 580–590.
- Reid AJ, Carlson AK, Creed IF, Eliason EJ, Gell PA, Johnson PTJ, Kidd KA, MacCormack TJ, Olden JD, Ormerod SJ, Smol JP, Taylor WW, Tockner K, Vermaire JC, Dudgeon D, Cooke SJ. 2019. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews* **94** (3): 849–873.

- Reid DF, Orlova MI. 2002. Geological and evolutionary underpinnings for the success of Ponto-Caspian species invasions in the Baltic Sea and North American Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **59** (7): 1144–1158.
- Reimann C, Filzmoser P, Garrett RG. 2005. Background and threshold: critical comparison of methods of determination. *Science of the Total Environment* **346**: 1-16.
- Relyea CD, Minshall GW, Danehy RJ. 2012. Development and Validation of an Aquatic Fine Sediment Biotic Index. *Environmental Management* **49**: 242–252.
- Resh VH. 1979. Sampling Variability and Life History Features: Basic Considerations in the Design of Aquatic Insect Studies. *Journal of the Fisheries Board of Canada* **36** (3): 290-311.
- Resh VH, Jackson JK. 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In Rosenberg, D. M. & V. H. Resh (ur.), *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, 195-233.
- Resh VH, McElravy EP. 1993. Contemporary quantitative approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D.M., Resh, V.H. (Ur.), *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, pp. 159–194.
- Resh VH, Rosenberg DM, Reynoldson TB. 2000. Selection of benthic macroinvertebrate metrics for monitoring water quality of the Fraser River, British Columbia: Implications for both multimetric approaches and multivariate models. In Wright JF, Sutcliffe DW, Furse MT (ur.), *Assessing the biological quality of fresh waters*. Freshwater Biological Association, Ambleside, Cumbria, UK, pp. 196-206.
- Rewicz T, Grabowski M, MacNeil C, Bączela-Spychalska K. 2014. The profile of a “perfect” invader - the case of killer shrimp, *Dikerogammarus villosus*. *Aquatic Invasions* **9**: 267–288.
- Reynoldson TB. 1983. The population biology of Turbellaria with special reference to the freshwater triclads of the British Isles. *Advances in Ecological Research* **13**: 235-326.
- Reynoldson TB, Young JO. 2000. A key to the Freshwater Triclads of Britain and Ireland, Freshwater Biological Association, Sci. Publ. No. 58., 72 str.
- Ricciardi A, MacIsaac HJ. 2000. Recent mass invasion of the North American Great Lakes by Ponto-Caspian species. *Trends in Ecology and Evolution* **15**: 62-65.
- Richards C, Bacon KL. 1994. Influence of fine sediment on macroinvertebrate colonization of surface and hyporheic stream substrates. *Great Basin Naturalist* **54**: 106-113.
- Richards C, Host GE. 1994. Examining land use influences on stream habitats and macroinvertebrates: a GIS approach. *Water Resources Bulletin* **30**: 729–738.
- Richards C, Host GE, Arthur JW. 1993. Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment. *Freshwater Biology* **29**: 285–294.

- Richards DC, Cazier LD, Lester GT. 2001. Spatial distribution of three snails, including the invader *Potamopyrgus antipodarum*, in freshwater spring. *Western North American Naturalist* **61**: 375-380.
- Richey JE, Melack JM, Aufdenkampe AK, Ballester VM, Hess LL. 2002. Outgassing from Amazonian rivers and wetlands as a large tropical source of atmospheric CO₂. *Nature* **416**: 617-620.
- Rico A, Van den Brink PJ, Leitner P, Graf W, Focks A. 2016. Relative influence of chemical and non-chemical stressors on invertebrate communities: a case study in the Danube River. *Science of the Total Environment* **571**: 1370-1382.
- Riis T, Sand-Jensen K. 2001. Historical changes of species composition and richness accompanying disturbance and eutrophication of lowland streams over 100 years. *Freshwater Biology* **46**: 269-280.
- Rios SL, Bailey RC. 2006. Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia* **553**: 153-160.
- Rivosecchi L. 1984. Ditteri (Diptera) Guide per il Riconoscimento delle specie animali delle acque interne Italiane. Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/206, 177 str.
- Robinson CT, Minshall GW, Rushforth SR. 1990. Seasonal Colonization Dynamics of Macroinvertebrates in an Idaho Stream. *Freshwater Science* **9** (3): 240-248.
- Roden EE, Edmonds JW. 1997. Phosphate mobilization in iron-rich anaerobic sediments: microbial Fe (III) oxide reduction versus iron-sulfide formation. *Archiv für Hydrobiologie* **139** (3): 347-378.
- Rodriguez Capitulo A, Gómez N, Giorgi A, Feijoó C. 2010. Global changes in pampean lowland streams (Argentina): implications for biodiversity and functioning. *Hydrobiologia* **657**: 53-70.
- Rosenberg DM, Resh VH. 1993. Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. New York, NY, USA: Chapman and Hall.
- Rubin AJ, Elmaraghy GA. 1977. Studies on the toxicity of ammonia, nitrate and their mixtures to guppy fry. *Water Research* **11** (10): 927-935.
- Ruse LP. 1994. Chironomid microdistribution in gravel of an English chalk river. *Freshwater Biology* **32** (3): 533-551.
- Ruse LP, Hermann SJ. 2000. Plecoptera and Trichoptera species distribution related to environmental characteristics of the metal-polluted Arkansas River, Colorado. *Western North American Naturalist* **60**: 57-65.
- Russell KL, Vietz GJ, Fletcher TD. 2017. Global sediment yields from urban and urbanizing watersheds. *Earth-Science Reviews* **168**: 73-80.
- Rzetała MA. 2016. Cadmium contamination of sediments in the water reservoirs in Silesian Upland (southern Poland). *Journal of Soils and Sediments* **16**: 2458-2470.

- Sabater S, Artigas J, Gaudes A, Muñoz I, Urrea G, Romani A. 2011. Long-term moderate nutrient inputs enhance autotrophy in a forested Mediterranean stream. *Freshwater Biology* **56**: 1266-1280.
- Sabater S, Barceló D, De Castro-Català N, Ginebreda A, Kuzmanović M, Petrovic M, Picó Y, Ponsatí L, Tornés E, Muñoz I. 2016. Shared effects of organic microcontaminants and environmental stressors on biofilms and invertebrates in impaired rivers. *Environmental Pollution* **210**: 303–314.
- Salminen R, Batista MJ, Bidovec M, Demetriades A, De Vivo B, DeVos W, Duris M, Gilucis A, Gregorauskiene V, Halamic J, Heitzmann P, Lima A, Jordan G, Klaver G, Klein P, Lis J, Locutura J, K, Mazreku A, O'Connor PJ, Olsson SA, Ottesen RT, Petersell V, Plant JA, Reeder S, Salpeteur I, Sandström H, Siewers U, Steenfelt A, Tarvainen T. 2005. Geochemical atlas of Europe. Part 1—background information, methodology and maps, Geological Survey of Finland.
- Sampei Y, Matsumoto E. 2001. C/N ratios in a sediment core from Nakaumi Lagoon, southwest Japan—usefulness as an organic source indicator—. *Geochemical Journal* **35**: 189-205.
- Sand-Jensen K, Mebus JR. 1996. Fine-scale patterns of water velocity within macrophyte patches in streams. *Oikos* **76** (1): 169-180.
- Sandin L. 2003. Benthic macroinvertebrates in Swedish streams: community structure, taxon richness and environmental relations. *Ecography* **26**: 269-282.
- Sandin L, Johnson RK. 2000. The statistical power of selected indicator metrics using macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters. In: Jungwirth, M., Muhar, S. & Schmutz, S. (ur.), *Assessing the Ecological Integrity of Running Waters*. Springer Netherlands Dordrecht. p. 233–243.
- Sandin L, Johnson RK. 2004. Local, landscape and regional factors structuring benthic macroinvertebrate assemblages in Swedish streams. *Landscape Ecology* **19**: 501–514.
- Sandstedt CA. 1990. Nitrates: sources and their effects upon humans and livestock. American University, Washington, D.C., USA.
- Sandvik H, Taubøl A, Bærum KM, Hesthagen T, Jensen TC, Johnsen SI, Sandlund OT, Schartau AK. 2022. Alien species and the Water Framework Directive: Recommendations for assessing ecological status in fresh waters in Norway. *Aquatic conservation Marine and Freshwater Ecosystems* **32** (4): 1-14.
- Sansoni G. 1992. Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua Italiani, Provincia autonoma di Trento, APR&B Editrice, Trento, 190 str.
- Sava. Hrvatska enciklopedija, mrežno izdanje. 2021. Leksikografski zavod Miroslav Krleža, Pristupljeno 4. 2. 2023. <http://www.enciklopedija.hr/Natuknica.aspx?ID=54730>
- Savage AA. 1989. Adults of the British Aquatic Hemiptera Heteroptera, A key with ecological notes. Freshwater Biological Association, UK, 173 str.

- Savić A, Randelović V, Đorđević M, Pešić V. 2016. Assemblages of Freshwater Snails (Mollusca: Gastropoda) from the Nišava River, Serbia: Ecological Factors Defining their Structure and Spatial Distribution. *Acta Zoologica Bulgarica* **68** (2): 35–242.
- Scealy JA, Mika SJ, Boulton AJ. 2007. Aquatic macroinvertebrate communities on wood in an Australian lowland river: Experimental assessment of the interactions of habitat, substrate complexity and retained organic matter. *Marine & Freshwater Research* **58**: 153–165.
- Schäfer RB. 2019. Response of freshwater macroinvertebrates to pesticides: insights from field studies. *Current Opinion in Environmental Science & Health* **11**: 1–7.
- Schinegger R, Trautwein C, Melcher A, Schmutz S. 2012. Multiple human pressures and their spatial patterns in European running waters. *Water and Environment Journal* **26**: 261–273.
- Schlesinger WH, Hartley AE. 1992. A global budget for atmospheric NH₃. *Biogeochemistry* **15**: 191–211.
- Schmedtje U, Colling M. 1996. Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96.
- Schmid PE. 1993. A key to the larval Chironomidae and their instars from Austrian Danube region streams and rivers. Part 1. Diamesinae, Prodiamesinae and Orthocladinae. Federal Institut for Water Quality, 513 str.
- Schmid PE. 1993. Random patch dynamics of larval Chironomidae (Diptera) in the bed sediments of a gravel stream. *Freshwater Biology* **30** (2): 239–255.
- Schmidt-Kloiber A, Hering D. (2015): www.freshwaterecology.info - the taxa and autecology database for freshwater organisms, version 8.0 (accessed on 05.06.2023).
- Schmidt-Kloiber A, Nijboer RC. 2004. The effect of taxonomic resolution on the assessment of ecological water quality classes. *Hydrobiologia* **516**: 269–283.
- Schmude KL, Jennings MJ, Otis KJ, Piette RR. 1998. Effects of Habitat Complexity on Macroinvertebrate Colonization of Artificial Substrates in North Temperate Lakes. *Journal of the North American Benthological Society* **17** (1): 73.
- Schöll F, Haybach A, König B. 2005. Das erweiterte Potamontypieverfahren zur ökologischen Bewertung von Bundeswasserstraßen (Fließgewässertypen 10 und 20: kies- und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponente Makrozoobenthos) nach Maßgabe der EU-Wasserrahmenrichtlinie. *Hydrologie und Wasserwirtschaft* **49** (5): 234–247.
- Schoumans OF, Bouraoui F, Kabbe C, Oenema O, van Dijk KC. 2015. Phosphorus management in Europe in a changing world. *Ambio* **44** (2): 180–192.
- Schuytema GS, Nebeker AV. 1999. Comparative toxicity of ammonium and nitrate compounds to pacific treefrog and african clawed frog tadpoles. *Environmental Toxicology and Chemistry* **18** (10): 2251–2257.

- Schweder H. 1992. Neue Indizes für die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern, abgeleitet aus der Makroinvertebraten-Ernährungstypologie. *Limnologie Aktuell* **3**: 353-377.
- Scott G, Crunkilton RL. 2000. Acute and chronic toxicity of nitrate to fathead minnows (*Pimephales promelas*), *Eriodaphnia dubia*, and *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry* **19** (12): 2918-2922.
- Sedell JR, Reeves GH, Hauer FR, Stanford JA, Hawkins CP. 1990. Role of refugia in recovery from disturbances: Modern fragmented and disconnected river systems. *Environmental Management* **14**: 711–724.
- Seitzinger S, Harrison JA, Bohlke JK, Bouwman AF, Lowrance R, Peterson B, Tobias T, van Drecht G. 2006. Denitrification across landscapes and waterscapes: a synthesis. *Ecological Applications* **16**: 2064–2090.
- Semenchenko VP, Moroz MD. 2005. Comparative analysis of biotic indices in the monitoring system of running water in biospheric reserve. *Water Resources* **32** (2): 200-203.
- Shannon CE, Weaver W. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. The University of Illinois Press, Urbana, IL.
- Sharpley AN, Rekolainen S. 1997. Phosphorus in agriculture and its environmental implications. In *Phosphorus Loss from Soil to Water*. Ur. Tunney H, Carton OT, Brookes PC, Johnston AE. CAB International Press, Cambridge, UK, str. 1-54.
- Shaw EA, Richardson JS. 2001. Direct and indirect effects of sediment pulse duration on stream invertebrate assemblages and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) growth and survival. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**: 2213–2221.
- Shepherd SL, Dixon JC, Davis RK, Feinstein R. 2010. The effect of land use on channel geometry and sediment distribution in gravel mantled bedrock streams, Illinois river watershed, Arkansas. *River Research and Applications* **27** (7): 857-866
- Silva AM, Schulz HE, Camargo PB. 2003. *Erosão e Hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas*. RIMA, São Carlos: 140 str.
- Simberloff D, Van Holle B. 1999. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions* **1**: 21-32.
- Simberloff D. 2011. Charles S. Elton. U: Simberloff D & Rejmánek (ur.), *Encyclopedia of Biological Invasions*. University of California Press, Berkeley: 187-189.
- Simon A, Collison AJC. 2002. Quantifying the mechanical and hydrologic effects of riparian vegetation on streambank stability. *Earth Surface Processes and Landforms* **27** (5): 527-546.
- Simon KS, Townsend CR. 2003. Impacts of freshwater invaders at different levels of ecological organisation, with emphasis on salmonids and ecosystem consequences. *Freshwater Biology* **48** (6): 982–994.

- Sinuraya S, Arisoesilaningsih E, Retnaningdyah C. 2018. Use of Macrozoobenthic for Water Quality Monitoring in Ecotourism Area of Prafi River, Manokwari, West Papua. *Journal of Indonesian tourism and development studies* **6** (2): 103–112.
- Sládeček V. 1965. The future of the saprobity system. *Hydrobiologia* **25**: 518–537.
- Sládeček V. 1985. Scale of saprobity. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie Verhandlungen* **22**: 2337-2341.
- Sládeček V. 1988. Conversions on the scale of saprobity. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie Verhandlungen* **23**: 1559-1562.
- Sládeček V. 1991. Atlas of Freshwater Saprobitic Organisms. Hokuryukan Co, Ltd., Tokyo, Japan.
- Sládeček V, Tuček F. 1975. Relation of the saprobic index to BOD₅. *Water Research* **9**: 791-794.
- Slavik K, Peterson B, Deegan L, Bowden B, Hershey A, Hobbie J. 2004. Long-term responses of the Kuparuk River ecosystem to phosphorous fertilization. *Ecology* **85**: 939-954.
- Slukovskii ZI, Polyakova TN. 2017. Analysis of accumulation of heavy metals from river bottom sediments of the urban environment in the bodies of oligochaetes. *Inland Water Biology* **10**: 315-322.
- Smith AJ, Bode RW, Kleppel GS 2007. A nutrient biotic index (NBI) for use with benthic macroinvertebrate communities. *Ecological Indicators* **7** (2): 371-386.
- Smith VH. 1998. Cultural eutrophication on inland, estuarine, and coastal waters. In Pace ML, Groffman PM (Ur.). Successes, limitations and frontiers in ecosystem science. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Smith VH. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research* **10** (2): 126-139.
- Smith VH, Tilman GD, Nekola JC. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* **100**: 179-196.
- Smolders AJP, Lock RAC, Van der Velde G, Medina Hoyos RI, Roelofs JGM. 2003. Effects of mining activities on heavy metal concentrations in water, sediment, and macroinvertebrates in different reaches of the Pilcomayo River, South America. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **44**: 314-323.
- SMSP and FALCONBRIDGE NC SAS. 2005. Koniambo project, environmental and social impact assessment, Chapter 4 Mine, 4.2–7 Quality criteria for freshwater sediment.
- Sofaer HR, Jarnevich CS, Pearse IS. 2018. The relationship between invader abundance and impact. *Ecosphere* **9** (9): 1-13.
- Sommerwerk N, Hein T, Schneider-Jacoby M, Baumgartner C, Ostojić A, Siber R, Bloesch J, Paunović M, Tockner K. 2009. The Danube River Basin. In: Tockner K, Uehlinger U, Robinson CT (ur.). Rivers of Europe. London: Academic Press, 59–112.

- Song MY, Leprieur F, Thomas A, Lek-Ang S, Chon TS, Lek S. 2009. Impact of agricultural land use on aquatic insect assemblages in the Garonne river catchment (SW France). *Aquatic Ecology* **43**: 999-1009.
- Southwood TRE. 1977. Habitat, the templet for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology* **46**: 337–365.
- Spehar RL, Anderson RL, Fiandt JT. 1978. Toxicity and bioaccumulation of cadmium and lead in aquatic invertebrates. *Environmental Pollution* **15** (3): 195-208.
- Sponseller RA, Benfield EF, Valett MH. 2001. Relationships between landuse, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* **41**: 1409–1424.
- Springe G, Sandin L, Briede A, Skuja A. 2006. Biological quality metrics: their variability and appropriate scale for assessing streams. *Hydrobiologia* **566**: 153-172.
- SPSS (IBM Corp. 2016. IBM SPSS Statistics for Windows, version 24.0. Armonk, NY: IBM Corp.)
- Sriyaraj K, Shutes RBE. 2001. An assessment of the impact of motorway runoff on a pond, wetland and stream. *Environment International* **26**: 433-439.
- Stanner D, Bordeau P. 1995. Europe's Environment: The Dobris Assessment. European Environment Agency. Luxembourg 712 str.
- Stark CH, Richards KG. 2008. The continuing challenge of agricultural nitrogen loss to the environment in the context of global change and advancing research. *Dynamic Soil, Dynamic Plant* **2**: 1-12.
- StatSoft (2001) Statistica, data analysis software system, version 6.
- Stefanidis P, Stefanidis S. 2012. Reservoir sedimentation and mitigation measures. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* **17**: 113–117.
- Strayer DL. 2010. Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater Biology* **55**: 152-174.
- Strayer DL. 2012: Eight questions about invasions and ecosystem functioning. *Ecology Letters* **15**: 1199-1210.
- Strayer DL, Cole JJ, Findlay SEG, Fischer DT, Gephart JA, Malcom HM, Pace ML, Rosi-Marshall EJ. 2014. Decadal-scale change in a large-river ecosystem. *Bioscience* **64**: 496-510.
- Strayer DL, Dudgeon D. 2010. Freshwater biodiversity conservation: Recent progress and future challenges. *Journal of North American Benthological Society* **29** (1): 344-358.
- Strauß G, Niedringhaus R, Stöckmann M. 2014. Die Wasserwanzen Deutschlands: Bestimmungsschlüssel für Alle Nepo- und Gerromorpha. Wissenschaftlich Akademischer Buchvertrieb – Fründ, 66 str.
- Sundermann A, Gerhardt M, Kappes H, Haase P. 2013. Stressor prioritisation in riverine ecosystems: which environmental factors shape benthic invertebrate assemblage metrics? *Ecological Indicators* **27**: 83–96.

- Sundermann A, Lohse S. 2006. Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Zweiflüger (Diptera) in Anlehnung an die Operationelle Taxaliste für Fließgewässer in Deutschland. Forschungsinstitut Senckenberg. – (engl. Key to the larval stages of aquatic true flies (Diptera), based on the operational taxa list for running waters in Germany), 1-16 str.
- Surber E. 1953. Biological effects of pollution in Michigan waters. *Sewage and industrial wastes* **25**: 79-86.
- Surridge B, Heatwaite AL, Baird A. 2005. The exchange of phosphorous between riparian wetland sediments, pore water and surface water. In: Heatwaite AL, Webb B, Rosenberry D, Weaver D, Hayashi M (Ur.), Dynamics and Biogeochemistry of River Corridors and Wetlands. IAHS Press, Oxfordshire: 37-45 str.
- Swartz RC, Cole FA, Lamberson JO, Ferraro SP, Schults DW, DeBen WA, Lee H II, Ozretich RJ. 1994. Sediment toxicity, contamination and amphipod abundance at a DDT- and dieldrin-contaminated site in San Francisco Bay. *Environmental Toxicology and Chemistry* **13**: 949–962.
- Sweeney BW, Bott TL, Jackson JK, Kaplan LA, Newbold JD, Standley LJ, Hession WC, Horwitz RJ. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **101** (39): 14132-14137.
- Świdarska-Bróz M. 1993. Micropollutants in the aquatic environment. Wrocław University of Technology Publishing House, Wrocław, 144 str. [in Polish].
- Syrovátka V, Schenková J, Brabec K. 2009. The distribution of chironomid larvae and ologochaetes within a stony-bottomed river stretch: the role of substrate and hydraulic characteristics. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie* **174**: 43-62.
- Szozzkiewicz K, Buffagni A, Davy-Bowker J, Lesny J, Chojnicki BH, Zbierska J, Staniszewski R, Zgola T. 2006. Occurrence and variability of River Habitat Survey features across Europe and the consequences for data collection and evaluation. *Hydrobiologia* **566**: 267–280.
- Šafarek G, Šolić T. 2011. Rijeke Hrvatske. Izdavačka kuća Veda, Križevci, 326 str..
- Šajn R, Halamić J, Peh Z, Galović L, Alijagić J. 2011. Assessment of the natural and anthropogenic sources of chemical elements in alluvial soils from the Drava River using multivariate statistical methods. *Journal of Geochemical Exploration* **110** (3): 278-289.
- Šegota T, Filipčić A. 2003. Köppenova podjela klima i hrvatsko nazivlje. *Geoadria* **8** (1): 17–23.
- Šporka F. (Ed.). 2003. *Slovak Aquatic Macroinvertebrates Check- list and Catalogue of Autecological Notes*. Slovak Hydrometeorological Institute, Bratislava. 590 str.
- Šporka F, Vlek HE, Bulánková E., Krno I. 2006. Influence of seasonal variation on bioassessment of streams using macroinvertebrates. *Hydrobiologia* **566**: 543–555.
- Tachet H, Richoux P, Bournaud M, Usseglio-Polatera P. 2002. Invertébrés d'Eau Douce (2nd corrected impressions) CNRS editions, Paris, France.

- Tagliapietra D, Sigovini M, Magni P. 2012. Saprobity: a unified view of benthic succession models for coastal lagoons. *Hydrobiologia* **686**: 15-28.
- Tang W, Sun L, Shu L, Wang C. 2020. Evaluating heavy metal contamination of riverine sediment cores in different land-use areas. *Frontiers of Environmental Science & Engineering* **14** (6): 104.
- Tank JL, Rosi-Marshall EJ, Griffiths NA, Entekin SA, Stephen ML. 2010. A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of the North American Benthological Society* **29**: 118–146.
- Tavzes B, Urbanič G. 2009. New indices for assessment of hydromorphological alteration of rivers and their evaluation with benthic invertebrate communities; Alpine case study. *Review of Hydrobiology* **2**: 133–161.
- Tavzes B, Urbanič G, Toman MJ. 2006. Biological and hydromorphological integrity of the small urban stream. *Physics and Chemistry of the Earth* **31**: 1062–1074.
- Taylor PG, Townsend AR. 2010. Stoichiometric control of organic carbon–nitrate relationships from soils to the sea. *Nature* **464**: 1178–1181.
- Ter Braak CJF, Šmilauer P. 2012. Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0. Microcomputer Power, Ithaca, USA, 496 str.
- Thomaz SM, Dibble ED, Evangelista LR, Higuti J, Bini LM. 2008. Influence of aquatic microphyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology* **53** (2): 358-367.
- Thorne RSJ, Williams WP. 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology* **37**: 671-686.
- Timm T. 2009. A guide to the freshwater Oligochaeta and Polychaeta of Northern and Central Europe. *Lauterbornia* **66**: 1-235.
- Tittizer T. 1997. Ausbreitung aquatischer Neozoen (Makrozoobenthos) in den europäischen Wasserstrassen, erläutert am Beispiel des Mein-Donau-Kanals. In Güteentwicklung der Donau, Rückblick und Perspektiven. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft (Wien), 4: 113-134.
- Tockner K, Uehlinger U, Robinson CT, ur. 2009. Rivers of Europe. Academic Press, London, 728 str.
- Tockner K, Uehlinger U, Robinson CT, Tonolla D, Siber R, Peter FD. 2008. Introduction to European rivers. In Tockner, K., C. T. Robinson & U. Uehlinger (ur.), Rivers of Europe. Academic Press, London: 1–21.
- Torrent J, Barberis E, Gil-Sotres F. 2007. Agriculture as a source of phosphorous for eutrophication in southern Europe. *Soil Use and Management* **23**: 25-35.
- Tošić I, Vujević D, Stančić Z. 2019. Utjecaj poplava na povišeni sadržaj teških metala u inundacijskom području rijeke Drave u Varaždinskoj županiji. *Hrvatske vode* **27**: 305–316.

- Toussaint A, Beauchard O, Oberdorf T, Brosse S, Villéger S. 2014. Historical assemblage distinctiveness and the introduction of widespread non-native species explain worldwide changes in freshwater fish taxonomic dissimilarity. *Global Ecology and Biogeography* **23** (5): 574-584.
- Townsend CR, Downes BJ, Peacock K, Arbuckle CJ, Sandby K. 2004. Scale and the detection of land-use effects on morphology, vegetation and macroinvertebrate communities of grassland streams. *Freshwater Biology* **49**: 448-462.
- Townsend CR, Hildrew AG. 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology* **31**: 265-275.
- Townsend CR, Uhlmann SS, Matthaei CD (2008) Individual and combined responses of stream ecosystems to multiple stressors. *Journal of Applied Ecology* **45**: 1810-1819.
- Tranvik LJ, Downing JA, Cotner JB, Loiselle SA, Striegl RG, Ballatore TJ, et al. 2009. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography* **54**: 2298-2314.
- Trimmer M, Grey J, Heppell CM, Hildrew AG, Lansdown K, Stahl H, Yvon-Durocher G. 2012. River bed carbon and nitrogen cycling: State of play and some new directions. *Science of the Total Environment* **434**: 143-158.
- Tuffery G, Verneaux J. 1968. Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Exploitation codifiée des inventaires de la faune du fond. Ministère de l'Agriculture (France), Centre National d'Etudes techniques et de recherches technologiques pour l'agriculture, les forêts et l'équipement rural "C.E.R.A.F.E.R.", Section Pêche et Pisciculture, 23 pp.
- Tukey JW. 1977. Exploratory data analysis. 17th Ed., Addison-Wesley, Reading, Mass. 688.
- Urban MC, Skelly DK, Burchsted D, Price W, Lowry S. 2006. Stream communities across a rural-urban landscape gradient. *Diversity and Distributions* **12**: 337-350.
- Urbanič, 2012
- Urbanič G. 2014. Hydromorphological degradation impact on benthic invertebrates in large rivers in Slovenia. *Hydrobiologia* **729** (1): 191-207.
- Urbanič i sur., 2015
- Urbanič G, Mihaljević Z, Petkovska V, Pavlin Urbanič M. 2020. Disentangling the effects of multiple stressors on large rivers using benthic invertebrates—A Study of Southeastern European Large Rivers with Implications for Management. *Water* **12** (3): 621.
- Uredba o standardu kakvoće voda, Narodne novine 96/19; 20/23.
- Usseglio-Polatera P, Bournaud M. 1989. Trichoptera and ephemeroptera as indicators of environmental changes of the Rhone river at Lyons over the last twenty-five years. *River Research and Applications* **4** (3): 249-262.
- USEPA 1999. Update of ambient water quality criteria for ammonia. Washington, DC: EPA-822—99-014, USEPA, Office of Water, Office of Science and Technology.

- Vadher AN, Stubbington R, Wood PJ. 2015. Fine sediment reduces vertical migrations of *Gammarus pulex* (Crustacea: Amphipoda) in response to surface water loss. *Hydrobiologia* **753** (1): 1-11.
- Valladares LF, Garrido J, García-Criado F. 2002. The assemblages of aquatic Coleoptera from shallow lakes in the northern Iberian Meseta: Influence of environmental variables. *European Journal of Entomology* **99** (3): 289–298.
- Vallenduuk HJ, Moller Pillot HKM. 1997. Key to the larvae of Chironomus in Western Europe. RIZA Rapport 97.053: 13 str.
- Vallenduuk HJ, Moller Pillot HKM. 2007. Chironomidae larvae of the Netherlands and Adjacent Lowlands: general ecology and Tanytopodinae. KNNV Publishing, Zeist. 144 str.
- Van den Brink FWB, Van der Velde G, Bij de Vaate A. 1993. Ecological aspects, explosive range extension and impact of a mass invader, *Corophium curvispinum* Sars, 1895 (Crustacea: Amphipoda), in the Lower Rhine (The Netherlands). *Oecologia* **93**: 224–323.
- Van den Brink FWB, van der Velde G, Cazemier WG. 1990. The faunistic composition of the freshwater section of the River Rhine in The Netherlands: present state and changes since 1900. In: Kinzelbach R and Friedrich G, ur. Biologie des Rheins. Limnol aktuell 1: 191-216.
- Van der Velde G, Rajagopal S, Kelleher B, Muskó IB, Bij de Vaate A. 1998: Ecological impact of crustacean invaders: General considerations and examples from the Rhine River. The Biodiversity Crisis and Crustacea: Proceedings of the Fourth International Crustacean Congress, Amsterdam. The Netherlands. July 20–24. 1998. 12: 3–33.
- Van Haaren T, Soors J, 2013. Aquatic Oligochaeta of the Netherlands and Belgium. KNNV Publishing, Zeist, 302 str.
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE. 1980. River continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37** (1): 130–137.
- van Riel MC, Healy EP, van der Velde G, Bij de Vaate A. 2007. Interference competition among native and invader amphipods. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* **31**: 282-289.
- van Riel MC, van der Velde G, Rajagopal S, Marguillier S, Dehairs F, Bij de Vaate A. 2006. Trophic relationships in the Rhine food web during invasion and after establishment of the Ponto-Caspian invader *Dikerogammarus villosus*. *Hydrobiologia* **565**: 39-58.
- Vaughan I, Diamond M, Gurnell A, Hall KA, Jenkins A, Milner NJ, Naylor LA, Sear DA, Woodward G, Ormerod SJ. 2009. Integrating ecology with hydromorphology: a priority for river science and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **19**: 113–125.
- Velasco J, Millán A, Hernández J, Gutiérrez C, Abellán P, Sánchez D, Ruiz M. 2006. Response of biotic communities to salinity changes in a Mediterranean hypersaline stream. *Saline systems* **2** (12): 1-15.

- Verberk WCEP, Bilton DT, Calosi P, Spicer JJ. 2011. Oxygen supply in aquatic ectotherms: partial pressure and solubility together explain biodiversity and size patterns. *Ecology* **92**: 1565-1572.
- Verberk WCEP, Durance I, Vaughan IP, Ormerod SJ. 2016. Field and laboratory studies reveal interacting effects of stream oxygenation and warming on aquatic ectotherms. *Global Change Biology* **22**: 1769–1778.
- Verdonschot PFM, Driessen JMC, Mosterdijk HG, Schot JA. 1998. The 5-S-Model, an integrated approach for stream rehabilitation. In Hansen HO, Madsen BL (Ur.), River Restoration '96, Session lectures proceedings. International Conference arranged by the European Centre for River Restoration. National Environmental Research Institute, Denmark: 36–44.
- Verdonschot PFM. 2009. The significance of climate change in streams utilised by humans. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie* **174**: 101–116.
- Verdonschot PFM, Moog O. 2006. Tools for assessing European streams with macroinvertebrates: major results and conclusions from the STAR project. *Hydrobiologia* **566**: 299-309.
- Verdonschot RCM, Kail J, McKie BG, Verdonschot PFM. 2016. The role of benthic microhabitats in determining the effects of hydromorphological river restoration on macroinvertebrates. *Hydrobiologia* **769**: 55–66.
- Veseli M, Rožman M, Vilenica M, Petrović M, Previšić A. 2022. Bioaccumulation and bioamplification of pharmaceuticals and endocrine disruptors in aquatic insects. *Science of The Total Environment* **838**: 156208.
- Vidaković Maoduš I. 2022. The longitudinal impact of multiple stressors on the benthic invertebrate community in the Bednja river. Doctoral thesis. University of Zagreb. 218 str.
- Vidaković Maoduš I, Pozojević I, Vilenica M, Mihaljević Z. 2022. Longitudinal dynamics of Odonata assemblages in an anthropogenically impacted lotic system. *International Journal of Limnology* **58**: 7.
- Vidon P, Allan C, Burns D, Duval TP, Gurwick N, Inamdar S, ... & Sebestyen S. 2010. Hot spots and hot moments in riparian zones: Potential for improved water quality management. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 46 (2): 278-298.
- Vilenica M, Vidaković Maoduš I, Mihaljević Z. 2022. The Impact of Hydromorphological Alterations on Mayfly Assemblages of a Mid-Sized Lowland River in South-Eastern Europe. *Insects* **13** (5): 436.
- Villeneuve B, Piffady J, Valette L, Souchon Y, Usseglio-Polatera P. 2018. Direct and indirect effects of multiple stressors on stream invertebrates across watershed, reach and site scales: a structural equation modelling better informing on hydromorphological impacts. *Science of the Total Environment* **612**: 660–671.
- Vitousek PM, Aber JD, Howarth RW, Likens GE, Matson PA., Schindler DW, Schlesinger WH, Tilman DG. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological applications* **7** (3): 737-750.

- Vlek HE, Verdonschot PFM, Nijboer RC. 2004. Towards a multimetric index for the assessment of Dutch streams using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* **516**: 173-189.
- Vlek HE, Šporka F, Krno I. 2006. Influence of macroinvertebrate sample size on bioassessment of streams. Influence of macroinvertebrate sample size on bioassessment of streams. In: Furse, M.T., Hering, D., Brabec, K., Buffagni, A., Sandin, L., Verdonschot, P.F.M. (ur.) *The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods. Developments in Hydrobiology*, vol 188. Springer, Dordrecht.
- Vogel S. 1994. *Life in moving fluids: The physical biology of flow*. 2nd Edition. Princeton Univ. Press, Princeton, NJ, 467 str.
- Vollenweider RA. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 33: 53–83.
- von Bertrab MG. 2012. The impact of deposited fine sediment on benthic macroinvertebrates in small headwater streams in Luxembourg. PhD Thesis, University Duisburg-Essen, 129 str.
- Vučur T. 2010. Ključ za određivanje slatkovodnih puževa. Diplomski rad. Sveučilište u Zagrebu, PMF, Biološki odsjek, 122 str.
- Wallace ID, Wallace B, Philipson GN. 1990. A key to the case-bearing caddis larvae of Britain and Ireland. Freshwater Biological Association. Sci. Publ. No. 51, 237 str.
- Walley WJ, Hawkes HA. 1996. A computer-based reappraisal of the biological monitoring working party scores using data from the 1990 river quality survey of England and Wales. *Water Research* **30** (9): 2086–2094.
- Wagenhoff A, Townsend CR, Matthaei CD. 2012. Macroinvertebrate responses along broad stressor gradients of deposited fine sediment and dissolved nutrients: a stream mesocosm experiment. *Journal of Applied Ecology* **49**: 892–902.
- Wagenhoff A, Townsend CR, Phillips N, Matthaei CD. 2011. Subsidy-stress and multiple-stressor effects along gradients of deposited fine sediment and dissolved nutrients in a regional set of streams and rivers. *Freshwater Biology* **56**: 1916–1936.
- Wang L, Robertson DM, Garrison SF. 2007. Linkages between nutrients and assemblages of macroinvertebrates and fish in wadeable streams: implications to nutrient criteria development. *Environmental Management* **39**: 194-212.
- Wang Z, Hu C. 2009. Strategies for managing reservoir sedimentation. *International Journal of Sediment Research* **24** (4): 369–384.
- Wang L, Duggin JA, Nie D. 2012. Nitrate–nitrogen reduction by established tree and pasture buffer strips associated with a cattle feedlot effluent disposal area near Armidale, NSW Australia. *Journal of environmental management* **99**: 1-9.
- Wantzen KM, 1998. Effects of siltation on benthic communities in clear water streams in Mato Grosso, Brazil. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* **26**: 1155–1159

- Wantzen KM. 2006. Physical pollution: effects of gully erosion on benthic invertebrates in a tropical clear-water stream. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **16**: 733-749.
- Waringer J, Graf W. 2011. Atlas der mitteleuropäischen Köcherfliegenlarven – Atlas of Central European Trichoptera Larvae. Erik Mauch Verlag, Dinkelscherben, 468 str.
- Waters TF. 1995. Sediment in streams: Sources, biological effects, and control. American Fisheries Society, Monograph 7, Bethesda, Maryland.
- Webster JR, Benfield EF, Ehrman TP, Schaeffer MA, Tank JL, Hutchens JJ, et al. 1999. What happens to allochthonous material that falls into streams? A synthesis of new and published information from Coweeta. *Freshwater Biology* **41**: 687–705.
- Wegl R. 1983. Index für die Limnosaprobität, Wasser und Abwasser, Band 26, Wien, 175 p.
- Werth W. 1987. Ökomorphologische Gewässerbewertung. *Oesterreichische Wasserwirtschaft* **39** (5/6): 122–128.
- Wetzel RG. 2001. Limnology: Lake and River Ecosystems. Academic Press, Elsevier Science (USA), 1006 str.
- Whiting ER, Clifford HF. 1983. Invertebrate and urban runoff in a small northern stream, Edmonton, Alberta, Canada. *Hydrobiologia* **102**: 73-80..
- Whittier TR, Van Sickle J. 2010. Macroinvertebrate tolerance values and an assemblage tolerance index (ATI) for western USA streams and rivers. *Journal of the North American Benthological Society* **29** (3): 852-866.
- Wiatkowski M. 2011. Influence of slup dam reservoir on flow and quality of water in the Nysa Szalona river. *Polish Journal of Environmental Studies* **20** (2): 469–478.
- Wiederholm T. 1982. Chironomidae of the Holarctic Region: Keys and Diagnoses Part 1. Larvae, Entomologica Scandinavica, Supplement No. 19, Stockholm, 457 str.
- Wijnhoven S, Van Riel MC, Van der Velde G. 2003. Exotic and indigenous freshwater gammarid species: physiological tolerance to water temperature in relation to ionic content of the water. *Aquatic Ecology* **37** (2): 151-158.
- Williamson M. 1996. Biological invasions. Population and Community Biology Series 15. Chapman and Hall, London.
- Wolf J, McMahon J, Diggins SM. 1972. Comparison of Benthic Organisms in Semi-Natural and Channelized Portions of the Missouri River. *Proceedings of the South Dakota Academy of Science* **51**: 160–167.
- Wollheim WM, Vorosmarty CJ, Bouwman AF, Green P, Harrison J, Linder E, et al. 2008. Global N removal by freshwater aquatic systems using a spatially distributed, within-basin approach. *Global Biogeochemical Cycles* **22**: 1-14.
- Wolman M. 1964. Problems posed by sediment derived from construction activities in Maryland. Maryland water pollution control commission, Annapolis, Maryland.

- Wood PJ, Armitage PD. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* **21**: 203–217.
- Wood PJ, Toone J, Greenwood MT, Armitage PD. 2005. The response of four lotic macroinvertebrate taxa to burial by sediments. *Archiv für Hydrobiologie - Hauptbände* **163** (2): 145-162.
- Woodward G, Jones JI, Hildrew AG. 2002. Community persistence in Broadstone Stream (U.K.) over three decades. *Freshwater Biology* **47** (8): 1419-1435.
- Woodiwiss FS. 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry* **11**: 443–447.
- Woodiwiss FS. 1978. Comparative study of biological-ecological water quality assessment methods. Second practical demonstration. Summary report commission of the European community.
- Worrall F, Harriman R, Evans CD, Watts CD, Adamson J, Neal C, et al. 2004. Trends in dissolved organic carbon in UK rivers and lakes. *Biogeochemistry* **70**: 369–402.
- Worrall F, Jarvie HP, Howden NJK, Burt TP. 2016. The fluvial flux of total reactive and total phosphorus from the UK in the context of a national phosphorus budget: comparing UK river fluxes with phosphorus trade imports and exports. *Biogeochemistry* **130**: 31–51.
- Wright JF, Hiley PD, Cameron AC, Wigham ME, Berrie AD. 1983. A quantitative study of the macroinvertebrate fauna of five biotopes in the River Lambourn, Berkshire, England. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*. **96**: 271–292.
- Wright JF, Sutcliffe DW, Furse MT. 2000. Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside, Cumbria, UK. The RIVPACS International Workshop, 16-18 September 1997, Oxford, UK.
- Wu B, Wang G, Wu J, Fu Q, Liu C. 2014. Sources of heavy metals in surface sediments and an ecological risk assessment from two adjacent plateau reservoirs. *PloS one* **9** (7), p.e102101.
- Wuana RA, Okieimen FE. 2011. Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. *ISRN Ecology* **2011**: 1–20.
- Xu KY, Ye WH, Cao HK, Deng X, Yang QH, Zhang Y. 2004. The role of diversity and functional traits of species in community invasibility. *Botanical Bulletin of Academia Sinica* **45**: 149-157.
- Yacoub AM, Abd MSA, el-Satar AM. 2021. Accumulation of heavy metals in tilapia fish species and related histopathological changes in muscles, gills and liver of *Oreochromis niloticus* occurring in the area of Qahr El-Bahr, Lake Al-Manzalah. Egypt. *Oceanological Hydrobiological Studies* **50** (1):1–15.
- Yamada H, Nakamura F. 2002. Effect of Fine Sediment Deposition and Channel Works on Periphyton Biomass in the Makomanai River, Northern Japan. *River Research and Applications* **18**: 481-493.

- Yolođlu E, Uçkun M, Uçkun AA. 2018. Metal accumulation and biochemical variations in the freshwater mussels (*Unio mancus*) collected from Atatürk Dam Lake, Turkey. *Biochemical Systematics and Ecology* **79**: 60–68.
- Yorke T, Herb W. 1978. Effects of urbanization on streamflow and sediment transport in the Rock Creek and Anacostia River basins. US Geological Survey. Montgomery County. MD.
- Young KL, Lund K. 2006. An investigation of cadmium and lead from a high arctic waste disposal site, Resolute Bay, Nunavut, Canada. *Hydrology Research* **37**: 441–453.
- Yuan LL. 2010. Estimating the effects of excess nutrients on stream invertebrates from observational data. *Ecological Applications* **20**: 110–125.
- Zamora-Munoz C, Alba-Tercedor J. 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *Journal of the North American Benthological Society* **15**: 332–352.
- Zanke U. 1982. Grundlagen der Sedimentbewegung. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York.
- Zelinka M, Marvan P. 1961 Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie* **57**: 389-407 (in German).
- Zhang Y, Cheng L, Tolonen KE, Yin H, Gao J, Zhang Z, Li K, Cai Y. 2018. Substrate degradation and nutrient enrichment structuring macroinvertebrate assemblages in agriculturally dominated Lake Chaohu basins, China. *Science of the Total Environment* **627**: 57-66.
- Zweig LD, Rabeni CF. 2001. Biomonitoring for deposited sediment using benthic invertebrates: a test on 4 Missouri streams. *Journal of the North American Benthological Society* **20**: 643–657.
- Zwick P. 2002. Stream habitat fragmentation-a threat to biodiversity. *Biodiversity and Conservation* **1**: 80-97.
- Zwick P. 2004. Key to the West Palaearctic genera of stoneflies (Plecoptera) in the larval stage. *Limnologica* **34**: 315–348.
- Žganec K, Ćuk R, Dekić S. 2015. New records of the invasive amphipod *Echinogammarus ischnus* (Stebbing, 1899) in Croatia. *Natura Croatica* **24** (2): 247-254.
- Žganec K, Ćuk R, Tomović J, Lajtner J, Gottstein S, Kovačević S, Hudina S, Lucić A, Mirt M, Simić V, Simčić T, Paunović M. 2018. The longitudinal pattern of crustacean (Peracarida, Malacostraca) assemblages in a large south European river: bank reinforcement structures as stepping stones of invasion. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* **54**: 2-12.
- Žganec K, Đurić P, Hudina S, Gottstein S. 2013. Population and distribution changes of two coexisting river amphipods after the closure of a new large dam. *Limnologica* **43** (6): 460-468.

Žganec K, Gottstein S, Hudina S. 2009. Ponto-Caspian amphipods in Croatian large rivers. *Aquatic Invasions* **4** (2): 327-335.

Žganec K, Lajtner J, Ćuk R, Crnčan P, Pušić I, Atanacković A, Kralj T, Valić D, Jelić M, Maguire I. 2020. Alien macroinvertebrates in Croatian freshwater. *Aquatic Invasion* **15** (4): 593-615.

8. PRILOZI

Tablica P1. Pojedinačne vrijednosti fizikalno-kemijskih pokazatelja tijekom istraživanog razdoblja (2015. – 2016. godina). Pokazatelji su: 1 - Temperatura vode (°C); 2 - pH vrijednost; 3 - Električna vodljivost ($\mu\text{S cm}^{-1}$); 4- Ukupne suspendirane tvari (mg dm^{-3}); 5 - Alkalitet m-vrijednost ($\text{mg CaCO}_3 \text{ dm}^{-3}$); 6 - Otopljeni kisik ($\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$); 7 - Zasićenje kisikom (%); 8 - BPK₅ ($\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$); 9 - KPK-Mn ($\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$); 10 - Amonij (mg N dm^{-3}); 11 - Nitriti (mg N dm^{-3}); 12 - Nitrati (mg N dm^{-3}); 13 - Ukupni dušik (mg N dm^{-3}); 14 - Organski dušik (mg N dm^{-3}); 15 - Ortofosfati (mg P dm^{-3}); 16 - Ukupni fosfor (mg P dm^{-3}); 17 - TOC (mg dm^{-3}); 18 - Tvrdoća ukupna ($\text{mg CaCO}_3 \text{ dm}^{-3}$); 19 - Kloridi ($\text{mg Cl}^- \text{ dm}^{-3}$); 20 - Sulfati ($\text{mg SO}_4^{2-} \text{ dm}^{-3}$). * - uzorci nisu prikupljeni/analizirani; upisane vrijednosti u ćelijama su srednja vrijednost svih mjerenja na toj postaji osim pokazatelja temperature vode koja je srednja vrijednost najbliže uzvodne i nizvodne postaje iz tog mjeseca. ** -vrijednost je ispod granice detekcije; upisane vrijednosti u ćelijama su polovica vrijednosti granice detekcije. Šifre postaja nalaze se u Tablici 5.

postaja	datum	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
SA1	10.03.2015.	7,7	8,1	436	3,6	207	11,6	97,2	0,3**	1,4	0,017	0,007	1,55	1,68	0,106	0,037	0,078	1,04	229	8,05	11,3
	14.07.2015.	23	8,4	386	5	172	9,4	109,6	1,3	2,1	0,027	0,009	1,1	1,36	0,224	0,019	0,075	1,64	199,7	7,62	13,3
	12.10.2015.	11,6	8,1	397	43	204	10,1	93	1,8	4,8	0,004**	0,014	1,73	1,88	0,136	0,063	0,144	2,48	247	6,23	11,3
	08.12.2015.	9,3	8,2	453	1**	213	12,1	105,5	0,7	1,6	0,004**	0,01	1,64	1,77	0,12	0,041	0,088	1,34	253,5	9,13	15,8
	15.03.2016.	8,4	8,1	393	7	188	13,2	112,5	0,3**	1,5	0,041	0,005	1,27	1,53	0,214	0,05	0,068	1,49	201,7	6,31	9,4
	10.05.2016.	14,7	8,2	385	4	177	10	98,72	0,9	2,1	0,036	0,007	1,15	1,47	0,277	0,032	0,048	2,16	181,8	6,36	9,5
	08.08.2016.	22,6	8,2	414	3	183	8,8	101,9	0,7	1,6	0,032	0,006	1,1	1,46	0,322	0,018	0,061	1,46	202,9	8,46	14,9
	12.12.2016.	6,7	8,2	424	2,8	202	12,6	103	0,25**	1,5	0,024	0,009	1,5	1,8	0,267	0,036	0,065	2,24	219,7	6,81	11,9
SA2	*	7,6	8,2	414	5,6	192	10,5	101,8	0,9	1,8	0,0226	0,007	1,3	1,57	0,241	0,042	0,093	2	208	7,17	12,9
	05.07.2015.	23,3	8,4	411	8	187	10,1	119,5	1,1	2	0,032	0,007	1,44	1,73	0,251	0,032	0,186	1,29	217	8,15	14,5
	27.09.2015.	14	8,1	356	11	177	9,3	90,6	1,6	2,9	0,051	0,014	1,23	1,57	0,275	0,051	0,127	2,51	178,2	6,43	11,5
	20.12.2015.	7,7	8,1	493	5	210	12	100,6	1	1,7	0,008	0,005	1,75	1,92	0,157	0,095	0,099	1,28	237,5	9,83	17,6
	20.03.2016.	9,6	8,2	420	4	199	11,6	101,9	0,6	1,3	0,02	0,005	1,39	1,64	0,225	0,039	0,066	1,54	211,6	7,07	12
	29.05.2016.	17,5	8,1	401	1**	186	9,1	95,8	1	2,3	0,017	0,005	1,12	1,38	0,238	0,025	0,035	1,53	198	6,34	11,3
	28.08.2016.	21,6	8,3	399	7	185	9,1	104,1	0,8	0,9	0,018	0,006	0,87	1,22	0,326	0,021	0,073	1,77	195	6,63	12,6
	04.12.2016.	6,4	8	415	3,2	202	12,3	99,8	0,25**	1,5	0,012	0,01	1,27	1,51	0,218	0,034	0,066	4,07	218,5	5,73	10,6

Tablica P1. (nastavak)

postaja	datum	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
SA3	10.03.2015.	7,4	7,9	487	2,4	227	9,6	79,9	0,7	1,4	0,036	0,01	1,56	1,75	0,144	0,038	0,073	1,26	252,7	10,03	15,8
	14.07.2015.	22,8	8,3	400	7	177	8,2	95,2	1,1	1,8	0,027	0,01	1,15	1,43	0,243	0,022	0,089	1,71	206,8	8,63	14,2
	12.10.2015.	11,4	8,1	383	134	189	9,6	88	3	7	0,035	0,024	1,82	2,01	0,131	0,076	0,262	4,22	227,9	7,34	15,8
	08.12.2015.	9,1	8,2	476	2,8	224	12,1	104,9	1,3	1,8	0,019	0,014	1,64	1,82	0,147	0,046	0,083	1,66	264	10,52	17,9
	15.03.2016.	7,9	8,1	411	6	191	13,2	111,2	0,7	1,6	0,048	0,007	1,31	1,58	0,215	0,04	0,063	1,64	211,4	7,18	12,1
	10.05.2016.	13,8	8,2	402	3,6	184	9,5	91,88	0,9	2,3	0,04	0,009	1,13	1,49	0,311	0,038	0,116	2,4	186,1	7,05	11,2
	08.08.2016.	22,2	8,3	426	4	188	8,7	99,89	1,2	1,7	0,046	0,009	1,15	1,64	0,435	0,032	0,068	1,65	208,6	9,27	15,6
	12.12.2016.	7,5	8,2	455	2,8	234	11,9	99,25	0,5	1,4	0,081	0,014	1,53	1,86	0,235	0,041	0,065	1,7	234,9	7,74	13,9
SA4	10.03.2015.	7,5	8	458	2	215	11,1	92,6	0,9	1,4	0,026	0,01	1,52	1,56	0,004	0,034	0,067	1,09	239,1		
	14.07.2015.	22	8,2	403	3	178	7,8	89,2	1	1,7	0,03	0,008	1,21	1,45	0,202	0,027	0,067	1,68	209,5		
	12.10.2015.	12	8,1	389	83	196	9,8	91,1	3,8	7,6	0,01	0,02	1,78	1,92	0,11	0,079	0,231	3,9	232,8		
	08.12.2015.	9,2	8,1	475	3,2	223	11,4	99,1	1,3	2,1	0,014	0,015	1,68	1,92	0,211	0,05	0,08	2,03	260,9		
	15.03.2016.	7,9	8,1	413	6	190	11,4	96,04	0,6	1,5	0,036	0,009	1,36	1,59	0,185	0,048	0,056	1,72	213,5	7,14	11,8
	10.05.2016.	15	8,3	381	4	173	9,3	92,35	1,1	2,3	0,029	0,007	1,09	1,47	0,344	0,037	0,061	2,32	173,1	6,49	10,5
	08.08.2016.	21,7	8,2	421	4	186	8,1	92,15	0,9	1,7	0,031	0,007	1,25	1,64	0,352	0,039	0,064	1,65	216,1	9,25	16
	12.12.2016.	8	8,1	442	2,4	209	11,3	95,44	0,7	1,2	0,042	0,017	1,54	1,85	0,251	0,041	0,074	1,79	231,5	7,75	13,5
SA5	10.03.2015.	8	8	469	2,4	218	10,8	91,2	0,8	1,5	0,056	0,019	1,71	1,8	0,015	0,052	0,08	1,13	243,7	10,43	15,5
	14.07.2015.	23,3	8,2	427	4	182	7,6	89,1	1,2	1,9	0,051	0,011	1,58	1,92	0,278	0,075	0,126	1,9	214,8	10,35	15,8
	12.10.2015.	12,4	8,1	385	102	190	9,7	90,9	3,4	7	0,004**	0,024	1,88	2,05	0,146	0,07	0,262	3,45	237,1	7,61	15,1
	08.12.2015.	9,2	8,1	494	4	226	11,6	100,9	1,2	2,1	0,025	0,018	2,09	2,27	0,137	0,088	0,13	1,68	265,1	11,95	18,9
	15.03.2016.	8,1	8,1	420	6,8	198	10,9	92,29	0,8	1,7	0,052	0,014	1,48	1,75	0,204	0,056	0,07	1,76	216,4	8,07	12,7
	10.05.2016.	15	8,2	391	4,8	174	9,3	92,35	1,1	2,3	0,046	0,012	1,27	1,73	0,402	0,062	0,084	2,43	178,1	7,11	11
	08.08.2016.	23	8,2	438	2	190	7,2	83,92	1,2	1,8	0,049	0,01	1,58	1,93	0,291	0,069	0,108	1,73	215,2	10,78	17
	12.12.2016.	8,1	8,1	461	7,2	216	11	93,14	0,7	1,6	0,188	0,036	1,65	2,15	0,276	0,077	0,145	1,7	235,9	9,08	14,4

Tablica P1. (nastavak)

postaja	datum	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
SA6	*	8,3	8,1	430	8,3	198	10,3	101,11	1,3	2,3	0,059	0,014	1,49	1,89	0,319	0,074	0,119	2,33	215,3	9,05	14,2
	05.07.2015.	23,8	8,4	439	16	198	10,5	125,4	1,2	2,4	0,033	0,008	1,56	1,98	0,379	0,052	0,139	1,5	225,9	10,14	16,1
	27.09.2015.	14	8,2	349	13	168	8,9	86,7	1,7	3,5	0,07	0,016	1,23	1,62	0,304	0,088	0,133	2,41	176	6,39	11,9
	20.12.2015.	7,4	8,1	507	7	220	12	98,4	1,2	1,9	0,111	0,015	2,15	2,54	0,264	0,132	0,176	1,51	251,8	12,94	19,7
	20.03.2016.	10,3	8,1	434	6	206	11	98,3	0,6	1,6	0,071	0,023	1,46	1,82	0,266	0,056	0,076	1,79	211,9	8,55	13
	29.05.2016.	19,2	8,2	410	4	189	10,6	115,6	1,5	2,4	0,013	0,007	1,23	1,59	0,34	0,043	0,096	1,76	200,4	7,94	12,2
	28.08.2016.	22	8	435	6	195	7,8	90	1,6	2,1	0,048	0,015	1,35	1,83	0,417	0,086	0,125	2,25	211,3	10,13	14,5
	04.12.2016.	7,5	8	437	6	209	11,2	93,4	1,2	2	0,067	0,017	1,47	1,82	0,266	0,061	0,088	5,11	229,8	7,23	12
SA7	10.03.2015.	8,6	8,1	473	5,6	219	10,7	91,7	0,9	1,6	0,064	0,014	1,72	1,83	0,032	0,047	0,085	1,17	244,6		
	14.07.2015.	24,7	8,2	447	12	192	9,3	111,8	1,8	2,6	0,011	0,011	1,33	1,64	0,288	0,037	0,125	1,85	227,6		
	12.10.2015.	13,5	8,1	395	39	191	9,1	87,5	1,6	4,2	0,014	0,026	1,84	2	0,12	0,091	0,182	2,8	231,7		
	08.12.2015.	8,7	8,1	495	5,6	229	10,6	91,1	1,2	1,9	0,053	0,018	2,01	2,19	0,109	0,095	0,133	1,7	265,2		
	15.03.2016.	8,1	8,1	415	7,6	195	10,1	85,52	0,9	2	0,057	0,014	1,42	1,74	0,249	0,043	0,077	1,25	215,6	7,83	12
	10.05.2016.	15,3	8,2	397	8,4	179	9,1	91	1,2	2,6	0,052	0,011	1,31	1,71	0,337	0,064	0,109	2,61	184,4	7,09	10,9
	08.08.2016.	23	8,1	437	5	186	7,3	85,08	1	1,4	0,055	0,018	1,42	1,84	0,347	0,041	0,119	1,78	213,1	10,78	17,6
	12.12.2016.	7,4	8,1	461	8,8	214	11,1	92,35	0,7	1,7	0,12	0,038	1,79	2,21	0,262	0,072	0,124	1,75	237,4	9,17	14,6
SA8	10.03.2015.	8,6	8	417	5,6	200	10,8	92,5	0,9	1,9	0,039	0,01	1,25	1,31	0,011	0,025	0,069	1,45	221,3	7,31	10,6
	14.07.2015.	26	8,1	440	9	196	9,1	111,9	1,1	2	0,032	0,008	1,13	1,37	0,2	0,036	0,13	1,66	229,8	10,3	17,1
	12.10.2015.	13,1	8,1	379	26	190	8,8	83,8	1,8	4,3	0,053	0,023	1,65	1,84	0,114	0,076	0,133	2,9	228,2	6,95	12,1
	08.12.2015.	9,2	8,1	458	6	219	11,5	100	0,9	1,6	0,029	0,013	1,41	1,68	0,228	0,045	0,085	2,02	251,6	8,59	13,7
	15.03.2016.	8	8,1	360	6,8	177	11,4	96,28	0,7	2,6	0,015	0,005	0,85	1,04	0,17	0,02	0,037	2,38	191,1	5,54	8,3
	10.05.2016.	15	8,2	384	5,2	182	10,2	101,3	1,3	2,3	0,049	0,006	1,01	1,33	0,265	0,039	0,072	2,53	185,9	5,37	8,6
	08.08.2016.	25,8	8	435	4	185	7,2	88,24	1,1	1,6	0,1	0,026	1,4	1,96	0,434	0,095	0,275	1,83	207,8	10,81	15,7
	12.12.2016.	7,1	8,1	448	12	214	11,1	91,66	0,8	1,7	0,103	0,024	1,5	1,78	0,153	0,052	0,095	1,66	242,7	7,79	12,9

Tablica P1. (nastavak)

postaja	datum	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
SA9	*	8	8,1	417	9,8	194	10	99,04	1,1	2,4	0,062	0,011	1,2	1,58	0,299	0,056	0,108	2,22	208,4	7,47	12,1
	05.07.2015.	24,7	8,2	437	20	197	10,3	125,3	1	2,3	0,064	0,007	1,35	1,67	0,249	0,038	0,209	1,7	226,8	8,98	14,8
	27.09.2015.	15,5	8,1	379	20	180	8,4	84,7	1,3	2,7	0,092	0,02	1,33	1,74	0,298	0,097	0,141	1,83	185,8	7,95	12,5
	20.12.2015.	6,6	8	490	8	224	12,3	100,2	1,3	1,9	0,113	0,014	1,62	1,91	0,163	0,076	0,124	1,5	249	9,89	16
	20.03.2016.	9,6	8,2	386	6	182	10,7	94	0,6	3	0,035	0,005	0,97	1,33	0,32	0,034	0,054	2,65	187,3	6,66	9,8
	29.05.2016.	19,6	8,1	408	7	190	10,2	112,1	1,1	2,9	0,031	0,01	1,01	1,42	0,369	0,046	0,059	1,7	198,8	6,41	10,5
	28.08.2016.	23	8,1	403	3	187	7,5	88,2	1,1	1,7	0,045	0,01	1,05	1,55	0,445	0,062	0,098	1,93	195,3	7,03	11,6
	04.12.2016.	7,3	7,9	416	4,4	200	10,7	88,8	1,1	2,1	0,051	0,009	1,1	1,41	0,25	0,036	0,07	4,25	215,9	5,39	9,3
SA10	*	8	8	408	8,6	189	9,1	88,9	1,5	3,1	0,091	0,013	1,18	1,6	0,32	0,131	0,178	2,77	200,9	7,96	12,6
	09.07.2015.	25,2	8	445	16	197	7,2	88,4	1	2,3	0,13	0,001**	1,03	1,41	0,249	0,042	0,119	1,7	222,9	9,57	15,6
	27.09.2015.	15,6	8,1	374	11	174	7,1	71,7	1,1	2,3	0,165	0,025	1,5	1,9	0,21	0,12	0,168	1,8	175,2	8,42	13,7
	20.12.2015.	6,3	8	487	9	225	11,7	94,7	1,1	2,1	0,154	0,016	1,57	1,89	0,15	0,267	0,312	1,82	250,4	9,98	16,3
	30.03.2016.	9,4	8	344	10	164	10,8	94,4	1,9	5	0,028	0,012	0,87	1,35	0,44	0,062	0,103	4,28	167,1	6,95	9,8
	29.05.2016.	20,2	7,9	406	1**	184	8,9	99,1	2,2	4	0,059	0,013	1	1,44	0,368	0,117	0,173	3,19	193	6,95	10,6
	28.08.2016.	23,2	8	401	7	184	7,7	91	1,2	2,6	0,052	0,014	1,24	1,77	0,464	0,266	0,276	2,41	190,1	7,71	12,5
	04.12.2016.	7	7,8	397	6	193	10,1	83,2	1,8	3,2	0,047	0,011	1,03	1,42	0,332	0,044	0,094	4,18	207,4	6,11	9,9
SA11	10.03.2015.	7,4	8	382	9,6	180	10,8	89,9	1,5	3,5	0,032	0,008	1,06	1,2	0,1	0,009	0,081	2,38	198,5	7,81	10
	14.07.2015.	26,4	8,1	419	16	185	8,2	101,6	1,2	2,4	0,127	0,02	1,09	1,44	0,203	0,075	0,128	1,77	217,4	9,7	15,8
	12.10.2015.	13,4	8,1	382	16	192	9,2	88,2	1,7	3,6	0,116	0,025	1,81	2,05	0,099	0,151	0,221	2,47	227,1	6,94	12,2
	08.12.2015.	7,8	8,1	454	8,4	217	11,6	97,5	1,5	2,4	0,033	0,018	1,41	1,61	0,149	0,147	0,21	1,84	261,8	8,73	14,2
	15.03.2016.	7,9	8	337	7,2	161	10,5	88,46	1	3,9	0,018	0,005	0,87	1,15	0,257	0,02	0,048	3,33	179,7	6,07	8,7
	10.05.2016.	15	8,2	388	7,6	180	9	89,37	1,3	2,3	0,06	0,008	0,94	1,3	0,292	0,144	0,195	3,24	187,3	5,7	8,8
	08.08.2016.	25,6	8	424	10	185	6,4	78,24	1,1	1,9	0,079	0,019	1,29	1,72	0,332	0,232	0,303	1,97	217,7	9,15	14,7
	12.12.2016.	6,4	8,1	441	4,8	210	11,2	90,84	0,5	1,8	0,116	0,015	1,33	1,71	0,249	0,058	0,097	1,98	232,9	7,35	12,2

Tablica P1. (nastavak)

postaja	datum	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
SA12	*	7,3	8	424	9,5	196	9,6	92,87	1,2	2,8	0,059	0,009	1,01	1,44	0,358	0,082	0,136	2,43	213,6	6,89	15,4
	09.07.2015.	24,7	8	446	16	199	7,6	92,5	2,5	2,9	0,134	0,001**	0,96	1,64	0,545	0,045	0,105	1,79	229,1	8,47	19,1
	27.09.2015.	16,4	8,2	422	16	199	7,7	79,1	1,2	2,3	0,053	0,011	1,43	1,75	0,256	0,117	0,148	1,8	203,6	8,78	18,6
	20.12.2015.	6	8,1	479	8	223	12,9	103,5	0,9	1,7	0,092	0,013	1,24	1,46	0,115	0,135	0,179	1,62	259,5	7,81	19,4
	20.03.2016.	9,7	8,1	374	9	177	11,1	97,8	1	4	0,022	0,014	0,78	1,27	0,454	0,041	0,077	3,52	180,4	5,73	11,2
	29.05.2016.	18,8	7,9	419	3	187	8,5	91,7	0,9	3	0,04	0,016	0,79	1,26	0,414	0,047	0,162	2,43	206,1	5,34	12,8
	28.08.2016.	22	8,1	412	9	186	8,4	96,9	1	2,5	0,031	0,001**	0,98	1,42	0,408	0,15	0,206	2,02	198,6	6,58	14,8
	04.12.2016.	7,2	7,6	419	5,6	203	10,7	88,6	1,2	2,9	0,04	0,008	0,92	1,28	0,312	0,04	0,077	3,81	217,8	5,5	12,1
SA13	10.03.2015.	7,1	8,1	388	9,2	187	11	90,83	1	2,3	0,019	0,007	0,94	0,99	0,024	0,022	0,073	1,87	206,6	6,01	11,4
	14.07.2015.	26	8	440	8	190	6,7	82,4	2,2	3,8	0,064	0,017	1,21	1,49	0,199	0,066	0,136	1,62	229,9	9,21	20,2
	12.10.2015.	13,8	8,1	378	33	188	9	87	1,5	3,5	0,014	0,015	1,62	1,67	0,021	0,07	0,146	2,29	231	6,17	14,2
	08.12.2015.	7,7	8,2	451	7,6	218	12,2	102,3	1,6	3,3	0,014	0,016	1,16	1,29	0,1	0,083	0,133	1,77	262,2	6,8	17,2
	15.03.2016.	7,8	8	341	8	165	10,8	90,76	0,8	3,5	0,009	0,005	0,81	1,02	0,196	0,017	0,05	2,89	183,7	5,07	10,3
	10.05.2016.	13,9	8,3	386	8	184	9,9	96,02	1	2,3	0,033	0,005	0,78	1,07	0,252	0,051	0,09	2,61	191,4	3,75	9,5
	08.08.2016	24,7	8	417	17	181	6,5	78,13	0,9	1,6	0,046	0,013	1,1	1,45	0,291	0,137	0,195	1,62	209,7	7,48	18,9
	12.12.2016.	6,5	8,1	445	10	214	11,1	90,32	1,2	2,7	0,07	0,013	1,1	1,42	0,237	0,044	0,091	2,15	237,5	6,54	14,8
SA14	11.03.2015.	7	7,8	426	9,6	184	10,5	86,49	1,4	2,5	0,027	0,005	0,93	1	0,038	0,017	0,058	1,79	208,2	5,9	12,6
	15.07.2015.	25,6	7,9	442	14	192	6,3	77	1	1,6	0,059	0,014	1,19	1,39	0,127	0,055	0,189	1,63	225	8,92	21,6
	13.10.2015.	11	8,2	405	18,1	193	9,2	83,5	1,5	2,8	0,047	0,013	1,58	1,64	0	0,051	0,109	2,27	236,1	6,43	25,4
	10.12.2015.	7,4	8,1	460	6,4	218	11	91,5	0,8	1,1	0,057	0,011	1,05	1,33	0,212	0,106	0,142	1,53	239,7	6,07	17,8
	29.03.2016.	10,3	8,3	383	10,4	188	10,3	91,96	1,1	3,1	0,027	0,005	0,71	1,01	0,268	0,037	0,041	3,25	225,1	4,73	12,1
	11.05.2016.	14,4	8,1	405	7	186	9,5	93,14	0,7	2,1	0,053	0,008	0,78	1,14	0,299	0,065	0,091	2,43	195,2	4,27	11,4
	09.08.2016.	23,4	7,9	414	16	183	6,6	77,56	0,7	1,2	0,051	0,013	1,04	1,43	0,326	0,098	0,139	1,59	206,1	6,97	19,6
	14.12.2016.	5,2	7,9	451	19	213	11,5	90,48	0,7	2,7	0,085	0,016	1,1	1,48	0,279	0,04	0,119	1,8	237,9	6,24	16,8

Tablica P1. (nastavak)

postaja	datum	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
SA15	11.03.2015.	7	7,9	408	10	188	10,7	88,1	1,2	2,5	0,031	0,006	1,03	1,13	0,063	0,021	0,072	2,37	212,6	6,4	14,4
	15.07.2015.	29,9	7,9	451	9	200	7,5	98,7	1	1,8	0,075	0,014	1,05	1,33	0,191	0,068	0,175	1,68	231,8	9,38	21,5
	13.10.2015.	12	8,2	398	29,2	190	8,9	82,7	1,6	3,4	0,055	0,015	1,55	1,66	0,04	0,054	0,112	2,27	246,9	7,17	27,7
	*	7,8	8	427	22,9	195	9,6	91,1	1,1	2,7	0,06	0,014	1,12	1,42	0,228	0,055	0,121	2,37	221,8	7,22	18,3
	16.03.2016.	8	8	382	11,2	172	11,8	99,66	1,6	3,5	0,022	0,005	0,85	1,22	0,343	0,025	0,065	3,9	183,2	5,3	12,4
	11.05.2016.	14,5	8,1	421	17	193	9,3	91,36	1	2,6	0,062	0,016	0,93	1,33	0,322	0,059	0,115	2,63	204,8	5,8	14,1
	09.08.2016.	23	7,9	435	17	190	7,4	86,25	0,8	2	0,058	0,023	1,1	1,57	0,389	0,119	0,166	1,91	226,7	7,69	20
	14.12.2016.	4	7,9	493	67	229	11,9	90,77	0,8	3,2	0,115	0,017	1,33	1,71	0,248	0,038	0,143	1,84	246,8	8,81	18,3
SA16	11.03.2015.	7,2	8	396	6,4	186	11,1	91,9	1,4	2,7	0,016	0,005	0,94	1,03	0,069	0,018	0,066	1,84	207,1	5,85	12,4
	15.07.2015.	26	8	440	8	196	7,6	93,5	0,8	1,7	0,033	0,013	1,16	1,38	0,174	0,061	0,174	1,68	225,9	8,45	20,8
	13.10.2015.	12,7	8,1	397	42	189	9,1	85,9	1,5	3,3	0,039	0,011	1,51	1,62	0,06	0,066	0,138	2,11	207,5	5,9	21,2
	10.12.2015.	8,1	8,1	453	6	216	11,1	94	0,9	1,6	0,058	0,011	1,02	1,3	0,211	0,087	0,118	1,6	238,8	6,08	18
	29.03.2016.	11	8,2	385	14	191	10,8	98	1,3	3	0,032	0,006	0,69	1,07	0,342	0,042	0,062	3,42	203,8	4,83	12
	11.05.2016.	14,6	8,1	396	9	187	9,6	94,58	0,7	2,5	0,044	0,007	0,8	1,09	0,239	0,062	0,086	2,44	197,1	4,24	11,5
	09.08.2016.	23,4	7,9	412	20	181	7,1	83,43	0,8	1,9	0,036	0,011	1,05	1,51	0,413	0,113	0,137	1,81	206,4	7,01	19,6
	14.12.2016.	2,4	8	453	18	214	11,7	85,53	0,5	2,6	0,081	0,015	1,1	1,41	0,214	0,044	0,108	1,84	234,5	6,59	16,5
SA17	11.03.2015.	7	8	393	10,7	184	11	90,6	1,3	2,7	0,028	0,005	0,93	1,04	0,077	0,02	0,069	2,75	204,5	5,91	12,4
	15.07.2015.	25,8	8	445	12	200	8,2	100,5	1,1	1,8	0,037	0,011	1,17	1,39	0,172	0,06	0,194	1,95	231,8	8,52	20,9
	13.10.2015.	12,7	8,1	417	28	186	9,2	86,9	1,5	3,1	0,046	0,013	1,55	1,68	0,071	0,062	0,113	2,25	197,4	5,96	20,4
	10.12.2015.	8,1	8,1	454	11,2	213	11,1	94	0,8	1,5	0,056	0,012	1,02	1,29	0,202	0,095	0,137	1,62	238,3	6,08	18,1
	29.03.2016.	10,5	8,2	380	10,4	181	10,6	95,07	1,1	3,2	0,039	0,006	0,74	1,11	0,325	0,039	0,074	3,19	204	4,77	12
	11.05.2016.	14,6	8,1	389	14	187	9,4	92,61	0,8	2,4	0,038	0,007	0,76	1,06	0,255	0,05	0,08	2,24	194	3,95	11,2
	09.08.2016.	23,4	7,9	414	9	181	6,7	78,73	0,8	1,8	0,045	0,012	1,01	1,44	0,373	0,106	0,148	1,79	203	6,8	19,7
	14.12.2016.	4,3	8	448	10	213	11,8	90,7	0,7	2,6	0,078	0,016	1,11	1,41	0,206	0,041	0,103	1,95	236,3	6,47	16,4

Tablica P1. (nastavak)

postaja	datum	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
SA18	11.03.2015.	7,5	8,1	389	18,8	182	10,2	85,1	1,4	3	0,02	0,006	0,95	1,04	0,064	0,019	0,074	1,62	205	5,65	12,4
	15.07.2015.	25,8	8,1	445	28	198	8,1	99,3	1,3	2,1	0,014	0,006	1,07	1,24	0,15	0,047	0,233	1,63	233,4	7,9	21,5
	13.10.2015.	14,1	8,1	376	42,8	182	8,6	83,7	1,5	3,4	0,036	0,016	1,5	1,58	0,028	0,064	0,155	2,4	253,6	7,54	21,6
	*	7,9	8,1	404	21,4	186	9,5	90,5	1,2	2,8	0,032	0,009	1,02	1,25	0,197	0,045	0,119	2,05	215,8	6,16	16,3
	16.03.2016.	8	8	339	10,4	161	11,3	95,44	1,5	3,8	0,012	0,004	0,79	1,12	0,314	0,02	0,057	2,84	176,8	4,81	11,2
	11.05.2016.	14,6	8,1	383	9	182	9,5	93,6	0,7	2,7	0,038	0,006	0,79	1,07	0,236	0,033	0,076	2,27	192,8	3,95	10,8
	09.08.2016.	24,3	8	448	31	188	7,2	85,92	0,7	1,7	0,027	0,007	0,94	1,32	0,346	0,094	0,155	1,64	215,4	6,82	20,2
14.12.2016.	5	8	446	10	210	11,6	90,77	1	2,6	0,078	0,019	1,07	1,41	0,243	0,039	0,086	1,95	233,9	6,42	16,1	
SA19	11.03.2015.	8	8,1	408	6,4	181	10,4	87,8	1	2,5	0,005**	0,005	0,9	0,99	0,085	0,016	0,049	1,7	202,6	5,48	12,1
	15.07.2015.	25,7	8,1	513	12	195	8,6	105,3	1	1,9	0,019	0,007	1,06	1,28	0,194	0,044	0,211	1,66	251	29,53	24,1
	13.10.2015.	13,6	8,1	388	45,6	182	9,3	89,6	1,6	3,6	0,036	0,015	1,5	1,56	0,009	0,062	0,173	2,32	230,4	11,61	20,7
	10.12.2015.	7,7	8,1	550	14,8	204	11	92,2	1,3	1,9	0,088	0,017	1,12	1,45	0,225	0,068	0,127	2,11	259,9	39,44	23,6
	16.03.2016.	7,9	8	340	8,4	164	11,1	93,51	1,6	3,8	0,009	0,004	0,8	1,27	0,457	0,03	0,059	3,31	177,7	4,82	11,3
	11.05.2016.	14,9	8,1	386	11	183	9,5	94,15	0,8	2,7	0,039	0,007	0,8	1,07	0,224	0,033	0,072	2,34	192,4	4,98	11,3
	09.08.2016.	23	8	420	65	167	7,6	88,58	1,2	2,8	0,028	0,012	1,02	1,5	0,44	0,078	0,223	2,42	215,8	24,82	22,2
14.12.2016.	4,4	8	475	12	211	11,9	91,68	0,9	2,9	0,09	0,021	1,09	1,43	0,229	0,038	0,091	1,95	242,9	13,18	17	
SA20	11.03.2015.	7	8,1	387	15,6	180	10,3	84,8	1,1	2,5	0,028	0,008	1,01	1,16	0,114	0,019	0,082	1,68	211,6	10,74	15,2
	15.07.2015.	26,2	8,1	524	6	196	8,8	108,6	0,9	1,5	0,016	0,006	1,11	1,31	0,178	0,041	0,169	1,66	257	33,15	24,8
	13.10.2015.	14	8,1	484	36,8	185	8,6	83,6	1,4	3,2	0,056	0,028	1,63	1,77	0,056	0,081	0,166	2,02	223,4	46,86	29
	10.12.2015.	8,1	8,1	496	11,2	206	11,1	94	1,3	1,9	0,061	0,017	1,1	1,4	0,222	0,07	0,116	2,01	249,9	22,97	21,4
	16.03.2016.	8,4	8	360	11,2	160	11,2	95,48	2	3,5	0,012	0,006	0,84	1,18	0,322	0,02	0,062	3,08	179,6	9,36	13,6
	11.05.2016.	14,3	8,1	395	20	177	9,4	91,98	0,9	2,7	0,038	0,009	0,8	1,12	0,273	0,041	0,122	2,43	191,9	9,41	12,8
	09.08.2016.	24,7	8	549	27	186	7,6	91,35	0,8	1,3	0,033	0,005	1,08	1,4	0,282	0,121	0,177	1,68	246,2	45,33	24
14.12.2016.	4,5	8	510	62	211	11,6	89,64	1,6	5,2	0,119	0,022	1,1	1,44	0,199	0,044	0,206	2,02	254,8	24,15	19,4	

Tablica P1. (nastavak)

postaja	datum	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
SA21	11.03.2015.	7,4	8,1	405	18,8	180	9,8	81,5	0,8	2,6	0,026	0,008	1,03	1,09	0,026	0,018	0,073	1,61	213,7	10,3	15,5
	15.07.2015.	27,1	8,3	518	11	191	11,5	144,3	1,7	1,8	0,012	0,004	0,98	1,15	0,154	0,0025**	0,219	1,78	253,9	33,18	25,9
	13.10.2015.	14,4	8,1	519	26	197	8,3	81,4	1,2	2,6	0,037	0,017	1,63	1,78	0,096	0,098	0,174	1,78	235,8	41,97	23,2
	10.12.2015.	7,7	8,1	483	8,8	203	9,5	79,6	1,1	1,9	0,06	0,017	1,08	1,32	0,163	0,041	0,084	2,09	244,9	19,91	21,9
	29.03.2016.	10,6	8,2	387	13,6	171	10,3	92,63	1,2	3,1	0,04	0,008	0,83	1,13	0,252	0,035	0,093	3,32	190,3	9,34	15,6
	11.05.2016.	14,9	8,1	406	21	174	9,7	96,13	1,1	3,4	0,027	0,009	0,83	1,12	0,254	0,044	0,094	2,79	197	12,47	13,1
	09.08.2016.	25,5	8	514	9	194	6,8	82,93	0,8	1,7	0,031	0,005	1,11	1,45	0,304	0,102	0,149	1,78	242,4	34,92	22,9
	14.12.2016.	4	8	510	20	206	11,8	90,01	1,4	3,1	0,188	0,02	1,08	1,49	0,202	0,048	0,125	2,1	250,9	26,38	19,6
MU1	03.03.2015.	5,6	8	405	6	146	11,7	93	1,5	4,2	0,046	0,011	1,78	2	0,163	0,021	0,071	2,3	175,1	16,02	30,8
	07.07.2015.	24	8,4	310	13	112	10,6	125,9	1,9	2,6	0,014	0,004	0,99	1,17	0,162	0,013	0,176	1,62	145,1	11,68	25,3
	20.10.2015.	9,9	7,9	234	84	91	10,5	92,8	5	9,5	0,073	0,015	1,52	2,07	0,462	0,063	0,283	4,34	104,7	8,11	16,5
	02.12.2015.	7	8,1	389	8	141	13,1	107,9	2,1	4,7	0,021	0,025	1,61	1,69	0,034	0,022	0,059	3,08	165,5	15,18	32,3
	01.03.2016.	6,6	8	321	41	113	11,5	93,8	2,2	6,5	0,059	0,02	1,87	2,21	0,261	0,029	0,145	3,5	141,1	13,19	26,8
	12.05.2016.	13,6	7,9	263	14	94	9,8	94,41	1,7	3,2	0,058	0,017	1,15	1,42	0,195	0,028	0,082	3,09	108,6	8,86	21,6
	16.08.2016.	16	8	233	139	89	9,7	98,48	2	8,3	0,02	0,004	1,05	1,28	0,206	0,028	0,132	2,31	106	6,69	17,8
	06.12.2016.	3,6	7,9	350	3	134	12,4	93,58	1,3	3,5	0,05	0,013	1,5	1,9	0,337	0,023	0,07	2,53	155,8	13,17	28,3
MU2	02.03.2015.	7,2	7,8	409	6	147	12	99,3	1,5	3,5	0,047	0,026	1,98	2,24	0,187	0,026	0,091	2,4	181,1	18,28	30,1
	06.07.2015.	23,2	8,3	304	10	110	8,5	99,42	1,7	2,4	0,015	0,005	0,953	1,21	0,237	0,013	0,225	1,59	136,9	11,57	24,16
	05.10.2015.	14,8	8,2	304	13	119	10,2	100,9	1,6	3,4	0,004**	0,004	1,18	1,36	0,176	0,02	0,054	3,64	120,5	13,2	25
	07.12.2015.	7,2	8	370	2	136	12,1	100,2	2	4,4	0,021	0,023	1,57	1,69	0,076	0,02	0,043	4,49	158,6	14,05	27,9
	07.03.2016.	6,7	7,9	378	19	127	11,1	90,76	2	4,8	0,102	0,021	2,21	2,71	0,377	0,03	0,098	4,1	155,6	14,88	28,5
	02.05.2016.	7,2	8	314	5	110	10,7	88,58	1,4	4,1	0,037	0,016	1,29	1,68	0,337	0,022	0,055	3,72	129,9	12,35	25,6
	01.08.2016.	19,6	7,9	299	202	112	8,8	96,17	6,4	11,8	0,018	0,003	1,05	1,42	0,349	0,022	0,435	2,64	115,9	7,89	20
	05.12.2016.	5,6	7,9	374	7,2	131	11,9	94,59	2	4,8	0,021	0,012	1,55	1,92	0,337	0,016	0,07	2,51	160,6	14,11	29,1

Tablica P1. (nastavak)

postaja	datum	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
MU3	29.03.2015.	9,9	7,9	366	2	123	11,5	101,8	1,5	2,2	0,025	0,026	1,46	1,76	0,249	0,005	0,07	2,812	158,5	15,3	31,4
	30.08.2015.	17,5	7,8	353	5,7	131	9,9	104,2	1,2	1,4	0,004**	0,002	0,98	1,17	0,184	0,016	0,075	2,46	145,7	13,47	28,1
	*	23,2	8	352	7,1	128	11,1	100,11	1,7	3,4	0,025	0,015	1,43	1,75	0,282	0,024	0,082	2,6	151,5	13,9	28,1
	13.12.2015.	3,7	8,2	400	4	148	12,8	96,7	2,4	4,3	0,031	0,025	1,68	1,87	0,134	0,038	0,063	2,96	168,6	16,1	31,6
	13.03.2016.	6,9	8,1	394	8	139	12,1	99,3	3	5,1	0,054	0,022	2,04	2,52	0,404	0,037	0,089	3,36	165,8	17,06	29,3
	29.05.2016.	18,5	8,1	276	4	99	8,9	95,7	1,5	3,8	0,016	0,007	1,16	1,54	0,357	0,024	0,086	1,99	124,4	10,18	22,7
	28.08.2016.	17,8	8,1	280	20	115	10,5	111,2	0,9	2,8	0,004**	0,006	1,02	1,32	0,29	0,018	0,068	2,04	123,2	8,86	21,6
	11.12.2016.	3,6	8	393	6	139	12,2	91,9	1,6	4,5	0,038	0,018	1,66	2,07	0,354	0,028	0,124	2,61	174,2	16,35	32,2
DA1	04.03.2015.	6,1	8,1	568	21	190	12,3	99	1,5	3,1	0,029	0,017	2,69	3,04	0,304	0,039	0,116	2,83	238,8	27,99	45,9
	08.07.2015.	24,8	8,2	396	31	147	9,5	114,5	2,3	2,8	0,046	0,007	1,16	1,37	0,157	0,015	0,072	1,93	179	14,51	25,9
	14.10.2015.	11	8,1	443	9	160	9	81,7	1	2,1	0,042	0,008	1,52	1,77	0,2	0,042	0,093	2,68	163,7	20,77	35,7
	09.12.2015.	7,4	8,2	472	23	170	11,1	92,3	2,1	3	0,063	0,013	2,18	2,42	0,164	0,054	0,096	3,04	216,8	22,02	39,5
	02.03.2016.	7,9	8,1	463	29	155	11	92,67	0,8	4	0,048	0,014	2,49	3,03	0,478	0,043	0,157	3,72	193,3	20,93	38,2
	04.05.2016.	14,4	8,1	457	14	160	9,9	97,06	0,8	2,8	0,021	0,005	1,75	2,2	0,424	0,024	0,198	3,74	189	19,47	33,1
	03.08.2016.	23,1	7,9	405	24	137	9,1	106,3	1	2,8	0,03	0,005	1,34	1,88	0,505	0,053	0,109	2,47	159,8	13,16	25,2
	07.12.2016.	6,6	8,1	492	8,4	181	11	89,72	1,4	3,7	0,032	0,001**	2,32	2,81	0,458	0,049	0,084	2,99	229,8	21,17	35,6
DA2	05.03.2015.	5,8	8	472	31	184	11	87,9	1,9	5,3	0,048	0,011	1,85	2,17	0,261	0,034	0,143	2,8	224,4	16,12	30,8
	20.07.2015.	26,6	8,4	344	18	130	12,2	151,7	2,9	3,5	0,036	0,004	0,54	0,8	0,22	0,006	0,162	1,79	160,4	11,76	26,3
	15.10.2015.	12,5	7,9	292	36	122	8,8	82,7	2,6	6,5	0,004**	0,01	1,29	1,66	0,36	0,032	0,168	3,45	138,9	8,2	21,3
	03.12.2015.	7,4	8	437	6	172	10,6	88,2	1,7	3,6	0,01	0,006	1,36	1,63	0,254	0,034	0,084	2,51	199,5	14,55	31,7
	08.03.2016.	6,5	8,2	352	40	135	10,5	85,44	1,9	5,4	0,043	0,009	1,84	2,45	0,558	0,044	0,167	5,94	154,2	10,97	22,2
	09.05.2016.	15,2	8,1	319	22	120	10	99,8	1,3	3,7	0,032	0,005	1,38	1,77	0,353	0,024	0,082	4,21	145,7	10,46	21,7
	22.08.2016.	19,8	8	275	25	110	7,9	86,62	1,8	4,3	0,058	0,002	0,78	1,24	0,4	0,043	0,105	3,51	132,1	6,79	19,7
	08.12.2016.	4,8	8,1	420	7,2	165	11,9	92,68	0,9	3	0,049	0,007	1,57	2,03	0,404	0,034	0,091	2,43	189,1	13,32	27,1

Tablica P1. (nastavak)

postaja	datum	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
DA3	05.03.2015.	5,4	8	526	22	183	10	79,1	1,2	3,3	0,034	0,014	2,45	2,82	0,322	0,037	0,11	2,77	232,9	24,73	41,6
	20.07.2015.	26,7	8,4	373	15	137	10	124,5	1,9	2,9	0,043	0,004	0,77	0,96	0,143	0,007	0,059	1,93	171,3	14,82	28,6
	15.10.2015.	13,5	8,2	383	20	148	9,4	90,4	2,4	5,5	0,02	0,008	1,3	1,59	0,262	0,046	0,189	2,09	174,7	15,32	30,4
	03.12.2015.	8	8,2	480	5	174	11,5	97,1	1,1	2,7	0,036	0,005	1,66	2	0,299	0,043	0,088	2,42	211,4	20,3	39,5
	08.03.2016.	7,4	8,3	437	41	151	11,2	93,18	1,4	3,6	0,041	0,013	2,4	3	0,546	0,043	0,165	5,17	185,7	18,81	34,8
	09.05.2016.	16	8,2	402	21	144	10,5	106,6	1,3	4,4	0,019	0,004	1,51	1,92	0,387	0,02	0,081	3,81	176,5	16,49	29,3
	22.08.2016.	20	8,1	334	33	128	8,2	90,31	1,5	3,6	0,033	0,004	1,07	1,45	0,343	0,046	0,114	3,75	154,8	10,03	22
	08.12.2016.	3,6	8,1	469	8	177	12,7	95,85	0,8	3	0,029	0,009	2,01	2,51	0,462	0,046	0,098	2,61	210,9	18,38	31,8
DA4	05.03.2015.	5	8,1	531	12	187	9,8	76,7	1,4	2,9	0,038	0,013	2,58	2,9	0,269	0,038	0,099	2,72	241,2	25,59	42,3
	20.07.2015.	26,8	8,5	371	17	138	15,5	193,5	2,8	3,1	0,015	0,004	0,77	0,95	0,161	0,009	0,068	1,79	173	14,91	28
	15.10.2015.	13,4	8,2	395	12	153	9,4	90,1	1,3	2,7	0,027	0,007	1,32	1,58	0,226	0,05	0,087	2,13	181,5	16,26	31,7
	03.12.2015.	7,8	8,2	476	4	174	11,5	96,6	1,2	2,6	0,04	0,006	1,71	2	0,244	0,045	0,079	2,51	215,4	20,7	40,3
	08.03.2016.	7	8,3	434	39	151	10,7	88,14	2	4	0,047	0,013	2,4	3,09	0,63	0,048	0,179	5,42	184,8	18,66	34,4
	09.05.2016.	16,8	8,2	401	22	143	10,2	105,3	1,2	3,7	0,021	0,004	1,51	1,89	0,355	0,024	0,079	3,84	178,5	16,47	29,3
	22.08.2016.	20,2	8,1	336	45	129	8,7	96,13	1,2	3,8	0,04	0,006	1,07	1,37	0,254	0,052	0,137	2,94	164,8	10,28	22,5
	08.12.2016.	3,8	8,2	472	8,4	179	12,6	95,6	1	3	0,033	0,01	2,05	2,51	0,417	0,049	0,092	2,7	214,1	18,59	32
DR1	03.03.2015.	5,6	8,1	338	8	139	11,9	94,6	0,9	1,4	0,005**	0,004	1,23	1,42	0,186	0,0025**	0,051	1,09	163,4	9,04	26,1
	07.07.2015.	21,6	8,2	266	13	104	10,1	114,6	1	1,3	0,015	0,004	0,63	0,81	0,161	0,0025**	0,109	1,01	132,8	4,97	22,1
	20.10.2015.	9,6	8	256	22	114	10,3	90,4	1,7	3,6	0,032	0,007	0,86	1,12	0,221	0,016	0,11	2,22	128,9	4,73	18,3
	02.12.2015.	6,5	8,1	304	2	123	11,8	96	0,7	1,6	0,021	0,003	0,92	1,04	0,096	0,012	0,044	1,21	147,7	6,69	25,5
	01.03.2016.	5,8	8	335	16	134	11,4	91,05	1,5	3	0,063	0,008	1,27	1,72	0,379	0,019	0,077	2,63	154,9	9,95	23,1
	12.05.2016.	12,4	8	273	8	112	10,3	96,53	1,3	3,7	0,022	0,003	0,83	1,04	0,185	0,015	0,036	1,67	126,5	5,62	17,6
	16.08.2016.	17,7	7,9	238	26	94	9	94,64	0,6	2,8	0,05	0,004	0,67	0,96	0,236	0,021	0,035	1,67	112,8	4	19,1
	06.12.2016.	5,7	8	311	4	138	11,2	89,24	1	2,2	0,023	0,004	0,99	1,24	0,223	0,009	0,069	1,7	156,2	5,64	20,4

Tablica P1. (nastavak)

postaja	datum	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
DR2	01.03.2015.	6,6	7,9	398	5	167	12	97,8	0,375**	1,2	0,011	0,005	1,24	1,37	0,114	0,0025**	0,03	1,4	191	10,43	25,1
	*	23,3	8,1	321	4,9	135	11,4	98,81	0,7	1,3	0,017	0,004	0,95	1,12	0,152	0,008	0,032	1,42	152,7	7,17	23
	04.10.2015.	9,6	8,2	308	4	142	11,2	98,4	0,3**	1,1	0,012	0,002	0,59	0,63	0,026	0,006	0,0125**	1,72	141,7	6,73	25,5
	13.12.2015.	3,6	8,2	344	1**	144	12,9	97,1	1	1,3	0,004**	0,002	0,88	1,03	0,144	0,005	0,0125**	1,21	163,3	7,5	24,7
	13.03.2016.	6,9	8,1	350	4	138	12,8	105,1	0,9	1,3	0,026	0,004	1,25	1,46	0,18	0,02	0,048	1,78	161,5	9,38	23,9
	29.05.2016.	16,8	8,2	259	5	104	9,9	102,6	0,9	1,7	0,012	0,005	0,68	0,95	0,253	0,0025**	0,0125**	1,11	122,3	4,87	19,6
	28.08.2016.	18,1	8,1	266	9	108	9,3	99,1	0,9	1,4	0,024	0,004	0,85	1,11	0,232	0,009	0,049	1,52	126,8	4,79	20,1
	11.12.2016.	5,7	7,9	320	6,4	139	11,5	91,6	0,6	1,4	0,027	0,007	1,17	1,32	0,116	0,012	0,057	1,17	162,5	6,5	21,8
DR3	17.03.2015.	9,6	8,1	379	2,5**	155	12,18	106,9	2	1,1	0,015**	0,01**	1,24	1,7	0,46	0,015**	0,15**	0,5**	185		
	15.07.2015.	25	8,78	272	17	145	10,67	129	2,8	0,96	0,015**	0,01**	1,38	2	0,62	0,015**	0,15**	2,245	143		
	26.10.2015.	10,8	7,98	306	2,5**	130	10,43	94,2	1,3	2,22	0,015**	0,01**	1,3	1,4	0,1	0,015**	0,15**	2,018	140		
	03.12.2015.	5,8	8,33	348	2,5**	155	12,06	96,3	1,8	1,28	0,015**	0,01**	0,565**	1,1	1,1	0,015**	0,15**	1,075	221		
	25.03.2016.	7,5	8,42	339	2,5**	165	11,63	97	2,7	1,28	0,015**	0,03	0,25**	1,9	1,87	0,005**	0,04	1,621	180		
	24.05.2016.	16,2	8,29	258	2,5**	110	10,02	102,1	3,3	0,48	0,06	0,01**	0,25**	1	0,94	0,005**	0,06	2,044	132		
	02.08.2016.	22	8,45	237	5,1	121	8,99	102,9	3,1	2,42	0,06	0,01**	0,6	1	0,34	0,01	0,05	2,407	143		
	02.12.2016.	5,6	8,26	281	15,1	129	11,19	88,95	2,2	2,24	0,06	0,04	0,9	1,2	0,2	0,03	0,08	1,558	159		
DR4	01.03.2015.	7,3	7,9	385	7	155	9,4	78	0,9	1,5	0,199	0,051	1,23	1,58	0,1	0,024	0,084	1,31	180,3	11,52	65,1
	*	24,4	7,87	345	5,3	140	8,29	70,63	2,4	2,31	0,411	0,027	0,78	1,53	0,31	0,078	0,157	1,62	157	10,93	28,2
	04.10.2015.	5,8	7,7	323	8	142	6,3	50,3	1,2	2,4	0,602	0,013	0,63	1,51	0,265	0,101	0,195	1,82	145,1	10,62	26,3
	13.12.2015.	6,4	8,1	369	5	143	9,5	77	1	1,5	0,422	0,019	0,78	1,41	0,189	0,08	0,128	1,27	158,2	11,86	24,2
	13.03.2016.	7,1	8,1	338	3	138	13,7	113,1	0,9	1,7	0,092	0,011	1,15	1,52	0,267	0,009	0,066	1,76	156,6	9,77	22,4
	29.05.2016.	15,8	7,7	326	5	127	6,2	62,9	7,5	2,9	0,441	0,047	0,45	1,54	0,602	0,102	0,211	1,61	144,5	11,29	19,4
	28.08.2016.	18,3	7,8	306	2	124	3,8	40,7	1,6	3,8	0,601	0,022	0,43	1,47	0,417	0,121	0,212	1,85	142,7	9,4	19,3
	11.12.2016.	5,6	7,8	371	6,8	150	9,1	72,4	3,8	2,4	0,519	0,023	0,81	1,67	0,318	0,106	0,203	1,7	171,4	12,04	20,8

Tablica P1. (nastavak)

postaja	datum	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
DR5	17.03.2015.	10,1	8,36	384	2,5**	155	12,45	110,7	2,4	1,25	0,015**	0,01**	1,2	1,3	0,1	0,015**	0,15**	1,114	181		
	15.07.2015.	23,7	8,04	307	2,5**	125	10,05	118,7	2,4	1,6	0,05	0,01**	0,565**	1,6	1,55	0,015**	0,15**	2,525	141		
	26.10.2015.	10,4	7,86	342	26,1	130	10,12	90,6	1,6	1,9	0,015**	0,01**	1,23	1,3	0,07	0,015**	0,15**	1,629	147		
	03.12.2015.	6,5	7,71	347	2,5**	140	11,96	97,3	2,2	1,12	0,015**	0,01**	0,565**	1,4	1,4	0,015**	0,15**	1,171	214		
	25.03.2016.	8,2	8,25	341	2,5**	165	11,95	101,4	3,1	0,96	0,015**	0,02	0,25**	1,9	1,88	0,005**	0,05	1,8	169		
	24.05.2016.	17,2	8,6	283	2,5**	117	10,74	111,8	3,5	1,28	0,08	0,01**	0,25**	1	0,92	0,005**	0,05	2,639	149		
	02.08.2016.	23,1	8,65	242	2,5**	112	9,25	108,1	3	1,29	0,08	0,03	0,6	1	0,29	0,02	0,05	2,415	149		
	02.12.2016.	1,2	8,32	295	10,8	131	11,17	79,05	2,3	2,24	0,09	0,04	0,9	1,3	0,27	0,02	0,07	1,556	171		
DR6	01.03.2015.	5,7	8	382	13	156	11,8	93,9	1,3	1,6	0,048	0,007	1,4	1,67	0,215	0,01	0,079	1,56	183	11,15	24,7
	30.08.2015.	20,1	8,1	256	4	108	10	111,1	2	4,2	0,03	0,005	0,54	0,72	0,145	0,0025**	0,063	1,08	126,9	5,48	22,4
	*	10,7	8,1	313	4,9	130	11,2	101,4	1	1,89	0,028	0,006	0,94	1,15	0,179	0,01	0,05	1,38	150,1	7,24	22
	13.12.2015.	5,2	8,2	332	4	137	12,2	95,9	0,8	1,3	0,022	0,003	1,01	1,18	0,145	0,013	0,035	1,14	157,9	7,3	25,2
	13.03.2016.	7	8,2	369	5	153	13,5	111,2	0,9	1,7	0,028	0,006	1,2	1,5	0,266	0,012	0,057	1,86	173,3	9,45	23,1
	29.05.2016.	18,3	8,3	262	1**	107	9,8	104,9	0,7	1,7	0,025	0,004	0,63	0,84	0,181	0,0025**	0,0125**	1,33	124,5	5,35	18,8
	28.08.2016.	19,4	8,1	254	3	102	8,8	96,4	0,9	1,3	0,018	0,006	0,65	0,89	0,216	0,013	0,046	1,42	123	4,77	19,5
	11.12.2016.	5	7,9	333	4,4	145	12,3	96,2	0,25**	1,4	0,027	0,008	1,16	1,28	0,085	0,017	0,056	1,28	162	7,17	20,4
DR7	03.03.2015.	7	8	533	13	224	11,5	94,73	0,9	2,1	0,03	0,005	1,1	1,35	0,215	0,016	0,076	2,33	265,3	16,16	36,4
	07.07.2015.	23	8,3	260	5	103	9,9	115,4	0,9	1,4	0,061	0,005	0,53	0,77	0,174	0,008	0,129	1,19	131,6	5,67	21,4
	20.10.2015.	10,9	7,9	278	27	125	9,6	87	1,7	3,8	0,009	0,008	0,91	1,18	0,253	0,043	0,125	2,73	139,4	5,19	19,4
	02.12.2015.	7,1	8,1	319	6	134	11,4	94,14	0,9	1,6	0,02	0,005	1,07	1,25	0,155	0,026	0,045	1,51	154,6	7,16	24,1
	01.03.2016.	7	8,1	352	18	141	12,3	101,3	1,5	2,7	0,027	0,008	1,37	1,67	0,265	0,022	0,07	2,01	166,3	9,18	23,1
	12.05.2016.	14	8	271	13	110	9,6	93,29	1,6	2,3	0,038	0,008	0,93	1,27	0,294	0,016	0,036	2,32	125,6	6,03	17,7
	16.08.2016.	19,7	8	239	7	98	10,1	110,6	0,7	1,8	0,019	0,004	0,57	0,84	0,247	0,01	0,017	1,48	118,3	4,4	20,1
	06.12.2016.	5,1	7,9	338	8	151	10,6	83,2	0,8	2	0,028	0,006	0,98	1,25	0,236	0,016	0,028	1,63	171,3	6,78	21,9

Tablica P1. (nastavak)

postaja	datum	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
DR8	02.03.2015.	6,4	7,8	403	13	159	11,2	90,8	1,2	3	0,062	0,053	1,66	1,92	0,145	0,02	0,076	2,05	191,3	13,13	27,2
	06.07.2015.	22,6	8,3	274	7,5	106	9,8	113,4	1,3	1,9	0,044	0,003	0,673	0,9	0,18	0,005	0,157	1,34	133,4	7,54	21,7
	05.10.2015.	16	8,2	302	9	128	9,8	99,5	1,1	2,4	0,026	0,004	0,97	1,1	0,1	0,016	0,046	1,65	127,4	8,8	24,5
	07.12.2015.	7	8	365	2	145	11,8	97,2	1	2,3	0,024	0,01	1,23	1,33	0,066	0,017	0,04	3,27	170,2	9,97	27,2
	07.03.2016.	6,2	8	365	16	142	12,1	97,66	1,1	2,9	0,033	0,009	1,55	1,95	0,358	0,023	0,064	2,78	162,5	11,07	24,9
	02.05.2016.	7,7	8,1	296	11	118	11	92,2	1,4	2,6	0,023	0,005	0,84	1,21	0,342	0,013	0,034	2,27	136	7,17	21,4
	01.08.2016.	21,7	8	254	21	110	8,5	96,7	1,2	2,9	0,025	0,003	0,7	0,98	0,252	0,009	0,047	1,68	122,5	5,75	21
	05.12.2016.	5,4	7,9	338	6,8	139	11,6	91,77	1	3,2	0,035	0,01	1,23	1,55	0,275	0,014	0,065	1,85	169,1	9,75	24,3
DR9	02.03.2015.	6,9	8	412	12	162	11,1	91,1	1,1	2,9	0,055	0,038	1,5	1,8	0,149	0,02	0,082	2,02	191,3	13,13	27,2
	*	23	8,1	335	5,3	134	11,2	100,6	1	2,4	0,026	0,011	1,15	1,41	0,215	0,029	0,064	1,86	155,1	9,6	24,4
	04.10.2015.	16	8,1	292	3	123	10,6	107,9	0,9	1,9	0,004**	0,003	0,94	1,02	0,073	0,036	0,047	1,81	124,2	8,28	23,9
	13.12.2015.	5	8,2	373	2	148	12,6	98,5	1,2	2,5	0,017	0,006	1,26	1,45	0,167	0,02	0,047	1,76	167,3	10,35	27,8
	13.03.2016.	6,5	8,1	369	5	145	13	105,7	1,3	2,4	0,028	0,009	1,44	1,82	0,343	0,018	0,064	2,3	171,6	11,59	25,2
	29.05.2016.	18,6	8,2	274	4	107	10,4	111,9	1	2,9	0,015	0,005	0,82	1,11	0,27	0,009	0,0125**	1,62	132,2	7,29	21,1
	28.08.2016.	18,7	8,1	274	6	110	8,8	94,9	0,8	1,8	0,018	0,005	0,79	1,05	0,237	0,016	0,047	1,69	127,7	6,48	20,7
	11.12.2016.	5,2	7,9	353	4,8	142	12	94,3	1	2,6	0,042	0,013	1,27	1,59	0,265	0,087	0,145	1,82	171,7	10,07	24,7
DR10	02.03.2015.	7,4	7,8	415	10	168	11,4	94,8	1,3	3,1	0,049	0,022	1,62	1,84	0,149	0,022	0,075	2,05	192,6	12,63	25,9
	06.07.2015.	23,4	8,2	282	5	111	9,3	109,3	1,1	2,1	0,015	0,004	0,653	0,88	0,208	0,0025**	0,161	1,3	142,6	7,8	22,54
	05.10.2015.	15,7	8,2	295	5	126	10,5	105,8	1	2,3	0,041	0,003	0,92	1,07	0,106	0,012	0,034	1,66	137,9	8,25	24
	07.12.2015.	7,6	8	375	3	152	13,2	110,4	0,8	2,1	0,021	0,007	1,12	1,28	0,132	0,016	0,037	2,84	174,4	9,89	26,6
	07.03.2016.	6,4	8	364	18	141	11,7	94,89	1,2	3,3	0,029	0,009	1,52	1,91	0,352	0,018	0,057	2,88	162,5	10,74	24,7
	02.05.2016.	7,5	8,1	309	10	121	10,5	87,57	2,2	2,8	0,022	0,005	0,88	1,27	0,363	0,011	0,05	2,57	142	8,17	22,3
	01.08.2016.	21,9	8,1	261	15	105	9,2	105	1	2,6	0,015	0,001**	0,68	0,93	0,235	0,011	0,046	1,9	121,2	5,77	20,5
	05.12.2016.	4,9	7,9	346	5,6	144	11,8	92,12	1,1	2,6	0,03	0,01	1,21	1,52	0,27	0,013	0,029	2,05	176,8	9,71	24,9

Tablica P1. (nastavak)

postaja	datum	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
DR11	29.03.2015.	9,7	8,2	390	2	150	10,8	95,2	1,9	3	0,005**	0,006	1,18	1,46	0,269	0,0025**	0,067	2,158	182,9	12,08	28,6
	*	24	8,2	338	4,7	135	10,8	98,83	1,2	2,2	0,018	0,01	1,08	1,35	0,248	0,014	0,059	1,89	160,4	9,5	24,8
	20.09.2015.	17,6	8,2	302	2	124	9,7	102,3	1,2	2,4	0,004**	0,017	0,77	0,95	0,159	0,009	0,043	1,96	146,7	8,15	26
	13.12.2015.	5	8,2	379	2	151	12,2	95,4	1,2	2,1	0,019	0,005	1,23	1,43	0,176	0,021	0,051	1,83	172,8	10,5	27,8
	13.03.2016.	6,3	8,2	384	8	152	12,8	103,6	1	1,7	0,038	0,012	1,47	1,81	0,29	0,022	0,069	2,42	174,2	11,94	25,6
	29.05.2016.	19,2	8,2	283	2	113	9,8	106,9	1,1	2,3	0,012	0,008	0,84	1,19	0,33	0,009	0,058	1,55	135,1	7,27	20,7
	28.08.2016.	19	8,1	276	13	113	8,8	95,6	0,9	1,7	0,004**	0,005	0,78	1,02	0,231	0,015	0,062	1,6	135,8	6,47	20,6
	11.12.2016.	5,2	8	353	3,6	144	11,8	92,8	0,8	2,4	0,044	0,016	1,26	1,6	0,28	0,018	0,065	1,7	175,5	10,07	24,6
DR12	02.03.2015.	6,8	7,9	415	11	170	10,7	87,7	1,3	2,2	0,038	0,011	1,58	1,82	0,191	0,022	0,063	2,17	195,1	12,77	26,9
	06.07.2015.	24,5	8,2	284	7,5	113	9,3	111,4	1,7	2,3	0,01	0,003	0,592	0,85	0,245	0,0025**	0,161	1,3	133,6	7,03	20,92
	05.10.2015.	17	8,2	311	8	135	9,5	98,4	1,2	2,5	0,004**	0,001**	0,92	1,01	0,09	0,017	0,063	1,65	136,2	8,55	24,6
	07.12.2015.	8	8,1	385	2	162	11,7	98,8	0,8	2,1	0,024	0,009	1,19	1,25	0,027	0,018	0,035	2,99	180,2	10,62	28,3
	07.12.2015.	6,5	8	368	25	142	11,7	95,2	1,4	3,7	0,028	0,009	1,62	1,98	0,323	0,024	0,068	3,47	166,2	10,92	24,8
	02.05.2016.	7,6	8,1	311	5	127	10,3	86,12	1,3	2,3	0,017	0,003	0,89	1,2	0,29	0,006	0,036	2,5	141,7	8,09	22
	01.08.2016.	22	8,2	260	22	109	8	91,53	1,9	4,2	0,011	0,001**	0,69	0,96	0,259	0,01	0,072	1,91	122	5,69	20,1
	05.12.2016.	5	8	334	8,8	141	12,1	94,68	1	2,3	0,028	0,008	1,16	1,52	0,324	0,011	0,066	1,96	168,2	8,46	23,4
DR13	02.03.2015.	6,6	7,8	406	16	161	11	89,6	1,4	2,5	0,027	0,009	1,59	1,9	0,206	0,02	0,071	2,2	195,1	12,77	26,9
	*	24,7	8,1	346	8,3	140	10,9	98,7	1,3	2,5	0,021	0,006	1,13	1,4	0,236	0,016	0,063	1,91	164,5	9,56	24,5
	20.09.2015.	18,3	8,2	298	6	125	9	96,4	1,3	2,6	0,004**	0,002	0,75	0,95	0,194	0,008	0,054	1,81	148,1	8,06	25,4
	13.12.2015.	5,1	8,2	396	4	162	12,9	101,1	1,6	2,3	0,028	0,005	1,16	1,38	0,187	0,017	0,05	1,94	180,5	10,45	27,6
	13.03.2016.	6,3	8,2	387	6	153	13	105,2	1,4	2,8	0,02	0,007	1,45	1,78	0,303	0,018	0,07	2,48	175,7	11,92	25,5
	29.05.2016.	19,8	8,1	281	6	111	9	99,3	1,2	2,8	0,01	0,003	0,84	1,17	0,317	0,013	0,065	1,43	137,6	7,22	20,8
	28.08.2016.	20,6	8,1	276	14	111	9,5	106,6	1,1	1,7	0,019	0,003	0,78	1,05	0,248	0,017	0,074	1,75	129,4	6,32	20,8
	11.12.2016.	5,8	7,9	381	6,4	154	11,6	92,6	0,8	2,6	0,039	0,013	1,31	1,56	0,198	0,019	0,06	1,75	185	10,16	24,6

Tablica P1. (nastavak)

postaja	datum	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
DR14	02.03.2015.	6,8	8	406	16	161	11,6	95	1,4	2,6	0,033	0,009	1,6	1,88	0,223	0,019	0,088	2,13	196,9	12,54	26,5
	*	24,7	8,1	342	9,1	138	11,2	101,19	1,2	2,5	0,027	0,006	1,11	1,4	0,254	0,016	0,066	1,96	164,1	9,33	24
	20.09.2015.	18,3	8,2	300	9	125	8,9	95,3	1,4	2,5	0,004**	0,002	0,79	1,05	0,254	0,01	0,042	1,9	152,7	8,33	26,5
	13.12.2015.	5	8,2	386	5	157	13,2	103,2	1,3	2,3	0,037	0,004	1,12	1,33	0,169	0,019	0,05	1,86	175,4	9,88	26,6
	13.03.2016.	6,5	8,2	370	11	148	13,3	108,1	1,3	3,8	0,023	0,008	1,47	1,82	0,319	0,019	0,082	2,8	176,2	11,63	24,9
	29.05.2016.	20,5	8,1	288	7	114	9,8	109,7	1,5	2,4	0,011	0,004	0,79	1,12	0,315	0,009	0,067	1,53	136,6	7,44	20,3
	28.08.2016.	20,4	8,1	274	10	111	9	100,6	0,7	1,7	0,025	0,003	0,73	0,95	0,192	0,017	0,065	1,73	131,3	6,14	20,1
11.12.2016.	4,8	7,9	372	5,6	153	12,4	96,4	0,5	2,3	0,056	0,011	1,25	1,62	0,303	0,02	0,066	1,77	179,3	9,36	22,8	
DR15	02.03.2015.	6,7	7,9	415	19	170	12	98,1	1,6	2,9	0,038	0,01	1,65	1,93	0,232	0,021	0,094	2,24	196,9	12,54	26,5
	06.07.2015.	24,8	8,5	289	12	117	11,1	133,7	2,2	3,2	0,01	0,003	0,512	0,79	0,265	0,0025**	0,19	1,35	146,4	7,89	22,6
	05.10.2015.	17,7	8,2	298	12	129	10,1	106,2	1,6	2,4	0,012	0,002	0,88	1,03	0,136	0,013	0,056	1,93	132,9	7,61	23,7
	07.12.2015.	8,5	8,1	400	2	164	12	102,6	0,3**	2,4	0,043	0,008	1,19	1,39	0,149	0,018	0,054	3,5	188,8	10,92	28,7
	07.03.2016.	6,6	8	338	52	133	11	89,72	2	5	0,027	0,009	1,68	2,13	0,414	0,031	0,158	3,96	156,4	10,21	22,3
	02.05.2016.	7,7	8,1	321	15	128	10,7	89,69	1,8	2,7	0,023	0,004	0,83	1,19	0,333	0,006	0,057	2,56	146,4	8,46	21,8
	01.08.2016.	23	8,2	269	28	111	8,7	101,4	1,2	2,9	0,011	0,001**	0,71	1,06	0,339	0,015	0,072	1,95	127,8	6,12	20,2
05.12.2016.	4,9	8	346	10,8	146	12,1	94,46	1	2,6	0,029	0,007	1,15	1,5	0,314	0,011	0,064	2,3	169,8	8,7	23,4	
DR16	04.03.2015.	6,7	8	453	56	181	12,2	99,75	1,5	3,4	0,043	0,011	1,59	1,88	0,236	0,025	0,116	2,76	217	14,46	28,1
	08.07.2015.	25,7	8,6	303	14	123	10,9	133,4	3	4	0,032	0,003	0,42	0,89	0,435	0,008	0,063	1,65	149,5	12,34	24,9
	14.10.2015.	12	8	277	80	118	9,5	88,3	6,8	9,1	0,043	0,009	1,23	1,51	0,228	0,026	0,285	3,36	120,1	7,31	20,5
	09.12.2015.	6,8	8,3	400	6	164	11,4	93,4	1,5	2,3	0,03	0,007	1,17	1,37	0,163	0,021	0,047	2,19	188,2	10,69	27,9
	02.03.2016.	7,4	8,1	415	13	163	11,1	92,35	1	3,2	0,031	0,008	1,55	1,89	0,301	0,035	0,112	2,95	188,3	12,46	28,1
	04.05.2016.	13	8,1	304	15	123	10,1	96,01	1,6	2,5	0,025	0,004	0,83	1,12	0,261	0,01	0,182	2,6	139,6	7,86	21,9
	03.08.2016.	23,5	8,2	264	20	106	8	94,12	0,9	2,4	0,013	0,001**	0,67	0,91	0,227	0,026	0,077	1,86	124,2	6,04	20,6
07.12.2016.	4,5	8	363	8	149	12,2	94,28	1,3	2,4	0,032	0,001**	1,18	1,55	0,338	0,046	0,085	1,82	178	9,82	24,8	

Tablica P1. (nastavak)

postaja	datum	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
DR17	04.03.2015.	7	7,9	496	45	195	10,6	87,3	1,6	4,5	0,036	0,012	2,19	2,7	0,462	0,051	0,147	2,95	239,9	18,63	29,3
	08.07.2015.	26,3	8,7	298	18	125	10,2	126,2	3,2	4	0,011	0,004	0,34	0,65	0,295	0,0025**	0,063	1,64	152,1	8,18	22,6
	14.10.2015.	12,1	8,1	290	72	122	9,7	90,3	2	3	0,032	0,01	1,15	1,33	0,138	0,03	0,12	2,78	124	7,61	21,6
	09.12.2015.	6,8	8	435	8	175	7,9	64,8	1,7	2,4	0,039	0,011	1,2	1,43	0,18	0,022	0,057	2,37	202,8	11,94	29,6
	02.03.2016.	8,5	8,1	430	9	166	10,9	93,16	1,3	3,3	0,017	0,009	1,7	2,12	0,394	0,029	0,087	3,09	193,4	15,31	26,7
	04.05.2016.	13,1	8,1	335	13	131	10,2	97,14	1,4	2,5	0,008	0,001**	0,32	1,12	0,792	0,007	0,148	2,82	213,2	3,4	9,9
	06.07.2016.	21,6	8,1	260	25	99	8,2	93,08	0,6	2,7	0,014	0,007	0,74	1,06	0,299	0,026	0,084	1,58	118,5	7,94	18,7
	08.02.2017.	3,7	7,9	475	43	175	11,6	87,75	1,8	5,4	0,092	0,024	2,97	3,61	0,524	0,064		3,63	220,4	22,98	27,1
DR18	04.03.2015.	7	8	450	33	180	11,8	97,2	1,2	3,4	0,026	0,009	1,68	2	0,285	0,028	0,119	2,64	212,7	13,92	28
	08.07.2015.	26,7	8,6	282	26	117	12,8	159,4	2	2,9	0,014	0,004	0,3	0,61	0,292	0,0025**	0,054	1,69	140,8	7,75	22,1
	14.10.2015.	13,1	8	298	47	128	9,7	92,4	2,1	4,5	0,045	0,008	1,08	1,23	0,097	0,028	0,169	2,54	130,8	7,72	21,9
	09.12.2015.	6,7	8,1	422	8	174	11,3	92,4	1,5	2,4	0,045	0,008	1,13	1,47	0,287	0,019	0,057	2,79	195,3	11,24	28,3
	02.03.2016.	8,9	8,1	404	8	159	13	112,3	1,2	3	0,021	0,007	1,61	1,98	0,342	0,025	0,101	2,87	180,3	12,29	26,3
	04.05.2016.	13,9	8,1	325	12	131	10,2	98,93	1,2	2,5	0,013	0,001**	0,87	1,14	0,257	0,006	0,16	2,85	144	8,76	22,7
	03.08.2016.	24,3	8	275	18	111	7,9	94,27	1,2	2,2	0,013	0,001**	0,66	0,89	0,217	0,029	0,061	1,87	126,6	6,34	20,5
	07.12.2016.	4,1	8	359	10,4	150	12,2	93,27	1,6	2,5	0,029	0,001**	1,17	1,48	0,281	0,021	0,067	1,9	179,5	9,52	24,3

Tablica P2. Prosječne (AV), medijane (MED), minimalne (MIN) i maksimalne (MAX) vrijednosti fizikalno-kemijskih pokazatelja vode na istraživanim mjernim postajama kroz 4 mjerenja tijekom 2015. godine. Pokazatelji su: 1 - Temperatura vode (°C); 2 - pH vrijednost; 3 - Električna vodljivost ($\mu\text{S cm}^{-1}$); 4 - Ukupne suspendirane tvari (mg dm^{-3}); 5 - Alkalitet m-vrijednost ($\text{mg CaCO}_3 \text{ dm}^{-3}$); 6 - Otopljeni kisik ($\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$); 7 - Zasićenje kisikom (%); 8 - BPK₅ ($\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$); 9 - KPK-Mn ($\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$); 10 - Amonij (mg N dm^{-3}); 11 - Nitriti (mg N dm^{-3}); 12 - Nitrati (mg N dm^{-3}); 13 - Ukupni dušik (mg N dm^{-3}); 14 - Organski dušik (mg N dm^{-3}); 15 - Ortofosfati (mg P dm^{-3}); 16 - Ukupni fosfor (mg P dm^{-3}); 17 - TOC (mg dm^{-3}); 18 - Tvrdoća ukupna ($\text{mg CaCO}_3 \text{ dm}^{-3}$); 19 - Kloridi ($\text{mg Cl}^- \text{ dm}^{-3}$); 20 - Sulfati ($\text{mg SO}_4^{2-} \text{ dm}^{-3}$). Šifre postaja nalaze se u Tablici 5.

postaja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
SA1	AV	12,9	8,2	418	13,2	199	10,8	101,33	1,0	2,5	0,013	0,010	1,51	1,67	0,147	0,040	0,096	1,63	232,3	7,76	12,9
	MED	10,5	8,2	417	4,3	206	10,9	101,35	1,0	1,9	0,011	0,010	1,60	1,73	0,128	0,039	0,083	1,49	238,0	7,84	12,3
	MIN	7,7	8,1	386	1,0	172	9,4	93,00	0,3	1,4	0,004	0,007	1,10	1,36	0,106	0,019	0,075	1,04	199,7	6,23	11,3
	MAX	23,0	8,4	453	43,0	213	12,1	109,60	1,8	4,8	0,027	0,014	1,73	1,88	0,224	0,063	0,144	2,48	253,5	9,13	15,8
SA2	AV	13,1	8,2	418	7,4	192	10,5	103,11	1,2	2,1	0,028	0,008	1,43	1,70	0,231	0,055	0,126	1,77	210,2	7,89	14,1
	MED	10,9	8,1	412	6,8	190	10,3	101,18	1,1	1,9	0,027	0,007	1,37	1,65	0,246	0,047	0,113	1,64	212,5	7,66	13,7
	MIN	7,6	8,1	356	5,0	177	9,3	90,60	0,9	1,7	0,008	0,005	1,23	1,57	0,157	0,032	0,093	1,28	178,2	6,43	11,5
	MAX	23,3	8,4	493	11,0	210	12,0	119,50	1,6	2,9	0,051	0,014	1,75	1,92	0,275	0,095	0,186	2,51	237,5	9,83	17,6
SA3	AV	12,7	8,1	437	36,6	204	9,9	92,00	1,5	3,0	0,029	0,015	1,54	1,75	0,166	0,046	0,127	2,21	237,9	9,13	15,9
	MED	10,3	8,2	438	4,9	207	9,6	91,60	1,2	1,8	0,031	0,012	1,60	1,79	0,146	0,042	0,086	1,69	240,3	9,33	15,8
	MIN	7,4	7,9	383	2,4	177	8,2	79,90	0,7	1,4	0,019	0,010	1,15	1,43	0,131	0,022	0,073	1,26	206,8	7,34	14,2
	MAX	22,8	8,3	487	134,0	227	12,1	104,90	3,0	7,0	0,036	0,024	1,82	2,01	0,243	0,076	0,262	4,22	264,0	10,52	17,9
SA4	AV	12,7	8,1	431	22,8	203	10,0	93,00	1,8	3,2	0,020	0,013	1,55	1,71	0,132	0,048	0,111	2,18	235,6		
	MED	10,6	8,1	431	3,1	206	10,5	91,85	1,2	1,9	0,020	0,013	1,60	1,74	0,156	0,042	0,074	1,86	236,0		
	MIN	7,5	8,0	389	2,0	178	7,8	89,20	0,9	1,4	0,010	0,008	1,21	1,45	0,004	0,027	0,067	1,09	209,5		
	MAX	22,0	8,2	475	83,0	223	11,4	99,10	3,8	7,6	0,030	0,020	1,78	1,92	0,211	0,079	0,231	3,90	260,9		
SA5	AV	13,2	8,1	444	28,1	204	9,9	93,03	1,7	3,1	0,034	0,018	1,82	2,01	0,144	0,071	0,150	2,04	240,2	10,09	16,3
	MED	10,8	8,1	448	4,0	204	10,3	91,05	1,2	2,0	0,038	0,019	1,80	1,99	0,142	0,073	0,128	1,79	240,4	10,39	15,7
	MIN	8,0	8,0	385	2,4	182	7,6	89,10	0,8	1,5	0,004	0,011	1,58	1,80	0,015	0,052	0,080	1,13	214,8	7,61	15,1
	MAX	23,3	8,2	494	102,0	226	11,6	100,90	3,4	7,0	0,056	0,024	2,09	2,27	0,278	0,088	0,262	3,45	265,1	11,95	18,9

Tablica P2. (nastavak)

postaja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
SA6	AV	13,4	8,2	431	11,1	196	10,4	102,90	1,3	2,5	0,068	0,013	1,61	2,01	0,317	0,087	0,142	1,94	217,3	9,63	15,5
	MED	11,2	8,2	435	10,6	198	10,4	99,76	1,2	2,3	0,065	0,015	1,53	1,93	0,312	0,081	0,136	1,92	220,6	9,59	15,2
	MIN	7,4	8,1	349	7,0	168	8,9	86,70	1,2	1,9	0,033	0,008	1,23	1,62	0,264	0,052	0,119	1,50	176,0	6,39	11,9
	MAX	23,8	8,4	507	16,0	220	12,0	125,40	1,7	3,5	0,111	0,016	2,15	2,54	0,379	0,132	0,176	2,41	251,8	12,94	19,7
SA7	AV	13,9	8,1	453	15,6	208	9,9	95,53	1,4	2,6	0,036	0,017	1,73	1,92	0,137	0,068	0,131	1,88	242,3		
	MED	11,1	8,1	460	8,8	206	10,0	91,40	1,4	2,3	0,034	0,016	1,78	1,92	0,115	0,069	0,129	1,78	238,2		
	MIN	8,6	8,1	395	5,6	191	9,1	87,50	0,9	1,6	0,011	0,011	1,33	1,64	0,032	0,037	0,085	1,17	227,6		
	MAX	24,7	8,2	495	39,0	229	10,7	111,80	1,8	4,2	0,064	0,026	2,01	2,19	0,288	0,095	0,182	2,80	265,2		
SA8	AV	14,2	8,1	424	11,7	201	10,1	97,05	1,2	2,5	0,038	0,014	1,36	1,55	0,138	0,046	0,104	2,01	232,7	8,29	13,4
	MED	11,2	8,1	429	7,5	198	10,0	96,25	1,0	2,0	0,036	0,012	1,33	1,53	0,157	0,041	0,108	1,84	229,0	7,95	12,9
	MIN	8,6	8,0	379	5,6	190	8,8	83,80	0,9	1,6	0,029	0,008	1,13	1,31	0,011	0,025	0,069	1,45	221,3	6,95	10,6
	MAX	26,0	8,1	458	26,0	219	11,5	111,90	1,8	4,3	0,053	0,023	1,65	1,84	0,228	0,076	0,133	2,90	251,6	10,30	17,1
SA9	AV	13,7	8,1	431	14,4	199	10,3	102,31	1,2	2,3	0,083	0,013	1,38	1,72	0,252	0,067	0,145	1,81	217,5	8,57	13,8
	MED	11,8	8,1	427	14,9	196	10,2	99,62	1,2	2,3	0,078	0,012	1,34	1,71	0,274	0,066	0,133	1,77	217,6	8,47	13,7
	MIN	6,6	8,0	379	8,0	180	8,4	84,70	1,0	1,9	0,062	0,007	1,20	1,58	0,163	0,038	0,108	1,50	185,8	7,47	12,1
	MAX	24,7	8,2	490	20,0	224	12,3	125,30	1,3	2,7	0,113	0,020	1,62	1,91	0,299	0,097	0,209	2,22	249,0	9,89	16,0
SA10	AV	13,8	8,0	428	11,1	196	8,8	85,93	1,2	2,4	0,135	0,014	1,32	1,70	0,231	0,140	0,194	2,02	212,3	8,98	14,6
	MED	11,8	8,0	426	10,0	193	8,1	88,66	1,1	2,3	0,142	0,015	1,34	1,74	0,230	0,126	0,173	1,81	211,9	9,00	14,7
	MIN	6,3	8,0	374	8,6	174	7,1	71,70	1,0	2,1	0,091	0,001	1,03	1,41	0,150	0,042	0,119	1,70	175,2	7,96	12,6
	MAX	25,2	8,1	487	16,0	225	11,7	94,70	1,5	3,1	0,165	0,025	1,57	1,90	0,316	0,267	0,312	2,77	250,4	9,98	16,3
SA11	AV	13,8	8,1	409	12,5	194	10,0	94,30	1,5	3,0	0,077	0,018	1,34	1,58	0,138	0,096	0,160	2,12	226,2	8,30	13,1
	MED	10,6	8,1	401	12,8	189	10,0	93,70	1,5	3,0	0,075	0,019	1,25	1,53	0,125	0,111	0,169	2,11	222,3	8,27	13,2
	MIN	7,4	8,0	382	8,4	180	8,2	88,20	1,2	2,4	0,032	0,008	1,06	1,20	0,099	0,009	0,081	1,77	198,5	6,94	10,0
	MAX	26,4	8,1	454	16,0	217	11,6	101,60	1,7	3,6	0,127	0,025	1,81	2,05	0,203	0,151	0,221	2,47	261,8	9,70	15,8

Tablica P2. (nastavak)

postaja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
SA12	AV	13,6	8,1	443	12,4	204	9,4	91,99	1,5	2,4	0,084	0,009	1,16	1,57	0,318	0,095	0,142	1,91	226,4	7,99	18,1
	MED	11,8	8,1	435	12,8	199	8,6	92,69	1,2	2,5	0,075	0,010	1,13	1,55	0,307	0,100	0,142	1,80	221,3	8,14	18,9
	MIN	6,0	8,0	422	8,0	196	7,6	79,10	0,9	1,7	0,053	0,001	0,96	1,44	0,115	0,045	0,105	1,62	203,6	6,89	15,4
	MAX	24,7	8,2	479	16,0	223	12,9	103,50	2,5	2,9	0,134	0,013	1,43	1,75	0,545	0,135	0,179	2,43	259,5	8,78	19,4
SA13	AV	13,7	8,1	414	14,5	196	9,7	90,63	1,6	3,2	0,028	0,014	1,23	1,36	0,086	0,060	0,122	1,89	232,4	7,05	15,8
	MED	10,8	8,1	414	8,6	189	10,0	88,92	1,6	3,4	0,017	0,016	1,19	1,39	0,062	0,068	0,135	1,82	230,5	6,49	15,7
	MIN	7,1	8,0	378	7,6	187	6,7	82,40	1,0	2,3	0,014	0,007	0,94	0,99	0,021	0,022	0,073	1,62	206,6	6,01	11,4
	MAX	26,0	8,2	451	33,0	218	12,2	102,30	2,2	3,8	0,064	0,017	1,62	1,67	0,199	0,083	0,146	2,29	262,2	9,21	20,2
SA14	AV	12,8	8,0	433	12,0	197	9,3	84,62	1,2	2,0	0,048	0,011	1,19	1,34	0,094	0,057	0,125	1,81	227,3	6,83	19,4
	MED	9,2	8,0	434	11,8	193	9,9	85,00	1,2	2,1	0,052	0,012	1,12	1,36	0,083	0,053	0,126	1,71	230,6	6,25	19,7
	MIN	7,0	7,8	405	6,4	184	6,3	77,00	0,8	1,1	0,027	0,005	0,93	1,00	0,000	0,017	0,058	1,53	208,2	5,90	12,6
	MAX	25,6	8,2	460	18,1	218	11,0	91,50	1,5	2,8	0,059	0,014	1,58	1,64	0,212	0,106	0,189	2,27	239,7	8,92	25,4
SA15	AV	14,2	8,0	421	17,8	193	9,2	90,14	1,2	2,6	0,055	0,012	1,19	1,39	0,131	0,049	0,120	2,17	228,3	7,54	20,5
	MED	9,9	7,9	417	16,5	192	9,3	89,59	1,2	2,6	0,057	0,014	1,09	1,38	0,127	0,054	0,117	2,32	226,8	7,20	19,9
	MIN	7,0	7,9	398	9,0	188	7,5	82,70	1,0	1,8	0,031	0,006	1,03	1,13	0,040	0,021	0,072	1,68	212,6	6,40	14,4
	MAX	29,9	8,2	451	29,2	200	10,7	98,70	1,6	3,4	0,075	0,015	1,55	1,66	0,228	0,068	0,175	2,37	246,9	9,38	27,7
SA16	AV	13,5	8,1	422	15,6	197	9,7	91,33	1,2	2,3	0,037	0,010	1,16	1,33	0,129	0,058	0,124	1,81	219,8	6,57	18,1
	MED	10,4	8,1	419	7,2	193	10,1	92,70	1,2	2,2	0,036	0,011	1,09	1,34	0,122	0,064	0,128	1,76	216,7	5,99	19,4
	MIN	7,2	8,0	396	6,0	186	7,6	85,90	0,8	1,6	0,016	0,005	0,94	1,03	0,060	0,018	0,066	1,60	207,1	5,85	12,4
	MAX	26,0	8,1	453	42,0	216	11,1	94,00	1,5	3,3	0,058	0,013	1,51	1,62	0,211	0,087	0,174	2,11	238,8	8,45	21,2
SA17	AV	13,4	8,1	427	15,5	196	9,9	93,00	1,2	2,3	0,042	0,010	1,17	1,35	0,131	0,059	0,128	2,14	218,0	6,62	18,0
	MED	10,4	8,1	431	11,6	193	10,1	92,30	1,2	2,3	0,042	0,012	1,10	1,34	0,125	0,061	0,125	2,10	218,2	6,02	19,3
	MIN	7,0	8,0	393	10,7	184	8,2	86,90	0,8	1,5	0,028	0,005	0,93	1,04	0,071	0,020	0,069	1,62	197,4	5,91	12,4
	MAX	25,8	8,1	454	28,0	213	11,1	100,50	1,5	3,1	0,056	0,013	1,55	1,68	0,202	0,095	0,194	2,75	238,3	8,52	20,9

Tablica P2. (nastavak)

postaja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
SA18	AV	13,8	8,1	403	27,8	187	9,1	89,66	1,3	2,8	0,026	0,009	1,13	1,28	0,110	0,044	0,145	1,93	227,0	6,81	17,9
	MED	11,0	8,1	396	24,7	184	9,1	87,82	1,4	2,9	0,026	0,008	1,04	1,25	0,107	0,046	0,137	1,84	224,6	6,85	18,9
	MIN	7,5	8,1	376	18,8	182	8,1	83,70	1,2	2,1	0,014	0,006	0,95	1,04	0,028	0,019	0,074	1,62	205,0	5,65	12,4
	MAX	25,8	8,1	445	42,8	198	10,2	99,30	1,5	3,4	0,036	0,016	1,50	1,58	0,197	0,064	0,233	2,40	253,6	7,90	21,6
SA19	AV	13,8	8,1	465	19,7	191	9,8	93,73	1,2	2,5	0,037	0,011	1,15	1,32	0,128	0,048	0,140	1,95	236,0	21,52	20,1
	MED	10,8	8,1	461	13,4	189	9,9	90,90	1,2	2,2	0,028	0,011	1,09	1,37	0,140	0,053	0,150	1,91	240,7	20,57	22,2
	MIN	7,7	8,1	388	6,4	181	8,6	87,80	1,0	1,9	0,005	0,005	0,90	0,99	0,009	0,016	0,049	1,66	202,6	5,48	12,1
	MAX	25,7	8,1	550	45,6	204	11,0	105,30	1,6	3,6	0,088	0,017	1,50	1,56	0,225	0,068	0,211	2,32	259,9	39,44	24,1
SA20	AV	13,8	8,1	473	17,4	192	9,7	92,75	1,2	2,3	0,040	0,015	1,21	1,41	0,143	0,053	0,133	1,84	235,5	28,43	22,6
	MED	11,1	8,1	490	13,4	191	9,6	89,40	1,2	2,2	0,042	0,013	1,11	1,36	0,146	0,056	0,141	1,85	236,7	28,06	23,1
	MIN	7,0	8,1	387	6,0	180	8,6	83,60	0,9	1,5	0,016	0,006	1,01	1,16	0,056	0,019	0,082	1,66	211,6	10,74	15,2
	MAX	26,2	8,1	524	36,8	206	11,1	108,60	1,4	3,2	0,061	0,028	1,63	1,77	0,222	0,081	0,169	2,02	257,0	46,86	29,0
SA21	AV	14,2	8,2	481	16,2	193	9,8	96,70	1,2	2,2	0,034	0,012	1,18	1,34	0,110	0,040	0,138	1,82	237,1	26,34	21,6
	MED	11,1	8,1	501	14,9	194	9,7	81,45	1,2	2,3	0,032	0,013	1,06	1,24	0,125	0,030	0,129	1,78	240,4	26,55	22,6
	MIN	7,4	8,1	405	8,8	180	8,3	79,60	0,8	1,8	0,012	0,004	0,98	1,09	0,026	0,003	0,073	1,61	213,7	10,30	15,5
	MAX	27,1	8,3	519	26,0	203	11,5	144,30	1,7	2,6	0,060	0,017	1,63	1,78	0,163	0,098	0,219	2,09	253,9	41,97	25,9
MU1	AV	11,6	8,1	335	27,8	123	11,5	104,90	2,6	5,3	0,039	0,014	1,48	1,73	0,205	0,030	0,147	2,84	147,6	12,75	26,2
	MED	8,5	8,1	350	10,5	127	11,2	100,45	2,0	4,5	0,034	0,013	1,57	1,85	0,163	0,022	0,124	2,69	155,3	13,43	28,1
	MIN	5,6	7,9	234	6,0	91	10,5	92,80	1,5	2,6	0,014	0,004	0,99	1,17	0,034	0,013	0,059	1,62	104,7	8,11	16,5
	MAX	24,0	8,4	405	84,0	146	13,1	125,90	5,0	9,5	0,073	0,025	1,78	2,07	0,462	0,063	0,283	4,34	175,1	16,02	32,3
MU2	AV	13,1	8,1	347	7,8	128	10,7	99,96	1,7	3,4	0,022	0,015	1,42	1,63	0,169	0,020	0,103	3,03	149,3	14,28	26,8
	MED	11,0	8,1	337	8,0	128	11,1	99,81	1,7	3,5	0,018	0,014	1,38	1,53	0,182	0,020	0,073	3,02	147,8	13,63	26,5
	MIN	7,2	7,8	304	2,0	110	8,5	99,30	1,5	2,4	0,004	0,004	0,95	1,21	0,076	0,013	0,043	1,59	120,5	11,57	24,2
	MAX	23,2	8,3	409	13,0	147	12,1	100,90	2,0	4,4	0,047	0,026	1,98	2,24	0,237	0,026	0,225	4,49	181,1	18,28	30,1

Tablica P2. (nastavak)

postaja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
MU3	AV	13,6	8,0	368	4,7	132	11,3	100,70	1,7	2,8	0,021	0,017	1,39	1,64	0,212	0,021	0,073	2,71	156,1	14,69	29,8
	MED	13,7	8,0	360	4,9	129	11,3	100,96	1,6	2,8	0,025	0,020	1,44	1,76	0,217	0,020	0,073	2,71	155,0	14,60	29,8
	MIN	3,7	7,8	352	2,0	123	9,9	96,70	1,2	1,4	0,004	0,002	0,98	1,17	0,134	0,005	0,063	2,46	145,7	13,47	28,1
	MAX	23,2	8,2	400	7,1	148	12,8	104,20	2,4	4,3	0,031	0,026	1,68	1,87	0,282	0,038	0,082	2,96	168,6	16,10	31,6
DA1	AV	12,3	8,2	470	21,0	167	10,5	96,88	1,7	2,8	0,045	0,011	1,89	2,15	0,206	0,038	0,094	2,62	199,6	21,32	36,8
	MED	9,2	8,2	458	22,0	165	10,3	95,65	1,8	2,9	0,044	0,011	1,85	2,10	0,182	0,041	0,095	2,76	197,9	21,40	37,6
	MIN	6,1	8,1	396	9,0	147	9,0	81,70	1,0	2,1	0,029	0,007	1,16	1,37	0,157	0,015	0,072	1,93	163,7	14,51	25,9
	MAX	24,8	8,2	568	31,0	190	12,3	114,50	2,3	3,1	0,063	0,017	2,69	3,04	0,304	0,054	0,116	3,04	238,8	27,99	45,9
DA2	AV	13,1	8,1	386	22,8	152	10,7	102,63	2,3	4,7	0,025	0,008	1,26	1,57	0,274	0,027	0,139	2,64	180,8	12,66	27,5
	MED	10,0	8,0	391	24,5	151	10,8	88,05	2,3	4,5	0,023	0,008	1,33	1,65	0,258	0,033	0,153	2,66	180,0	13,16	28,6
	MIN	5,8	7,9	292	6,0	122	8,8	82,70	1,7	3,5	0,004	0,004	0,54	0,80	0,220	0,006	0,084	1,79	138,9	8,20	21,3
	MAX	26,6	8,4	472	36,0	184	12,2	151,70	2,9	6,5	0,048	0,011	1,85	2,17	0,360	0,034	0,168	3,45	224,4	16,12	31,7
DA3	AV	13,4	8,2	441	15,5	161	10,2	97,78	1,7	3,6	0,033	0,008	1,55	1,84	0,257	0,033	0,112	2,30	197,6	18,79	35,0
	MED	10,8	8,2	432	17,5	161	10,0	93,75	1,6	3,1	0,035	0,007	1,48	1,80	0,281	0,040	0,099	2,26	193,1	17,81	35,0
	MIN	5,4	8,0	373	5,0	137	9,4	79,10	1,1	2,7	0,020	0,004	0,77	0,96	0,143	0,007	0,059	1,93	171,3	14,82	28,6
	MAX	26,7	8,4	526	22,0	183	11,5	124,50	2,4	5,5	0,043	0,014	2,45	2,82	0,322	0,046	0,189	2,77	232,9	24,73	41,6
DA4	AV	13,3	8,3	443	11,3	163	11,6	114,23	1,7	2,8	0,030	0,008	1,60	1,86	0,225	0,036	0,083	2,29	202,8	19,37	35,6
	MED	10,6	8,2	436	12,0	164	10,7	93,35	1,4	2,8	0,033	0,007	1,52	1,79	0,235	0,042	0,083	2,32	198,5	18,48	36,0
	MIN	5,0	8,1	371	4,0	138	9,4	76,70	1,2	2,6	0,015	0,004	0,77	0,95	0,161	0,009	0,068	1,79	173,0	14,91	28,0
	MAX	26,8	8,5	531	17,0	187	15,5	193,50	2,8	3,1	0,040	0,013	2,58	2,90	0,269	0,050	0,099	2,72	241,2	25,59	42,3
DR1	AV	10,8	8,1	291	11,3	120	11,0	98,90	1,1	2,0	0,018	0,005	0,91	1,10	0,166	0,008	0,079	1,38	143,2	6,36	23,0
	MED	8,1	8,1	285	10,5	119	11,1	95,30	1,0	1,5	0,018	0,004	0,89	1,08	0,174	0,007	0,080	1,15	140,3	5,83	23,8
	MIN	5,6	8,0	256	2,0	104	10,1	90,40	0,7	1,3	0,005	0,003	0,63	0,81	0,096	0,003	0,044	1,01	128,9	4,73	18,3
	MAX	21,6	8,2	338	22,0	139	11,9	114,60	1,7	3,6	0,032	0,007	1,23	1,42	0,221	0,016	0,110	2,22	163,4	9,04	26,1

Tablica P2. (nastavak)

postaja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
DR2	AV	10,8	8,1	343	3,7	147	11,9	98,03	0,6	1,2	0,011	0,003	0,92	1,04	0,109	0,005	0,022	1,44	162,2	7,96	24,6
	MED	8,1	8,1	332	4,5	143	11,7	98,10	0,5	1,3	0,012	0,003	0,92	1,08	0,129	0,006	0,021	1,41	158,0	7,34	24,9
	MIN	3,6	7,9	308	1,0	135	11,2	97,10	0,3	1,1	0,004	0,002	0,59	0,63	0,026	0,003	0,013	1,21	141,7	6,73	23,0
	MAX	23,3	8,2	398	5,0	167	12,9	98,81	1,0	1,3	0,017	0,005	1,24	1,37	0,152	0,008	0,032	1,72	191,0	10,43	25,5
DR3	AV	12,8	8,3	326	6,1	146	11,3	106,60	2,0	1,4	0,015	0,010	1,12	1,55	0,570	0,015	0,150	1,46	172,3		
	MED	10,2	8,2	327	2,5	150	11,4	101,60	1,9	1,2	0,015	0,010	1,27	1,55	0,540	0,015	0,150	1,55	164,0		
	MIN	5,8	8,0	272	2,5	130	10,4	94,20	1,3	1,0	0,015	0,010	0,57	1,10	0,100	0,015	0,150	0,50	140,0		
	MAX	25,0	8,8	379	17,0	155	12,2	129,00	2,8	2,2	0,015	0,010	1,38	2,00	1,100	0,015	0,150	2,25	221,0		
DR4	AV	11,0	7,9	356	6,3	145	8,4	68,98	1,4	1,9	0,408	0,027	0,86	1,51	0,216	0,071	0,141	1,50	160,1	11,23	36,0
	MED	6,9	7,9	357	6,1	143	8,8	73,81	1,1	1,9	0,416	0,023	0,78	1,52	0,227	0,079	0,143	1,46	157,6	11,22	27,3
	MIN	5,8	7,7	323	5,0	140	6,3	50,30	0,9	1,5	0,199	0,013	0,63	1,41	0,100	0,024	0,084	1,27	145,1	10,62	24,2
	MAX	24,4	8,1	385	8,0	155	9,5	78,00	2,4	2,4	0,602	0,051	1,23	1,58	0,308	0,101	0,195	1,82	180,3	11,86	65,1
DR5	AV	12,7	8,0	345	8,4	138	11,1	104,33	2,2	1,5	0,024	0,010	0,89	1,40	0,780	0,015	0,150	1,61	170,8		
	MED	10,3	8,0	345	2,5	135	11,0	104,00	2,3	1,4	0,015	0,010	0,88	1,35	0,750	0,015	0,150	1,40	164,0		
	MIN	6,5	7,7	307	2,5	125	10,1	90,60	1,6	1,1	0,015	0,010	0,57	1,30	0,070	0,015	0,150	1,11	141,0		
	MAX	23,7	8,4	384	26,1	155	12,5	118,70	2,4	1,9	0,050	0,010	1,23	1,60	1,550	0,015	0,150	2,53	214,0		
DR6	AV	10,4	8,1	321	6,5	133	11,3	100,57	1,3	2,2	0,032	0,005	0,97	1,18	0,171	0,009	0,057	1,29	154,5	7,79	23,6
	MED	8,2	8,1	322	4,5	133	11,5	98,64	1,1	1,7	0,029	0,005	0,98	1,17	0,162	0,010	0,056	1,26	154,0	7,27	23,6
	MIN	5,2	8,0	256	4,0	108	10,0	93,90	0,8	1,3	0,022	0,003	0,54	0,72	0,145	0,003	0,035	1,08	126,9	5,48	22,0
	MAX	20,1	8,2	382	13,0	156	12,2	111,10	2,0	4,2	0,048	0,007	1,40	1,67	0,215	0,013	0,079	1,56	183,0	11,15	25,2
DR7	AV	12,0	8,1	348	12,8	147	10,6	97,82	1,1	2,2	0,030	0,006	0,90	1,14	0,199	0,023	0,094	1,94	172,7	8,55	25,3
	MED	9,0	8,1	299	9,5	130	10,7	94,44	0,9	1,9	0,025	0,005	0,99	1,22	0,195	0,021	0,101	1,92	147,0	6,42	22,8
	MIN	7,0	7,9	260	5,0	103	9,6	87,00	0,9	1,4	0,009	0,005	0,53	0,77	0,155	0,008	0,045	1,19	131,6	5,19	19,4
	MAX	23,0	8,3	533	27,0	224	11,5	115,40	1,7	3,8	0,061	0,008	1,10	1,35	0,253	0,043	0,129	2,73	265,3	16,16	36,4

Tablica P2. (nastavak)

postaja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
DR8	AV	13,0	8,1	336	7,9	135	10,7	100,23	1,2	2,4	0,039	0,018	1,13	1,31	0,123	0,015	0,080	2,08	155,6	9,86	25,2
	MED	11,5	8,1	334	8,3	137	10,5	98,35	1,2	2,4	0,035	0,007	1,10	1,22	0,123	0,017	0,061	1,85	151,8	9,39	25,9
	MIN	6,4	7,8	274	2,0	106	9,8	90,80	1,0	1,9	0,024	0,003	0,67	0,90	0,066	0,005	0,040	1,34	127,4	7,54	21,7
	MAX	22,6	8,3	403	13,0	159	11,8	113,40	1,3	3,0	0,062	0,053	1,66	1,92	0,180	0,020	0,157	3,27	191,3	13,13	27,2
DR9	AV	12,7	8,1	353	5,6	142	11,4	99,53	1,1	2,4	0,025	0,015	1,21	1,42	0,151	0,026	0,060	1,86	159,5	10,34	25,8
	MED	11,5	8,1	354	4,1	141	11,2	99,56	1,1	2,5	0,021	0,009	1,20	1,43	0,158	0,025	0,055	1,84	161,2	9,97	25,8
	MIN	5,0	8,0	292	2,0	123	10,6	91,10	0,9	1,9	0,004	0,003	0,94	1,02	0,073	0,020	0,047	1,76	124,2	8,28	23,9
	MAX	23,0	8,2	412	12,0	162	12,6	107,90	1,2	2,9	0,055	0,038	1,50	1,80	0,215	0,036	0,082	2,02	191,3	13,13	27,8
DR10	AV	13,5	8,1	342	5,8	139	11,1	105,08	1,1	2,4	0,032	0,009	1,08	1,27	0,149	0,013	0,077	1,96	161,9	9,64	24,8
	MED	11,7	8,1	335	5,0	139	11,0	107,55	1,1	2,2	0,031	0,006	1,02	1,18	0,141	0,014	0,056	1,86	158,5	9,07	25,0
	MIN	7,4	7,8	282	3,0	111	9,3	94,80	0,8	2,1	0,015	0,003	0,65	0,88	0,106	0,003	0,034	1,30	137,9	7,80	22,5
	MAX	23,4	8,2	415	10,0	168	13,2	110,40	1,3	3,1	0,049	0,022	1,62	1,84	0,208	0,022	0,161	2,84	192,6	12,63	26,6
DR11	AV	14,1	8,2	352	2,7	140	10,9	97,93	1,4	2,4	0,012	0,009	1,06	1,30	0,213	0,012	0,055	1,96	165,7	10,06	26,8
	MED	13,7	8,2	359	2,0	143	10,8	97,11	1,2	2,3	0,012	0,008	1,13	1,39	0,212	0,011	0,055	1,92	166,6	10,00	26,9
	MIN	5,0	8,2	302	2,0	124	9,7	95,20	1,2	2,1	0,004	0,005	0,77	0,95	0,159	0,003	0,043	1,83	146,7	8,15	24,8
	MAX	24,0	8,2	390	4,7	151	12,2	102,30	1,9	3,0	0,019	0,017	1,23	1,46	0,269	0,021	0,067	2,16	182,9	12,08	28,6
DR12	AV	14,1	8,1	349	7,1	145	10,3	99,08	1,3	2,3	0,019	0,006	1,07	1,23	0,138	0,015	0,081	2,03	161,3	9,74	25,2
	MED	12,5	8,2	348	7,8	149	10,1	98,60	1,3	2,3	0,017	0,006	1,06	1,13	0,141	0,018	0,063	1,91	158,2	9,59	25,8
	MIN	6,8	7,9	284	2,0	113	9,3	87,70	0,8	2,1	0,004	0,001	0,59	0,85	0,027	0,003	0,035	1,30	133,6	7,03	20,9
	MAX	24,5	8,2	415	11,0	170	11,7	111,40	1,7	2,5	0,038	0,011	1,58	1,82	0,245	0,022	0,161	2,99	195,1	12,77	28,3
DR13	AV	13,7	8,1	362	8,6	147	10,9	96,45	1,4	2,5	0,020	0,006	1,16	1,41	0,206	0,015	0,060	1,96	172,0	10,21	26,1
	MED	12,5	8,1	371	7,2	150	10,9	97,54	1,4	2,5	0,024	0,006	1,14	1,39	0,200	0,017	0,059	1,92	172,5	10,00	26,2
	MIN	5,1	7,8	298	4,0	125	9,0	89,60	1,3	2,3	0,004	0,002	0,75	0,95	0,187	0,008	0,050	1,81	148,1	8,06	24,5
	MAX	24,7	8,2	406	16,0	162	12,9	101,10	1,6	2,6	0,028	0,009	1,59	1,90	0,236	0,020	0,071	2,20	195,1	12,77	27,6

Tablica P2. (nastavak)

postaja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
DR14	AV	13,7	8,1	359	9,8	145	11,2	98,67	1,3	2,5	0,025	0,005	1,15	1,41	0,225	0,016	0,061	1,96	172,3	10,02	25,9
	MED	12,6	8,2	364	9,0	148	11,4	98,24	1,4	2,5	0,030	0,005	1,11	1,36	0,238	0,018	0,058	1,93	169,7	9,61	26,5
	MIN	5,0	8,0	300	5,0	125	8,9	95,00	1,2	2,3	0,004	0,002	0,79	1,05	0,169	0,010	0,042	1,86	152,7	8,33	24,0
	MAX	24,7	8,2	406	16,0	161	13,2	103,20	1,4	2,6	0,037	0,009	1,60	1,88	0,254	0,019	0,088	2,13	196,9	12,54	26,6
DR15	AV	14,4	8,2	351	11,3	145	11,3	110,15	1,4	2,7	0,026	0,006	1,06	1,29	0,196	0,014	0,099	2,26	166,3	9,74	25,4
	MED	13,1	8,2	349	12,0	147	11,6	104,40	1,6	2,7	0,025	0,006	1,04	1,21	0,191	0,016	0,075	2,09	167,6	9,41	25,1
	MIN	6,7	7,9	289	2,0	117	10,1	98,10	0,3	2,4	0,010	0,002	0,51	0,79	0,136	0,003	0,054	1,35	132,9	7,61	22,6
	MAX	24,8	8,5	415	19,0	170	12,0	133,70	2,2	3,2	0,043	0,010	1,65	1,93	0,265	0,021	0,190	3,50	196,9	12,54	28,7
DR16	AV	12,8	8,2	358	39,0	147	11,0	103,71	3,2	4,7	0,037	0,008	1,10	1,41	0,266	0,020	0,128	2,49	168,7	11,20	25,4
	MED	9,4	8,2	352	35,0	144	11,2	96,58	2,3	3,7	0,038	0,008	1,20	1,44	0,232	0,023	0,090	2,48	168,9	11,52	26,4
	MIN	6,7	8,0	277	6,0	118	9,5	88,30	1,5	2,3	0,030	0,003	0,42	0,89	0,163	0,008	0,047	1,65	120,1	7,31	20,5
	MAX	25,7	8,6	453	80,0	181	12,2	133,40	6,8	9,1	0,043	0,011	1,59	1,88	0,435	0,026	0,285	3,36	217,0	14,46	28,1
DR17	AV	13,1	8,2	380	35,8	154	9,6	92,15	2,1	3,5	0,030	0,009	1,22	1,53	0,269	0,026	0,097	2,44	179,7	11,59	25,8
	MED	9,6	8,1	367	31,5	150	10,0	88,80	1,9	3,5	0,034	0,011	1,18	1,38	0,238	0,026	0,092	2,58	177,5	10,06	26,0
	MIN	6,8	7,9	290	8,0	122	7,9	64,80	1,6	2,4	0,011	0,004	0,34	0,65	0,138	0,003	0,057	1,64	124,0	7,61	21,6
	MAX	26,3	8,7	496	72,0	195	10,6	126,20	3,2	4,5	0,039	0,012	2,19	2,70	0,462	0,051	0,147	2,95	239,9	18,63	29,6
DR18	AV	13,4	8,2	363	28,5	150	11,4	110,35	1,7	3,3	0,033	0,007	1,05	1,33	0,240	0,019	0,100	2,42	169,9	10,16	25,1
	MED	10,1	8,1	360	29,5	151	11,6	94,80	1,8	3,2	0,036	0,008	1,11	1,35	0,286	0,024	0,088	2,59	168,1	9,50	25,1
	MIN	6,7	8,0	282	8,0	117	9,7	92,40	1,2	2,4	0,014	0,004	0,30	0,61	0,097	0,003	0,054	1,69	130,8	7,72	21,9
	MAX	26,7	8,6	450	47,0	180	12,8	159,40	2,1	4,5	0,045	0,009	1,68	2,00	0,292	0,028	0,169	2,79	212,7	13,92	28,3

Tablica P3. Tablica 2. Prosječne (AV), medijane (MED), minimalne (MIN) i maksimalne (MAX) vrijednosti fizikalno-kemijskih pokazatelja vode na istraživanim mjernim postajama kroz 4 mjerenja tijekom 2016. godine. Pokazatelji su: 1 - Temperatura vode ($^{\circ}\text{C}$); 2 - pH vrijednost; 3 - Električna vodljivost ($\mu\text{S}/\text{cm}$); 4 - Ukupne suspendirane tvari (mg dm^{-3}); 5 - Alkalitet m-vrijednost ($\text{mg CaCO}_3 \text{ dm}^{-3}$); 6 - Otopljeni kisik ($\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$); 7 - Zasićenje kisikom (%); 8 - BPK₅ ($\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$); 9 - KPK-Mn ($\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$); 10 - Amonij (mg N dm^{-3}); 11 - Nitriti (mg N dm^{-3}); 12 - Nitrati (mg N dm^{-3}); 13 - Ukupni dušik (mg N dm^{-3}); 14 - Organski dušik (mg N dm^{-3}); 15 - Ortofosfati (mg P dm^{-3}); 16 - Ukupni fosfor (mg P dm^{-3}); 17 - TOC (mg dm^{-3}); 18 - Tvrdoća ukupna ($\text{mg CaCO}_3 \text{ dm}^{-3}$); 19 - Kloridi ($\text{mg Cl}^- \text{ dm}^{-3}$); 20 - Sulfati ($\text{mg SO}_4^{2-} \text{ dm}^{-3}$). Šifre postaja nalaze se u Tablici 5.

postaja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
SA1	AV	13,1	8,2	404	4,2	188	11,2	104,03	0,5	1,7	0,033	0,007	1,26	1,57	0,270	0,034	0,061	1,84	201,5	6,99	11,4
	MED	11,6	8,2	404	3,5	186	11,3	102,45	0,5	1,6	0,034	0,007	1,21	1,50	0,272	0,034	0,063	1,83	202,3	6,59	10,7
	MIN	6,7	8,1	385	2,8	177	8,8	98,72	0,3	1,5	0,024	0,005	1,10	1,46	0,214	0,018	0,048	1,46	181,8	6,31	9,4
	MAX	22,6	8,2	424	7,0	202	13,2	112,50	0,9	2,1	0,041	0,009	1,50	1,80	0,322	0,050	0,068	2,24	219,7	8,46	14,9
SA2	AV	13,8	8,2	409	3,8	193	10,5	100,40	0,7	1,5	0,017	0,007	1,16	1,44	0,252	0,030	0,060	2,23	205,8	6,44	11,6
	MED	13,6	8,2	408	3,6	193	10,4	100,85	0,7	1,4	0,018	0,006	1,20	1,45	0,232	0,030	0,066	1,66	204,8	6,49	11,7
	MIN	6,4	8,0	399	1,0	185	9,1	95,80	0,3	0,9	0,012	0,005	0,87	1,22	0,218	0,021	0,035	1,53	195,0	5,73	10,6
	MAX	21,6	8,3	420	7,0	202	12,3	104,10	1,0	2,3	0,020	0,010	1,39	1,64	0,326	0,039	0,073	4,07	218,5	7,07	12,6
SA3	AV	12,9	8,2	424	4,1	199	10,8	100,56	0,8	1,8	0,054	0,010	1,28	1,64	0,299	0,038	0,078	1,85	210,3	7,81	13,2
	MED	10,9	8,2	419	3,8	190	10,7	99,57	0,8	1,7	0,047	0,009	1,23	1,61	0,273	0,039	0,067	1,68	210,0	7,46	13,0
	MIN	7,5	8,1	402	2,8	184	8,7	91,88	0,5	1,4	0,040	0,007	1,13	1,49	0,215	0,032	0,063	1,64	186,1	7,05	11,2
	MAX	22,2	8,3	455	6,0	234	13,2	111,20	1,2	2,3	0,081	0,014	1,53	1,86	0,435	0,041	0,116	2,40	234,9	9,27	15,6
SA4	AV	13,2	8,2	414	4,1	190	10,0	94,00	0,8	1,7	0,035	0,010	1,31	1,64	0,283	0,041	0,064	1,87	208,6	7,66	13,0
	MED	11,5	8,2	417	4,0	188	10,3	93,90	0,8	1,6	0,034	0,008	1,31	1,62	0,298	0,040	0,063	1,76	214,8	7,45	12,7
	MIN	7,9	8,1	381	2,4	173	8,1	92,15	0,6	1,2	0,029	0,007	1,09	1,47	0,185	0,037	0,056	1,65	173,1	6,49	10,5
	MAX	21,7	8,3	442	6,0	209	11,4	96,04	1,1	2,3	0,042	0,017	1,54	1,85	0,352	0,048	0,074	2,32	231,5	9,25	16,0
SA5	AV	13,6	8,2	428	5,2	195	9,6	90,43	1,0	1,9	0,084	0,018	1,50	1,89	0,293	0,066	0,102	1,91	211,4	8,76	13,8
	MED	11,6	8,2	429	5,8	194	10,1	92,32	1,0	1,8	0,051	0,013	1,53	1,84	0,284	0,066	0,096	1,75	215,8	8,58	13,6
	MIN	8,1	8,1	391	2,0	174	7,2	83,92	0,7	1,6	0,046	0,010	1,27	1,73	0,204	0,056	0,070	1,70	178,1	7,11	11,0
	MAX	23,0	8,2	461	7,2	216	11,0	93,14	1,2	2,3	0,188	0,036	1,65	2,15	0,402	0,077	0,145	2,43	235,9	10,78	17,0

Tablica P3. (nastavak)

postaja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
SA6	AV	14,8	8,1	429	5,5	200	10,2	99,33	1,2	2,0	0,050	0,016	1,38	1,77	0,322	0,062	0,096	2,73	213,4	8,46	12,9
	MED	14,8	8,1	435	6,0	201	10,8	95,85	1,4	2,1	0,058	0,016	1,41	1,82	0,303	0,059	0,092	2,02	211,6	8,25	12,6
	MIN	7,5	8,0	410	4,0	189	7,8	90,00	0,6	1,6	0,013	0,007	1,23	1,59	0,266	0,043	0,076	1,76	200,4	7,23	12,0
	MAX	22,0	8,2	437	6,0	209	11,2	115,60	1,6	2,4	0,071	0,023	1,47	1,83	0,417	0,086	0,125	5,11	229,8	10,13	14,5
SA7	AV	13,5	8,1	428	7,5	194	9,4	88,49	1,0	1,9	0,071	0,020	1,49	1,88	0,299	0,055	0,107	1,85	212,6	8,72	13,8
	MED	11,7	8,1	426	8,0	191	9,6	88,26	1,0	1,9	0,056	0,016	1,42	1,79	0,300	0,054	0,114	1,77	214,4	8,50	13,3
	MIN	7,4	8,1	397	5,0	179	7,3	85,08	0,7	1,4	0,052	0,011	1,31	1,71	0,249	0,041	0,077	1,25	184,4	7,09	10,9
	MAX	23,0	8,2	461	8,8	214	11,1	92,35	1,2	2,6	0,120	0,038	1,79	2,21	0,347	0,072	0,124	2,61	237,4	10,78	17,6
SA8	AV	14,0	8,1	407	7,0	190	10,0	94,37	1,0	2,1	0,067	0,015	1,19	1,53	0,256	0,052	0,120	2,10	206,9	7,38	11,4
	MED	11,5	8,1	410	6,0	184	10,7	93,97	1,0	2,0	0,075	0,015	1,21	1,56	0,218	0,046	0,084	2,11	199,5	6,67	10,8
	MIN	7,1	8,0	360	4,0	177	7,2	88,24	0,7	1,6	0,015	0,005	0,85	1,04	0,153	0,020	0,037	1,66	185,9	5,37	8,3
	MAX	25,8	8,2	448	12,0	214	11,4	101,30	1,3	2,6	0,103	0,026	1,50	1,96	0,434	0,095	0,275	2,53	242,7	10,81	15,7
SA9	AV	14,9	8,1	403	5,1	190	9,8	95,78	1,0	2,4	0,041	0,009	1,03	1,43	0,346	0,045	0,070	2,63	199,3	6,37	10,3
	MED	14,6	8,1	406	5,2	189	10,5	91,40	1,1	2,5	0,040	0,010	1,03	1,42	0,345	0,041	0,065	2,29	197,1	6,54	10,2
	MIN	7,3	7,9	386	3,0	182	7,5	88,20	0,6	1,7	0,031	0,005	0,97	1,33	0,250	0,034	0,054	1,70	187,3	5,39	9,3
	MAX	23,0	8,2	416	7,0	200	10,7	112,10	1,1	3,0	0,051	0,010	1,10	1,55	0,445	0,062	0,098	4,25	215,9	7,03	11,6
SA10	AV	15,0	7,9	387	6,0	181	9,4	91,93	1,8	3,7	0,047	0,013	1,04	1,50	0,401	0,122	0,162	3,52	189,4	6,93	10,7
	MED	14,8	8,0	399	6,5	184	9,5	92,70	1,9	3,6	0,050	0,013	1,02	1,43	0,404	0,090	0,138	3,69	191,6	6,95	10,3
	MIN	7,0	7,8	344	1,0	164	7,7	83,20	1,2	2,6	0,028	0,011	0,87	1,35	0,332	0,044	0,094	2,41	167,1	6,11	9,8
	MAX	23,2	8,0	406	10,0	193	10,8	99,10	2,2	5,0	0,059	0,014	1,24	1,77	0,464	0,266	0,276	4,28	207,4	7,71	12,5
SA11	AV	13,7	8,1	398	7,4	184	9,3	86,73	1,0	2,5	0,068	0,012	1,11	1,47	0,283	0,114	0,161	2,63	204,4	7,07	11,1
	MED	11,5	8,1	406	7,4	183	9,8	88,92	1,1	2,1	0,070	0,012	1,12	1,51	0,275	0,101	0,146	2,61	202,5	6,71	10,5
	MIN	6,4	8,0	337	4,8	161	6,4	78,24	0,5	1,8	0,018	0,005	0,87	1,15	0,249	0,020	0,048	1,97	179,7	5,70	8,7
	MAX	25,6	8,2	441	10,0	210	11,2	90,84	1,3	3,9	0,116	0,019	1,33	1,72	0,332	0,232	0,303	3,33	232,9	9,15	14,7

Tablica P3. (nastavak)

postaja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
SA12	AV	14,4	7,9	406	6,7	188	9,7	93,75	1,0	3,1	0,033	0,010	0,87	1,31	0,397	0,070	0,131	2,95	200,7	5,79	12,7
	MED	14,3	8,0	416	7,3	187	9,6	94,30	1,0	3,0	0,036	0,011	0,86	1,28	0,411	0,044	0,120	2,98	202,4	5,62	12,5
	MIN	7,2	7,6	374	3,0	177	8,4	88,60	0,9	2,5	0,022	0,001	0,78	1,26	0,312	0,040	0,077	2,02	180,4	5,34	11,2
	MAX	22,0	8,1	419	9,0	203	11,1	97,80	1,2	4,0	0,040	0,016	0,98	1,42	0,454	0,150	0,206	3,81	217,8	6,58	14,8
SA13	AV	13,2	8,1	397	10,8	186	9,6	88,81	1,0	2,5	0,040	0,009	0,95	1,24	0,244	0,062	0,107	2,32	205,6	5,71	13,4
	MED	10,9	8,1	402	9,0	183	10,4	90,54	1,0	2,5	0,040	0,009	0,96	1,25	0,245	0,048	0,091	2,38	200,6	5,81	12,6
	MIN	6,5	8,0	341	8,0	165	6,5	78,13	0,8	1,6	0,009	0,005	0,78	1,02	0,196	0,017	0,050	1,62	183,7	3,75	9,5
	MAX	24,7	8,3	445	17,0	214	11,1	96,02	1,2	3,5	0,070	0,013	1,10	1,45	0,291	0,137	0,195	2,89	237,5	7,48	18,9
SA14	AV	13,3	8,1	413	13,1	193	9,5	88,29	0,8	2,3	0,054	0,011	0,91	1,27	0,293	0,060	0,098	2,27	216,1	5,55	15,0
	MED	12,4	8,0	410	13,2	187	9,9	91,22	0,7	2,4	0,052	0,011	0,91	1,29	0,289	0,053	0,105	2,12	215,6	5,49	14,5
	MIN	5,2	7,9	383	7,0	183	6,6	77,56	0,7	1,2	0,027	0,005	0,71	1,01	0,268	0,037	0,041	1,59	195,2	4,27	11,4
	MAX	23,4	8,3	451	19,0	213	11,5	93,14	1,1	3,1	0,085	0,016	1,10	1,48	0,326	0,098	0,139	3,25	237,9	6,97	19,6
SA15	AV	12,4	8,0	433	28,1	196	10,1	92,01	1,1	2,8	0,064	0,015	1,05	1,46	0,326	0,060	0,122	2,57	215,4	6,90	16,2
	MED	11,3	8,0	428	17,0	192	10,6	91,07	0,9	2,9	0,060	0,017	1,02	1,45	0,333	0,049	0,129	2,27	215,8	6,75	16,2
	MIN	4,0	7,9	382	11,2	172	7,4	86,25	0,8	2,0	0,022	0,005	0,85	1,22	0,248	0,025	0,065	1,84	183,2	5,30	12,4
	MAX	23,0	8,1	493	67,0	229	11,9	99,66	1,6	3,5	0,115	0,023	1,33	1,71	0,389	0,119	0,166	3,90	246,8	8,81	20,0
SA16	AV	12,9	8,1	412	15,3	193	9,8	90,39	0,8	2,5	0,048	0,010	0,91	1,27	0,302	0,065	0,098	2,38	210,5	5,67	14,9
	MED	12,8	8,1	404	16,0	189	10,2	90,06	0,8	2,6	0,040	0,009	0,93	1,25	0,291	0,053	0,097	2,14	205,1	5,71	14,3
	MIN	2,4	7,9	385	9,0	181	7,1	83,43	0,5	1,9	0,032	0,006	0,69	1,07	0,214	0,042	0,062	1,81	197,1	4,24	11,5
	MAX	23,4	8,2	453	20,0	214	11,7	98,00	1,3	3,0	0,081	0,015	1,10	1,51	0,413	0,113	0,137	3,42	234,5	7,01	19,6
SA17	AV	13,2	8,1	408	10,9	191	9,6	89,28	0,9	2,5	0,050	0,010	0,91	1,26	0,290	0,059	0,101	2,29	209,3	5,50	14,8
	MED	12,6	8,1	402	10,2	184	10,0	91,66	0,8	2,5	0,042	0,010	0,89	1,26	0,290	0,046	0,092	2,10	203,5	5,62	14,2
	MIN	4,3	7,9	380	9,0	181	6,7	78,73	0,7	1,8	0,038	0,006	0,74	1,06	0,206	0,039	0,074	1,79	194,0	3,95	11,2
	MAX	23,4	8,2	448	14,0	213	11,8	95,07	1,1	3,2	0,078	0,016	1,11	1,44	0,373	0,106	0,148	3,19	236,3	6,80	19,7

Tablica P3. (nastavak)

postaja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
SA18	AV	13,0	8,0	404	15,1	185	9,9	91,43	1,0	2,7	0,039	0,009	0,90	1,23	0,285	0,047	0,094	2,18	204,7	5,50	14,6
	MED	11,3	8,0	415	10,2	185	10,4	92,19	0,9	2,7	0,033	0,007	0,87	1,22	0,279	0,036	0,081	2,11	204,1	5,62	13,7
	MIN	5,0	8,0	339	9,0	161	7,2	85,92	0,7	1,7	0,012	0,004	0,79	1,07	0,236	0,020	0,057	1,64	176,8	3,95	10,8
	MAX	24,3	8,1	448	31,0	210	11,6	95,44	1,5	3,8	0,078	0,019	1,07	1,41	0,346	0,094	0,155	2,84	233,9	6,82	20,2
SA19	AV	12,6	8,0	405	24,1	181	10,0	91,98	1,1	3,1	0,042	0,011	0,93	1,32	0,338	0,045	0,111	2,51	207,2	11,95	15,5
	MED	11,4	8,0	403	11,5	175	10,3	92,60	1,1	2,9	0,034	0,010	0,91	1,35	0,335	0,036	0,082	2,38	204,1	9,08	14,2
	MIN	4,4	8,0	340	8,4	164	7,6	88,58	0,8	2,7	0,009	0,004	0,80	1,07	0,224	0,030	0,059	1,95	177,7	4,82	11,3
	MAX	23,0	8,1	475	65,0	211	11,9	94,15	1,6	3,8	0,090	0,021	1,09	1,50	0,457	0,078	0,223	3,31	242,9	24,82	22,2
SA20	AV	13,0	8,0	454	30,1	184	10,0	92,11	1,3	3,2	0,051	0,011	0,96	1,29	0,269	0,057	0,142	2,30	218,1	22,06	17,5
	MED	11,4	8,0	453	23,5	182	10,3	91,67	1,3	3,1	0,036	0,008	0,96	1,29	0,278	0,043	0,150	2,23	219,1	16,78	16,5
	MIN	4,5	8,0	360	11,2	160	7,6	89,64	0,8	1,3	0,012	0,005	0,80	1,12	0,199	0,020	0,062	1,68	179,6	9,36	12,8
	MAX	24,7	8,1	549	62,0	211	11,6	95,48	2,0	5,2	0,119	0,022	1,10	1,44	0,322	0,121	0,206	3,08	254,8	45,33	24,0
SA21	AV	13,8	8,1	454	15,9	186	9,7	90,43	1,1	2,8	0,072	0,011	0,96	1,30	0,253	0,057	0,115	2,50	220,2	20,78	17,8
	MED	12,8	8,1	458	16,8	184	10,0	91,32	1,2	3,1	0,036	0,009	0,96	1,29	0,253	0,046	0,110	2,45	219,7	19,43	17,6
	MIN	4,0	8,0	387	9,0	171	6,8	82,93	0,8	1,7	0,027	0,005	0,83	1,12	0,202	0,035	0,093	1,78	190,3	9,34	13,1
	MAX	25,5	8,2	514	21,0	206	11,8	96,13	1,4	3,4	0,188	0,020	1,11	1,49	0,304	0,102	0,149	3,32	250,9	34,92	22,9
MU1	AV	10,0	8,0	292	49,3	108	10,9	95,07	1,8	5,4	0,047	0,014	1,39	1,70	0,250	0,027	0,107	2,86	127,9	10,48	23,6
	MED	10,1	8,0	292	27,5	104	10,7	94,11	1,9	5,0	0,054	0,015	1,33	1,66	0,234	0,028	0,107	2,81	124,9	11,02	24,2
	MIN	3,6	7,9	233	3,0	89	9,7	93,58	1,3	3,2	0,020	0,004	1,05	1,28	0,195	0,023	0,070	2,31	106,0	6,69	17,8
	MAX	16,0	8,0	350	139,0	134	12,4	98,48	2,2	8,3	0,059	0,020	1,87	2,21	0,337	0,029	0,145	3,50	155,8	13,19	28,3
MU2	AV	9,8	7,9	341	58,3	120	10,6	92,53	3,0	6,4	0,045	0,013	1,53	1,93	0,350	0,023	0,165	3,24	140,5	12,31	25,8
	MED	7,0	7,9	344	13,1	120	10,9	92,68	2,0	4,8	0,029	0,014	1,42	1,80	0,343	0,022	0,084	3,18	142,8	13,23	27,1
	MIN	5,6	7,9	299	5,0	110	8,8	88,58	1,4	4,1	0,018	0,003	1,05	1,42	0,337	0,016	0,055	2,51	115,9	7,89	20,0
	MAX	19,6	8,0	378	202,0	131	11,9	96,17	6,4	11,8	0,102	0,021	2,21	2,71	0,377	0,030	0,435	4,10	160,6	14,88	29,1

Tablica P3. (nastavak)

postaja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
MU3	AV	11,7	8,1	336	9,5	123	10,9	99,53	1,8	4,1	0,028	0,013	1,47	1,86	0,351	0,027	0,092	2,50	146,9	13,11	26,5
	MED	12,4	8,1	337	7,0	127	11,3	97,50	1,6	4,2	0,027	0,013	1,41	1,81	0,356	0,026	0,088	2,33	145,1	13,27	26,0
	MIN	3,6	8,0	276	4,0	99	8,9	91,90	0,9	2,8	0,004	0,006	1,02	1,32	0,290	0,018	0,068	1,99	123,2	8,86	21,6
	MAX	18,5	8,1	394	20,0	139	12,2	111,20	3,0	5,1	0,054	0,022	2,04	2,52	0,404	0,037	0,124	3,36	174,2	17,06	32,2
DA1	AV	13,0	8,1	454	18,9	158	10,3	96,44	1,0	3,3	0,033	0,006	1,98	2,48	0,466	0,042	0,137	3,23	193,0	18,68	33,0
	MED	11,2	8,1	460	19,0	158	10,5	94,87	0,9	3,3	0,031	0,005	2,04	2,51	0,468	0,046	0,133	3,36	191,2	20,20	34,4
	MIN	6,6	7,9	405	8,4	137	9,1	89,72	0,8	2,8	0,021	0,001	1,34	1,88	0,424	0,024	0,084	2,47	159,8	13,16	25,2
	MAX	23,1	8,1	492	29,0	181	11,0	106,30	1,4	4,0	0,048	0,014	2,49	3,03	0,505	0,053	0,198	3,74	229,8	21,17	38,2
DA2	AV	11,6	8,1	342	23,6	133	10,1	91,14	1,5	4,1	0,046	0,006	1,39	1,87	0,429	0,036	0,111	4,02	155,3	10,39	22,7
	MED	10,9	8,1	336	23,5	128	10,3	89,65	1,6	4,0	0,046	0,006	1,48	1,90	0,402	0,039	0,098	3,86	150,0	10,72	22,0
	MIN	4,8	8,0	275	7,2	110	7,9	85,44	0,9	3,0	0,032	0,002	0,78	1,24	0,353	0,024	0,082	2,43	132,1	6,79	19,7
	MAX	19,8	8,2	420	40,0	165	11,9	99,80	1,9	5,4	0,058	0,009	1,84	2,45	0,558	0,044	0,167	5,94	189,1	13,32	27,1
DA3	AV	11,8	8,2	411	25,8	150	10,7	96,49	1,3	3,7	0,031	0,008	1,75	2,22	0,435	0,039	0,115	3,84	182,0	15,93	29,5
	MED	11,7	8,2	420	27,0	148	10,9	94,52	1,4	3,6	0,031	0,007	1,76	2,22	0,425	0,045	0,106	3,78	181,1	17,44	30,6
	MIN	3,6	8,1	334	8,0	128	8,2	90,31	0,8	3,0	0,019	0,004	1,07	1,45	0,343	0,020	0,081	2,61	154,8	10,03	22,0
	MAX	20,0	8,3	469	41,0	177	12,7	106,60	1,5	4,4	0,041	0,013	2,40	3,00	0,546	0,046	0,165	5,17	210,9	18,81	34,8
DA4	AV	12,0	8,2	411	28,6	151	10,6	96,29	1,4	3,6	0,035	0,008	1,76	2,22	0,414	0,043	0,122	3,73	185,6	16,00	29,6
	MED	11,9	8,2	418	30,5	147	10,5	95,87	1,2	3,8	0,037	0,008	1,78	2,20	0,386	0,049	0,115	3,39	181,7	17,53	30,7
	MIN	3,8	8,1	336	8,4	129	8,7	88,14	1,0	3,0	0,021	0,004	1,07	1,37	0,254	0,024	0,079	2,70	164,8	10,28	22,5
	MAX	20,2	8,3	472	45,0	179	12,6	105,30	2,0	4,0	0,047	0,013	2,40	3,09	0,630	0,052	0,179	5,42	214,1	18,66	34,4
DR1	AV	10,4	8,0	289	13,5	120	10,5	92,87	1,1	2,9	0,040	0,005	0,94	1,24	0,256	0,016	0,054	1,92	137,6	6,30	20,1
	MED	9,1	8,0	292	12,0	123	10,8	92,85	1,2	2,9	0,037	0,004	0,91	1,14	0,230	0,017	0,053	1,69	140,7	5,63	19,8
	MIN	5,7	7,9	238	4,0	94	9,0	89,24	0,6	2,2	0,022	0,003	0,67	0,96	0,185	0,009	0,035	1,67	112,8	4,00	17,6
	MAX	17,7	8,0	335	26,0	138	11,4	96,53	1,5	3,7	0,063	0,008	1,27	1,72	0,379	0,021	0,077	2,63	156,2	9,95	23,1

Tablica P3. (nastavak)

postaja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
DR2	AV	11,9	8,1	299	6,1	122	10,9	99,60	0,8	1,5	0,022	0,005	0,99	1,21	0,195	0,011	0,042	1,40	143,3	6,39	21,4
	MED	11,9	8,1	293	5,7	123	10,7	100,85	0,9	1,4	0,025	0,005	1,01	1,22	0,206	0,011	0,049	1,35	144,2	5,69	21,0
	MIN	5,7	7,9	259	4,0	104	9,3	91,60	0,6	1,3	0,012	0,004	0,68	0,95	0,116	0,003	0,013	1,11	122,3	4,79	19,6
	MAX	18,1	8,2	350	9,0	139	12,8	105,10	0,9	1,7	0,027	0,007	1,25	1,46	0,253	0,020	0,057	1,78	162,5	9,38	23,9
DR3	AV	12,8	8,4	279	6,3	131	10,5	97,74	2,8	1,6	0,049	0,023	0,50	1,28	0,838	0,013	0,058	1,91	153,5		
	MED	11,9	8,4	270	3,8	125	10,6	99,55	2,9	1,8	0,060	0,020	0,43	1,10	0,640	0,008	0,055	1,83	151,0		
	MIN	5,6	8,3	237	2,5	110	9,0	88,95	2,2	0,5	0,015	0,010	0,25	1,00	0,200	0,005	0,040	1,56	132,0		
	MAX	22,0	8,5	339	15,1	165	11,6	102,90	3,3	2,4	0,060	0,040	0,90	1,90	1,870	0,030	0,080	2,41	180,0		
DR4	AV	11,7	7,9	335	4,2	135	8,2	72,28	3,5	2,7	0,413	0,026	0,71	1,55	0,401	0,085	0,173	1,73	153,8	10,63	20,5
	MED	11,5	7,8	332	4,0	133	7,7	67,65	2,7	2,7	0,480	0,023	0,63	1,53	0,368	0,104	0,207	1,73	150,6	10,53	20,1
	MIN	5,6	7,7	306	2,0	124	3,8	40,70	0,9	1,7	0,092	0,011	0,43	1,47	0,267	0,009	0,066	1,61	142,7	9,40	19,3
	MAX	18,3	8,1	371	6,8	150	13,7	113,10	7,5	3,8	0,601	0,047	1,15	1,67	0,602	0,121	0,212	1,85	171,4	12,04	22,4
DR5	AV	12,4	8,5	290	4,6	131	10,8	100,09	3,0	1,4	0,066	0,025	0,50	1,30	0,840	0,013	0,055	2,10	159,5		
	MED	12,7	8,5	289	2,5	124	11,0	104,75	3,1	1,3	0,080	0,025	0,43	1,15	0,605	0,013	0,050	2,11	159,0		
	MIN	1,2	8,3	242	2,5	112	9,3	79,05	2,3	1,0	0,015	0,010	0,25	1,00	0,270	0,005	0,050	1,56	149,0		
	MAX	23,1	8,7	341	10,8	165	12,0	111,80	3,5	2,2	0,090	0,040	0,90	1,90	1,880	0,020	0,070	2,64	171,0		
DR6	AV	12,4	8,1	305	3,4	127	11,1	102,18	0,7	1,5	0,025	0,006	0,91	1,13	0,187	0,011	0,043	1,47	145,7	6,69	20,5
	MED	12,7	8,2	298	3,7	126	11,1	100,65	0,8	1,6	0,026	0,006	0,91	1,09	0,199	0,013	0,051	1,38	143,3	6,26	20,0
	MIN	5,0	7,9	254	1,0	102	8,8	96,20	0,3	1,3	0,018	0,004	0,63	0,84	0,085	0,003	0,013	1,28	123,0	4,77	18,8
	MAX	19,4	8,3	369	5,0	153	13,5	111,20	0,9	1,7	0,028	0,008	1,20	1,50	0,266	0,017	0,057	1,86	173,3	9,45	23,1
DR7	AV	11,5	8,0	300	11,5	125	10,7	97,10	1,2	2,2	0,028	0,007	0,96	1,26	0,261	0,016	0,038	1,86	145,4	6,60	20,7
	MED	10,5	8,0	305	10,5	126	10,4	97,30	1,2	2,2	0,028	0,007	0,96	1,26	0,256	0,016	0,032	1,82	146,0	6,41	21,0
	MIN	5,1	7,9	239	7,0	98	9,6	83,20	0,7	1,8	0,019	0,004	0,57	0,84	0,236	0,010	0,017	1,48	118,3	4,40	17,7
	MAX	19,7	8,1	352	18,0	151	12,3	110,60	1,6	2,7	0,038	0,008	1,37	1,67	0,294	0,022	0,070	2,32	171,3	9,18	23,1

Tablica P3. (nastavak)

postaja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
DR8	AV	10,3	8,0	313	13,7	127	10,8	94,58	1,2	2,9	0,029	0,007	1,08	1,42	0,307	0,015	0,053	2,15	147,5	8,44	22,9
	MED	7,0	8,0	317	13,5	129	11,3	94,45	1,2	2,9	0,029	0,007	1,04	1,38	0,309	0,014	0,056	2,06	149,3	8,46	22,9
	MIN	5,4	7,9	254	6,8	110	8,5	91,77	1,0	2,6	0,023	0,003	0,70	0,98	0,252	0,009	0,034	1,68	122,5	5,75	21,0
	MAX	21,7	8,1	365	21,0	142	12,1	97,66	1,4	3,2	0,035	0,010	1,55	1,95	0,358	0,023	0,065	2,78	169,1	11,07	24,9
DR9	AV	12,3	8,1	318	5,0	126	11,1	101,70	1,0	2,4	0,026	0,008	1,08	1,39	0,279	0,033	0,067	1,86	150,8	8,86	22,9
	MED	12,6	8,1	314	4,9	126	11,2	100,30	1,0	2,5	0,023	0,007	1,05	1,35	0,268	0,017	0,056	1,76	151,9	8,68	22,9
	MIN	5,2	7,9	274	4,0	107	8,8	94,30	0,8	1,8	0,015	0,005	0,79	1,05	0,237	0,009	0,013	1,62	127,7	6,48	20,7
	MAX	18,7	8,2	369	6,0	145	13,0	111,90	1,3	2,9	0,042	0,013	1,44	1,82	0,343	0,087	0,145	2,30	171,7	11,59	25,2
DR10	AV	10,2	8,0	320	12,2	128	10,8	94,90	1,4	2,8	0,024	0,006	1,07	1,41	0,305	0,013	0,046	2,35	150,6	8,60	23,1
	MED	7,0	8,1	328	12,5	131	11,1	93,51	1,2	2,7	0,026	0,007	1,05	1,40	0,311	0,012	0,048	2,31	152,3	8,94	23,5
	MIN	4,9	7,9	261	5,6	105	9,2	87,57	1,0	2,6	0,015	0,001	0,68	0,93	0,235	0,011	0,029	1,90	121,2	5,77	20,5
	MAX	21,9	8,1	364	18,0	144	11,8	105,00	2,2	3,3	0,030	0,010	1,52	1,91	0,363	0,018	0,057	2,88	176,8	10,74	24,9
DR11	AV	12,4	8,1	324	6,7	131	10,8	99,73	1,0	2,0	0,025	0,010	1,09	1,41	0,283	0,016	0,064	1,82	155,2	8,94	22,9
	MED	12,7	8,2	318	5,8	129	10,8	99,60	1,0	2,0	0,025	0,010	1,05	1,40	0,285	0,017	0,064	1,65	155,0	8,67	22,7
	MIN	5,2	8,0	276	2,0	113	8,8	92,80	0,8	1,7	0,004	0,005	0,78	1,02	0,231	0,009	0,058	1,55	135,1	6,47	20,6
	MAX	19,2	8,2	384	13,0	152	12,8	106,90	1,1	2,4	0,044	0,016	1,47	1,81	0,330	0,022	0,069	2,42	175,5	11,94	25,6
DR12	AV	10,3	8,1	318	15,2	130	10,5	91,88	1,4	3,1	0,021	0,005	1,09	1,42	0,299	0,013	0,061	2,46	149,5	8,29	22,6
	MED	7,1	8,1	323	15,4	134	11,0	93,11	1,4	3,0	0,023	0,006	1,03	1,36	0,307	0,011	0,067	2,23	154,0	8,28	22,7
	MIN	5,0	8,0	260	5,0	109	8,0	86,12	1,0	2,3	0,011	0,001	0,69	0,96	0,259	0,006	0,036	1,91	122,0	5,69	20,1
	MAX	22,0	8,2	368	25,0	142	12,1	95,20	1,9	4,2	0,028	0,009	1,62	1,98	0,324	0,024	0,072	3,47	168,2	10,92	24,8
DR13	AV	13,1	8,1	331	8,1	132	10,8	100,93	1,1	2,5	0,022	0,007	1,10	1,39	0,267	0,017	0,067	1,85	156,9	8,91	22,9
	MED	13,1	8,1	331	6,2	132	10,6	102,25	1,2	2,7	0,020	0,005	1,08	1,37	0,276	0,018	0,068	1,75	156,7	8,69	22,7
	MIN	5,8	7,9	276	6,0	111	9,0	92,60	0,8	1,7	0,010	0,003	0,78	1,05	0,198	0,013	0,060	1,43	129,4	6,32	20,8
	MAX	20,6	8,2	387	14,0	154	13,0	106,60	1,4	2,8	0,039	0,013	1,45	1,78	0,317	0,019	0,074	2,48	185,0	11,92	25,5

Tablica P3. (nastavak)

postaja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
DR14	AV	13,1	8,1	326	8,4	132	11,1	103,70	1,0	2,6	0,029	0,007	1,06	1,38	0,282	0,016	0,070	1,96	155,9	8,64	22,0
	MED	13,5	8,1	329	8,5	131	11,1	104,35	1,0	2,4	0,024	0,006	1,02	1,37	0,309	0,018	0,067	1,75	156,4	8,40	21,6
	MIN	4,8	7,9	274	5,6	111	9,0	96,40	0,5	1,7	0,011	0,003	0,73	0,95	0,192	0,009	0,065	1,53	131,3	6,14	20,1
	MAX	20,5	8,2	372	11,0	153	13,3	109,70	1,5	3,8	0,056	0,011	1,47	1,82	0,319	0,020	0,082	2,80	179,3	11,63	24,9
DR15	AV	10,6	8,1	319	26,5	130	10,6	93,82	1,5	3,3	0,023	0,005	1,09	1,47	0,350	0,016	0,088	2,69	150,1	8,37	21,9
	MED	7,2	8,1	330	21,5	131	10,9	92,09	1,5	2,8	0,025	0,006	0,99	1,35	0,336	0,013	0,068	2,43	151,4	8,58	22,1
	MIN	4,9	8,0	269	10,8	111	8,7	89,69	1,0	2,6	0,011	0,001	0,71	1,06	0,314	0,006	0,057	1,95	127,8	6,12	20,2
	MAX	23,0	8,2	346	52,0	146	12,1	101,40	2,0	5,0	0,029	0,009	1,68	2,13	0,414	0,031	0,158	3,96	169,8	10,21	23,4
DR16	AV	12,1	8,1	337	14,0	135	10,4	94,19	1,2	2,6	0,025	0,004	1,06	1,37	0,282	0,029	0,114	2,31	157,5	9,05	23,9
	MED	10,2	8,1	334	14,0	136	10,6	94,20	1,2	2,5	0,028	0,003	1,01	1,34	0,281	0,031	0,099	2,23	158,8	8,84	23,4
	MIN	4,5	8,0	264	8,0	106	8,0	92,35	0,9	2,4	0,013	0,001	0,67	0,91	0,227	0,010	0,077	1,82	124,2	6,04	20,6
	MAX	23,5	8,2	415	20,0	163	12,2	96,01	1,6	3,2	0,032	0,008	1,55	1,89	0,338	0,046	0,182	2,95	188,3	12,46	28,1
DR17	AV	11,7	8,1	375	22,5	143	10,2	92,78	1,3	3,5	0,033	0,010	1,43	1,98	0,502	0,032	0,106	2,78	186,4	12,41	20,6
	MED	10,8	8,1	383	19,0	149	10,6	93,12	1,4	3,0	0,016	0,008	1,22	1,62	0,459	0,028	0,087	2,96	203,3	11,63	22,7
	MIN	3,7	7,9	260	9,0	99	8,2	87,75	0,6	2,5	0,008	0,001	0,32	1,06	0,299	0,007	0,084	1,58	118,5	3,40	9,9
	MAX	21,6	8,1	475	43,0	175	11,6	97,14	1,8	5,4	0,092	0,024	2,97	3,61	0,792	0,064	0,148	3,63	220,4	22,98	27,1
DR18	AV	12,8	8,1	341	12,1	138	10,8	99,69	1,3	2,6	0,019	0,003	1,08	1,37	0,274	0,020	0,097	2,37	157,6	9,23	23,5
	MED	11,4	8,1	342	11,2	141	11,2	96,60	1,2	2,5	0,017	0,001	1,02	1,31	0,269	0,023	0,084	2,38	161,8	9,14	23,5
	MIN	4,1	8,0	275	8,0	111	7,9	93,27	1,2	2,2	0,013	0,001	0,66	0,89	0,217	0,006	0,061	1,87	126,6	6,34	20,5
	MAX	24,3	8,1	404	18,0	159	13,0	112,30	1,6	3,0	0,029	0,007	1,61	1,98	0,342	0,029	0,160	2,87	180,3	12,29	26,3

Tablica P4. Stanje fizikalno-kemijskih pokazatelja te ukupno stanje vode prema osnovnim fizikalno kemijskim pokazateljima u 2015. i 2016. godini. Stanje voda ocijenjeno je prema stanju najlošijeg pokazatelja. Svi pokazatelji prikazani su kao prosječna godišnja vrijednost od četiri mjerenja. Pokazatelji su: 1 - Temperatura vode ($^{\circ}\text{C}$); 2 - pH vrijednost; 8 - BPK₅ ($\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$); 9 - KPK-Mn ($\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$); 10 - Amonij (mg N dm^{-3}); 12 - Nitrati (mg N dm^{-3}); 13 - Ukupni dušik (mg N dm^{-3}); 15 - Ortofosfati (mg P dm^{-3}); 16 - Ukupni fosfor (mg P dm^{-3}). Šifre postaja nalaze se u Tablici 5.

postaja	2015										stanje	2016										stanje
	1	2	8	9	10	12	13	15	16	1		2	8	9	10	12	13	15	16			
SA1	12,9	8,20	1,0	2,5	0,01	1,51	1,67	0,04	0,10		13,1	8,18	0,5	1,7	0,03	1,26	1,57	0,03	0,06			
SA2	13,1	8,19	1,2	2,1	0,03	1,43	1,70	0,06	0,13		13,8	8,15	0,7	1,5	0,02	1,16	1,44	0,03	0,06			
SA3	12,7	8,13	1,5	3,0	0,03	1,54	1,75	0,05	0,13		12,9	8,20	0,8	1,8	0,05	1,28	1,64	0,04	0,08			
SA4	12,7	8,10	1,8	3,2	0,02	1,55	1,71	0,05	0,11		13,2	8,18	0,8	1,7	0,03	1,31	1,64	0,04	0,06			
SA5	13,2	8,10	1,7	3,1	0,03	1,82	2,01	0,07	0,15		13,6	8,15	1,0	1,9	0,08	1,50	1,89	0,07	0,10			
SA6	13,4	8,21	1,3	2,5	0,07	1,61	2,01	0,09	0,14		14,8	8,08	1,2	2,0	0,05	1,38	1,77	0,06	0,10			
SA7	13,9	8,13	1,4	2,6	0,04	1,73	1,92	0,07	0,13		13,5	8,13	1,0	1,9	0,07	1,49	1,88	0,06	0,11			
SA8	14,2	8,08	1,2	2,5	0,04	1,36	1,55	0,05	0,10		14,0	8,10	1,0	2,1	0,07	1,19	1,53	0,05	0,12			
SA9	13,7	8,10	1,2	2,3	0,08	1,38	1,72	0,07	0,15		14,9	8,08	1,0	2,4	0,04	1,03	1,43	0,04	0,07			
SA10	13,8	8,02	1,2	2,4	0,13	1,32	1,70	0,14	0,19		15,0	7,93	1,8	3,7	0,05	1,04	1,50	0,12	0,16			
SA11	13,8	8,08	1,5	3,0	0,08	1,34	1,58	0,10	0,16		13,7	8,08	1,0	2,5	0,07	1,11	1,47	0,11	0,16			
SA12	13,6	8,08	1,5	2,4	0,08	1,16	1,57	0,09	0,14		14,4	7,93	1,0	3,1	0,03	0,87	1,31	0,07	0,13			
SA13	13,7	8,10	1,6	3,2	0,03	1,23	1,36	0,06	0,12		13,2	8,10	1,0	2,5	0,04	0,95	1,24	0,06	0,11			
SA14	12,8	8,00	1,2	2,0	0,05	1,19	1,34	0,06	0,12		13,3	8,05	0,8	2,3	0,05	0,91	1,27	0,06	0,10			
SA15	14,2	8,00	1,2	2,6	0,06	1,19	1,39	0,05	0,12		12,4	7,98	1,1	2,8	0,06	1,05	1,46	0,06	0,12			
SA16	13,5	8,05	1,2	2,3	0,04	1,16	1,33	0,06	0,12		12,9	8,05	0,8	2,5	0,05	0,91	1,27	0,07	0,10			
SA17	13,4	8,05	1,2	2,3	0,04	1,17	1,35	0,06	0,13		13,2	8,05	0,9	2,5	0,05	0,91	1,26	0,06	0,10			
SA18	13,8	8,09	1,3	2,8	0,03	1,13	1,28	0,04	0,15		13,0	8,03	1,0	2,7	0,04	0,90	1,23	0,05	0,09			
SA19	13,8	8,10	1,2	2,5	0,04	1,15	1,32	0,05	0,14		12,6	8,03	1,1	3,1	0,04	0,93	1,32	0,04	0,11			
SA20	13,8	8,10	1,2	2,3	0,04	1,21	1,41	0,05	0,13		13,0	8,03	1,3	3,2	0,05	0,96	1,29	0,06	0,14			
SA21	14,2	8,15	1,2	2,2	0,03	1,18	1,34	0,04	0,14		13,8	8,08	1,1	2,8	0,07	0,96	1,30	0,06	0,12			

Tablica P4. (nastavak)

	2015										2016									
	1	2	8	9	10	12	13	15	16	stanje	1	2	8	9	10	12	13	15	16	stanje
MU1	11,6	8,10	2,6	5,3	0,04	1,48	1,73	0,03	0,15		10,0	7,95	1,8	5,4	0,05	1,39	1,70	0,03	0,11	
MU2	13,1	8,08	1,7	3,4	0,02	1,42	1,63	0,02	0,10		9,8	7,93	3,0	6,4	0,04	1,53	1,93	0,02	0,16	
MU3	13,6	7,98	1,7	2,8	0,02	1,39	1,64	0,02	0,07		11,7	8,08	1,8	4,1	0,03	1,47	1,86	0,03	0,09	
DA1	12,3	8,15	1,7	2,8	0,05	1,89	2,15	0,04	0,09		13,0	8,05	1,0	3,3	0,03	1,98	2,48	0,04	0,14	
DA2	13,1	8,08	2,3	4,7	0,02	1,26	1,57	0,03	0,14		11,6	8,10	1,5	4,1	0,05	1,39	1,87	0,04	0,11	
DA3	13,4	8,20	1,7	3,6	0,03	1,55	1,84	0,03	0,11		11,8	8,18	1,3	3,7	0,03	1,75	2,22	0,04	0,11	
DA4	13,3	8,25	1,7	2,8	0,03	1,60	1,86	0,04	0,08		12,0	8,20	1,4	3,6	0,04	1,76	2,22	0,04	0,12	
DR1	10,8	8,10	1,1	2,0	0,02	0,91	1,10	0,01	0,08		10,4	7,98	1,1	2,9	0,04	0,94	1,24	0,02	0,05	
DR2	10,8	8,10	0,6	1,2	0,01	0,92	1,04	0,01	0,02		11,9	8,08	0,8	1,5	0,02	0,99	1,21	0,01	0,04	
DR3	12,8	8,30	2,0	1,4	0,02	1,12	1,55	0,02	0,15		12,8	8,36	2,8	1,6	0,05	0,50	1,28	0,01	0,06	
DR4	11,0	7,89	1,4	1,9	0,41	0,86	1,51	0,07	0,14		11,7	7,85	3,5	2,7	0,41	0,71	1,55	0,08	0,17	
DR5	12,7	7,99	2,2	1,5	0,02	0,89	1,40	0,02	0,15		12,4	8,46	3,0	1,4	0,07	0,50	1,30	0,01	0,06	
DR6	10,4	8,10	1,3	2,2	0,03	0,97	1,18	0,01	0,06		12,4	8,13	0,7	1,5	0,02	0,91	1,13	0,01	0,04	
DR7	12,0	8,08	1,1	2,2	0,03	0,90	1,14	0,02	0,09		11,5	8,00	1,2	2,2	0,03	0,96	1,26	0,02	0,04	
DR8	13,0	8,08	1,2	2,4	0,04	1,13	1,31	0,01	0,08		10,3	8,00	1,2	2,9	0,03	1,08	1,42	0,01	0,05	
DR9	12,7	8,10	1,1	2,4	0,03	1,21	1,42	0,03	0,06		12,3	8,08	1,0	2,4	0,03	1,08	1,39	0,03	0,07	
DR10	13,5	8,05	1,1	2,4	0,03	1,08	1,27	0,01	0,08		10,2	8,03	1,4	2,8	0,02	1,07	1,41	0,01	0,05	
DR11	14,1	8,19	1,4	2,4	0,01	1,06	1,30	0,01	0,06		12,4	8,13	1,0	2,0	0,02	1,09	1,41	0,02	0,06	
DR12	14,1	8,10	1,3	2,3	0,02	1,07	1,23	0,01	0,08		10,3	8,08	1,4	3,1	0,02	1,09	1,42	0,01	0,06	
DR13	13,7	8,07	1,4	2,5	0,02	1,16	1,41	0,02	0,06		13,1	8,08	1,1	2,5	0,02	1,10	1,39	0,02	0,07	
DR14	13,7	8,13	1,3	2,5	0,03	1,15	1,41	0,02	0,06		13,1	8,08	1,0	2,6	0,03	1,06	1,38	0,02	0,07	
DR15	14,4	8,18	1,4	2,7	0,03	1,06	1,29	0,01	0,10		10,6	8,08	1,5	3,3	0,02	1,09	1,47	0,02	0,09	
DR16	12,8	8,23	3,2	4,7	0,04	1,10	1,41	0,02	0,13		12,1	8,10	1,2	2,6	0,03	1,06	1,37	0,03	0,11	
DR17	13,1	8,18	2,1	3,5	0,03	1,22	1,53	0,03	0,10		11,7	8,05	1,3	3,5	0,03	1,43	1,98	0,03	0,11	
DR18	13,4	8,18	1,7	3,3	0,03	1,05	1,33	0,02	0,10		12,8	8,05	1,3	2,6	0,02	1,08	1,37	0,02	0,10	

Tablica P5. Spearmanovi koeficijenti korelacije fizikalno-kemijskih pokazatelja (značajne korelacije su označene crveno; korelacije > 0,7 dodatno označene žuto; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$). Kratice fizikalno-kemijskih pokazatelja nalaze se u Poglavlju 3.2.1. Voda.

	Temp	pH	El.vodlj	TSS	Alk	O2	%O2	BPK ₅	KPK	NH4	NO2	NO3	TN	org. N	PO4	TP	TOC	DOC	TH	Cl	SO4	
Temp	1,000																					
pH	,289**	1,000																				
El.vodlj	-,191**	-,118*	1,000																			
TSS	0,098	-,138**	0,036	1,000																		
Alk	-,156**	-0,080	,882**	-0,014	1,000																	
O2	-,705**	0,012	0,090	-,248**	0,045	1,000																
%O2	,248**	,441**	-,235**	-,283**	-,255**	,365**	1,000															
BPK ₅	0,054	0,072	-,242**	,286**	-,290**	-0,042	-0,031	1,000														
KPK	-,117*	-,165**	-,112*	,541**	-,192**	-0,013	-,208**	,535**	1,000													
NH4	-,159**	-,233**	,381**	0,091	,362**	-,107*	-,400**	-0,049	-0,011	1,000												
NO2	-,253**	-,255**	,423**	0,016	,435**	0,031	-,388**	,126*	0,064	,581**	1,000											
NO3	-,380**	-,137**	,567**	,109*	,415**	,284**	-,181**	0,025	,172**	,232**	,492**	1,000										
TN	-,346**	-,178**	,539**	0,083	,391**	,207**	-,230**	,115*	,176**	,360**	,592**	,898**	1,000									
org. N	0,086	-0,012	-0,067	0,041	-,162**	-,104*	-0,001	,163**	,169**	,122*	-0,004	-0,082	,236**	1,000								
PO4	0,030	-,201**	,617**	,210**	,660**	-,304**	-,466**	-0,089	0,082	,540**	,549**	,414**	,497**	0,089	1,000							
TP	,202**	-,146**	,383**	,422**	,338**	-,338**	-,285**	,238**	,169**	,346**	,403**	,275**	,370**	,133*	,619**	1,000						
TOC	-,199**	-,154**	0,036	,331**	-0,036	0,058	-,184**	,351**	,646**	0,079	,144**	,264**	,303**	,319**	,165**	0,097	1,000					
DOC	-,207**	-,156**	0,043	,339**	-0,052	0,041	-,218**	,377**	,632**	0,085	,164**	,243**	,292**	,308**	,155**	0,100	,896**	1,000				
TH	-,169**	-0,076	,907**	0,054	,949**	0,062	-,264**	-,212**	-,142**	,329**	,446**	,458**	,421**	-,162**	,615**	,390**	-0,033	-0,030	1,000			
Cl	-,209**	-0,039	,368**	0,055	0,021	,248**	0,015	,246**	,133*	,129*	,270**	,527**	,551**	0,082	0,054	,202**	,135**	,163**	,158**	1,000		
SO4	-,208**	-0,014	-0,080	0,060	-,427**	,286**	,134*	,260**	,139**	-,138**	-0,049	,240**	,209**	-0,013	-,343**	-0,067	0,082	,110*	-,281**	,698**	1,000	

Tablica P6. Stanje na mjernim postajama velikih rijeka prema hidromorfološkim pokazateljima. Kategorije: 1-hidrologija; 2-uzdužna povezanost; 3-morfologija. Ukupno hidromorfološko stanje je izračunato na četiri različita načina: HY-MO - srednja vrijednost triju kategorija. Šifre značajki odgovaraju Tablici 9. u Materijalima i Metodama. Šifre postaja nalaze se u Tablici 5.

postaja	1.	2.	3.	HY-MO	1.1.	1.2.	1.3.	1.4.	2.1.	3.1.1.	3.1.2.	3.2.1.	3.2.2.	3.2.3.	3.3.1.	3.3.2.	3.3.3.	3.3.4.	3.3.5.	3.4.1.	3.4.2.
SA1	2	1	2,58	1,86	1	3	n.o.	DA	1	1	3	1	1	5	1	1	3	4	5	1	5
SA2	2	1	2,58	1,86	1	3	n.o.	DA	1	1	3	1	1	5	1	1	3	4	5	1	5
SA3	2	1	3,33	2,11	1	3	n.o.	DA	1	5	5	1	3	5	1	3	3	3	3	5	3
SA4	2	1	2,83	1,94	1	3	n.o.	DA	1	5	5	1	1	5	1	1	3	3	1	5	3
SA5	2	1	2,83	1,94	1	3	n.o.	DA	1	1	3	1	3	3	3	3	3	3	3	3	5
SA6	2	1	2,42	1,81	1	3	n.o.	NE	1	2	2	1	1	1	1	3	3	3	4	5	3
SA7	2	1	2	1,67	1	3	n.o.	NE	1	1	1	1	1	1	1	1	3	3	3	5	3
SA8	1	1	2,17	1,39	1	1	n.o.	NE	1	3	3	1	1	1	1	1	3	1	1	5	5
SA9	1	1	2,33	1,44	1	1	n.o.	NE	1	2	3	1	1	1	1	1	3	1	4	5	5
SA10	2	1	2,25	1,75	1	3	n.o.	NE	1	1	3	1	1	3	1	1	3	1	4	5	3
SA11	2	1	2,33	1,78	1	3	n.o.	NE	1	1	3	1	1	3	1	1	3	1	5	5	3
SA12	2	1	1,67	1,56	1	3	n.o.	NE	1	1	1	1	1	2	1	1	3	1	3	4	1
SA13	1	1	2,5	1,50	1	1	n.o.	NE	1	1	3	3	1	3	1	1	3	3	4	4	3
SA14	1	1	1,83	1,28	1	1	n.o.	NE	1	1	3	1	1	3	1	1	3	1	1	3	3
SA15	2	1	2,42	1,81	1	3	n.o.	NE	1	1	3	1	1	3	1	1	3	3	5	3	4
SA16	2	1	2,17	1,72	1	3	n.o.	NE	1	1	3	2	1	3	1	1	3	3	1	4	3
SA17	2	1	2,33	1,78	1	3	n.o.	NE	1	1	3	1	3	3	1	1	3	3	3	3	3
SA18	1	1	3,25	1,75	1	1	n.o.	NE	1	3	5	1	3	5	1	1	3	4	5	5	3
SA19	2	1	2,92	1,97	1	3	n.o.	NE	1	3	3	1	3	3	1	3	3	3	4	5	3
SA20	1	1	2,83	1,61	1	1	n.o.	NE	1	1	4	1	3	4	1	1	3	2	5	5	4
SA21	2	1	2,08	1,69	1	3	n.o.	NE	1	1	1	3	1	2	1	1	3	1	3	5	3
MU1	2	1	2,25	1,75	1	3	n.o.	DA	1	5	3	1	1	3	1	1	3	1	2	1	5
MU2	2	1	1,5	1,50	1	3	n.o.	NE	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	4	1
MU3	1,67	1	1,92	1,53	2	2	1	NE	1	1	2	1	1	3	1	1	1	1	3	4	4
DA1	2	1	2,83	1,94	1	3	n.o.	NE	1	3	3	3	3	3	1	1	3	3	4	4	3
DA2	2	1	3,33	2,11	1	3	n.o.	NE	1	3	3	3	1	5	1	3	3	4	5	4	5
DA3	2	1	3,27	2,09	1	3	n.o.	NE	1	3	3	3	1	5	1	3	3	4	n.o.	5	5
DA4	2	1	2,5	1,83	1	3	n.o.	NE	1	3	3	3	1	3	1	3	3	3	3	1	3

Tablica P6. (nastavak)

postaja	1.	2.	3.	HY-MO	1.1.	1.2.	1.3.	1.4.	2.1.	3.1.1.	3.1.2.	3.2.1.	3.2.2.	3.2.3.	3.3.1.	3.3.2.	3.3.3.	3.3.4.	3.3.5.	3.4.1.	3.4.2.
DR1a	3,67	3	3,17	3,28	5	3	3	DA	3	3	5	3	3	3	1	3	5	1	1	5	5
DR1b	5	3	3,92	3,97	5	5	5	DA	3	5	3	5	3	3	3	4	5	3	3	5	5
DR2	5	5	2,25	4,08	5	5	5	NE	5	5	5	1	1	1	1	3	3	1	2	3	1
DR3a	5	3	4,67	4,22	5	5	n.o.	DA	3	5	5	2	5	5	5	5	5	4	5	5	5
DR3b	5	5	4,08	4,69	5	5	5	DA	5	5	3	5	3	5	3	4	3	4	4	5	5
DR4	5	5	2,58	4,19	5	5	n.o.	DA	5	5	5	2	3	1	1	3	3	1	1	3	3
DR5a	5	3	5	4,33	n.o.	n.o.	5	DA	3	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
DR5b	5	5	3,75	4,58	5	5	5	DA	5	5	3	5	3	3	3	4	3	3	3	5	5
DR6	3,67	5	2,25	3,64	1	5	5	NE	5	5	5	1	1	1	1	1	3	1	2	4	2
DR7	3	1	1,83	1,94	3	3	3	DA	1	5	3	1	1	1	1	1	3	3	1	1	1
DR8	2,33	1	2,25	1,86	1	3	3	DA	1	3	3	2	1	3	1	3	3	1	3	1	3
DR9	2,33	1	2,25	1,86	1	3	3	DA	1	3	3	1	1	2	1	3	3	1	4	2	3
DR10	2,33	1	2,58	1,97	1	3	3	NE	1	3	3	2	3	3	1	1	3	3	3	3	3
DR11	2,33	1	1,67	1,67	3	3	1	NE	1	1	1	1	1	3	1	1	1	1	4	3	2
DR12	2,33	1	2,5	1,94	1	3	3	DA	1	3	3	1	3	3	1	1	3	3	3	3	3
DR13	2	1	1,92	1,64	1	3	n.o.	NE	1	2	2	1	1	1	1	1	3	1	4	4	2
DR14	1,67	1	1,58	1,42	1	3	1	NE	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1	4	1	3
DR15	2,33	1	2,5	1,94	1	3	3	NE	1	5	3	3	1	3	1	1	3	1	3	1	5
DR16	2,33	1	2,83	2,05	1	3	3	NE	1	5	3	3	3	3	1	3	3	1	3	3	3
DR17	2,33	1	3,25	2,19	1	3	3	NE	1	4	3	3	3	4	1	3	3	3	4	4	4
DR18	2,33	3	3	2,78	1	3	3	NE	3	5	3	3	3	5	1	1	3	3	1	3	5

Tablica P7. Popis svojta na mjernim postajama na rijeci Savi u 2015. godini. Sve vrijednosti su izražene kao broj jedinki po m².

Svojta		SA1	SA2	SA3	SA4	SA5	SA6	SA7	SA8	SA9	SA10	SA11	SA12	SA13	SA14	SA15	SA16	SA17	SA18	SA19	SA20	SA21
Araneae																						
ukupno jedinki: 2																						
[Ord:Araneae]	Araneae Gen. sp.																	2				
Bivalvia																						
ukupno jedinki: 1.082																						
CORBICULIDAE	<i>Corbicula fluminea</i>					26		2	4	144	559	6	27	2	3	1	31	2	1	26	15	1
SPHAERIIDAE	<i>Pisidium</i> sp.		14			3				43			7			1	3	2	19			
	Sphaeriidae Gen. sp.						4								8							
SPHAERIIDAE	<i>Sphaerium</i> sp.					1																
	<i>Sinanodonta woodiana</i>						2				1											
	<i>Unio tumidus</i> ssp.					1																
	<i>Unio crassus</i> ssp.								1	2		2		4	1	3			1		7	12
	<i>Unio pictorum</i> ssp.					7				12	6	7	12	32	3	9			2			
Coleoptera																						
ukupno jedinki: 490																						
ELMIDAE	Elmidae Gen. sp. Ad.						4															
	<i>Elmis</i> sp. Lv.						4										3			2		
	<i>Esolus</i> sp. Lv.	88	3	24	11	2	8		1	5		3			3		3					
	<i>Esolus</i> sp. Ad.	88	17				4															
	<i>Limnius</i> sp. Lv.	13	3	24					1													3
	<i>Macronychus quadrituberculatus</i> Lv.									5		1										3
	<i>Macronychus quadrituberculatus</i> Ad.										3		3									
	<i>Oulimnius</i> sp. Lv.				3																	1
	<i>Potamophilus acuminatus</i> Lv.									1		1		1			3					
	<i>Riolus</i> sp. Ad.		1																			
	<i>Stenelmis</i> sp. Lv.																14	6		4	113	2
	<i>Stenelmis</i> sp. Ad.						8															
Crustacea																						
ukupno jedinki: 11.187																						
[Kl:Crustacea]	Ostracoda Gen. sp.	8		5																		
[UKl:Copepoda]	Copepoda Gen. sp.	3	7	1	5				2							3	3					
[UOrd:Cladocera]	Cladocera Gen. sp.									5	31					3	7					
ASELLIDAE	<i>Asellus aquaticus</i>																					7
ASTACIDAE	<i>Astacus leptodactylus</i>																					2
COROPHIIDAE	<i>Chelicorophium sowinskyi</i>							2	72	51	26	1	3	267	17	3	53	317	23	14	1	
	<i>Chelicorophium curvispinum</i>							3	14	1											2	
	<i>Chelicorophium</i> sp.							6	221	48	39	24	1	131	17	27	272	17	452	147	86	

Tablica P7. (nastavak)

	Svojta	SA1	SA2	SA3	SA4	SA5	SA6	SA7	SA8	SA9	SA10	SA11	SA12	SA13	SA14	SA15	SA16	SA17	SA18	SA19	SA20	SA21	
CRANGONYCTIDAE	<i>Synurella ambulans</i>	219	144	13	99																		
GAMMARIDAE	<i>Dikerogammarus</i> sp.									53	72	51	1	1	17	79	538	198	235	46	47	29	
	<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>							4	24		17	39	17	2	45	79	72	56	182	166	96	14	
	<i>Dikerogammarus villosus</i>								23	38						14							
	<i>Gammarus fossarum</i>	395	2325	1757	688	6	62																
JANIRIDAE	<i>Jaera istri</i>								55	38	72	5	3		32		391	14	29	16	113	6	
Diptera																							
ukupno jedinki: 7.232																							
ATHERICIDAE	<i>Atherix ibis</i>						4																
CERATOPOGONIDAE	Ceratopogonidae Gen. sp.	5						1	6		3	5			8	3	1			8	7	4	
CHIRONOMIDAE	Chironomini Gen. sp.	37	93	22	341	4	116	39	17	134	525	4	41	5	24	###	384	248	336	26	298	28	
	<i>Chironomus plumosus</i> -Gr.			1		22	18	14		19	117		55	2	179	96	1	38	23	4	17	16	
	<i>Chironomus thummi</i> -Gr.				8	11	8	11							4		34		3				
	Orthoclaadiinae Gen. sp.	147	7	71	363	2	12		6		41	2		1		3	89	5	19	26	3		
	<i>Prodiamesa olivacea</i>							1													7	1	
	Tanypodinae Gen. sp.	4	11	53	13		52	1	2	14	14	1	3		13	45	27	35	24			2	
	Tanytarsini Gen. sp.	67	24	163	2	8	6	13	4	5	761	1	7	1	11		134	46	16	8	31	2	
EMPIDIDAE	Empididae Gen. sp.								1	5	27	2			3							3	1
LIMONIIDAE	<i>Antocha vitripennis</i>	3																					
	Limoniidae Gen. sp.			5			12													5	2	3	
RHAGIONIDAE	Rhagionidae Gen. sp.																			1			
SIMULIIDAE	<i>Simulium</i> sp.	3		48	3				1												34		
TABANIDAE	Tabanidae Gen. sp.										3												
Ephemeroptera																							
ukupno jedinki: 2.431																							
BAETIDAE	Baetidae Gen. sp.		816																			2	
	<i>Baetis</i> sp.	187	62	59	29												3						
	<i>Baetis rhodani</i>			5																			
CAENIDAE	<i>Caenis</i> sp.	19	38	14	5		12				3											3	
	<i>Caenis rivulorum</i>			19																			
	<i>Caenis luctuosa/macrura</i>																1						
	<i>Caenis macrura</i>	61		1	16	5		1	3			3			8								
	<i>Caenis macrura</i> -Gr.						24			1						3		5				3	
EPHEMERELLIDAE	<i>Serratella ignita</i>	179	48	168	85		4								3								

Tablica P7. (nastavak)

	Svojta	SA1	SA2	SA3	SA4	SA5	SA6	SA7	SA8	SA9	SA10	SA11	SA12	SA13	SA14	SA15	SA16	SA17	SA18	SA19	SA20	SA21	
HEPTAGENIIDAE	<i>Ecdyonurus</i> sp.	16	86		11																		
	<i>Ecdyonurus venosus</i>	3		5	5																		
	<i>Ecdyonurus torrentis</i>				5																		
	<i>Heptagenia sulphurea</i>				5		4		3						3						1		
	<i>Heptagenia flava</i>															14					8		
	<i>Heptagenia</i> sp.		27		3											7	3					1	
	Heptageniidae Gen. sp.		16		3					5													
	<i>Rhithrogena semicolorata</i>				3																		
	<i>Rhithrogena</i> sp.	29		19																			
LEPTOPHLEBIIDAE	<i>Habrophlebia fusca</i>				3																		
	Leptophlebiidae Gen. sp.	3							1														
POTAMANTHIDAE	<i>Potamanthus luteus</i>	75	45	11	8		4		2	1	3	1	14	2	35	3	7	8	5	2	14	1	
Gastropoda																							
ukupno jedinki: 11.040																							
[Kl:Gastropoda]	Gastropoda Gen. sp.	3																					
BITHYNIIDAE	<i>Bithynia tentaculata</i>		7	5	3		4		1	115	7												
HYDROBIIDAE	<i>Lithoglyphus naticoides</i>					55	596	2	11	5626	161	1	1635	134	8	223	31		72		35	1	
MELANOPSIDAE	<i>Esperiana esperi</i>	5	3		3				43	269	3	14	82	174	99	58	79	32	14	12		4	
	<i>Holandriana holandrii</i>	21	82		32				1	38							14				46		
	<i>Microcolpia daudebartii</i> ssp.									121			158	81		34	45	11				3	17
	<i>Microcolpia</i> sp.													14									
NERITIDAE	<i>Theodoxus danubialis</i> ssp.	27	72		165				35	178				6	3		3	2	5	8			
	<i>Theodoxus fluviatilis</i> ssp.																						
PHYSIDAE	<i>Physella acuta</i>																						
PLANORBIDAE	<i>Ancylus fluviatilis</i>																					2	
	<i>Gyraulus</i> sp.		3																				
VALVATIDAE	<i>Valvata piscinalis</i> ssp.									12	1		89	4			7	2	34		14		
VIVIPARIDAE	<i>Viviparus viviparus</i>													1		2				1			
	<i>Viviparus acerosus</i>									5	1									1			
	<i>Viviparus</i> sp.													2									
Heteroptera																							
ukupno jedinki: 46																							
APHELOCHEIRIDAE	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>		7																				
CORIXIDAE	<i>Micronecta</i> sp.						12									3		3	14				
GERRIDAE	<i>Aquarius paludum</i> ssp.								1														
	<i>Gerris</i> sp.																					2	
NEPIDAE	<i>Ranatra linearis</i>																					2	

Tablica P7. (nastavak)

Svojta		SA1	SA2	SA3	SA4	SA5	SA6	SA7	SA8	SA9	SA10	SA11	SA12	SA13	SA14	SA15	SA16	SA17	SA18	SA19	SA20	SA21	
NOTONECTIDAE	<i>Notonecta</i> sp.																						2
Hirudinea																							
ukupno jedinki: 72																							
ERPOBDELLIDAE	<i>Dina</i> sp.	3																					
	<i>Erpobdella octoculata</i>				3		8	1	3	1													
	<i>Erpobdella testacea</i>	3	7		3					1													
	<i>Erpobdella</i> sp.																		2				
	Erpobdellidae Gen. sp.						2																
GLOSSIPHONIIDAE	<i>Glossiphonia</i> sp.						4																
	<i>Glossiphonia concolor</i>		3																				
	<i>Glossiphonia complanata</i>				2																		
	<i>Helobdella stagnalis</i>						8																
PISCICOLIDAE	<i>Caspiobdella fadejewi</i>						12			5													
	Piscicolidae Gen. sp.									1													
Hydrachnidia																							
ukupno jedinki: 150																							
[Ph:Hydrachnidia]	Hydrachnidia Gen. sp.	99	27	14							7		3										
Nematoda																							
ukupno jedinki: 4																							
[Kl:Nematoda]	Nematoda Gen. sp.								1						3								
Odonata																							
ukupno jedinki: 100																							
CALOPTERYGIDAE	<i>Calopteryx splendens</i>								2			4		3			7	5					
GOMPHIDAE	Gomphidae Gen. sp.											1											
	<i>Gomphus</i> sp.																	2				14	
	<i>Gomphus flavipes</i>						4	1	1		3	2				3	3					3	12
	<i>Gomphus vulgatissimus</i>					1				1												3	1
	<i>Onychogomphus forcipatus</i> ssp.	3							1														
PLATYCNEMIDIDAE	<i>Platycnemis pennipes</i>								2			4		1			3	3	5	2			
Oligochaeta																							
ukupno jedinki: 3.240																							
HAPLOTAXIDAE	<i>Haplotaxis gordioides</i>																						2
LUMBRICIDAE	<i>Eiseniella tetraedra</i>								1		3	1											
	Lumbricidae Gen. sp.	3							1														
LUMBRICULIDAE	<i>Bythonomus lemni</i>				8																		

Tablica P7. (nastavak)

Svojta		SA1	SA2	SA3	SA4	SA5	SA6	SA7	SA8	SA9	SA10	SA11	SA12	SA13	SA14	SA15	SA16	SA17	SA18	SA19	SA20	SA21	
TUBIFICIDAE	<i>Branchiura sowerbyi</i>											2		1	3			2			14	7	
	<i>Embolocephalus velutinus</i>											4	51									127	
	<i>Isochaetides michaelsoni</i>							9			17	4											
	<i>Limnodrilus claparedeanus</i>						36	1		5		2	27	7		45	27	3	53			24	46
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>					2	132	8	5	72	45	3	257	22		346	48	32	686	4		281	113
	<i>Limnodrilus udekemianus</i>						4		2	5	3	1	79	2			14	3					7
	<i>Potamothenix hammoniensis</i>															1	14		53			38	22
	<i>Psammoryctides barbatus</i>		3			1				38	7	6	65		8	17	14	1	134	2	38	7	
	<i>Tubifex tubifex</i>						12	1				1											46
	<i>Tubifex ignotus</i>																					3	
Plecoptera																							
ukupno jedinki: 482																							
LEUCTRIDAE	<i>Leuctra fusca-Gr.</i>	285	35	96	51		4																
NEMOURIDAE	<i>Amphinemura sulcicollis</i>			5																			
PERLIDAE	<i>Perla</i> sp.	3																					
PERLODIDAE	<i>Isoperla</i> sp.	3																					
Trichoptera																							
ukupno jedinki: 608																							
HYDROPSYCHIDAE	<i>Cheumatopsyche lepida</i>	16	72	14	5																		
	<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>						16		8		123	3	3		5		17		5	52	7	5	
	<i>Hydropsyche</i> sp.		48		3		8		1								7			24			
	<i>Hydropsyche modesta</i>		14				8																
	<i>Hydropsyche contubernalis</i> ssp.				5		8																
	<i>Hydropsyche incognita</i>	3	14		8																		
HYDROPTILIDAE	<i>Hydroptila</i> sp.						4				3						3	2					
LEPIDOSTOMATIDAE	<i>Lepidostoma hirtum</i>		3																				
LEPTOCERIDAE	<i>Ceraclea dissimilis</i>			5																			
	<i>Ceraclea</i> sp.	3																					
	<i>Mystacides azurea</i>						4																
	<i>Oecetis notata</i>						36			5													
POLYCENTROPODIDAE	<i>Cyrnus trimaculatus</i>						4																
	<i>Neureclipsis bimaculata</i>						2	2			3												
	Polycentropodidae Gen. sp.									5													
PSYCHOMYIIDAE	<i>Lype</i> sp.									5			3										
	<i>Psychomyia pusilla</i>		3				4														4		
RHYACOPHILIDAE	<i>Rhyacophila</i> s. str. sp.		3																				

Tablica P8. Popis svojta na mjernim postajama na rijeci Savi u 2016. godini. Sve vrijednosti su izražene kao broj jedinki po m².

Svojta		SA1	SA2	SA3	SA4	SA5	SA6	SA7	SA8	SA9	SA10	SA11	SA12	SA13	SA14	SA15	SA16	SA17	SA18	SA19	SA20	SA21	
Bivalvia																							
ukupno jedinki: 2.444																							
CORBICULIDAE	<i>Corbicula fluminea</i>				19	322	394	64	57	112	87	36	5	5	57	24	34	3	11	85	219	36	
SPHAERIIDAE	<i>Pisidium</i> sp.	275	32	77	168	58	19				3		1	62	6		1	3	69		1		
	Sphaeriidae Gen. sp.				19																		
SPHAERIIDAE	<i>Sphaerium</i> sp.					14																	
UNIONIDAE	<i>Anodonta anatina</i>														6	2							
	<i>Anodonta</i> sp.					5	5																
	<i>Unio tumidus</i> ssp.											5											
	<i>Unio crassus</i> ssp.											1							1			4	
	<i>Unio pictorum</i> ssp.					5	5				6	3	5					3			2		
	<i>Unio</i> sp.							2												1			
	Unionidae Gen. sp.					5																	
Coleoptera																							
ukupno jedinki: 2.010																							
[Ord:Coleoptera]	Coleoptera Gen. sp.							1															
DRYOPIDAE	<i>Pomatinus substriatus</i> Ad.								1														
DYTISCIDAE	<i>Laccophilus</i> sp. Lv.					19																	
	<i>Platambus maculatus</i> Ad.															3							
ELMIDAE	<i>Elmis</i> sp. Lv.	6		5																			
	<i>Esolus</i> sp. Lv.	845	259	134	72																		
	<i>Esolus</i> sp. Ad.	147	62	24	5																		
	<i>Limnius</i> sp. Lv.	7	34	38	1	5	5													1			
	<i>Macronychus quadrituberculatus</i>											3											
	<i>Macronychus quadrituberculatus</i> Ad.							1	1														
	<i>Oulimnius</i> sp. Lv.	38		1																			
	<i>Potamophilus acuminatus</i> Lv.							2	27	4					15							96	
	<i>Riolus</i> sp. Lv.								2														
	<i>Stenelmis</i> sp. Lv.						34	1			3			2	12	1			5	41			
	<i>Stenelmis</i> sp. Ad.																					3	
HALIPLIDAE	<i>Haliphus</i> sp. Ad.																		5				
	<i>Haliphus</i> sp. Lv.					29																	
HYDRAENIDAE	<i>Hydraena</i> sp. Ad.			5																			
HYDROPHILIDAE	<i>Laccobius</i> sp. Lv.				5																		

Tablica P8. (nastavak)

Svojtá		SA1	SA2	SA3	SA4	SA5	SA6	SA7	SA8	SA9	SA10	SA11	SA12	SA13	SA14	SA15	SA16	SA17	SA18	SA19	SA20	SA21
Collembola																						
ukupno jedinki: 3																						
[Ord:Collembola]	Collembola Gen. sp.															3						
Crustacea																						
ukupno jedinki: 9.303																						
[Kl:Crustacea]	Ostracoda Gen. sp.		19	5	1	24																
[UKl:Copepoda]	Copepoda Gen. sp.	26	29		5	26				4	3		1						11			
[UOrd:Cladocera]	Cladocera Gen. sp.					139	5	13														
ASELLIDAE	<i>Asellus aquaticus</i>	6	62		38	19	1			4												
COROPHIIDAE	<i>Chelicorophium sowinskyi</i>									152	12			12	9	42	33	34		32	3	6
	<i>Chelicorophium curvispinum</i>								9	44	15	45								3		18
	<i>Chelicorophium</i> sp.								19	516	9	39	5	14	111	165	118	93	17	32		3
CRANGONYCTIDAE	<i>Synurella ambulans</i>	128	217	499	845																	
GAMMARIDAE	<i>Dikerogammarus</i> sp.							19	25	84	63	5			18	15	13	257			3	15
	<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>							6	1	16	9	3		5	12	12	6	13	3	56	9	6
	<i>Dikerogammarus villosus</i>								31	12	12											
	<i>Gammarus fossarum</i>	###	###	263	25	413	322															
	<i>Niphargus</i> sp.																1					
JANIRIDAE	<i>Jaera istri</i>							9	1	16	6	9		5	3	3	7			24		69
Diptera																						
ukupno jedinki: 19.024																						
[Ord:Diptera]	Diptera Gen. sp.			5				2												5		3
CERATOPOGONIDAE	Ceratopogonidae Gen. sp.		14	5		14		2	2				1	2		12	2	7	5			3
CHIRONOMIDAE	Chironomini Gen. sp.	86	11	91	2	5279	31	215	171	4	254	188	826	84	159	23	24	911	964	3	186	144
	<i>Chironomus plumosus</i> -Gr.					1462	5	2	1		187	236	12	5	38		2	232	34		4	45
	<i>Chironomus thummi</i> -Gr.					1		4					5		3						2	
	Orthoclaadiinae Gen. sp.	119	21	197	117	462	88	7	21	12	3			2	35		1	7	191			6
	<i>Prodiamesa olivacea</i>			5																		
	Tanypodinae Gen. sp.	79	97	41	632	96	25	7	2		15	16	144	48	31	79	1	32	478	2	146	29
	Tanytarsini Gen. sp.	126	38	###	486	784	282	15	42		291	31	43	7	31		4	35	84	3	9	133
DOLICHOPODIDAE	Dolichopodidae Gen. sp.														3							
EMPIDIDAE	Empididae Gen. sp.		1	14		5	5	2	1							3				5		3
LIMONIIDAE	<i>Antocha vitripennis</i>	6			5																	
	Limoniidae Gen. sp.																1	3			13	
MUSCIDAE	Muscidae Gen. sp.							2														
SIMULIIDAE	<i>Simulium</i> sp.					5																
TIPULIDAE	<i>Tipula</i> sp.			5																		

Tablica P8. (nastavak)

Svojtá		SA1	SA2	SA3	SA4	SA5	SA6	SA7	SA8	SA9	SA10	SA11	SA12	SA13	SA14	SA15	SA16	SA17	SA18	SA19	SA20	SA21
Ephemeroptera																						
ukupno jedinki: 3.548																						
AMETROPODIDAE	<i>Ametropus fragilis</i>							1														
BAETIDAE	Baetidae Gen. sp.	13				1			2			3						3	16			3
	<i>Baetis</i> sp.	179	163	581	547	1	19		7								1			37		3
	<i>Cloeon dipterum</i>														18							
CAENIDAE	<i>Caenis</i> sp.	13	514	326	466	5	5	5	1						6		1	3				3
EPHEMERELLIDAE	<i>Serratella ignita</i>					5																
EPHEMERIDAE	<i>Ephemera</i> sp.																2					
	<i>Ephemera danica</i>	19	5																			
HEPTAGENIIDAE	<i>Ecdyonurus</i> sp.	13	43	29	38																	
	<i>Heptagenia sulphurea</i>																				3	
	<i>Heptagenia flava</i>						1															
	<i>Heptagenia longicauda</i>								1													
	<i>Heptagenia</i> sp.	32	115	14	24		1	2		4						3					3	
LEPTOPHLEBIIDAE	<i>Habroleptoides confusa</i>		1																			
	Leptophlebiidae Gen. sp.	19	5	24	19																	
POTAMANTHIDAE	<i>Potamanthus luteus</i>	26	72	1	77																1	
Gastropoda																						
ukupno jedinki: 36.203																						
BITHYNIIDAE	<i>Bithynia tentaculata</i>	6		1		48	139		1	172	3					6	1				1	
HYDROBIIDAE	<i>Lithoglyphus naticoides</i>					####	###	143	318	564	945	###	###	84	258	93	7		###		117	
LYMNAEIDAE	<i>Radix balthica</i>																			5		
	<i>Radix</i> sp.																			37		3
	<i>Radix auricularia</i>					1																
MELANOPSIDAE	<i>Esperiana esperi</i>	192	29			24	1		2	82	66	57	86	199	291	357	36	113	111	17	3	165
	<i>Holandriana holandrii</i>	###	37	62	29				2	22										3		
	<i>Microcolpia daudebartii</i> ssp.			5					3	###	78	54	125	142	219	336	189	261	63		18	78
NERITIDAE	<i>Theodoxus danubialis</i> ssp.	166	48			48				132				22	15	45	8	7		55		18
	<i>Theodoxus fluviatilis</i> ssp.													5				3		11		
PHYSIDAE	<i>Physella acuta</i>					36										3		99	42			
VALVATIDAE	<i>Valvata piscinalis</i> ssp.					192					18		259	269	9					29		36
	<i>Valvata cristata</i>		5	5	86																	
VIVIPARIDAE	<i>Viviparus viviparus</i>										3			14							5	
	<i>Viviparus acerosus</i>																				11	
	<i>Viviparus</i> sp.																				11	

Tablica P8. (nastavak)

Svojta		SA1	SA2	SA3	SA4	SA5	SA6	SA7	SA8	SA9	SA10	SA11	SA12	SA13	SA14	SA15	SA16	SA17	SA18	SA19	SA20	SA21
Heteroptera																						
ukupno jedinki: 128																						
APHELOCHEIRIDAE	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	32					72															
CORIXIDAE	<i>Micronecta</i> sp.							5			3				3	6		1				3
GERRIDAE	<i>Gerris</i> sp.															3						
Hirudinea																						
ukupno jedinki: 663																						
ERPOBDELLIDAE	<i>Dina</i> sp.	12	2																			
	<i>Erpobdella nigricollis/testacea</i>			1		1																
	<i>Erpobdella octoculata</i>	6				14	1															
	<i>Erpobdella</i> sp.		5																			
GLOSSIPHONIIDAE	<i>Alboglossiphonia hyalina</i>					19																
	<i>Glossiphonia concolor</i>		29		24																	
	<i>Glossiphonia nebulosa</i>	6																				
	Glossiphoniidae Gen. sp.		5																			
	<i>Helobdella stagnalis</i>					518																
	<i>Hemiclepsis marginata</i>					1																
PISCICOLIDAE	<i>Caspiobdella fadejewi</i>					14		1		4												
Hydrachnidia																						
ukupno jedinki: 152																						
[Ph:Hydrachnidia]	Hydrachnidia Gen. sp.	9	29	48	53	5	5															
Nematoda																						
ukupno jedinki: 41																						
[Kl:Nematoda]	Nematoda Gen. sp.					5	5									6	1				3	21
Odonata																						
ukupno jedinki: 396																						
CALOPTERYGIDAE	<i>Calopteryx splendens</i>						1		1	4	6				3	6		14	5		6	9
COENAGRIONIDAE	Coenagrionidae Gen. sp.																	51	5			
	<i>Ischnura elegans</i>																		3			
GOMPHIDAE	<i>Gomphus flavipes</i>					1	14	2	1	4			5									
	<i>Gomphus vulgatissimus</i>					5			1						3		1		5			
	<i>Onychogomphus forcipatus</i> ssp.		6																			
	<i>Onychogomphus/Ophiogomphus</i> sp.	6			5																	
LESTIDAE	Lestidae Gen. sp.					5								2								
PLATYCNEMIDIDAE	<i>Platycnemis pennipes</i>					19	5		2	8	3	3			18			141	5		9	3

Tablica P8. (nastavak)

Svojta		SA1	SA2	SA3	SA4	SA5	SA6	SA7	SA8	SA9	SA10	SA11	SA12	SA13	SA14	SA15	SA16	SA17	SA18	SA19	SA20	SA21		
Oligochaeta																								
ukupno jedinki: 7.017																								
LUMBRICIDAE	<i>Eiseniella tetraedra</i>												5											
	Lumbricidae Gen. sp.																1							
LUMBRICULIDAE	<i>Rhynchelmis limosella</i>	26																						
	<i>Stylodrilus heringianus</i>	122	5	5	213				2			6					2			1				
NAIDIDAE	<i>Nais bretscheri</i>								2															
PROPAPPIDAE	<i>Propappus volki</i>																				6			
TUBIFICIDAE	<i>Aulodrilus limnobius</i>															57								
	<i>Branchiura sowerbyi</i>															3			65		51			
	<i>Embolocephalus velutinus</i>																17			1				
	<i>Isochaetides michaelsoni</i>					17		29	1	16	18	18												
	<i>Limnodrilus claparedeanus</i>					85	53			8		12	43		87		7	55						
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	77	5			1231	782	6	27	76	6	3	178	79	459	198	24	22	134	6	411	267		
	<i>Limnodrilus profundicola</i>					16	158			44		36			3								21	
	<i>Limnodrilus udekemianus</i>					149	158	2	5	16	15	12	178	53		99			14		51			
	<i>Potamothenrix hammoniensis</i>	38											14	12				24	31					
	<i>Potamothenrix vejdoskyi</i>	13																1					12	
	<i>Psammoryctides albicola</i>										3	12				75								
	<i>Psammoryctides barbatus</i>	122				382	16		4	84		6	29		3		11	1					12	
	<i>Tubifex tubifex</i>										6		14					1	31					
Plecoptera																								
ukupno jedinki: 608																								
LEUCTRIDAE	<i>Leuctra fusca-Gr.</i>	198	12	259	139																			
Trichoptera																								
ukupno jedinki: 2.097																								
ECNOMIDAE	<i>Ecnomus tenellus</i>																	21				6		
HYDROPSYCHIDAE	<i>Cheumatopsyche lepida</i>	143	725	16	29																			
	<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>						19	6	2		3										3		12	
	<i>Hydropsyche</i> sp.	218	115	53			5	2																
	<i>Hydropsyche modesta</i>		134	5	5				1							3								
	<i>Hydropsyche contubernalis</i> ssp.	9	149	24	24		5	1													8		3	
	<i>Hydropsyche incognita</i>	9	48	53																				
HYDROPTILIDAE	<i>Hydroptila</i> sp.	6	5	1		5	14		8															

Tablica P8. (nastavak)

Svojtá		SA1	SA2	SA3	SA4	SA5	SA6	SA7	SA8	SA9	SA10	SA11	SA12	SA13	SA14	SA15	SA16	SA17	SA18	SA19	SA20	SA21	
LEPTOCERIDAE	<i>Ceraclea dissimilis</i>				1																		
	Leptoceridae Gen. sp.		19			5																	
	<i>Oecetis notata</i>		14					29															
	<i>Setodes punctatus</i>				5																	3	
	<i>Setodes</i> sp.					5																	
POLYCENTROPODIDAE	<i>Neureclipsis bimaculata</i>					5	91																
PSYCHOMYIIDAE	<i>Psychomyia pusilla</i>	7	1	1																			
	Psychomyiidae Gen. sp.																		3			4	
RHYACOPHILIDAE	<i>Rhyacophila</i> s. str. sp.	6																					
Turbellaria																							
ukupno jedinki: 61																							
DUGESIIDAE	<i>Dugesia</i> sp.	13	38	5	5																		

Tablica P9. Popis svojta na mjernim postajama na rijeci Muri u 2015. godini. Sve vrijednosti su izražene kao broj jedinki po m².

Svojta		MU1	MU2	MU3
Coleoptera				
ukupno jedinki: 52				
ELMIDAE	Elmidae Gen. sp. Lv.			14
	<i>Oulimnius</i> sp. Lv.		19	
	<i>Oulimnius</i> sp. Ad.	2		
	<i>Potamophilus acuminatus</i> Lv.			1
GYRINIDAE	<i>Orectochilus villosus</i>			5
HYDRAENIDAE	<i>Hydraena</i> sp. Ad.	2		
Crustacea				
ukupno jedinki: 14.252				
[KI:Crustacea]	Ostracoda Gen. sp.		5	
[UKI:Copepoda]	Copepoda Gen. sp.		14	
GAMMARIDAE	<i>Gammarus roeselii</i>		5	
	<i>Gammarus fossarum</i>	485	5794	4349
Diptera				
ukupno jedinki: 759				
CERATOPOGONIDAE	Ceratopogonidae Gen. sp.	5		19
CHIRONOMIDAE	Chironomini Gen. sp.	46	154	48
	<i>Chironomus plumosus</i> -Gr.		82	
	Orthoclaadiinae Gen. sp.	7	38	14
	Tanypodinae Gen. sp.		24	
	Tanytarsini Gen. sp.	5	96	53
LIMONIIDAE	<i>Antocha vitripennis</i>	2	1	5
	Limoniidae Gen. sp.	12	48	57
SIMULIIDAE	<i>Simulium</i> sp.	5		24
TABANIDAE	Tabanidae Gen. sp.		5	
Ephemeroptera				
ukupno jedinki: 908				
BAETIDAE	<i>Baetis</i> sp.	228	173	144
	<i>Baetis rhodani</i>		5	
CAENIDAE	<i>Caenis</i> sp.			5
HEPTAGENIIDAE	<i>Heptagenia sulphurea</i>	74	1	72
	<i>Heptagenia flava</i>	2		14
	<i>Heptagenia longicauda</i>	2		
	<i>Heptagenia</i> sp.	41	1	16
	<i>Rhithrogena</i> sp.	17		
LEPTOPHLEBIIDAE	Leptophlebiidae Gen. sp.	5		
Gastropoda				
ukupno jedinki: 272				
[KI:Gastropoda]	Gastropoda Gen. sp.		29	
HYDROBIIDAE	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>		1	
MELANOPSISIDAE	<i>Holandriana holandrii</i>		192	19
NERITIDAE	<i>Theodoxus danubialis</i> ssp.			5
PLANORBIDAE	<i>Ancylus fluviatilis</i>	7	1	
Heteroptera				
ukupno jedinki: 94				
APHELOCHEIRIDAE	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>		1	
CORIXIDAE	<i>Micronecta</i> sp.	2	77	5
Hirudinea				
ukupno jedinki: 5				
ERPODELLIDAE	<i>Dina</i> sp.		5	
Hydrachnidia				
ukupno jedinki: 45				
[Ph:Hydrachnidia]	Hydrachnidia Gen. sp.	7	14	24
Odonata				
ukupno jedinki: 10				
GOMPHIDAE	Gomphidae Gen. sp.		5	5

Tablica P9. (nastavak)

Svojtá		MU1	MU2	MU3
Oligochaeta				
ukupno jedinki: 1.574				
HAPLOTAXIDAE	<i>Haplotaxis gordioides</i>	2		
LUMBRICULIDAE	<i>Stylodrilus heringianus</i>	55		19
PROPAPPIDAE	<i>Propappus volki</i>	5		
TUBIFICIDAE	<i>Isochaetides michaelsoni</i>		24	
	<i>Limnodrilus claparedeanus</i>		254	
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	14	19	1
	<i>Limnodrilus udekemianus</i>		24	
	<i>Potamothrix hammoniensis</i>		53	
	<i>Tubifex tubifex</i>		24	
Plecoptera				
ukupno jedinki: 7				
LEUCTRIDAE	<i>Leuctra fusca-Gr.</i>	7		
Trichoptera				
ukupno jedinki: 561				
GLOSSOSOMATIDAE	<i>Agapetus laniger</i>		1	5
GOERIDAE	<i>Silo piceus</i>			5
HYDROPSYCHIDAE	<i>Hydropsyche</i> sp.	31	11	16
	<i>Hydropsyche contubernalis</i> ssp.			38
	<i>Hydropsyche incognita</i>	7	1	5
	<i>Hydropsyche incognita/pellucidula</i>	7	5	
HYDROPTILIDAE	<i>Hydroptila</i> sp.		5	
LEPTOCERIDAE	<i>Ceraclea</i> sp.	2	1	5
	<i>Setodes punctatus</i>		5	96
PSYCHOMYIIDAE	<i>Psychomyia pusilla</i>	46	38	24
Turbellaria				
ukupno jedinki: 7				
DENDROCOELIDAE	<i>Dendrocoelum lacteum</i>	2		
DUGESIIDAE	<i>Dugesia lugubris/polychroa</i>	5		

Tablica P10. Popis svojta na mjernim postajama na rijeci Muri u 2016. godini. Sve vrijednosti su izražene kao broj jedinki po m².

	Svojta	MU1	MU2	MU3
Coleoptera				
ukupno jedinki: 65				
ELMIDAE	<i>Elmis</i> sp. Lv.		3	5
	<i>Esolus</i> sp. Lv.		3	
	<i>Limnius</i> sp. Lv.		15	1
	<i>Limnius</i> sp. Ad.		3	
	<i>Oulimnius</i> sp. Ad.		3	5
	<i>Stenelmis</i> sp. Lv.		3	5
GYRINIDAE	<i>Orectochilus villosus</i> Lv.	5		
HYDRAENIDAE	<i>Hydraena</i> sp. Ad.			5
Crustacea				
ukupno jedinki: 10.221				
[KI:Crustacea]	Ostracoda Gen. sp.	5		
[UKI:Copepoda]	Copepoda Gen. sp.	5		
GAMMARIDAE	<i>Gammarus roeselii</i>	1		
	<i>Gammarus fossarum</i>	337	288	3936
	<i>Niphargus</i> sp.		15	
Diptera				
ukupno jedinki: 2.373				
CERATOPOGONIDAE	Ceratopogonidae Gen. sp.		3	5
CHIRONOMIDAE	Chironomini Gen. sp.	73		29
	Orthoclaadiinae Gen. sp.	1252	263	37
	<i>Prodiamesa olivacea</i>	5		
	<i>Tanytarsini</i> Gen. sp.	19	7	
EMPIDIDAE	Empididae Gen. sp.	5	33	14
LIMONIIDAE	<i>Antocha vitripennis</i>		3	
	Limoniidae Gen. sp.	58	15	62
PEDICIIDAE	<i>Dicranota</i> sp.	38	9	24
SIMULIIDAE	<i>Simulium</i> sp.	5		
Ephemeroptera				
ukupno jedinki: 977				
BAETIDAE	<i>Baetis</i> sp.	5	66	
EPHEMERELLIDAE	<i>Ephemerella notata</i>		3	
	<i>Ephemerella mucronata</i>	5		
	<i>Serratella ignita</i>		3	
HEPTAGENIIDAE	<i>Epeorus assimilis</i>	1		
	<i>Heptagenia sulphurea</i>	154	18	
	<i>Heptagenia</i> sp.	125	9	278
	<i>Rhithrogena</i> sp.	149	18	14
LEPTOPHLEBIIDAE	<i>Habrophlebia</i> sp.			5
	Leptophlebiidae Gen. sp.	34		
Gastropoda				
ukupno jedinki: 89				
MELANOPSIDAE	<i>Holandriana holandrii</i>		78	1
PLANORBIDAE	<i>Ancylus fluviatilis</i>	1		
Heteroptera				
ukupno jedinki: 6				
APHELOCHEIRIDAE	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>		6	
Hirudinea				
ukupno jedinki: 3				
ERPODELLIDAE	<i>Dina</i> sp.		3	
Hydrachnidia				
ukupno jedinki: 10				
[Ph:Hydrachnidia]	Hydrachnidia Gen. sp.	5		5
Nematoda				
ukupno jedinki: 35				
[KI:Nematoda]	Nematoda Gen. sp.	14	21	

Tablica P10. (nastavak)

Svojta		MU1	MU2	MU3
Oligochaeta				
ukupno jedinki: 127				
LUMBRICULIDAE	<i>Stylodrilus heringianus</i>	14	99	14
Plecoptera				
ukupno jedinki: 134				
CHLOROPERLIDAE	<i>Xanthoperla apicalis</i>	43		34
LEUCTRIDAE	<i>Leuctra fusca-Gr.</i>		3	
PERLODIDAE	<i>Isoperla sp.</i>	29	15	1
Trichoptera				
ukupno jedinki: 387				
GOERIDAE	<i>Silo piceus</i>	1	21	24
HYDROPSYCHIDAE	<i>Hydropsyche sp.</i>	1	9	24
	<i>Hydropsyche contubernalis ssp.</i>		3	43
	<i>Hydropsyche incognita</i>	19		
	<i>Hydropsyche incognita/pellucidula</i>		54	24
LEPTOCERIDAE	<i>Ceraclea annulicornis</i>			1
	<i>Setodes punctatus</i>		54	34
PSYCHOMYIIDAE	<i>Psychomyia pusilla</i>	19	6	1
RHYACOPHILIDAE	<i>Rhyacophila s. str. sp.</i>		3	1
Turbellaria				
ukupno jedinki: 3				
DUGESIIDAE	<i>Dugesia sp.</i>		3	

Tablica P11. Popis svojta na mjernim postajama na rijeci Dunav u 2015. godini. Sve vrijednosti su izražene kao broj jedinki po m².

Svojta		DA1	DA2	DA3	DA4
Bivalvia					
ukupno jedinki: 325					
CORBICULIDAE	<i>Corbicula fluminea</i>	6	27		91
DREISSENIDAE	<i>Dreissena bugensis</i>	2	3	62	4
	<i>Dreissena polymorpha</i>	13	6	65	8
SPHAERIIDAE	<i>Pisidium</i> sp.		3		1
	<i>Sphaerium</i> sp.				15
UNIONIDAE	<i>Anodonta anatina</i>		2		
	<i>Anodonta</i> sp.		1		
	<i>Sinanodonta woodiana</i>		2		
	<i>Unio tumidus</i> ssp.				1
	<i>Unio pictorum</i> ssp.		11		
	<i>Unio</i> sp.		1		
	Unionidae Gen. sp.				1
Crustacea					
ukupno jedinki: 1.436					
COROPHIIDAE	<i>Chelicorophium robustum</i>	27	3	12	
	<i>Chelicorophium curvispinum</i>	13	69	125	73
	<i>Chelicorophium</i> sp.	3	27	72	43
GAMMARIDAE	<i>Dikergammarus</i> sp.		39	26	45
	<i>Dikergammarus haemobaphes</i>	2			
	<i>Dikergammarus villosus</i>	89	123	31	159
	<i>Dikergammarus bispinosus</i>		3		
	<i>Echinogammarus ischnus</i>	6		5	7
	Gammaridae Gen. sp.			17	
	<i>Obesogammarus obesus</i>	6	12		36
JANIRIDAE	<i>Jaera istri</i>	2		238	3
	<i>Limmomysis benedeni</i>	1		2	
Diptera					
ukupno jedinki: 904					
CERATOPOGONIDAE	Ceratopogonidae Gen. sp.				1
CHIRONOMIDAE	Chironomini Gen. sp.	72	54	182	75
	<i>Chironomus plumosus</i> -Gr.	3	3	14	
	Orthoclaadiinae Gen. sp.	3		2	1
	<i>Prodiamesa olivacea</i>	1			
	Tanypodinae Gen. sp.	3	6		5
	Tanytarsini Gen. sp.	2			
Gastropoda					
ukupno jedinki: 3.304					
HYDROBIIDAE	<i>Lithoglyphus naticoides</i>		993		228
MELANOPSIDAE	<i>Esperiana esperi</i>				4
NERITIDAE	<i>Theodoxus fluviatilis</i> ssp.	11		1757	124
PHYSIDAE	<i>Physella acuta</i>				1
VALVATIDAE	<i>Valvata piscinalis</i> ssp.		132		13
VIVIPARIDAE	Viviparidae Gen. sp.				19
	<i>Viviparus</i> sp.		3		19
Hirudinea					
ukupno jedinki: 2					
ERPOBDELLIDAE	Erpobdellidae Gen. sp.			2	
Nematoda					
ukupno jedinki: 6					
[Kl:Nematoda]	Nematoda Gen. sp.		6		
Odonata					
ukupno jedinki: 7					
GOMPHIDAE	Gomphidae Gen. sp.		3		1
	<i>Gomphus flavipes</i>		3		

Tablica P11. (nastavak)

Svojta		DA1	DA2	DA3	DA4
Oligochaeta					
ukupno jedinki: 207					
NAIDIDAE	<i>Specaria josinae</i>			2	
TUBIFICIDAE	<i>Isochaetides michaelsoni</i>		9	5	
	<i>Limnodrilus claparedeanus</i>			12	
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	2	42	77	9
	<i>Limnodrilus udekemianus</i>		33		3
	<i>Potamothrix hammoniensis</i>		3		
	<i>Potamothrix moldaviensis</i>			5	
	<i>Psammoryctides barbatus</i>				5
Planipennia					
ukupno jedinki: 1					
SISYRIDAE	<i>Sisyra</i> sp.	1			
Polychaeta					
ukupno jedinki: 8					
AMPHARETIDAE	<i>Hypania invalida</i>	2		2	4
Trichoptera					
ukupno jedinki: 7					
HYDROPSYCHIDAE	<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>			5	
	<i>Hydropsyche</i> sp.			2	

Tablica P12. Popis svojta na mjernim postajama na rijeci Dunav u 2016. godini. Sve vrijednosti su izražene kao broj jedinki po m².

Svojta		DA1	DA2	DA3	DA4
Bivalvia					
ukupno jedinki: 186					
CORBICULIDAE	<i>Corbicula fluminea</i>	4	154		
DREISSENIDAE	<i>Dreissena polymorpha</i>	1	5	19	
SPHAERIIDAE	Sphaeriidae Gen. sp.			1	
UNIONIDAE	<i>Sinanodonta woodiana</i>		2		
Coleoptera					
ukupno jedinki: 7					
DYTISCIDAE	<i>Platambus maculatus</i>	1			
ELMIDAE	<i>Potamophilus acuminatus</i> Lv.				6
Collembola					
ukupno jedinki: 1					
[Ord:Collembola]	Collembola Gen. sp.	1			
Crustacea					
ukupno jedinki: 2.288					
[UKI:Copepoda]	Copepoda Gen. sp.			1	
[UOrd:Cladocera]	Cladocera Gen. sp.			2	
COROPHIIDAE	<i>Chelicorophium robustum</i>	3	5	35	3
	<i>Chelicorophium curvispinum</i>	6	11	17	42
	<i>Chelicorophium</i> sp.	83	398		9
GAMMARIDAE	<i>Dikerogammarus</i> sp.	12	11	17	78
	<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>	3		1	
	<i>Dikerogammarus villosus</i>	17	82	14	33
	<i>Dikerogammarus bispinosus</i>		14		
	<i>Echinogammarus ischnus</i>	6	19	1	24
	Gammaridae Gen. sp.		11	16	315
	<i>Obesogammarus obesus</i>	6		1	3
JANIRIDAE	<i>Jaera istri</i>	3	182	136	15
MYSIDAE	<i>Katamysis warpachowskyi</i>			1	
	<i>Limnomysis benedeni</i>	1		9	3
Diptera					
ukupno jedinki: 628					
CHIRONOMIDAE	Chironomini Gen. sp.	27	413	15	158
	Orthoclaadiinae Gen. sp.			2	
	Tanypodinae Gen. sp.				4
	Tanytarsini Gen. sp.	2		1	
EMPIDIDAE	Empididae Gen. sp.	1	5		
Ephemeroptera					
ukupno jedinki: 5					
HEPTAGENIIDAE	<i>Heptagenia</i> sp.			2	3
Gastropoda					
ukupno jedinki: 2.144					
HYDROBIIDAE	<i>Lithoglyphus naticoides</i>		146		156
MELANOPSIDAE	<i>Esperiana esperi</i>				18
	<i>Microcolpia daudebartii</i> ssp.				12
NERITIDAE	<i>Theodoxus fluviatilis</i> ssp.	2	82	312	9
VIVIPARIDAE	<i>Viviparus viviparus</i>				63
	<i>Viviparus</i> sp.				3
Heteroptera					
ukupno jedinki: 3					
CORIXIDAE	<i>Micronecta</i> sp.				3
Nematoda					
ukupno jedinki: 18					
[KI:Nematoda]	Nematoda Gen. sp.	8		7	3
Odonata					
ukupno jedinki: 31					
GOMPHIDAE	Gomphidae Gen. sp.	1			
	<i>Gomphus flavipes</i>		24		6

Tablica P12. (nastavak)

Svojtá		DA1	DA2	DA3	DA4
Oligochaeta					
ukupno jedinki: 3.697					
TUBIFICIDAE	<i>Aulodrilus limnobius</i>	2			18
	<i>Embolocephalus velutinus</i>	39			
	<i>Isochaetides michaelsoni</i>	1	72	5	
	<i>Limnodrilus cervix</i>		576		
	<i>Limnodrilus claparedeanus</i>			1	114
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	15	###	55	588
	<i>Limnodrilus udekemianus</i>	1	144		57
	<i>Potamothenix hammoniensis</i>	1	288		75
	<i>Psammoryctides barbatus</i>	3	72	1	39
Polychaeta					
ukupno jedinki: 26					
AMPHARETIDAE	<i>Hypania invalida</i>	1		1	24
Trichoptera					
ukupno jedinki: 2					
HYDROPSYCHIDAE	<i>Hydropsyche</i> sp.	1		1	

Tablica P13. Popis svojta na mjernim postajama na rijeci Dravi u 2015. godini. Sve vrijednosti su izražene kao broj jedinki po m².

Svojta		DR1a	DR1b	DR2	DR3a	DR3b	DR4	DR5a	DR5b	DR6	DR7	DR8	DR9	DR10	DR11	DR12	DR13	DR14	DR15	DR16	DR17	DR18
Bivalvia																						
ukupno jedinki: 9.140																						
CORBICULIDAE	<i>Corbicula fluminea</i>														86	12	182	163	47	141	184	6
DREISSENIDAE	<i>Dreissena polymorpha</i>	76				237		72	2163	322	###	163	298	211	149	24	43	91	389	45	32	38
SPHAERIIDAE	<i>Pisidium</i> sp.				658	474		58	27		19	5	1			29		38	16	3		
	Sphaeriidae Gen. sp.							5		3			5	1		62						
	<i>Sphaerium</i> sp.	27																				
UNIONIDAE	<i>Anodonta anatina</i>															1		1		1		
	<i>Sinanodonta woodiana</i>																				3	
	<i>Unio tumidus</i> ssp.																			5	6	
	<i>Unio crassus</i> ssp.																	3				
	<i>Unio pictorum</i> ssp.															6		1	1	5		
	Unionidae Gen. sp.																1		5			
Coelenterata																						
ukupno jedinki: 15																						
HYDRIDAE	<i>Hydra</i> sp.					15																
Coleoptera																						
ukupno jedinki: 970																						
CHRYSOMELIDAE	Donaciinae Gen. sp. Ad.												5									1
DYTISCIDAE	Hydroporinae Gen. sp. Lv.									3												
	Hydroporinae Gen. sp. Ad.									3				5								
ELMIDAE	Elmidae Gen. sp. Lv.			48																		
	<i>Elmis</i> sp. Lv.												5									
	<i>Esolus</i> sp. Lv.	1											5	5								
	<i>Limnius</i> sp. Lv.			91							34											
	<i>Limnius</i> sp. Ad.			1																		
	<i>Macronychus quadrituberculatus</i> Lv.																				3	
	<i>Oulimnius</i> sp. Lv.			691																		
	<i>Oulimnius</i> sp. Ad.			24																		
	<i>Potamophilus acuminatus</i> Lv.					15								14		5			1			
HALIPLIDAE	<i>Haliplus</i> sp. Lv.										5											
SCIRTIDAE	Scirtidae Gen. sp. Ad.												5									
Collembola																						
ukupno jedinki: 5																						
[Ord:Collembola]	Collembola Gen. sp.														5							

Tablica P13. (nastavak)

Svojta		DR1a	DR1b	DR2	DR3a	DR3b	DR4	DR5a	DR5b	DR6	DR7	DR8	DR9	DR10	DR11	DR12	DR13	DR14	DR15	DR16	DR17	DR18
Crustacea																						
ukupno jedinki: 37.251																						
[Kl:Crustacea]	Ostracoda Gen. sp.			178	1			1														
[UKl:Copepoda]	Copepoda Gen. sp.			53	955		###	14	15	17		1		58				29	19		12	4
[UOrd:Cladocera]	Cladocera Gen. sp.			24	34		8	14								5					21	
ASELLIDAE	<i>Asellus aquaticus</i>	4		251	5		4															
COROPHIIDAE	<i>Chelicorophium sowinskyi</i>																					3
	<i>Chelicorophium curvispinum</i>											355	427	446	475	173	562	269	59	69	16	2
	<i>Chelicorophium</i> sp.											###	###	###	###	###	742	17	673	192	24	1
CRANGONYCTIDAE	<i>Synurella ambulans</i>	1		19									5	29								
GAMMARIDAE	<i>Dikerogammarus</i> sp.						8	456		23	629	274	614	###	###	211	###	326	235	27		74
	<i>Dikerogammarus villosus</i>						8	72		261	816	461	499	792	226	19	58	82	34	69	26	1
	<i>Echinogammarus ischnus</i>															5	278	16	24		144	3
	Gammaridae Gen. sp.											264			998	48					62	96
	<i>Gammarus</i> sp.	6		19	5	533																
	<i>Gammarus roeselii</i>	687		23	5											5						
	<i>Gammarus fossarum</i>	12		58									38									
JANIRIDAE	<i>Jaera istri</i>											994	696	###		62	259	19	34	7	16	
MYSIDAE	<i>Limnomysis benedeni</i>																				16	1
Diptera																						
ukupno jedinki: 7.914																						
CERATOPOGONIDAE	Ceratopogonidae Gen. sp.			43			4					14		5		1				24	3	1
CHIRONOMIDAE	Chironomini Gen. sp.	14		557	182	267	12	816	59		19	14			29	11	29	86	144	391	112	26
	<i>Chironomus plumosus</i> -Gr.				5		96	72	89							5	14	48	187	243	216	26
	<i>Chironomus thummi</i> -Gr.					14	36	5														
	Orthoclaadiinae Gen. sp.			331	16	15	88	317	15		5			1	29		19	5	14	3	8	15
	<i>Prodiamesa olivacea</i>															5						
	Tanypodinae Gen. sp.	2		158	14	296	8	24	193								5	5	53	21	8	
	Tanytarsini Gen. sp.	1		451	5	15	4	###						1	43		1	5	29	55	16	2
EMPIDIDAE	Empididae Gen. sp.											1	5		29	53	5			34	21	16
LIMONIIDAE	<i>Antocha vitripennis</i>											5										
	Limoniidae Gen. sp.			1						3	14	14	19	5	1	5		5				1
RHAGIONIDAE	Rhagionidae Gen. sp.																					4
SIMULIIDAE	<i>Simulium</i> sp.			5												5						
TABANIDAE	Tabanidae Gen. sp.									3								1	14	27		
TIPULIDAE	<i>Tipula</i> sp.						4															

Tablica P13. (nastavak)

Svojta		DR1a	DR1b	DR2	DR3a	DR3b	DR4	DR5a	DR5b	DR6	DR7	DR8	DR9	DR10	DR11	DR12	DR13	DR14	DR15	DR16	DR17	DR18
Ephemeroptera																						
ukupno jedinki: 1.854																						
BAETIDAE	Baetidae Gen. sp.			16				24														12
	<i>Baetis</i> sp.					15																
	<i>Cloeon</i> sp.				5																	
	<i>Procloeon pennulatum</i>																					2
CAENIDAE	<i>Caenis lactea</i>				67			19														
	<i>Caenis</i> sp.			972	77		4	226					1	43	14		1					4
	<i>Caenis luctuosa</i>							34														
	<i>Caenis luctuosa/macrura</i>					1		1														
EPHEMERIDAE	<i>Caenis macrura</i> -Gr.	3														48						
	<i>Ephemera</i> sp.			24				5														
	<i>Ephemera danica</i>			29										1								
	<i>Ephemera vulgata</i>			5																		
HEPTAGENIIDAE	<i>Heptagenia flava</i>																					4
	<i>Heptagenia</i> sp.													1				5				
	Heptageniidae Gen. sp.			5									5									
LEPTOPHLEBIIDAE	Leptophlebiidae Gen. sp.			67																		
POTAMANTHIDAE	<i>Potamanthus luteus</i>			16									1	24	67	1	5					
Gastropoda																						
ukupno jedinki: 140.236																						
[Kl:Gastropoda]	Gastropoda Gen. sp.										14				5							
ACROLOXIDAE	<i>Acroloxus lacustris</i>						8															
BITHYNIIDAE	<i>Bithynia tentaculata</i>	54			34		2	43		1											14	
HYDROBIIDAE	<i>Lithoglyphus naticoides</i>								222		5		1			154	5	###	###		312	48
HYDROBIIDAE	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>				####	415	4	24		13	235	14	24	5	1	5						
LYMNAEIDAE	<i>Lymnaea stagnalis</i>						1															
	Lymnaeidae Gen. sp.							58		3						14						
	<i>Radix labiata</i>	1		19	96																	
	<i>Radix auricularia</i>				5																	3
MELANOPSIDAE	<i>Holandriana holandrii</i>									###	552	235	###	5	264							
	<i>Microcolpia daudebartii</i> ssp.												58									
NERITIDAE	<i>Theodoxus danubialis</i> ssp.												5									
	<i>Theodoxus fluviatilis</i> ssp.																					1
	<i>Theodoxus</i> sp.	1																				
PHYSIDAE	<i>Physa fontinalis</i>																					4
	<i>Physella acuta</i>														1	5						

Tablica P13. (nastavak)

Svojta		DR1a	DR1b	DR2	DR3a	DR3b	DR4	DR5a	DR5b	DR6	DR7	DR8	DR9	DR10	DR11	DR12	DR13	DR14	DR15	DR16	DR17	DR18	
PLANORBIDAE	<i>Ancylus fluviatilis</i>	2							15	14	43	34	19	1	5								
	<i>Gyraulus</i> sp.				34			5															
	<i>Planorbis planorbis</i>						1																
VALVATIDAE	<i>Valvata piscinalis</i> ssp.				331		6	29	133														
Heteroptera																							
ukupno jedinki: 2.488																							
APHELOCHEIRIDAE	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>			5																			
CORIXIDAE	<i>Micronecta</i> sp.	6			34		32	82			19	5				###	11	149	518	381	26	1	
Hirudinea																							
ukupno: 980																							
[Kl:Hirudinea]	Hirudinea Gen. sp.				48																		
ERPOBDELLIDAE	<i>Dina</i> sp.							5						1									
	<i>Erpobdella octoculata</i>						44																
	<i>Erpobdella testacea</i>				5		8																
	Erpobdellidae Gen. sp.				14			38															
	<i>Trocheta</i> sp.							5															
GLOSSIPHONIIDAE	<i>Alboglossiphonia striata</i>				5																		
	<i>Alboglossiphonia hyalina</i>						68																
	<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>						68																
	<i>Glossiphonia concolor</i>				1		4																
	<i>Glossiphonia complanata</i>	5			14		8																
	<i>Helobdella stagnalis</i>			14	456		42		119														
	<i>Hemiclepsis marginata</i>						8																
Hydrachnidia																							
ukupno jedinki: 826																							
[Ph:Hydrachnidia]	Hydrachnidia Gen. sp.	3		62	624		4	86	15			1	5			5	5		14	1			1
Lepidoptera																							
ukupno jedinki: 35																							
[Ord:Lepidoptera]	Lepidoptera Gen. sp.				34																		1
Megaloptera																							
ukupno jedinki: 5																							
SIALIDAE	<i>Sialis nigripes</i>			5																			
Nematoda																							
ukupno jedinki: 64																							
[Kl:Nematoda]	Nematoda Gen. sp.			1				63															

Tablica P13. (nastavak)

Svojta		DR1a	DR1b	DR2	DR3a	DR3b	DR4	DR5a	DR5b	DR6	DR7	DR8	DR9	DR10	DR11	DR12	DR13	DR14	DR15	DR16	DR17	DR18
Odonata																						
ukupno jedinki: 172																						
GOMPHIDAE	Gomphidae Gen. sp.																1	19	38			
	<i>Gomphus</i> sp.															5		14		1		1
	<i>Gomphus flavipes</i>																		19	17	4	
	<i>Gomphus vulgatissimus</i>			1									5					5				
	<i>Onychogomphus forcipatus</i> ssp.						1			1	5				5							
	<i>Onychogomphus/Ophiogomphus</i> sp.										1											
PLATYCNEMIDIDAE	<i>Platycnemis pennipes</i>														5			5		3	16	
Oligochaeta																						
ukupno jedinki: 5.821																						
ENCHYTRAEIDAE	Enchytraeidae Gen. sp.						8															
LUMBRICULIDAE	<i>Bythonomus lemani</i>							1	15													
	<i>Stylodrilus heringianus</i>									1		24	5	269	19							
NAIDIDAE	<i>Nais bretscheri</i>						24															8
	<i>Nais barbata</i>						124															
	<i>Ophidonais serpentina</i>						4															
	<i>Stylaria lacustris</i>					8	5							5	5							1
PROPAPPIDAE	<i>Propappus volki</i>											1										
TUBIFICIDAE	<i>Bothrioneurum vej dovskyanum</i>							96														
	<i>Branchiura sowerbyi</i>					27			119						1	24	34				24	
	<i>Embolocephalus velutinus</i>						1			3												12
	<i>Isochaetides michaelsoni</i>											5				182	19			1	92	26
	<i>Limnodrilus claparedeanus</i>	1			19	89										26	48	43	62	69	64	2
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	1		14	144	593	284	346	222			5		34	29	137	134	36	298	195	452	76
	<i>Limnodrilus udekemianus</i>				5			34									1				24	
	<i>Potamothenix hammoniensis</i>					15											5					
	<i>Potamothenix moldaviensis</i>														5							
	<i>Potamothenix vej dovskyi</i>	4																		1		
	<i>Psammoryctides barbatus</i>				24		932		15							77	2	34	19	7		
	<i>Tubifex tubifex</i>				1																	
Plecoptera																						
ukupno jedinki: 251																						
CHLOROPERLIDAE	<i>Xanthoperla apicalis</i>											1		38								
LEUCTRIDAE	<i>Leuctra fusca</i> -Gr.			144														5				
AMPHARETIDAE	<i>Hypania invalida</i>																	43	1	19		

Tablica P13. (nastavak)

Svojta		DR1a	DR1b	DR2	DR3a	DR3b	DR4	DR5a	DR5b	DR6	DR7	DR8	DR9	DR10	DR11	DR12	DR13	DR14	DR15	DR16	DR17	DR18
Trichoptera																						
ukupno jedinki: 1.734																						
BRACHYCENTRIDAE	<i>Brachycentrus subnubilus</i>											1			5							
ECNOMIDAE	<i>Ecnomus tenellus</i>							5													4	
GOERIDAE	<i>Goera pilosa</i>			14																		
	<i>Silo piceus</i>										62	1	1									
HYDROPSYCHIDAE	<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>											29			29	19	19		1	7		
	<i>Hydropsyche</i> sp.			5							38	43			67		1			3		
	<i>Hydropsyche contubernalis</i> ssp.	1													5							
	<i>Hydropsyche incognita</i>											58										
	<i>Hydropsyche incognita/pellucidula</i>											14										
HYDROPTILIDAE	<i>Agraylea sexmaculata</i>			29	24			5														
	<i>Hydroptila</i> sp.			24																		
	Hydroptilidae Gen. sp.				5																	
	<i>Oxyethira</i> sp.				14																	
	<i>Stactobia moselyi</i>			5																		
LEPTOCERIDAE	<i>Athripsodes bilineatus</i> ssp.				5																	
	<i>Athripsodes</i> sp.	1		269																		
	<i>Athripsodes cinereus</i>			173																		
	<i>Ceraclea dissimilis</i>	4																				
	<i>Ceraclea annulicornis</i>	5										5										
	<i>Ceraclea</i> sp.	5		82						3												
	<i>Ceraclea aurea</i>											5	1									
	Leptoceridae Gen. sp.				34						5											
	<i>Mystacides longicornis</i>				19																	
	<i>Mystacides</i> sp.			154	48																	
	<i>Mystacides azurea</i>			158				5														
	<i>Oecetis notata</i>	1									5					5						
	<i>Oecetis ochracea</i>				72																	
	<i>Setodes punctatus</i>											1			5							
POLYCENTROPODIDAE	<i>Cyrnus trimaculatus</i>	1		19																		
PSYCHOMYIIDAE	<i>Lype</i> sp.											5				14						
	<i>Psychomyia pusilla</i>	3						5				1	1	5	72							

Tablica P13. (nastavak)

Svojta		DR1a	DR1b	DR2	DR3a	DR3b	DR4	DR5a	DR5b	DR6	DR7	DR8	DR9	DR10	DR11	DR12	DR13	DR14	DR15	DR16	DR17	DR18	
Turbellaria																							
ukupno jedinki: 33																							
[Kl: Turbellaria]	Turbellaria Gen. sp.																			5			
DENDROCOELIDAE	<i>Dendrocoelum romanodanubiale</i>														14	5							
DUGESIIDAE	<i>Dugesia</i> sp.													5									
	<i>Dugesia lugubris</i>	3																					
PLANARIIDAE	<i>Polycelis nigra/tenuis</i>	1																					

Tablica P14. Popis svojta na mjernim postajama na rijeci Dravi u 2016. godini. Sve vrijednosti su izražene kao broj jedinki po m².

Svojta		DR1a	DR1b	DR2	DR3a	DR4	DR5a	DR6	DR7	DR8	DR9	DR10	DR11	DR12	DR13	DR14	DR15	DR16	DR17	DR18	
Araneae																					
ukupno jedinki: 10																					
[Ord:Araneae]	Araneae Gen. sp.					5	5														
Bivalvia																					
ukupno jedinki: 3.444																					
[Kl:Bivalvia]	Bivalvia Gen. sp.														19						
CORBICULIDAE	<i>Corbicula fluminea</i>												72	96	24	67	53	48	21	3	
DREISSENIDAE	<i>Dreissena polymorpha</i>						5	134	39	24	62	1	2	5				5		1	
SPHAERIIDAE	<i>Pisidium</i> sp.	17	432		5				62	53	14			34		158	182	34			
	Sphaeriidae Gen. sp.		432					1												3	
SPHAERIIDAE	<i>Sphaerium</i> sp.		1272	48						5											
UNIONIDAE	<i>Anodonta anatina</i>														1					1	
	Unionidae Gen. sp.																	1	5	3	
Coleoptera																					
ukupno jedinki: 1.548																					
DYTISCIDAE	<i>Laccophilus</i> sp. Ad.																1	5			
ELMIDAE	<i>Elmis</i> sp. Lv.									5											
	<i>Esolus</i> sp. Lv.			11				1	6												
	<i>Esolus</i> sp. Ad.			29																	
	<i>Limnius</i> sp. Lv.		48	139					1		5										
	<i>Oulimnius</i> sp. Lv.			1157																	
	<i>Oulimnius</i> sp. Ad.			62																	
	<i>Potamophilus acuminatus</i> Lv.													1			24	14			
	<i>Stenelmis</i> sp. Lv.												5								
GYRINIDAE	<i>Orectochilus villosus</i> Lv.			29																	
HYDRAENIDAE	<i>Hydraena</i> sp. Ad.														5						
Collembola																					
ukupno jedinki: 6																					
[Ord:Collembola]	Collembola Gen. sp.															5				1	
Crustacea																					
ukupno jedinki: 22.919																					
[Kl:Crustacea]	Ostracoda Gen. sp.		72	5	283			1	1					14	5	29	1	5	3		
[UKl:Copepoda]	Copepoda Gen. sp.	7	144		1	24	154				5		2	19	1	12	48	62	57	3	
[UOrd:Cladocera]	Cladocera Gen. sp.	21	96				16							29		136	154	254	66		
ASELLIDAE	<i>Asellus aquaticus</i>		12	19		1		2	6		1									15	

Tablica P14. (nastavak)

		DR1a	DR1b	DR2	DR3a	DR4	DR5a	DR6	DR7	DR8	DR9	DR10	DR11	DR12	DR13	DR14	DR15	DR16	DR17	DR18
	Svojta																			
COROPHIIDAE	<i>Chelicorophium sowinskyi</i>													5	144	53	1	1		
	<i>Chelicorophium curvispinum</i>									245	23	113	163	192	168	187	149	422	21	3
	<i>Chelicorophium</i> sp.									5914	288	223	586	782	2621	1282	811	845	42	1
CRANGONYCTIDAE	<i>Synurella ambulans</i>			24				17	3			173	5						15	
GAMMARIDAE	<i>Dikerogammarus</i> sp.					5							127							
	<i>Dikerogammarus villosus</i>				5		144	95	34	667	86	161	173	144	24	24	24	235	18	1
	<i>Echinogammarus ischnus</i>													115	14	58	62	134	21	
	Gammaridae Gen. sp.										19	5		29						
	<i>Gammarus roeselii</i>		18	26		5		1												
	<i>Gammarus fossarum</i>		12	5						53	144	26								
JANIRIDAE	<i>Jaera istri</i>									1454	643	89	13	221	11	216	5	211	12	
MYSIDAE	<i>Limnomysis benedeni</i>															5		14	3	
Diptera																				
ukupno jedinki: 31.771																				
[Ord:Diptera]	Diptera Gen. sp.																			2
CERATOPOGONIDAE	Ceratopogonidae Gen. sp.	23	12	48	19	29							1	19	5	278	154	269	21	1
CHIRONOMIDAE	Chironomini Gen. sp.	11	1433	167	231	324	43		1		5	2	48	254	43	118	288	1932	414	5
	<i>Chironomus plumosus</i> -Gr.		49		551	1246	17							53		226	13	525	3	22
	<i>Chironomus thummi</i> -Gr.					1352	5												6	
	Orthoclaadiinae Gen. sp.	123	1554	4366	511	83	555	49	6		797	173	235	48	173	192	62	838	66	52
	<i>Prodiamesa olivacea</i>	72	2161	6	5	5	5							53	19	269	38	27	6	1
	Tanypodinae Gen. sp.	14	583	473		14		1	23				2	14	14	635	192	366	75	27
	Tanytarsini Gen. sp.	7	34	2946	1592	5	993	1	94		5	7	2	5		91	34	48	24	16
EMPIDIDAE	Empididae Gen. sp.		24	91			67		6	29		17	48	34		5		48	6	5
EPHYDRIDAE	Ephydriidae Gen. sp.																			1
LIMONIIDAE	<i>Antocha vitripennis</i>			29				1		14	5									
	<i>Hexatoma</i> sp.									14										
	Limoniidae Gen. sp.						5	9	8	5	14		2				1	5		
PEDICIIDAE	<i>Dicranota</i> sp.									5	5									
PSYCHODIDAE	Psychodidae Gen. sp.																			26
SIMULIIDAE	<i>Simulium</i> sp.							3	8	5						5		1	3	5
STRATIOMYIIDAE	Stratiomyiidae Gen. sp.										5				14					
TABANIDAE	Tabanidae Gen. sp.	1							1										1	
TIPULIDAE	<i>Tipula</i> sp.	3						6	3	14	1	2	5						1	

Tablica P14. (nastavak)

Svojta		DR1a	DR1b	DR2	DR3a	DR4	DR5a	DR6	DR7	DR8	DR9	DR10	DR11	DR12	DR13	DR14	DR15	DR16	DR17	DR18	
Ephemeroptera																					
ukupno jedinki: 5.931																					
AMETROPODIDAE	<i>Ametropus fragilis</i>																	5	3		
BAETIDAE	Baetidae Gen. sp.				1											62	125		3		
	<i>Baetis</i> sp.			11		5			3									5			
	<i>Baetis rhodani</i>								3												
	<i>Centroptilum luteolum</i>					5										48	5	125	12	1	
	<i>Cloeon</i> sp.																5				
	<i>Cloeon dipterum</i>																			18	
CAENIDAE	<i>Caenis</i> sp.	7		552	5		3874		28	38	19	2		1	5	5	5	5			
EPHEMERIDAE	<i>Ephemera</i> sp.								1												
	<i>Ephemera danica</i>			19																	
	<i>Ephemera vulgata</i>															5		5			
HEPTAGENIIDAE	<i>Ecdyonurus</i> sp.			19																	
	<i>Electrogena</i> sp.			1																	
	<i>Heptagenia sulphurea</i>			24																	
	<i>Heptagenia</i> sp.			211					6	43	53	7	14	5	1						
LEPTOPHLEBIIDAE	<i>Habrophlebia</i> sp.			1																	
	Leptophlebiidae Gen. sp.		24	19	5																
	<i>Paraleptophlebia submarginata</i>			1																	
POTAMANTHIDAE	<i>Potamanthus luteus</i>			384				1	3	16	43	5	19		5						
Gastropoda																					
ukupno jedinki: 8.088																					
[Kl:Gastropoda]	Gastropoda Gen. sp.																			5	
BITHYNIIDAE	<i>Bithynia tentaculata</i>	7	192			5															
HYDROBIIDAE	<i>Lithoglyphus naticoides</i>								8					274	29	191	883	696	63	9	
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>		24		1	19	1	8	1	14											
LYMNAEIDAE	Lymnaeidae Gen. sp.	3				29	1					2		1							
	<i>Radix labiata</i>													5							
	<i>Radix auricularia</i>													5							
MELANOPSIDAE	<i>Holandriana holandrii</i>						26	8	154	1											
	<i>Microcolpia daudebartii</i> ssp.								5												
NERITIDAE	<i>Theodoxus fluviatilis</i> ssp.																	5			
PHYSIDAE	<i>Physa fontinalis</i>					5															
	<i>Physella acuta</i>													5						3	
PLANORBIDAE	<i>Ancylus fluviatilis</i>	7		5				5	19	19	5	5		5							

Tablica P14. (nastavak)

		DR1a	DR1b	DR2	DR3a	DR4	DR5a	DR6	DR7	DR8	DR9	DR10	DR11	DR12	DR13	DR14	DR15	DR16	DR17	DR18
Svojta																				
VALVATIDAE	<i>Valvata piscinalis</i> ssp.		5328				1													
	<i>Valvata cristata</i>							1												
Heteroptera																				
ukupno jedinki: 5.575																				
APHELOCHEIRIDAE	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>			5																
CORIXIDAE	<i>Micronecta</i> sp.	###	72		25	5	365		5	5	5			163	115	36	1622	1757	21	3
	<i>Sigara</i> sp.															19	5	5		
NEPIDAE	<i>Ranatra linearis</i>																		3	
VELIIDAE	Veliidae Gen. sp.														5					
Hirudinea																				
ukupno jedinki: 361																				
ERPOBDELLIDAE	<i>Erpobdella octoculata</i>		96																	
	<i>Erpobdella testacea</i>						5													
GLOSSIPHONIIDAE	<i>Alboglossiphonia hyalina</i>					1														
	<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>					14														
	<i>Glossiphonia concolor</i>					5														
	<i>Glossiphonia nebulosa</i>		24																	
	<i>Glossiphonia complanata</i>		24																	
	<i>Helobdella stagnalis</i>		48	5		139														
Hydrachnidia																				
ukupno jedinki: 972																				
[Ph:Hydrachnidia]	Hydrachnidia Gen. sp.	7		821	14		14		1					5		38	38	29	3	2
Lepidoptera																				
ukupno jedinki: 77																				
[Ord:Lepidoptera]	Lepidoptera Gen. sp.		72				5													
Megaloptera																				
ukupno jedinki: 24																				
SIALIDAE	<i>Sialis</i> sp.		24																	
Nematoda																				
ukupno jedinki: 201																				
[Kl:Nematoda]	Nematoda Gen. sp.		12	19	19	24	53		3		5		34	5		24	1			2
Odonata																				
ukupno jedinki: 446																				
CALOPTERYGIDAE	<i>Calopteryx splendens</i>													1			14	1		
COENAGRIONIDAE	<i>Coenagrion</i> sp.																		3	

Tablica P14. (nastavak)

		DR1a	DR1b	DR2	DR3a	DR4	DR5a	DR6	DR7	DR8	DR9	DR10	DR11	DR12	DR13	DR14	DR15	DR16	DR17	DR18
Svojta																				
GOMPHIDAE	<i>Gomphus</i> sp.									5				5						
	<i>Gomphus flavipes</i>													1	14	48	67	168	3	
	<i>Gomphus vulgatissimus</i>													5		19	5	1	3	
	<i>Onychogomphus forcipatus</i> ssp.			19																
	<i>Onychogomphus/Ophiogomphus</i> sp.														1	5				
PLATYCNEMIDIDAE	<i>Platycnemis pennipes</i>													5		5	29	1	18	
Oligochaeta																				
ukupno jedinki: 21.453																				
ENCHYTRAEIDAE	Enchytraeidae Gen. sp.				24				6										24	
LUMBRICIDAE	<i>Eiseniella tetraedra</i>					5														
LUMBRICULIDAE	<i>Rhynchelmis limosella</i>																			9
	<i>Stylogdrilus heringianus</i>			19				24	1	43	14	73	1			96				
NAIDIDAE	<i>Nais elinguis</i>																			
	<i>Nais bretscheri</i>			5																3
	<i>Nais barbata</i>					326													72	
	<i>Paranais litoralis</i>				11		48								1					
PROPAPPIDAE	<i>Propappus volki</i>												11							
TUBIFICIDAE	<i>Branchiura sowerbyi</i>						24													
	<i>Isochaetides michaelsoni</i>													216	82	54		11	72	
	<i>Limnodrilus claparedeanus</i>	86			58		24							216			58	163		
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	442	11256	5	178	48	32		1		11	24	3898	96	114	374	1795	42	42	
	<i>Limnodrilus profundicola</i>					163	24					1	11			29				6
	<i>Limnodrilus udekemianus</i>	17														96		53		
	<i>Potamothenix hammoniensis</i>	34				163														12
	<i>Potamothenix vejdoskyi</i>	154																		
	<i>Psammoryctides albicola</i>													11						
	<i>Psammoryctides barbatus</i>				19	125								16			58	11	24	
	<i>Tubifex tubifex</i>														1					
Plecoptera																				
ukupno jedinki: 1.900																				
CHLOROPERLIDAE	<i>Xanthoperla apicalis</i>							2	18	19	48	871	22			1	14			2
LEUCTRIDAE	<i>Leuctra fusca</i> -Gr.									5										
NEMOURIDAE	<i>Nemoura</i> sp.																5			
AMPHARETIDAE	<i>Hypania invalida</i>													62	586	168	53	24		

Tablica P14. (nastavak)

Svojta		DR1a	DR1b	DR2	DR3a	DR4	DR5a	DR6	DR7	DR8	DR9	DR10	DR11	DR12	DR13	DR14	DR15	DR16	DR17	DR18	
Trichoptera																					
ukupno jedinki: 1.517																					
BERAEIDAE	<i>Beraeodes minutus</i>		24																		
ECNOMIDAE	<i>Ecnomus tenellus</i>																			2	
GLOSSOSOMATIDAE	<i>Glossosoma boltoni/conformis</i>							4													
GOERIDAE	<i>Goera pilosa</i>			14					4				2								
	<i>Silo piceus</i>							22	9	34			7								
HYDROPSYCHIDAE	<i>Cheumatopsyche lepida</i>			67																	
	<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>											2	31	34	1		14	11	3		
	<i>Hydropsyche</i> sp.	3		5				6	8		1	2	5							1	
	<i>Hydropsyche contubernalis</i> ssp.			5				1	3	5											
	<i>Hydropsyche incognita/pellucidula</i>								18	53	5										
HYDROPTILIDAE	<i>Hydroptila</i> sp.			86			14									5					
	Hydroptilidae Gen. sp.			5																	
	<i>Stactobia moselyi</i>			72			14														
LEPIDOSTOMATIDAE	<i>Lepidostoma hirtum</i>			5																	
LEPTOCERIDAE	<i>Athripsodes</i> sp.	3	76	134																	
	<i>Athripsodes cinereus</i>		24	24																	
	<i>Ceraclea dissimilis</i>			24																	
	<i>Ceraclea aurea</i>								3	1	14										
	Leptoceridae Gen. sp.			5																	
	<i>Mystacides</i> sp.		24	5																	
	<i>Mystacides azurea</i>						5		3												
	<i>Mystacides longicornis/nigra</i>			48																	
	<i>Oecetis notata</i>			1											5						
	<i>Oecetis ochracea</i>		72																		
	<i>Setodes punctatus</i>							2	9	34											
LIMNEPHILIDAE	<i>Halesus digitatus</i> ssp.	3																			
	Limnephilidae Gen. sp.	1	24				5										5				
POLYCENTROPODIDAE	<i>Cyrnus trimaculatus</i>			5																	
PSYCHOMYIIDAE	<i>Lype</i> sp.	3								5				163		5			29		
	<i>Psychomyia pusilla</i>			38				4	11	62	14	5	12								
Turbellaria																					
ukupno jedinki: 12																					
DENDROCOELIDAE	<i>Dendrocoelum romanodanubiale</i>															5			1		
	<i>Dendrocoelum lacteum</i>																5				
DUGESIIDAE	<i>Dugesia</i> sp.	1																			

Tablica P15. Kratice 70 zastupljenijih svojta korištene u CCA i RDA analizama i tabličnim prikazima, s pripadajućim porijeklom svojte

svojta	kratica	porijeklo	svojta	kratica	porijeklo
BIVALVIA			COLEOPTERA		
<i>Corbicula fluminea</i>	CorbFlum	alohtono	<i>Esolus</i> sp. Lv.	EsolSpLv	autohtono
<i>Dreissena polymorpha</i>	DreiPolm	alohtono	<i>Potamophilus acuminatus</i> Lv.	PotAcmLc	autohtono
<i>Pisidium</i> sp.	PisidSp		<i>Stenelmis</i> sp. Lv.	StenSpLv	autohtono
GASTROPODA			CHIRONOMIDAE		
<i>Bithynia tentaculata</i>	BithTent	autohtono	Chironomini Gen. sp.	Chironom	autohtono
<i>Esperiana esperi</i>	EsprEspr	autohtono	<i>Chironomus plumosus</i> -Gr.	ChirPlum	autohtono
<i>Holandriana holandrii</i>	HolnHoln	autohtono	<i>Chironomus thummi</i> -Gr.	ChirThum	autohtono
<i>Lithoglyphus naticoides</i>	LithNate	autohtono	Orthoclaadiinae Gen. sp.	Orthocla	autohtono
<i>Microcolpia daudebartii</i> ssp.	MicrDaud	autohtono	<i>Prodiamesa olivacea</i>	ProdOliv	autohtono
<i>Physella acuta</i>	PhysAcut	alohtono	Tanytarsini Gen. sp.	Tanytars	autohtono
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	PotmAntp	alohtono	Tanypodinae Gen. sp.	Tanypodn	autohtono
<i>Theodoxus danubialis</i> ssp.	TheoDanb	autohtono	DIPTERA (excl. Chironomidae)		
<i>Theodoxus fluviatilis</i> ssp.	TheoFluv	autohtono	Ceratopogonidae Gen. sp.	Ceratopg	autohtono
<i>Valvata piscinalis</i> ssp.	ValvPisc	autohtono	Empididae Gen. sp.	Empidida	autohtono
OLIGOCHAETA			Limoniidae Gen. sp.	Limoniid	autohtono
<i>Branchiura sowerbyi</i>	BranSowr	alohtono	EPHEMEROPTERA		
<i>Isochaetides michaelsoni</i>	IsocMich	autohtono	<i>Baetis</i> sp.	BaetsSp	autohtono
<i>Limnodrilus claparedeanus</i>	LimnClap	autohtono	<i>Caenis</i> sp.	CaensSp	autohtono
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	LimnHoff	autohtono	<i>Heptagenia</i> sp.	HeptgSp	autohtono
<i>Limnodrilus profundicola</i>	LimnProf	autohtono	<i>Potamanthus luteus</i>	PotmLute	autohtono
<i>Limnodrilus udekemianus</i>	LimnUdek	autohtono	<i>Serratella ignita</i>	SerrIgmt	autohtono
<i>Potamothenix hammoniensis</i>	PotmHamm	autohtono	HETEROPTERA		
<i>Psammoryctides barbatus</i>	PsamBarb	autohtono	<i>Micronecta</i> sp.	MicrnSp	autohtono
<i>Stylodrilus heringianus</i>	StylHern	autohtono			

Tablica P15. (nastavak)

svojta	kratica	porijeklo	svojta	kratica	porijeklo
			ODONATA		
POLYCHAETA					
	<i>Gomphus flavipes</i>	GompFlav			autohtono
<i>Hypania invalida</i>	HypnInvl	alohtono	<i>Platynemis pennipes</i>	PlatPenn	autohtono
ISOPODA			PLECOPTERA		
<i>Asellus aquaticus</i>	AselAqua	autohtono	<i>Leuctra fusca-Gr.</i>	LeucFusc	autohtono
<i>Jaera istri</i>	JaerIstr	alohtono	<i>Xanthoperla apicalis</i>	XantApic	autohtono
AMPHIPODA			TRICHOPTERA		
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	CorpCurv	alohtono	<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>	HydrBulg	autohtono
<i>Chelicorophium sowinskyi</i>	CorpSown	alohtono	<i>Hydropsyche contubernalis</i> ssp.	HydrCont	autohtono
<i>Chelicorophium</i> sp.	CoropSp	alohtono	<i>Hydropsyche incognita</i>	HydrIncg	autohtono
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>	DikrHaem	alohtono	<i>Hydropsyche</i> sp.	HydrpSp	autohtono
<i>Dikerogammarus</i> sp.	DikerSp	alohtono	<i>Psychomyia pusilla</i>	PsycPusl	autohtono
<i>Dikerogammarus villosus</i>	DikrVill	alohtono	<i>Setodes punctatus</i>	SetdPunc	autohtono
<i>Echinogammarus ischnus</i>	EchiIsch	alohtono	<i>Silo piceus</i>	SiloPice	autohtono
<i>Gammarus fossarum</i>	GammFoss	autohtono	OSTALO		
<i>Gammarus roeselii</i>	GammRoes	autohtono	Hydrachnidia Gen. sp.	Hydrachn	autohtono
<i>Synurella ambulans</i>	SynrAmbl	autohtono	Nematoda Gen. sp.	Nematoda	autohtono
			Cladocera Gen. sp.	Cladocer	autohtono
			Copepoda Gen. sp.	Copepoda	autohtono
			Ostracoda Gen. sp.	Ostracod	autohtona

Tablica P16. Vrijednosti metrika korištenih za izračun ekološkog stanja na istraživanim mjernim postajama na velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH tijekom razdoblja istraživanja (2015. – 2016. godina).

	HR-SI		RFI		ALP%	
	2015	2016	2015	2016	2015	2016
SA1	1,75	1,75	-0,125	-0,104	71,711	78,825
SA2	1,73	1,88	-0,125	-0,117	84,134	84,764
SA3	1,8	1,76	-0,041	-0,090	79,413	85,643
SA4	1,94	1,9	-0,100	-0,099	82,75	58,196
SA5	2,27	2,4	-0,058	-0,004	31,047	39,24
SA6	2,34	2,49	-0,034	-0,090	62,426	47,255
SA7	2,87	2,41	0,115	-0,070	43,78	50,847
SA8	2,07	2,26	-0,119	-0,115	65,882	45,05
SA9	2,19	2,13	-0,095	-0,122	33,069	47,282
SA10	2,41	2,41	-0,056	-0,049	50,929	31,95
SA11	2,2	2,43	-0,163	-0,057	38,79	35,061
SA12	2,41	2,36	-0,011	0,004	32,844	35,638
SA13	2,18	2,27	-0,105	-0,072	39,5	28,309
SA14	2,58	2,61	0,011	0,058	22,945	41,142
SA15	2,64	2,4	-0,036	-0,067	54,816	48,553
SA16	2,48	2,13	-0,058	-0,063	52,48	47,736
SA17	2,39	2,57	0,044	0,024	56,933	48,229
SA18	2,84	2,36	-0,001	0,048	43,225	40,456
SA19	2,13	2,12	-0,118	-0,135	74,588	70,155
SA20	2,52	2,52	-0,011	0,024	44,244	36,167
SA21	2,88	2,57	-0,004	-0,044	40,892	61,219
MU1	1,73	1,73	-0,104	-0,090	94,88	87,757
MU2	2,06	1,7	-0,014	-0,122	84,062	91,188
MU3	1,73	1,72	-0,138	-0,100	94,397	93,004

Tablica P16 (nastavak)

	HR-SI		RFI		ALP%	
	2015	2016	2015	2016	2015	2016
DA2	2,33	2,76	-0,016	-0,082	41,695	40,071
DA3	1,88	1,98	0,007	-0,048	77,198	73,348
DA4	2,13	2,78	-0,068	-0,093	56,78	44,609
DR1a	2,27	3,15	0,060	0,160	11,697	19,505
DR1b	-	2,86	-	0,154	-	34,531
DR2	2,09	2,16	-0,010	-0,063	31,953	61,583
DR3a	2,79	3,27	0,185	0,279	39,774	36,072
DR3b	2,77	-	0,205	-	45,368	-
DR4	2,51	3,26	0,218	0,337	52,351	19,462
DR5a	2,52	2,12	0,134	0,156	52,541	40,805
DR5b	2,17	-	0,339	-	43,634	-
DR6	1,86	1,92	0,057	-0,042	48,74	60,515
DR7	1,99	1,94	-0,011	-0,042	51,04	59,246
DR8	1,95	1,92	-0,081	-0,098	79,626	75,198
DR9	1,87	1,89	-0,071	-0,073	74,792	73,993
DR10	2,05	2,02	-0,075	-0,099	75,399	76,563
DR11	2,13	2,11	-0,066	-0,113	80,648	74,821
DR12	2,88	3,11	-0,021	-0,030	30,536	42,627
DR13	2,14	2,46	0,008	-0,088	65,081	54,687
DR14	2,33	2,61	-0,002	-0,005	38,737	40,934
DR15	2,3	2,53	-0,018	-0,020	36,422	26,223
DR16	2,66	2,73	0,013	-0,035	34,184	42,16
DR17	2,56	2,63	0,041	0,032	28,5	41,991
DR18	2,7	2,9	0,109	0,099	37,46	48,609

Tablica P17. Ocjene stanja s obzirom na modul saprobnost i modul opća degradacija na istraživanim mjernim postajama na velikim rijekama (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH.

	modul saprobnost		modul opća degradacija			modul saprobnost		modul opća degradacija	
	2015	2016	2015	2016		2015	2016	2015	2016
SA1	0,98	0,98	0,74	0,76	DA1	0,78	0,79	0,85	0,65
SA2	0,99	0,91	0,83	0,81	DA2	0,71	0,52	0,52	0,57
SA3	0,95	0,97	0,71	0,77	DA3	0,92	0,87	0,76	0,78
SA4	0,88	0,90	0,79	0,59	DA4	0,80	0,51	0,68	0,60
SA5	0,72	0,65	0,44	0,44	DR1a	0,72	0,28	0,29	0,26
SA6	0,71	0,64	0,69	0,62	DR1b	-	0,42	-	0,31
SA7	0,47	0,68	0,41	0,63	DR2	0,81	0,77	0,40	0,58
SA8	0,83	0,75	0,79	0,63	DR3a	0,46	0,22	0,32	0,25
SA9	0,78	0,80	0,52	0,66	DR3b	0,47	-	0,33	-
SA10	0,68	0,68	0,62	0,48	DR4	0,60	0,22	0,35	0,34
SA11	0,77	0,67	0,63	0,50	DR5a	0,59	0,79	0,39	0,34
SA12	0,68	0,70	0,44	0,46	DR5b	0,77	-	0,25	-
SA13	0,78	0,74	0,58	0,47	DR6	0,92	0,89	0,44	0,60
SA14	0,60	0,59	0,36	0,43	DR7	0,86	0,88	0,52	0,60
SA15	0,57	0,68	0,63	0,61	DR8	0,88	0,89	0,75	0,74
SA16	0,65	0,80	0,64	0,60	DR9	0,92	0,91	0,71	0,71
SA17	0,69	0,60	0,58	0,52	DR10	0,83	0,84	0,72	0,75
SA18	0,48	0,70	0,51	0,43	DR11	0,79	0,80	0,74	0,75
SA19	0,80	0,81	0,89	0,83	DR12	0,41	0,30	0,40	0,48
SA20	0,63	0,63	0,53	0,44	DR13	0,80	0,65	0,67	0,68
SA21	0,46	0,60	0,50	0,66	DR14	0,71	0,59	0,48	0,50
MU1	0,99	0,99	0,91	0,81	DR15	0,73	0,62	0,48	0,40
MU2	0,82	1,00	0,72	0,90	DR16	0,56	0,53	0,43	0,54
MU3	0,99	0,99	0,96	0,89	DR17	0,61	0,58	0,38	0,47
					DR18	0,55	0,45	0,38	0,46

Tablica P18. Koncentracije metala u sedimentu na mjernim postajama velikih rijeka (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH. Sve vrijednosti su izražene kao mg kg⁻¹. Šifre postaja nalaze se u Tablici 5.

	Al	As	B	Be	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	Rb	Sb	Su	Sr	Ti	Tl	U	V	Zn	
SA1	22493	5,17	13,60	0,42	49336	0,307	6,12	32,6	15,4	17121	5492	17,60	19502	602	10,70	562	14,8	21,9	49,6	0,705	5,11	183	1325	0,368	1,81	33,0	63,7	
SA2		7,55	16,30	0,47	59252	0,317	5,23	53,6	11,6	17041	5060	15,00	30168	465	14,80	625	53,9	19,3	37,7	1,010	4,04	161	1177	0,329	1,57	33,1	45,6	
SA3	17204	10,60	5,51	0,39	43391	0,544	13,4	46,2	35,1	25018	14272		9765	716			30,1	83,8	72,8	1,960	6,65	251	1138	0,714	2,42	48,0	109,0	
SA4		9,89	19,30	0,55	61527	0,286	8,86	101	21	25276	7941	19,80	20935	967	26,30	737	81,6	28,4	65,7	1,250	5,17	242	1921	0,470	1,82	46,7	65,4	
SA5	11691	5,42	4,57	0,32	56034	0,339	6	30,6	24,2	17142	10755		17516	337			18,2	35,7	48,6	1,040	3,55	170	710	0,453	2,08	32,3	73,5	
SA6		3,82	5,12	0,24	42082	0,135	2,83	26	3,74	7442	2323	7,09	12374	233	5,95	259	20,9	7,9	23,5	0,221	1,49	101	1508	0,137	0,76	30,4	30,9	
SA7	34327	5,51	25,80	0,61	52818	0,37	11	53,3	32,2	32495	10582	23,40	18867	926	11,90	917	28,5	32,6	107,0	1,120	7,93	248	2469	0,693	2,18	53,7	143,0	
SA8	20347	8,37	6,24	0,51	34540	0,852	11	60,7	38,8	26525	16850		9677	728			33,9	65,3	84,6	1,020	5,85	161	986	0,737	1,98	52,3	156,0	
SA9	29934	12,60	25,10	0,7	40449	0,673	11,3	108	25,8	34553	27830	23,80	15526	805	6,12	895	46,5	59,1	98,2	1,730	6,73	213	2006	0,693	1,92	37,6	83,2	
SA10		24,00	14,50	0,83	79461	2,62	12,2	127	22,7	38330	9091	22,00	17575	1178	29,10	751	85,7	293	89,2	1,200	5,56	453	3563	1,810	4,02	54,4	226,0	
SA11	39522	9,87				0,342		81,16	31,19								31,35	22,78									92,9	
SA12		9,49	19,20	0,46	49068	0,487	10,8	88	19	28386	8020	20,50	17402	747	8,44	716	49,3	39,7	83,4	1,450	6,41	191	2266	0,543	1,68	52,5	61,1	
SA13																												
SA14	21957	10,00	6,53	0,54	38348	0,721	14,9	89,5	37,7	30511	17700		8205	611			59,1	42,8	87,9	1,600	5,69	155	1451	0,723	1,97	65,1	113,0	
SA15	21225	12,30	6,33	0,54	24366	0,499	16	68	36,4	30764	16354		5574	867			61,9	40	82,6	3,190	9,25	147	1381	0,750	1,85	61,5	105,0	
SA16	8851	4,87	4,26	0,23	18129	0,311	8,64	37,1	23,1	13678	6822		4191	607			24,3	16	35,7	0,639	2,98	66	983	0,354	0,95	28,0	47,0	
SA17	21039	9,24	5,75	0,49	28783	0,53	12,8	99,5	27,8	28412	17635		7000	854			64,8	36,4	86,0	1,070	7,44	149	839	0,625	1,80	60,1	99,2	
SA18	13091	5,04	4,20	0,31	39644	0,186	13,8	112	24,7	22527	10571		10246	754			65,6	24,7	50,0	0,905	2,98	133	1429	0,455	1,70	43,0	72,3	
SA19	19270	13,50	5,82	0,45	33715	0,556	23	175	38,5	33148	17097		9403	1525			161	50,1	73,2	1,780	4,18	133	1316	0,611	1,61	59,9	114,0	
SA20	20761	5,90	9,84	0,71	40562	0,256	17,9	383	20,2	28004	12523		16871	827			115	22,7	52,2	9,740	4,97	142	1709	0,407	1,50	57,8	81,3	
SA21	30406	8,00	5,65	0,37	24963	0,422	22,3	188	28	33414	17353		7628	950			115	31	83,3	2,840	4,93	126	1395	0,826	2,20	60,6	99,1	
MU1	31762	7,99	14,50	0,62	14860	0,325	15,7	65,1	25,9	35575	8827	16,40	8451	995	1,86	820	30,3	41,5	55,1	1,330	5,96	134	2536	0,625	2,93	56,5	88,5	
MU2	39932	9,82	8,99	0,88	13805	0,303	12,2	69,3	23,8	33511	10317	21,40	9111	818	2,90	954	38,8	34,5	65,7	1,080	5,40	130	2170	0,474	2,32	60,4	94,5	
MU3	41990	9,59	13,10	0,85	15879	0,435	11,4	118	26	40460	10347	23,00	10681	942	47,50	1305	216	42,1	70,7	1,330	5,46	141	3021	0,514	3,40	68,2	110,0	
DA1	22226	9,81	6,27	0,59	40728	0,35	11,6	60,2	38,5	30642	21074		13436	747			26,2	30,6	91,9	1,660	5,77	208	1885	0,649	3,40	63,1	143,0	
DA2		13,10	17,30	0,82	27966	0,664	13,5	121	27,7	43619	10844	25,10	16276	1004	11,10	906	54,4	86,6	95,5	1,090	11,30	220	3635	0,907	3,00	57,8	103,0	
DA3	17451	9,28	5,63	0,48	36368	0,473	9,02	48,9	37,6	28248	15123		12243	741			25,1	35,8	66,7	2,350	6,01	192	2679	0,601	5,00	54,8	115,0	
DA4	9714	8,81				0,168		64,11	20,49																		60,9	
DR1	37428	12,10	14,10	0,79	31190	1,89	9,66	79,3	23,5	29646	9785	20,10	17495	613	17,30	849	89,6	139	64,5	0,953	3,50	205	2235	1,570	2,80	63,7	390,0	
DR2	21616	5,68	8,60	0,44	18786	0,63	5,79	49,4	15,4	20644	5659	11,20	9388	539	11,10	650	56,7	64	36,0	0,685	3,95	140	1823	0,650	1,88	37,3	128,0	
DR4	32544	15,20	23,00	0,72	30883	1,81	8,05	83,4	67,4	22974	10184	19,10	12518	600	19,50	735	94,8	231	67,2	1,990	8,22	154	1069	1,730	3,44	49,8	401,0	
DR5	14631	9,71	2,68	0,27	16178	0,317	10,8	38,3	24,4	27746	12093		8827	596			23,1	29	59,2	1,100	4,05	105	1792	0,509	2,86	46,1	61,6	
DR6		16,60	13,80	0,92	22019	1,04	12,6	129	26,5	43931	6454	25,40	16217	1548	44,10	636	110	227	65,2	1,050	5,05	163	4227	1,220	4,29	48,1	137,0	
DR7																												
DR8	38105	21,01				0,149	11,63	92,75	41,97	33772				1106			45,26	8,79		1,126							191,0	
DR9	31993	9,86	12,20	0,67	22264	0,732	11,1	57,3	19,4	28639	8552	18,10	11611	949	4,39	805	39,6	86,2	56,4	1,140	4,65	164	2175	0,834	2,76	55,7	184,0	
DR10													11995															
DR11	33334	8,50	9,65	0,63	22836	0,637	9,58	147	17,1	28551	8251	17,10	12379	812	88,20	725	350	85,4	54,2	0,727	3,96	148	2119	0,700	2,73	53,9	170,0	
DR12		10,80	10,60	0,83	18089	0,488	9,87	83,1	18,6	33799	5880	22,10	12625	1055	8,77	589	40,3	76,6	66,2	0,976	4,32	157	3474	0,650	3,10	40,0	82,8	
DR13		14,70	15,20	0,62	18336	0,651	13,8	117	23,5	41829	10134	26,70	13488	1115	8,95	923	50,7	107	93,2	1,490	5,75	180	3565	0,922	2,99	47,3	106,0	

Tablica P18. (nastavak)

	Al	As	B	Be	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	Rb	Sb	Sn	Sr	Ti	Tl	U	V	Zn	
DR14		16,20	14,10	1,21	16920	1,44	12,6	349	22,7	37711	8740	25,70	12238	1668	416,00	901	801	94,4	74,4	1,150	5,77	158	3673	0,876	2,55	47,1	93,4	
DR15	8121	12,49				0,101		65,1	21,48								31,08	22,17										136,0
DR16	16485	9,74	2,61	0,31	17674	0,19	10,2	62,2	9,77	31945	13762		7007	828			55,3	20,9	64,9	1,070	4,02	136	2603	0,795	3,73	53,1	18,5	
DR17		3,98	6,28	0,3	19629	0,205	4,39	54	6,02	8379	2887	6,82	8413	281	15,20	844	98,4	10,7	21,5	1,420	3,22	59	1429	0,154	0,90	50,8	33,4	
DR18	19137	13,10	6,59	0,53	19501	0,445	8,63	54,1	26,5	30544	15339		8616	741				24	44,4	64,3	1,090	5,23	128	2839	0,685	2,93	60,4	135,0

Tablica P19. Koncentracije nutrijenata i organske tvari (mg kg^{-1}) te omjer TOC/TN u sedimentu na mjernim postajama velikih rijeka (Sava, Mura, Dunav, Drava) u RH. Šifre postaja nalaze se u Tablici 5.

	TN	TP	TOC	TOC/TN		TN	TP	TOC	TOC/TN
SA1	846	262	33280	39,34	DA1	1577	984		26,17
SA2	1221	319	84260	69,01	DA2	1918	480	32310	16,85
SA3	458	164	32640	71,27	DA3	956	490	11780	12,32
SA4	1884	174	42960	22,80	DA4	1173	532,7	39070	33,31
SA5	1912	173	38460	20,12	DR1	1858	1017	50120	26,98
SA6	1100	269	49290	44,81	DR2	4027	993	107400	26,67
SA7	2037	261	28820	14,15	DR4	17185	3526	303900	17,68
SA8	354	143	34970	98,79	DR5	1297	1096		59,26
SA9	1685	1086	59760	35,47	DR6	1452	483	46330	31,91
SA10	974	328	2599	2,67	DR7	1440		15490	10,76
SA11	1147	50,6	33030	28,79	DR8	1729	287,1	42350	24,50
SA12	2605	1184	60070	23,06	DR9	2017	1110	37850	18,77
SA13	1669	228,6	54670	32,75	DR10	795		11500	14,47
SA14	2566	390	32270	12,58	DR11	1553	1025	26200	16,87
SA15	2186	374	38040	17,40	DR12	1370	1048	37240	27,18
SA16	1345	178	72440	53,86	DR13	2540	1385	35910	14,14
SA17	1483	171	42780	28,85	DR14	1847	1075	53530	28,98
SA18	1209	180	48870	40,42	DR15	956	162,5	32430	33,92
SA19	894	117	19680	22,01	DR16	1543	522	18280	11,85
SA20	2277	718	15100	6,63	DR17	889	596	25950	29,19
SA21	2092	1054	15039	7,19	DR18	997	761	31096	31,19
MU1	2110	936	58230	27,60					
MU2	1111	960	46620	41,96					
MU3	1287	891	50240	39,04					

Tablica P20. Spearmanovi koeficijenti korelacije između metala u sedimentu i bioloških metrika na velikim rijekama u RH (značajne korelacije su označene crveno; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$).

	Al	As	B	Be	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Ni	Pb	Rb	Sb	Sn	Sr	Ti	Tl	U	V	Zn
grupa: osjetljivost/tolerantnost																								
oligo (%)	0,065	0,035	-0,034	0,139	-0,332*	-0,068	-0,079	-0,111	-0,047	0,053	-0,197	-0,114	0,087	-0,039	-0,013	-0,290	-0,117	-0,156	-0,032	0,070	-0,127	0,194	0,026	0,093
HR-SI	-0,198	0,035	-0,142	-0,082	0,004	0,003	0,010	0,098	0,039	0,004	0,258	-0,157	-0,095	0,107	-0,027	0,193	0,070	-0,015	-0,180	-0,014	0,197	-0,034	0,131	-0,085
BMWP	0,118	-0,175	-0,054	-0,009	-0,180	-0,130	-0,195	-0,150	-0,394**	-0,169	-0,430**	-0,078	-0,007	0,005	-0,099	-0,470**	-0,506**	-0,371*	-0,194	-0,170	-0,275	-0,258	-0,344*	-0,104
ASPT	0,327*	-0,016	0,080	0,149	-0,250	0,043	0,056	0,077	-0,223	0,085	-0,331*	-0,138	0,204	0,180	0,068	-0,265	-0,245	-0,179	-0,151	-0,021	-0,065	-0,142	-0,077	0,115
PBI	0,108	-0,060	-0,035	0,020	-0,281	-0,122	-0,227	-0,135	-0,426**	-0,143	-0,490**	-0,089	0,023	0,094	-0,042	-0,532**	-0,424**	-0,412**	-0,231	-0,080	-0,197	-0,102	-0,290	-0,010
grupa: raznolikost/bogatstvo																								
Shannon	-0,412**	-0,204	-0,380**	-0,329*	0,069	-0,236	-0,131	-0,173	-0,156	-0,263	0,098	-0,258	-0,164	-0,119	-0,345*	-0,073	-0,124	-0,123	-0,222	-0,243	-0,063	-0,184	-0,108	-0,288
Margalef	-0,271	-0,319*	-0,329*	-0,331*	0,008	-0,300*	-0,362*	-0,378*	-0,304*	-0,281	-0,099	-0,169	-0,248	-0,272	-0,390**	-0,222	-0,429**	-0,321*	-0,289	-0,238	-0,240	-0,270	-0,354*	-0,308*
Gastropoda	-0,125	0,006	-0,117	-0,110	0,255	0,094	0,132	0,128	0,022	-0,138	0,089	0,059	-0,082	0,039	-0,014	0,002	-0,077	-0,117	0,044	-0,330*	-0,008	-0,216	-0,129	-0,208
Bivalvia	-0,374*	0,129	-0,127	0,007	0,130	-0,108	0,157	0,186	-0,154	0,175	0,175	0,084	0,157	-0,033	-0,127	0,215	0,091	-0,015	0,138	0,266	0,129	0,039	-0,083	-0,294
Oligochaeta	-0,159	-0,049	-0,163	-0,206	0,011	-0,055	-0,054	0,046	0,060	-0,060	0,246	-0,137	-0,165	-0,135	-0,113	0,233	0,057	0,083	-0,144	-0,072	0,055	0,006	-0,054	-0,242
Crustacea	-0,361*	0,195	-0,139	0,097	-0,191	0,062	-0,061	0,091	-0,088	0,114	0,163	-0,185	0,143	0,044	0,015	0,157	0,112	-0,004	0,070	0,221	0,264	0,262	0,007	0,055
Ephemeroptera	-0,037	-0,352*	-0,178	-0,287	-0,180	-0,166	-0,196	-0,310*	-0,318*	-0,299*	-0,317*	-0,285	-0,159	-0,040	-0,178	-0,412**	-0,312**	-0,307*	-0,351*	-0,369*	-0,438**	-0,418**	-0,299*	-0,233
Trichoptera	0,270	-0,085	-0,006	0,029	-0,202	-0,048	-0,250	-0,182	-0,301*	-0,057	-0,464**	0,076	0,026	-0,023	0,022	-0,429**	-0,464**	-0,416**	-0,118	0,026	-0,174	-0,008	-0,249	0,127
Diptera	-0,244	-0,212	-0,349*	-0,274	-0,245	-0,228	-0,101	-0,213	-0,104	-0,209	0,000	-0,404**	-0,160	-0,021	-0,151	-0,231	-0,157	-0,197	-0,505**	-0,214	-0,194	-0,180	-0,232	-0,137
EPT	0,151	-0,182	-0,062	-0,059	-0,266	-0,116	-0,271	-0,249	-0,354*	-0,172	-0,485**	-0,083	-0,048	-0,010	-0,073	-0,514**	-0,470**	-0,437**	-0,241	-0,130	-0,280	-0,179	-0,288	-0,009
EPT/Diptera	0,235	-0,096	0,038	0,017	-0,201	-0,001	-0,230	-0,181	-0,268	-0,128	-0,435**	-0,010	-0,013	0,008	0,006	-0,417**	-0,373*	-0,342*	-0,109	-0,089	-0,215	-0,137	-0,215	0,099
EP Taxa	0,004	-0,265	-0,127	-0,180	-0,247	-0,172	-0,197	-0,268	-0,325*	-0,237	-0,385**	-0,260	-0,070	-0,021	-0,166	-0,449**	-0,346*	-0,320*	-0,338*	-0,260	-0,364*	-0,341*	-0,305*	-0,142
EPTCBO	-0,044	-0,238	-0,115	-0,098	-0,107	-0,276	-0,227	-0,193	-0,447**	-0,190	-0,405**	-0,027	-0,027	-0,038	-0,239	-0,446**	-0,442**	-0,405**	-0,190	-0,158	-0,336*	-0,282	-0,442**	-0,245
Broj porodica	-0,213	-0,185	-0,270	-0,172	-0,309*	-0,204	-0,419**	-0,322*	-0,557**	-0,285	-0,430**	-0,203	-0,141	-0,100	-0,192	-0,553**	-0,607**	-0,534**	-0,351*	-0,146	-0,229	-0,179	-0,555**	-0,205
Broj rodova	-0,346*	-0,213	-0,289	-0,268	-0,219	-0,284	-0,425**	-0,349*	-0,507**	-0,362*	-0,356*	-0,193	-0,232	-0,163	-0,276	-0,479**	-0,498**	-0,472**	-0,359*	-0,259	-0,296*	-0,261	-0,635**	-0,335*
Broj svojta	-0,330*	-0,232	-0,283	-0,248	-0,138	-0,304*	-0,349*	-0,295*	-0,471**	-0,342*	-0,277	-0,158	-0,237	-0,170	-0,308*	-0,399**	-0,449**	-0,396**	-0,311*	-0,282	-0,285	-0,281	-0,616**	-0,398**
grupa: funkcionalne metrike																								
r/K relationship	-0,381**	0,124	-0,222	0,021	-0,090	0,091	0,111	0,153	0,003	0,169	0,237	-0,146	0,220	-0,005	0,101	0,177	0,082	-0,018	0,077	0,281	0,167	0,231	0,165	0,087
[%] hyporhithral	0,133	-0,237	-0,093	-0,084	-0,241	-0,159	-0,232	-0,190	-0,194	-0,237	-0,225	-0,213	-0,223	0,083	-0,050	-0,428**	-0,190	-0,202	-0,349*	-0,167	-0,240	0,005	0,045	-0,044
[%] metapotamal	-0,146	0,073	0,028	-0,007	0,310*	0,114	0,183	0,164	0,142	0,119	0,259	0,132	0,097	-0,032	-0,030	0,393**	0,162	0,209	0,260	0,054	0,166	-0,117	-0,032	-0,027
[%] littoral	-0,195	0,139	-0,106	-0,060	-0,209	0,044	-0,109	-0,014	-0,026	-0,036	0,029	-0,117	-0,010	0,163	0,127	-0,092	0,021	-0,141	-0,168	-0,019	0,066	0,210	0,081	0,119
[%] Type RL	-0,141	-0,121	0,053	-0,025	0,299*	-0,029	-0,076	0,000	-0,090	-0,103	0,114	0,194	-0,243	-0,080	-0,051	0,159	0,035	0,098	0,121	-0,046	0,011	-0,214	-0,112	-0,322*
[%] Type RP	0,200	-0,075	0,081	0,046	0,111	-0,050	0,053	0,007	-0,034	0,018	-0,141	0,132	0,103	-0,014	-0,023	-0,099	0,048	0,000	0,176	-0,014	-0,161	0,018	0,069	0,058
Rheoindex	0,317*	-0,114	0,149	0,023	0,229	-0,122	0,173	0,090	-0,121	-0,062	-0,242	0,123	0,073	0,093	-0,110	-0,158	-0,059	-0,019	0,054	-0,153	-0,233	-0,322*	-0,003	-0,090
[%] Type Psa	-0,142	-0,353*	-0,207	-0,271	0,230	-0,267	0,184	-0,018	0,083	-0,087	0,276	-0,139	-0,146	-0,119	-0,346*	0,254	0,107	0,201	-0,140	-0,263	-0,257	-0,359*	0,064	-0,427**
[%] Type Lit	0,062	0,195	-0,002	0,134	-0,291	0,099	-0,125	-0,069	-0,037	0,057	-0,180	-0,047	0,162	-0,036	0,168	-0,242	-0,132	-0,160	0,020	0,151	0,075	0,311*	-0,043	0,330*
[%] ALP	0,205	-0,102	-0,038	0,031	-0,135	-0,101	0,053	-0,048	0,047	0,009	-0,127	-0,062	0,154	-0,058	-0,023	-0,186	-0,067	0,001	-0,042	-0,044	-0,188	0,084	0,078	0,153

Tablica P20. (nastavak)

	Al	As	B	Be	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Ni	Pb	Rb	Sb	Sn	Sr	Ti	Tl	U	V	Zn
[%] Predators	0,094	0,021	-0,158	0,006	0,002	0,158	-0,072	0,105	0,070	-0,112	0,034	-0,076	0,025	0,232	0,074	-0,108	-0,243	-0,213	-0,159	-0,160	0,246	0,006	0,137	,360*
[%]X+Sh+AFF+PFF	0,242	0,269	0,107	,394**	-,360*	-0,019	0,226	0,250	-0,110	,405**	-0,187	-0,057	,446**	0,223	0,085	-0,083	-0,077	-0,188	-0,031	,342*	0,224	,305*	0,192	0,253
[%] Gath./Coll.	-0,141	-0,213	-0,037	-0,271	0,213	-0,086	-0,146	-0,170	-0,053	-0,232	0,101	0,024	-,360*	-0,127	-0,113	0,081	-0,007	0,098	-0,093	-0,207	-0,136	-0,279	-0,129	-,346*
RETI	0,288	-0,108	0,152	0,113	0,135	0,038	-0,135	-0,147	0,084	-0,139	-0,184	0,217	-0,077	-0,082	0,041	-0,253	-0,055	0,013	0,183	-0,134	-0,185	-0,007	0,038	0,146
grupa: sastav/obilje																								
Gastr (%)	-0,207	-0,056	0,000	-0,059	,439**	0,006	0,081	0,051	0,064	-0,028	0,128	0,253	-0,015	-0,141	-0,143	0,195	0,097	0,155	0,275	-0,010	-0,016	-0,186	-0,136	-0,281
Oligo (%)	-0,167	-0,116	-0,210	-0,079	-0,089	-0,131	-0,025	0,030	0,019	-0,086	0,219	-0,242	-0,219	-0,008	-0,151	0,084	0,106	0,026	-,303*	-0,062	-0,011	-0,082	0,203	-0,241
Crust (%)	0,137	0,171	-0,032	0,277	-,362*	-0,050	0,178	0,180	0,076	0,210	0,009	-0,196	0,278	0,158	0,027	-0,060	-0,009	-0,130	-0,078	0,141	0,126	0,251	0,276	0,259
Dip (%)	-0,204	-0,232	-0,218	-,366*	0,156	-0,067	-0,102	-0,221	0,023	-,318*	0,096	-0,189	-0,243	-0,052	-0,077	-0,025	-0,069	0,061	-0,161	-,301*	-0,093	-0,191	-0,079	-0,080
EPT (%)	0,277	-0,151	0,013	-0,024	-0,208	-0,051	-0,108	-0,132	-0,240	-0,077	-,435**	-0,077	0,036	0,076	-0,013	-,395**	-,336*	-,334*	-0,198	-0,108	-0,211	-0,161	-0,139	0,079
STANJE SEDIMENTA																								
sediment_nutrijenti	,397**	0,111	0,263	,321*	-,408**	0,217	-0,026	0,253	-0,163	0,195	-0,052	-0,046	0,049	0,238	-,313*	-0,038	0,095	-0,013	-0,219	0,213	0,064	0,158	0,173	0,175
sediment_metali	,378*	,715**	,348*	,629**	-0,148	,783**	,483**	,762**	,317*	,593**	0,175	0,055	,591**	,688**	,798**	,467**	0,238	,306*	0,207	,365*	,657**	,363*	,398**	,694**
sediment_ukupno	,448**	,694**	,397**	,667**	-0,212	,760**	,431**	,770**	0,237	,601**	0,130	0,062	,554**	,691**	,795**	,417**	0,237	0,273	0,136	,401**	,609**	,370*	,410**	,663**

Tablica P21. Spearmanovi koeficijenti korelacije između nutrijenata, organske tvari u sedimentu, PCA osi i stanja sedimenta (ukupno, prema m,etalima i prema nutrijentima) i bioloških metrika na velikim rijekama u RH (značajne korelacije su označene crveno; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$).

	TN	TP	TOC	TOC/ TN	PCA-1	PCA-2	Sediment ukupno	Sediment nutrijenti	Sediment metali
grupa: osjetljivost/tolerantnost									
oligo (%)	-0,294	0,022	0,133	,298*	-0,009	0,018	-0,048	-0,015	-0,024
HR-SI	0,249	0,116	-0,180	-0,281	0,041	0,006	0,067	0,100	0,020
BMWP	-0,179	-0,163	0,267	,346*	-0,179	0,081	-0,181	-0,099	-0,149
ASPT	-0,111	-0,046	0,094	0,159	0,108	-0,167	0,080	0,003	0,117
PBI	-0,170	-0,033	0,112	0,207	-0,086	0,040	-0,097	0,019	-0,089
grupa: raznolikost/bogatstvo									
Shannon	-,334*	-0,255	-0,252	0,163	-,315*	0,012	-,338*	-,298*	-,295*
Margalef	-,341*	-,315*	-0,031	,310*	-,466**	0,208	-,466**	-0,223	-,458**
Gastropoda	-0,073	-0,221	0,149	0,187	-0,037	0,001	0,001	-,303*	0,055
Bivalvia	0,131	-0,054	-0,192	-0,246	-0,045	-0,250	-0,037	-0,170	-0,029
Oligochaeta	0,049	0,165	-0,097	-0,069	-0,057	0,062	-0,029	0,161	-0,087
Crustacea	-0,101	0,184	-0,273	-0,202	0,092	-0,122	0,079	0,022	0,077
Ephemeroptera	-0,234	-0,189	0,097	,324*	-,339*	0,171	-,331*	-0,131	-0,292
Trichoptera	-0,179	-0,015	0,099	0,201	-0,026	0,094	-0,045	0,027	-0,031
Diptera	-0,067	-0,113	-0,074	0,123	-0,224	0,085	-0,247	0,001	-0,260
EPT	-0,227	-0,082	0,153	,326*	-0,150	0,140	-0,165	-0,017	-0,141
EPT/Diptera	-0,173	-0,009	0,184	0,267	-0,047	0,140	-0,042	0,019	-0,017
EP Taxa	-0,262	-0,177	0,104	,343*	-0,266	0,112	-0,273	-0,112	-0,232
EPTCBO	-0,205	-0,282	0,164	,312*	-0,289	0,035	-,316*	-0,195	-0,272
Broj porodica	-0,282	-0,085	0,110	,365*	-,306*	0,193	-,305*	-0,103	-0,285
Broj rodova	-0,229	-0,122	0,154	,373*	-,379*	0,243	-,379*	-0,115	-,371*
Broj svojta	-0,189	-0,153	0,178	,355*	-,389**	0,199	-,395**	-0,130	-,390**
grupa: funkcionalne metrike									
r/K relationship	-0,163	0,060	-,463**	-,298*	0,085	-0,213	0,100	-0,052	0,120
[%] hyporhithral	-0,146	0,143	0,085	0,174	-0,165	0,195	-0,107	0,199	-0,152
[%] metapotamal	0,108	-0,217	-0,172	-0,238	0,046	-0,164	0,027	-0,262	0,077
[%] littoral	0,002	0,161	-0,104	-0,119	0,058	0,030	0,116	0,162	0,090
[%] Type RL	0,122	-0,035	0,075	0,025	-0,135	0,122	-0,125	-0,020	-0,154
[%] Type RP	-0,225	-0,118	-0,049	0,057	0,001	-0,098	-0,046	-0,138	0,008
Rheindex	-0,097	-,336*	0,136	0,171	-0,097	-0,144	-0,090	-0,209	-0,043

Tablica P21. (nastavak)

	TN	TP	TOC	TOC/ TN	PCA-1	PCA-2	Sediment ukupno	Sediment nutrijenti	Sediment metali
[%] Type Psa	0,111	-0,198	0,034	0,046	-0,276	-0,038	-0,287	-0,130	-,303*
[%] Type Lit	-0,291	0,117	-0,049	0,102	0,158	-0,005	0,123	0,044	0,162
[%] ALP	-0,287	-0,034	-0,030	0,153	0,019	-0,093	-0,031	-0,026	0,008
[%] Predators	-0,204	-0,097	-0,216	-0,041	0,174	-0,040	0,166	0,035	0,183
[%] X+Sh+AFF+PFF	-0,171	0,055	-0,111	0,012	,301*	-,364*	0,228	0,056	0,255
[%] Gatherers/Collectors	,297*	0,045	0,170	0,019	-0,258	0,276	-0,204	0,067	-0,269
RETI	-0,251	-0,149	0,236	0,275	-0,022	0,153	-0,063	-0,083	-0,026
grupa: sastav/obilje									
Gastr (%)	-0,021	-,350*	-0,029	-0,010	-0,152	-0,075	-0,132	-,455**	-0,058
Oligo (%)	0,155	0,237	-0,100	-0,112	-0,066	0,101	-0,020	0,193	-0,100
Crust (%)	-0,167	0,069	-0,009	0,064	0,236	-0,224	0,173	0,141	0,192
Dip (%)	0,159	-0,142	-0,055	-0,066	-0,236	0,185	-0,221	-0,101	-0,218
EPT (%)	-0,167	-0,081	0,076	0,223	-0,047	0,038	-0,065	-0,032	-0,033
sediment_nutrijenti	,445**	,876**	0,238	-0,186	,382**	0,069			
sediment_metali	0,200	0,274	-0,177	-,422**	,919**	-,563**			
sediment_ukupno	,300*	,455**	-0,110	-,457**	,929**	-,502**			

Tablica P22. Spearmanovi koeficijenti korelacije između hidromorfološkog stanja mjernih postaja na velikim rijekama u Republici Hrvatskoj izraženog kao prosjek tri uključene kategorije (1-hidrologija; 2-uzdužna povezanost; 3-morfologija), stanja svake od tri zone (kanal, obala, poplavna nizina) te svih 16 uključenih pokazatelja (šifre pokazatelja su u Tablici 9), s biološkim metrikama (značajne korelacije su označene crveno; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$).

	stanje korita	stanje obale	stanje poplavne nizine	1	2	3	HY-MO	1.1.	1.2.	2.1.	3.1.1.	3.1.2.	3.2.1.	3.2.2.	3.2.3.	3.3.1.	3.3.2.	3.3.3.	3.3.4.	3.3.5.	3.4.1.	3.4.2.
grupa osjetljivost/tolerantnost																						
oligo (%)	0,028	-0,037	-,358*	0,004	-0,174	-0,155	0,031	-0,122	-0,024	-0,174	0,159	0,037	-0,146	-0,246	0,017	-0,280	-0,059	-,343*	-0,082	-0,196	-,375**	-0,110
BMWP	-0,205	-0,195	-,369**	-0,095	-,315*	-,331*	-0,210	-0,122	-0,177	-,315*	-0,076	-0,010	-,551**	-0,271	-0,161	-,295*	-0,189	-0,259	-0,193	-0,132	-,370**	-0,185
ASPT	-,382**	-,357*	-,417**	-0,194	-,390**	-,547**	-,370**	-0,153	-0,223	-,390**	-0,193	-0,203	-,601**	-,489**	-0,277	-,475**	-,355*	-,439**	-,376**	-0,116	-,374**	-,313*
PBI	-0,016	-0,087	-,350*	0,147	-0,154	-0,189	0,023	0,007	0,020	-0,154	0,078	0,061	-,409**	-0,122	-0,020	-0,181	-0,046	-0,164	-0,148	-0,109	-,403**	-0,139
HR-SI	0,229	0,118	0,195	0,201	-,297*	-,293*	0,195	0,194	0,156	-,297*	0,080	0,062	-,397**	-,458**	0,073	0,264	0,224	-,441**	0,127	0,006	0,206	0,164
grupa bogatstvo/raznolikost																						
Shannon Indeks	0,021	0,218	-0,001	-0,079	-0,107	0,092	-0,022	-0,216	-0,074	-0,107	-0,047	-0,041	0,155	0,096	0,161	-0,132	-0,120	0,093	0,215	0,057	-0,095	0,058
Margalef Indeks	-0,162	-0,078	-0,134	-0,162	-0,246	-0,169	-0,186	-,315*	-0,228	-0,246	-0,174	-0,069	-0,191	-0,086	-0,120	-,316*	-0,282	-0,055	-0,033	-0,037	-0,147	-0,066
Gastropoda	-0,120	0,066	0,017	-0,217	-0,144	-0,036	-0,205	-0,193	-,309*	-0,144	-0,233	0,263	-0,176	-0,009	-0,015	0,001	-0,111	0,186	0,111	0,081	0,024	-0,058
Bivalvia	-0,185	-0,001	0,125	-0,258	-,326*	0,018	-0,215	-,382**	-,295*	-,326*	-0,215	-0,168	0,093	-0,030	0,001	-0,018	-0,060	0,085	-0,046	0,246	-0,054	-0,018
Oligochaeta	-0,058	-0,033	0,208	-0,071	0,003	0,042	-0,107	-0,134	-0,124	0,003	-0,168	-0,072	0,191	0,202	0,004	0,041	-0,011	0,120	-0,054	0,137	0,234	0,057
Crustacea	-0,005	-0,046	-0,068	-0,053	-0,268	-0,002	-0,046	-,316*	-0,114	-0,268	0,005	-0,015	0,176	-0,052	0,009	-,312*	-0,061	0,032	-0,114	0,106	-0,223	-0,045
Ephemeroptera	-0,171	-0,031	-0,208	-0,102	-0,271	-0,235	-0,150	-0,117	-0,132	-0,271	-0,047	-0,028	-,471**	-0,160	-0,032	-0,138	-0,133	-0,168	-0,015	-0,093	-0,195	-0,064
Trichoptera	-0,003	-0,157	-0,171	0,223	0,003	-0,193	0,055	0,175	0,112	0,003	0,096	0,010	-,346*	-0,134	-0,131	-0,017	0,065	-0,003	-0,135	-0,133	-0,084	-0,111
Diptera	0,069	-0,095	-0,152	0,040	0,040	-0,026	-0,015	-0,006	-0,016	0,040	0,120	0,010	-0,081	0,264	-0,072	-0,004	-0,025	0,047	-0,117	-0,207	-0,036	-0,042
EPT Taxa	-0,026	-0,094	-0,248	0,159	-0,071	-0,195	0,019	0,101	0,064	-0,071	0,084	0,029	-,370**	-0,143	-0,057	-0,063	0,009	-0,056	-0,101	-0,146	-0,200	-0,073
EPT/Diptera	-0,067	-0,115	-0,209	0,125	-0,075	-0,225	-0,012	0,100	0,016	-0,075	0,047	0,063	-,396**	-0,242	-0,073	-0,116	-0,025	-0,039	-0,109	-0,128	-0,168	-0,058
EP Taxa	-0,167	-0,079	-,298*	-0,062	-0,267	-,283*	-0,145	-0,125	-0,107	-0,267	-0,013	-0,050	-,459**	-0,222	-0,055	-0,186	-0,158	-0,212	-0,077	-0,117	-,300*	-0,090
EPTCBO	-0,238	-0,185	-0,248	-0,159	-,369**	-,291*	-0,231	-0,131	-0,196	-,369**	-0,097	-0,076	-,523**	-0,275	-0,121	-0,230	-0,158	-0,261	-0,211	-0,072	-0,261	-0,115
Broj porodica	-0,006	-0,105	-0,279	0,134	-0,149	-0,152	-0,017	-0,094	-0,049	-0,149	0,080	0,037	-0,274	-0,057	-0,084	-0,096	-0,036	-0,005	-0,107	-0,055	-,404**	-0,026
Broj rodova	0,001	-0,074	-0,205	0,074	-0,121	-0,086	-0,025	-0,084	-0,019	-0,121	0,066	0,073	-0,241	0,013	-0,060	-0,022	0,000	0,070	-0,061	-0,042	-0,275	0,001
Broj svojiti	-0,073	-0,078	-0,117	-0,022	-0,180	-0,083	-0,100	-0,115	-0,083	-0,180	-0,035	0,064	-0,266	-0,006	-0,062	-0,020	-0,016	0,050	-0,062	0,079	-0,239	0,017

Tablica P22. (nastavak)

	stanje korita	stanje obale	stanje poplavne nizine	1	2	3	HY-MO	1.1.	1.2.	2.1.	3.1.1.	3.1.2.	3.2.1.	3.2.2.	3.2.3.	3.3.1.	3.3.2.	3.3.3.	3.3.4.	3.3.5.	3.4.1.	3.4.2.
grupa funkcionalne metrike																						
r/K relationship	0,081	0,235	0,116	-0,031	-0,155	0,163	0,044	-0,180	-0,069	-0,155	0,046	-0,192	,337*	0,159	0,204	0,071	0,040	-0,078	0,187	0,129	-0,061	0,061
hyporhithral %	0,270	0,236	-0,086	,288*	0,259	0,176	,301*	,354*	0,265	0,259	0,273	0,206	0,008	0,183	0,273	0,047	0,158	0,012	0,199	-0,137	-0,057	0,087
metapotamal %	-,354*	-0,180	0,059	-,378**	-,339*	-0,212	-,389**	-,330*	-,374**	-,339*	-,373**	-0,255	-0,003	-0,202	-0,237	-0,093	-0,261	-0,077	-0,142	0,064	0,040	-0,072
littoral %	,630**	0,274	0,042	,575**	,551**	,401**	,610**	,526**	,531**	,551**	,533**	,314*	,327*	,457**	0,205	,285*	,320*	,285*	,309*	-0,167	0,108	0,060
Type RL %	-0,125	-0,030	0,248	-0,223	-0,004	0,144	-0,129	-0,076	-0,182	-0,004	-0,216	-0,017	0,113	0,109	-0,041	0,058	0,046	0,186	-0,027	0,089	0,259	0,184
Type RP %	-,387**	-0,112	-0,217	-,390**	-,540**	-,334*	-,322*	-,331*	-,296*	-,540**	-0,214	-0,193	-,455**	-,518**	-0,044	-,520**	-0,261	-,517**	-0,144	0,029	-0,211	-0,260
Rheoindex	-,474**	-0,153	-0,243	-,439**	-,494**	-,403**	-,454**	-0,284	-,413**	-,494**	-,353*	-0,097	-,639**	-,481**	-0,053	-,445**	-,390**	-,452**	-0,237	0,056	-0,209	-,294*
Psa %	-,352*	0,111	,296*	-,441**	-,285*	-0,048	-,367**	-,319*	-0,268	-,285*	-,476**	-0,262	-0,005	0,026	0,022	0,013	-0,214	-0,013	0,150	,300*	0,254	0,047
Aka %	-0,254	-0,104	-0,262	-0,245	-0,234	-0,262	-0,250	-0,196	-0,183	-0,234	-0,145	-0,043	-,517**	-0,166	-0,015	-,366**	-,300*	-,528**	-0,150	-0,023	-0,171	-0,226
Type Lit %	0,205	-0,002	-0,236	0,264	0,056	-0,029	0,223	0,119	0,196	0,056	,366**	0,059	-0,043	-0,131	0,020	-0,078	0,116	-0,194	0,014	-0,116	-0,278	-0,074
Type ALP %	-0,171	0,039	-0,121	-0,113	-0,279	-0,220	-0,122	-0,157	-0,031	-0,279	-0,050	-0,192	-,305*	-,283*	0,021	-0,252	-0,169	-,473**	0,076	0,059	-0,148	-0,165
Predators %	0,219	-0,087	-0,151	0,251	0,240	0,035	0,201	0,193	0,190	0,240	0,086	0,080	0,123	0,250	-0,151	-0,131	-0,045	0,095	-0,044	-0,192	-0,035	-0,125
Xyl+Sch+AFF+PFF%																						
Gather/Collect. %	0,028	0,114	0,222	-0,024	0,178	0,208	0,054	-0,022	-0,006	0,178	-0,099	0,106	0,138	0,232	0,035	0,197	0,115	,332*	0,169	0,103	0,230	0,138
RETI	-0,086	0,005	-0,100	-0,138	-0,114	-0,094	-0,029	-0,020	-0,051	-0,114	-0,011	0,154	-,320*	-,283*	0,047	-0,237	-0,055	-0,236	0,012	-0,088	-0,052	0,010
grupa sastav/obilje																						
Gastropoda %	-0,267	0,052	,307*	-,355*	-0,196	0,010	-0,247	-0,261	-0,232	-0,196	-,300*	-0,018	-0,039	-0,216	-0,016	0,100	-0,023	0,170	0,129	0,246	0,221	0,139
Oligochaeta %	0,112	0,149	0,179	0,065	0,197	0,234	0,081	0,037	0,052	0,197	-0,026	-0,093	,470**	,320*	0,089	0,140	0,134	0,187	0,165	0,030	0,179	0,157
Crustacea %	-0,174	-0,178	-,377**	-0,153	-,369**	-,287*	-0,230	-0,187	-0,225	-,369**	-0,068	-0,144	-0,214	-0,152	-0,018	-,470**	-0,239	-,408**	-,319*	-0,087	-,374**	-0,224
Diptera %	0,244	0,174	0,133	0,152	,291*	0,220	0,227	0,151	0,235	,291*	0,179	0,257	0,072	,284*	0,144	0,239	0,152	,302*	0,183	-0,087	,285*	0,075
EPT %	-0,072	-0,116	-0,246	0,124	-0,086	-0,258	-0,028	0,091	0,045	-0,086	0,046	0,007	-,418**	-0,198	-0,072	-0,099	-0,049	-0,088	-0,131	-0,151	-0,151	-0,135

Tablica 23. Spearmanovi koeficijenti korelacije između tipova supstrata i svojta makrozoobentosa (značajne korelacije označene su crveno; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$). Opis tipova supstrata nalazi se u Tablici 8.

	lital	mega-	makro-	mezo-	mikro-	akal	psamal	psamopelal	tehnolital	fital	ksilal	POM
NIMS												
<i>Branchiura sowerbyi</i>	-0,265	-0,085	-0,085	-,292*	-0,252	0,115	-0,241	0,242	-0,022	0,186	0,080	-0,012
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	-,321*	-0,123	-0,123	-,401**	-0,235	-0,074	-0,035	0,077	,321*	0,161	,303*	0,219
<i>Chelicorophium sowinskyi</i>	-,433**	-0,110	-0,110	-,410**	-,412**	-0,122	-0,217	,327*	0,236	,346*	,437**	0,087
<i>Chelicorophium</i> sp.	-,327*	-0,153	-0,153	-,418**	-0,220	0,020	-0,137	0,133	,303*	0,252	,443**	0,187
<i>Corbicula fluminea</i>	-,619**	-0,153	-0,153	-,573**	-,581**	-0,271	-0,176	,520**	0,136	,414**	,532**	,491**
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>	-,396**	-0,102	-0,102	-,367**	-,375**	-0,076	-,288*	,290*	0,263	0,260	0,226	-0,015
<i>Dikerogammarus villosus</i>	0,036	-0,132	-0,132	-0,057	0,152	0,144	0,021	-0,130	0,116	0,059	,297*	0,194
<i>Dikerogammarus</i> sp.	-0,148	-0,171	-0,171	-0,185	-0,043	0,163	-0,117	-0,057	,301*	,392**	,327*	0,018
<i>Dreissena polymorpha</i>	-0,066	-0,119	-0,119	-0,093	0,008	0,038	0,044	-0,103	0,100	-0,100	0,028	-0,015
<i>Echinogammarus ischnus</i>	-,407**	-0,077	-0,077	-,346*	-,408**	-0,257	-0,056	0,212	0,263	0,100	0,237	,397**
<i>Jaera istri</i>	-,287*	-0,153	-0,153	-,383**	-0,176	0,034	-0,184	0,091	,335*	0,193	,369**	0,117
<i>Hypania invalida</i>	-,336*	-0,063	-0,063	-,286*	-,336*	-0,146	0,008	0,127	0,212	0,017	0,201	0,265
<i>Physella acuta</i>	-0,263	-0,063	-0,063	-,286*	-0,246	0,024	-0,179	0,248	-0,157	,380**	,335*	,328*
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	,396**	-0,085	-0,085	0,251	,517**	,428**	0,132	-0,256	-0,196	-0,059	-0,161	-0,193
CHIRONOMIDAE												
Chironomini Gen. sp.	-,491**	-0,061	-0,061	-,359*	-,601**	-,529**	-0,271	,632**	-0,063	0,179	0,244	,517**
<i>Chironomus plumosus</i> -Gr.	-,465**	-0,176	-0,176	-,410**	-,452**	-,308*	-0,229	,559**	0,097	,546**	0,207	,398**
<i>Chironomus thummi</i> -Gr.	-0,092	-0,090	-0,090	-0,033	-0,072	-0,115	-0,113	,299*	-0,079	0,245	0,037	,282*
Orthoclaadiinae Gen. sp.	,436**	0,163	0,163	,353*	,396**	0,154	0,265	-,394**	-0,121	0,018	-,365**	-0,238
<i>Prodiamesa olivacea</i>	-0,110	-0,111	-0,111	-0,048	-0,191	-0,184	-0,050	0,004	0,124	0,045	-0,002	0,191
Tanypodinae Gen. sp.	-0,262	0,123	0,123	-0,136	-,411**	-0,224	-0,103	,363*	-0,211	0,070	-0,043	0,114
Tanytarsini Gen. sp.	0,238	0,153	0,153	0,248	0,142	0,134	0,134	-0,115	-0,195	0,101	-0,190	-0,162
GASTROPODA												
<i>Bithynia tentaculata</i>	0,104	0,134	0,134	0,156	0,036	-0,064	-0,075	0,045	-0,170	0,259	-0,151	0,002
<i>Esperiana esperi</i>	-0,274	0,229	0,229	-0,239	-,309*	-0,105	-0,247	0,269	0,095	0,163	0,210	0,003
<i>Holandriana holandrii</i>	,613**	0,269	0,269	,520**	,645**	,518**	,310*	-,587**	-0,131	-0,269	-0,118	-,403**
<i>Lithoglyphus naticoides</i>	-,654**	-0,144	-0,144	-,615**	-,625**	-,392**	-0,118	,669**	-0,018	0,229	,513**	,321*
<i>Microcolpia daubartii</i> ssp.	-0,266	-0,102	-0,102	-,303*	-0,261	-0,170	-0,181	0,232	0,207	0,083	,313*	0,054
<i>Theodoxus danubialis</i> ssp.	0,012	,282*	,282*	-0,016	0,024	0,115	0,048	0,046	-0,077	0,101	0,016	-0,163
<i>Theodoxus fluviatilis</i> ssp.	-0,253	-0,063	-0,063	-0,198	-0,237	-0,131	-0,179	0,175	0,263	0,077	0,078	0,250
<i>Valvata piscinalis</i> ssp.	-,294*	-0,102	-0,102	-,308*	-0,270	-0,126	-,288*	,423**	-0,018	,410**	-0,064	-0,026

Tablica 23. (nastavak)

		lital	mega-	makro-	mezo-	mikro-	akal	psamal	psamopelal	tehnolital	fital	ksilal	POM
BIVALVIA													
	<i>Pisidium</i> sp.	-0,071	0,199	0,199	-0,082	-0,108	0,067	0,014	0,163	-,297*	0,044	-0,030	-0,082
AMPHIPODA													
	<i>Gammarus fossarum</i>	,598**	0,238	0,238	,584**	,531**	0,201	,429**	-,474**	-0,252	-,375**	-,324*	-0,274
	<i>Gammarus roeselii</i>	,318*	-0,068	-0,068	,306*	0,262	0,002	0,104	-0,248	-0,166	-0,177	-0,181	-0,062
	<i>Synurella ambulans</i>	,575**	,284*	,284*	,503**	,478**	,315*	0,149	-,626**	-0,118	-,292*	-,310*	-0,216
ISOPODA													
	<i>Asellus aquaticus</i>	0,278	0,165	0,165	0,240	0,215	-0,036	0,094	-0,203	-0,119	-0,004	-0,259	-0,057
OLIGOCHAETA													
	<i>Isochaetides michaelsoni</i>	-,443**	-0,110	-0,110	-,355*	-,433**	-0,225	-0,204	,333*	0,261	0,048	0,207	0,104
	<i>Limnodrilus claparedeanus</i>	-,509**	-0,149	-0,149	-,498**	-,475**	-0,191	-0,204	,439**	0,175	0,202	0,267	,300*
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	-,523**	-0,051	-0,051	-,455**	-,512**	-,319*	-0,276	,589**	0,025	,368**	0,220	,409**
	<i>Limnodrilus profundicola</i>	-0,117	-0,081	-0,081	-0,139	-0,109	-0,027	-0,088	0,133	-0,030	,290*	0,183	0,229
	<i>Limnodrilus udekemianus</i>	-,529**	-0,136	-0,136	-,439**	-,513**	-,351*	-0,274	,539**	0,237	,370**	,309*	0,185
	<i>Potamothenix hammoniensis</i>	-0,262	0,218	0,218	-0,165	-,285*	-0,152	-0,170	0,150	0,235	0,106	0,063	0,151
	<i>Psammorectides barbatus</i>	-,432**	0,205	0,205	-,396**	-,454**	-0,193	-,302*	,463**	-0,046	,415**	,316*	,427**
	<i>Stylogrilus heringianus</i>	,700**	0,267	0,267	,622**	,701**	,411**	,407**	-,647**	-0,149	-,374**	-0,207	-,454**
EPHEMEROPTERA													
	<i>Baetis</i> sp.	,464**	0,260	0,260	,569**	,347*	0,177	,336*	-0,268	-,292*	-0,251	-0,232	-0,208
	<i>Caenis</i> sp.	,487**	0,168	0,168	,378**	,444**	,352*	0,118	-,471**	-0,159	0,032	-0,095	-0,032
	<i>Heptagenia sulphurea</i>	,340*	-0,072	-0,072	,338*	,341*	,285*	,422**	-0,208	-,326*	-0,188	0,069	-0,092
	<i>Heptagenia</i> sp.	,600**	0,208	0,208	,546**	,579**	,355*	,387**	-,532**	-0,219	-,338*	-0,026	-0,165
	<i>Potamanthus luteus</i>	,368**	0,128	0,128	0,273	,312*	,372**	-0,054	-,411**	-0,047	-0,060	0,009	-0,278
	<i>Serratella ignita</i>	,325*	,381**	,381**	,334*	0,207	0,258	0,126	-0,186	-,297*	-0,063	-0,266	-0,134
PLECOPTERA													
	<i>Leuctra fusca-Gr.</i>	,537**	,348*	,348*	,612**	,356*	0,134	0,215	-,400**	-,286*	-0,270	-0,162	-0,192
	<i>Xanthoperla apicalis</i>	,406**	-0,077	-0,077	0,259	,542**	0,276	,504**	-,480**	-0,100	-0,186	0,060	-0,206

Tablica 23. (nastavak)

	lital	mega-	makro-	mezo-	mikro-	akal	psamal	psamopelal	tehnolital	fital	ksilal	POM
TRICHOPTERA												
<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>	-,313*	-0,119	-0,119	-,307*	-0,263	-0,003	-0,199	0,204	0,086	0,096	,472**	,313*
<i>Hydropsyche contubernalis</i> ssp.	,566**	,282*	,282*	,589**	,472**	,402**	0,195	-,516**	-,316*	-,313*	-0,086	-0,151
<i>Hydropsyche</i> sp.	,610**	0,185	0,185	,566**	,575**	,374**	,327*	-,668**	-0,082	-,361*	-0,169	-,334*
<i>Psychomyia pusilla</i>	,793**	0,264	0,264	,718**	,757**	,475**	,336*	-,725**	-0,191	-0,264	-0,156	-,344*
COLEOPTERA												
<i>Esolus</i> sp. Lv.	,441**	,284*	,284*	,407**	,339*	0,197	0,175	-,394**	-0,122	-0,267	-0,258	-,322*
<i>Limnius</i> sp. Lv.	,437**	0,275	0,275	,447**	,343*	0,276	,325*	-,287*	-,307*	-0,272	-0,270	-,292*
<i>Oulimnius</i> sp. Lv.	,395**	,412**	,412**	,459**	0,235	0,221	0,194	-,320*	-0,187	-,311*	-0,257	-0,112
DIPTERA (excl. Chironomidae)												
Ceratopogonidae Gen. sp.	0,034	-0,021	-0,021	0,020	-0,023	-0,080	-0,105	-0,072	-0,081	0,063	0,131	0,057
Empididae Gen. sp.	0,169	-0,177	-0,177	0,166	0,124	0,122	0,142	-0,101	-0,145	0,002	0,231	0,137
Limoniidae Gen. sp.	,501**	-0,127	-0,127	,439**	,557**	,419**	,487**	-,475**	-0,161	-0,065	0,155	-0,130
ODONATA												
<i>Gomphus flavipes</i>	-,608**	-0,115	-0,115	-,517**	-,608**	-,473**	-0,152	,608**	0,062	0,233	,549**	,587**
HETEROPTERA												
<i>Micronecta</i> sp.	-0,109	-0,145	-0,145	-0,123	-0,027	0,043	0,147	0,077	0,053	0,207	,321*	,327*
OSTALO												
Copepoda Gen. sp.	,286*	0,124	0,124	,306*	0,212	-0,025	-0,012	-0,149	-0,086	0,048	-0,263	-0,033
Cladocera Gen. sp.	-0,271	-0,110	-0,110	-0,225	-,305*	-,337*	-0,151	,347*	-0,025	,295*	0,151	,396**
Hydrachnidia Gen. sp.	,435**	0,234	0,234	,446**	,337*	0,143	,387**	-,385**	-0,208	-0,139	-0,145	-0,042
Nematoda Gen. sp.	0,052	-0,140	-0,140	-0,042	0,058	0,023	0,119	0,012	-0,100	,333*	0,005	0,085
Ostracoda Gen. sp.	,314*	0,151	0,151	,352*	0,190	0,106	0,202	-0,176	-,290*	0,000	-0,235	-0,103

Tablica 24. Spearmanovi koeficijenti korelacije između svojta makrozoobentosa i hidromorfološkog stanja, kategorija te stanja u zonama (korito, obala i poplavna nizina) na velikim rijekama u Republici Hrvatskoj (značajne korelacije označene su crveno; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$): Hidromorfološke kategorije i zone s pripadajućim pokazateljima nalaze se u Tablici 9.

	hidrologija	uzdužna povezanost	morfologija	HY-MO	stanje korita	stanje obale	stanje poplavne nizine
NIMS							
<i>Branchiura sowerbyi</i>	-0,022	0,092	0,118	-0,071	0,068	0,145	0,177
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	-0,090	-,373**	-0,070	-0,151	-0,100	-0,116	-0,021
<i>Chelicorophium sowinskyi</i>	-,553**	-,385**	-,286*	-,554**	-,444**	-0,219	0,053
<i>Chelicorophium</i> sp.	-0,265	-,500**	-0,188	-,331*	-0,268	-0,141	-0,094
<i>Corbicula fluminea</i>	-,388**	-,483**	-0,177	-,385**	-,389**	-0,144	0,089
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>	-,598**	-,356*	-0,165	-,492**	-,428**	-0,015	0,230
<i>Dikerogammarus villosus</i>	0,277	-0,108	-0,118	0,111	0,149	-0,184	-0,251
<i>Dikerogammarus</i> sp.	-0,132	-0,265	-,289*	-0,269	-0,163	-0,134	-0,189
<i>Dreissena polymorpha</i>	,532**	0,276	0,131	,408**	,416**	0,015	-0,116
<i>Echinogammarus ischnus</i>	0,009	-0,183	0,116	0,095	0,106	0,064	-0,066
<i>Hypania invalida</i>	-0,043	-0,221	-0,049	-0,047	0,011	-0,100	-0,173
<i>Jaera istri</i>	-,304*	-,534**	-0,257	-,378**	-,345*	-0,149	-0,056
<i>Physella acuta</i>	-0,070	-0,221	0,053	-0,059	-0,051	0,228	-0,009
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	,637**	,423**	0,056	,375**	,380**	-0,009	-0,084
CHIRONOMIDAE							
Chironomini Gen. sp.	-0,094	-0,039	0,104	-0,021	-0,076	-0,013	0,191
<i>Chironomus plumosus</i> -Gr.	-0,011	0,037	0,202	0,038	0,028	0,035	0,279
<i>Chironomus thummi</i> -Gr.	0,016	0,091	0,111	0,071	-0,009	0,142	0,087
Orthoclaadiinae Gen. sp.	,391**	,310*	0,042	0,278	,313*	-0,073	-0,212
<i>Prodiamesa olivacea</i>	,319*	0,278	0,203	0,264	,366**	-0,100	-0,029
Tanypodinae Gen. sp.	0,037	0,172	0,260	0,137	0,171	0,209	0,102
Tanytarsini Gen. sp.	0,004	0,018	-0,056	-0,026	-0,041	0,053	-0,011
GASTROPODA							
<i>Bithynia tentaculata</i>	0,124	0,226	,304*	0,243	0,182	0,109	,299*
<i>Esperiana esperi</i>	-,638**	-,400**	-0,209	-,545**	-,531**	0,022	0,089
<i>Holandriana holandrii</i>	-0,021	-0,196	-,284*	-0,120	-0,167	-0,129	-0,254
<i>Lithoglyphus naticoides</i>	-,389**	-,353*	-0,151	-,370**	-,343*	-0,143	0,095
<i>Microcolpia daudebartii</i> ssp.	-,491**	-,356*	-0,278	-,519**	-,420**	-0,138	-0,006
<i>Theodoxus danubialis</i> ssp.	-,528**	-,342*	-0,105	-,378**	-,387**	0,084	0,080
<i>Valvata piscinalis</i> ssp.	-0,098	0,173	0,269	-0,010	0,060	0,229	0,274
BIVALVIA							
<i>Pisidium</i> sp.	0,116	0,099	,363*	0,179	0,184	,388**	0,191
AMPHIPODA							
<i>Gammarus fossarum</i>	0,010	-0,083	-0,049	0,016	-0,065	-0,011	-0,158
<i>Gammarus roeselii</i>	,458**	,544**	0,053	,329*	,374**	-0,239	-0,184
<i>Synurella ambulans</i>	0,260	0,047	0,027	0,256	0,177	0,096	-0,235
ISOPODA							
<i>Asellus aquaticus</i>	,310*	0,270	0,128	,319*	0,242	-0,001	-0,093
OLIGOCHAETA							
<i>Limnodrilus claparedeanus</i>	-0,093	-0,073	0,017	-0,138	-0,116	0,037	0,084
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	0,145	0,148	0,241	0,128	0,103	0,090	0,190
<i>Limnodrilus profundicola</i>	0,055	0,051	-0,046	-0,026	-0,057	-0,156	-0,004
<i>Limnodrilus udekemianus</i>	-,391**	-0,240	-0,095	-,360*	-,363*	-0,097	0,245

Tablica 24. (nastavak)

	hidrologija	uzdužna povezanost	morfologija	HY-MO	stanje korita	stanje obale	stanje poplavne nizine
<i>Potamothenis hammoniensis</i>	-0,161	0,056	0,081	-0,083	-0,040	0,134	0,007
<i>Psammoryctides barbatus</i>	-0,253	-0,211	0,110	-0,116	-0,144	0,043	0,141
<i>Stylogrillus heringianus</i>	-0,024	-0,166	-,394**	-0,157	-0,194	-0,231	-,409**
EPHEMEROPTERA							
<i>Baetis</i> sp.	-0,075	-0,072	-0,004	0,036	0,006	0,104	-0,055
<i>Caenis</i> sp.	0,278	-0,021	-0,083	0,141	0,082	0,022	-0,269
<i>Heptagenia</i> sp.	-0,093	-,332*	-,316*	-0,170	-0,266	-0,070	-,297*
<i>Potamanthus luteus</i>	-0,214	-,315*	-,301*	-,286*	-,291*	-0,085	-0,267
<i>Serratella ignita</i>	-0,238	-0,221	0,031	-0,080	-0,209	0,202	-0,045
PLECOPTERA							
<i>Leuctra fusca</i> -Gr.	-0,093	-0,113	-0,107	-0,044	-0,118	0,012	-0,248
<i>Xanthoperla apicalis</i>	0,176	-0,073	-,350*	-0,066	-0,018	-0,265	-,449**
TRICHOPTERA							
<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>	-0,187	-,414**	-0,237	-,303*	-0,275	-0,195	0,014
<i>Hydropsyche contubernalis</i> ssp.	0,016	-0,075	-0,189	0,000	-0,138	-0,053	-0,166
<i>Hydropsyche incognita</i>	-0,155	-0,221	-0,077	-0,107	-0,156	0,136	-0,160
<i>Hydropsyche</i> sp.	0,042	-0,163	-,295*	-0,050	-0,124	-0,150	-,314*
<i>Psychomyia pusilla</i>	0,203	-0,011	-0,229	0,047	-0,030	-0,122	-0,279
COLEOPTERA							
<i>Esolus</i> sp. Lv.	-0,071	-0,094	-0,156	-0,041	-0,108	-0,103	-0,200
<i>Limnius</i> sp. Lv.	-0,051	-0,056	-0,016	0,025	-0,037	0,013	-0,029
<i>Potamophilus acuminatus</i> Lv.	-0,137	-0,200	-0,262	-,308*	-0,236	-0,212	0,021
<i>Stenelmis</i> sp. Lv.	-,404**	-,312*	-0,239	-,435**	-,429**	-0,013	0,174
DIPTERA (excl. Chironomidae)							
Ceratopogonidae Gen. sp.	0,089	0,077	-0,111	-0,039	-0,028	-0,181	-,288*
Empididae Gen. sp.	0,169	-0,133	-0,128	-0,018	0,000	-0,139	-0,082
Limoniidae Gen. sp.	0,124	-0,101	-,300*	-0,049	0,027	-0,247	-,380**
ODONATA							
<i>Gomphus flavipes</i>	-0,260	-,400**	-0,195	-,293*	-,316*	-0,245	0,044
<i>Platynemis pennipes</i>	-,385**	-,400**	-0,135	-,383**	-,296*	-0,122	0,058
HETEROPTERA							
<i>Micronecta</i> sp.	0,278	0,140	0,021	0,091	0,174	-0,102	-0,094
OSTALO							
Copepoda Gen. sp.	,496**	,392**	0,263	,428**	,413**	0,024	-0,099
Cladocera Gen. sp.	,283*	0,177	0,159	0,234	0,187	-0,064	0,108
<i>Hydrachnidia</i> Gen. sp.	,294*	0,134	0,033	0,238	0,205	-0,008	-0,221
Nematoda Gen. sp.	0,239	0,181	0,002	0,142	0,156	-0,056	-0,079
Ostracoda Gen. sp.	,294*	0,159	0,140	,286*	0,272	0,094	-0,107

ŽIVOTOPIS

Renata Ćuk je rođena 01. rujna 1976. godine u Zagrebu. Završila je prirodoslovno-matematičku gimnaziju u Zagrebu 1995. godine. Titulu diplomiranog inženjera biologije, smjer ekologija stekla je 2002. godine na Prirodoslovno-matematičkom fakultetu Sveučilišta u Zagrebu, a 2011. godine upisuje poslijediplomski doktorski studij na istom fakultetu.

Od 2005. godine zaposlena je u Glavnom vodnogospodarskom laboratoriju Hrvatskih voda (od 2022. godine Institut za vode) kao samostalni inženjer na poslovima vezanim uz biološko uzorkovanje i analize makrozoobentosa. Tijekom radnog staža stručno se usavršavala kroz brojne radionice te znanstvene i stručne skupove, bila je i član nekoliko domaćih i međunarodnih povjerenstava te je aktivno sudjelovala u nekoliko međunarodnih projekata. Do sad je u koautorstvu objavila 31 znanstveni rad prema Scopusu (h-indeks = 8).

Područja znanstveno-istraživačkog rada i interesa Renate Ćuk su biološke metode procjene stanja vodenog okoliša na temelju makrozoobentosa te dodatno i skupina Trichoptera (tulari) u sklopu faune makrozoobentosa. Do sad je zabilježila 10-ak novih vrsta makrozoobentosa u fauni Hrvatske koje se najvećim dijelom odnose na tularne.