



УНИВЕРЗИТЕТ У НИШУ  
ПРИРОДНО-МАТЕМАТИЧКИ ФАКУЛТЕТ



**Оливера М. Стаменковић**

**ЕФЕКАТ ВИШЕСТРУКИХ СТРЕСОРА НА  
МУЛТИТРОФИЧКИ БИОДИВЕРЗИТЕТ  
БАРСКИХ ЕКОСИСТЕМА**

ДОКТОРСКА ДИСЕРТАЦИЈА

Ниш, 2021.



UNIVERSITY OF NIŠ  
FACULTY OF SCIENCES AND MATHEMATICS



**Olivera M. Stamenković**

**EFFECTS OF MULTIPLE-STRESSORS ON  
MULTITROPHIC BIODIVERSITY OF POND  
ECOSYSTEMS**

DOCTORAL DISSERTATION

Niš, 2021.

## Подаци о докторској дисертацији

Ментор:

Др Милица Стојковић Пиперац, ванредни професор Природно-математичког факултета Универзитета у Нишу

Наслов:

Ефекат вишеструких стресора на мултитрофички биодиверзитет барских екосистема

Резиме:

У овом раду су анализирани ефекти вишеструких антропогених активности (стресора), интегрисаних индексом антропогеног стреса, на богатство и абундантност различитих заједница у барама (фитопланктон, макрофите, зоопланктон, бентосне и епифитске макроинвертебрате и рибе) и њихових трофичких група, са циљем да се упореде одговори различитих барских заједница на антропогени утицај, расветле начини на који антропогене активности доводе до промена биодиверзитета у барама (директно, изменом хемизма воде или каскадним путем са нижих трофичких нивоа на више) и одреде укупни ефекти антропогених стресора на биодиверзитет у оквиру целе трофичке мреже. Такође је анализиран значај ефеката природне варијабилности барских екосистема на варирање диверзитета барских хидробиоценоза.

Испитиване заједнице су узорковане у септембру 2016. године, са 18 локалитета распоређених у оквиру шест сталних бара које се међусобно разликују по начину постанка, повезаности, интензитету утицаја реке и степену окружености мањим барама. Према резултатима линеарних мешовитих модела, ефекти антропогених активности су варирали у зависности од испитиване заједнице, од негативних ефеката на богатство и абундантност макрофита, доводећи тиме до смањења богатства епифитских макроинвертебрата, преко неутралних ефеката на бентосне макроинвертебрате, до позитивних ефеката на абундантност риба због повећања абундантности инвазивних врста. Такође је показано да су природне карактеристике истраживаних бара имале значајне ефекте на испитиване заједнице и физичко-хемијске параметре воде у већини случајева и да могу да модификују ефекте антропогених активности. Моделовањем структуралних једначина је показано са су се механизми антропогеног утицаја разликовали између различитих трофичких нивоа, при чему су ефекти антропогених стресора на примарне продуценте остварени директним утицајем, док су ефекти на конзументе остварени углавном индиректним механизмима, и то повећањем концентрације нутријента на абундантност и богатство трофичких група бескичмењака (зоопланктона и макроинвертебрата), а каскадним ефектима на богатство и абундантност трофичких група риба. И поред варирања одговора различитих заједница и трофичких група, укупни ефекат антропогених стресора на биодиверзитет у оквиру

	целе трофичке мреже је био негативан.
Научна област:	Биологија
Научна дисциплина:	Хидробиологија
Кључне речи:	Антропогене активности, природна варијабилност, фитопланктон, макрофите, зоопланктон, бентосне макроинвертебрате, епифитске макроинвертебрате, рибе, каскадни ефекти, хемизам воде
УДК:	574/575:[574.5+556.58]
CERIF класификација:	B 003; B 260
Тип лиценце Креативне заједнице:	<b>CC BY-NC-ND</b>

## Data on Doctoral Dissertation

Doctoral Supervisor:	Dr. Milica Stojković Piperac, Associate Professor of the University of Niš and Faculty of Sciences and Mathematics
Title:	Effects of multiple-stressors on multitrophic biodiversity of pond ecosystems
Abstract:	<p>This study deals with the effects of multiple anthropogenic activities (i.e. stressors) on the richness and abundance of phytoplankton, macrophytes, zooplankton, benthic and epiphytic macroinvertebrates, and fishes, and their trophic groups. Multiple anthropogenic stressors were integrated in one measure by calculating anthropogenic stress index. The aim was to compare the responses of different pond communities to anthropogenic impact, disentangle the potential mechanisms responsible for variations in pond biodiversity (direct, water-chemistry mediated, and cascading effects), and to quantify pond net-community response to anthropogenic impact. In addition, the importance of pond natural variability on the variations of biodiversity of pond hydrobiocenoses was analysed.</p> <p>All communities were sampled in September 2016, from the 18 study sites distributed across the six permanent ponds that differ in origin, connectedness, the intensity of a river impact, and the level of pond coverage in surrounding area.</p> <p>The effects of anthropogenic stressors varied across the distinct pond communities, from negative effects on the richness and abundance of macrophytes and on the richness of epiphytic macroinvertebrates, via neutral effects on benthic macroinvertebrates, to positive effects on fish abundance through predominance of the invasive species. The natural pond variability affected the pond communities and water chemistry in the majority of cases and it is expected to alter the effects of anthropogenic stressors on pond communities.</p> <p>The underlying mechanisms of anthropogenic stressors clearly differed among different trophic levels. Direct effects were mainly detected within primary producers, while the consumers were mainly affected indirectly: the increase of nutrient concentrations in water affected abundance and richness of invertebrate trophic groups, while cascading effects were the most influential drivers of multitrophic diversity in the fish community. Despite the variable responses of different communities and their trophic groups, the total net-community effect of the anthropogenic stressors was negative.</p>
Scientific Field:	Biology
Scientific Discipline:	Hydrobiology
Key Words:	Anthropogenic activities, natural variability, phytoplankton, macrophytes, zooplankton, benthic macroinvertebrates, epiphytic

macroinvertebrates, fishes, cascading effects, water chemistry

UDC: 574/575:[574.5+556.58]

CERIF  
Classification: B 003; B260

Creative  
Commons  
License Type: **CC BY-NC-ND**



ПРИРОДНО - МАТЕМАТИЧКИ ФАКУЛТЕТ  
НИШ

КЉУЧНА ДОКУМЕНТАЦИЈСКА ИНФОРМАЦИЈА

Редни број, <b>РБР:</b>	
Идентификациони број, <b>ИБР:</b>	
Тип документације, <b>ТД:</b>	монографска
Тип записа, <b>ТЗ:</b>	текстуални / графички
Врста рада, <b>ВР:</b>	докторска дисертација
Аутор, <b>АУ:</b>	Оливера М. Стаменковић
Ментор, <b>МН:</b>	Милица Стојковић Пиперац
Наслов рада, <b>НР:</b>	ЕФЕКАТ ВИШЕСТРУКИХ СТРЕСОРА НА МУЛТИТРОФИЧКИ БИОДИВЕРЗИТЕТ БАРСКИХ ЕКОСИСТЕМА
Језик публикације, <b>ЈП:</b>	српски
Језик извода, <b>ЈИ:</b>	енглески
Земља публикавања, <b>ЗП:</b>	Србија
Уже географско подручје, <b>УГП:</b>	Србија
Година, <b>ГО:</b>	2021.
Издавач, <b>ИЗ:</b>	ауторски репринт
Место и адреса, <b>МА:</b>	Ниш, Вишеградска 33.
Физички опис рада, <b>ФО:</b> (поглавља/страна/ цитата/табела/слика/графика/прилог ога)	7 поглавља, 201 страна, 394 цитата, 22 табеле, 23 слике
Научна област, <b>НО:</b>	биологија
Научна дисциплина, <b>НД:</b>	хидробиологија
Предметна одредница/Кључне речи, <b>ПО:</b>	Антропогене активности, природна варијабилност, фитопланктон, макрофите, зоопланктон, бентосне макроинвертебрате, епифитске макроинвертебрате, рибе, каскадни ефекти, хемизам воде
<b>УДК</b>	574/575:[574.5+556.58
Чува се, <b>ЧУ:</b>	библиотека
Важна напомена, <b>ВН:</b>	

---

Извод, ИЗ:

У овом раду су анализирани ефекти вишеструких антропогених активности (стресора), интегрисаних индексом антропогеног стреса, на богатство и абундантност различитих заједница у барама и њихових трофичких група, са циљем да се упореде одговори различитих барских заједница на антропогени утицај, расветле начини на који антропогене активности доводе до промена биодиверзитета у барама (директно, изменом хемизма воде или каскадним путем са нижих трофичких нивоа на више) и одреде укупни ефекти антропогених стресора на биодиверзитет у оквиру целе трофичке мреже. Такође је анализиран значај ефеката природне варијабилности барских екосистема на варирање диверзитета барских хидробиоценоза.

Према резултатима линеарних мешовитих модела, ефекти антропогених активности су варирали у зависности од испитиване заједнице, од негативних ефеката на богатство и абундантност макрофита, доводећи тиме до смањења богатства епифитских макроинвертебрата, преко неутралних ефеката на бентосне макроинвертебрате, до позитивних ефеката на абундантност риба због повећања абундантности инвазивних врста. Такође је показано да су природне карактеристике истраживаних бара имале значајне ефекте на испитиване заједнице и физичко-хемијске параметре воде у већини случајева и да могу да модификују ефекте антропогених активности.

Моделовањем структуралних једначина је показано са су се механизми антропогеног утицаја разликовали између различитих трофичких нивоа, при чему су ефекти антропогених стресора на примарне продуценте остварени директним утицајем, док су ефекти на конзументе остварени углавном индиректним механизмима, и то повећањем концентрације нутријената на абундантност и богатство трофичких група бескичмењака (зоопланктона и макроинвертебрата), а каскадним ефектима на богатство и абундантност трофичких група риба. И поред варирања одговора различитих заједница и трофичких група, укупни ефекат антропогених стресора на биодиверзитет у оквиру целе трофичке мреже је био негативан.

---



---

Датум прихватања теме, ДП: 17.1.2020.

---

Датум одбране, ДО:

---

Чланови комисије, Председник:

**КО:**

Члан:

Члан:

Члан,

ментор:

---

Образац Q4.09.13 - Издање 1



ПРИРОДНО - МАТЕМАТИЧКИ ФАКУЛТЕТ  
НИШ

KEY WORDS DOCUMENTATION

Accession number, <b>ANO</b> :	
Identification number, <b>INO</b> :	
Document type, <b>DT</b> :	<b>monograph</b>
Type of record, <b>TR</b> :	<b>textual / graphic</b>
Contents code, <b>CC</b> :	<b>doctoral dissertation</b>
Author, <b>AU</b> :	<b>Olivera M. Stamenković</b>
Mentor, <b>MN</b> :	<b>Milica Stojković Piperac</b>
Title, <b>TI</b> :	<b>EFFECTS OF MULTIPLE-STRESSORS ON MULTITROPHIC BIODIVERSITY OF POND ECOSYSTEMS</b>
Language of text, <b>LT</b> :	<b>Serbian</b>
Language of abstract, <b>LA</b> :	<b>English</b>
Country of publication, <b>CP</b> :	<b>Serbia</b>
Locality of publication, <b>LP</b> :	<b>Serbia</b>
Publication year, <b>PY</b> :	<b>2021</b>
Publisher, <b>PB</b> :	<b>author's reprint</b>
Publication place, <b>PP</b> :	<b>Niš, Višegradska 33.</b>
Physical description, <b>PD</b> : (chapters/pages/ref./tables/pictures/graphs/appendixes)	<b>7 chapters, 201 pages, 394 references, 22 tables, 23 pictures</b>
Scientific field, <b>SF</b> :	<b>Biology</b>
Scientific discipline, <b>SD</b> :	<b>Hydrobiology</b>
Subject/Key words, <b>S/KW</b> :	<b>Anthropogenic activities, natural variability, phytoplankton, macrophytes, zooplankton, benthic macroinvertebrates, epiphytic macroinvertebrates, fishes, cascading effects, water chemistry</b>
<b>UC</b>	<b>574/575:[574.5+556.58</b>
Holding data, <b>HD</b> :	<b>Library</b>
Note, <b>N</b> :	

Abstract, <b>AB:</b>	<p>This study deals with the effects of multiple anthropogenic activities (i.e. stressors) on the richness and abundance of different pond communities and their trophic groups. Multiple anthropogenic stressors were integrated in one measure by calculating anthropogenic stress index. The aim was to compare the responses of different pond communities to anthropogenic impact, disentangle the potential mechanisms responsible for variations in pond biodiversity (direct, water-chemistry mediated, and cascading effects), and to quantify pond net-community response to anthropogenic impact. In addition, the importance of pond natural variability on the variations of biodiversity of pond hydrobiocenoses was analysed.</p> <p>The effects of anthropogenic stressors varied across the distinct pond communities, from negative effects on the richness and abundance of macrophytes and on the richness of epiphytic macroinvertebrates, via neutral effects on benthic macroinvertebrates, to positive effects on fish abundance through predominance of the invasive species. The natural pond variability affected the pond communities and water chemistry in the majority of cases and it is expected to alter the effects of anthropogenic stressors on pond communities.</p> <p>The underlying mechanisms of anthropogenic stressors clearly differed among different trophic levels. Direct effects were mainly detected within primary producers, while the consumers were mainly affected indirectly: the increase of nutrient concentrations in water affected abundance and richness of invertebrate trophic groups, while cascading effects were the most influential drivers of multitrophic diversity in the fish community. Despite the variable responses of different communities and their trophic groups, the total net-community effect of the anthropogenic stressors was negative.</p>
Accepted by the Scientific Board	17.1.2020.
Defended on, <b>DE:</b>	
Defended Board, President:	
Member:	
Member:	
Member, Mentor:	

## **Захвалница**

*Ова докторска дисертација је урађена у оквиру пројекта Министарства просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије „Биосенсинг технологије и глобални систем за континуирана истраживања и интегрисано управљање екосистемима“ (евиденциони број: ИИИИ43002), билатералног пројекта научне сарадње између Србије и Хрватске, финансираног од стране Министарства просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије и Министарства знаности и образовања Републике Хрватске, као и уговора о финансирању научно-истраживачког рада на Природно-математичком факултету (број 451-03-9/2021-14/200124), а сама израда дисертације је омогућена стипендијом за студенте докторских студија коју додељује Министарство просвете, науке и технолошког развоја.*

*На првом месту велику захвалност дугујем својим професорима, др Бурђу Милошевићу и др Милицу Стојковић Пиперац, као и проф. др Владици Симићу са Универзитета у Крагујевцу, на предложеној теми.*

*Захваљујем се и др Душанки Цвијановић, ванредном професору Природно-математичког факултета у Новом Саду, на конструктивним коментарима који су допринели побољшању коначне верзије дисертације.*

*Др Бојани Тубић и осталим колегама са Одељења за хидроекологију и заштиту вода Института за биолошка истраживања „Синиша Станковић“, као и др Ани Петровић, доценту Природно-математичког факултета у Крагујевцу, захваљујем се што су ме упутили у идентификацију најчешћих група макроинвертебрата и уступили неопходну литературу. Проф. др Александру Остојићу, проф. др Снежани Симић и др Невени Борђевић са Универзитета у Крагујевцу захваљујем се на идентификацији планктонских група. Многобројним учесницима билатералног пројекта са Универзитета у Нишу, Универзитета у Крагујевцу и Универзитета „Јосип Јурај Штросмајер“ у Осиеку захваљујем се на осталим подацима коришћеним у овој дисертацији.*

*Посебну захвалност дугујем својој колегиници Јелени Станковић на огромној помоћи у чишћењу и сортирању узорака.*

*На крају, захваљујем се др Оксани Буждиган са Слободног универзитета у Берлину (FU) на помоћи у статистичким анализама, идејама за рад, упознавању са применом линеарних и структуралних модела и мултитрофичког приступа, као и на многим корисним саветима везаним за научно-истраживачки рад.*

# САДРЖАЈ

1. Увод.....	1
1.1. Биодиверзитет и функционисање екосистема: стање, значај и угроженост .....	1
1.2. Антропогени утицај: ефекти, значај и последице. Појам вишеструких стресора ..	3
1.3. Барски екосистеми: дефиниција, значај и рањивост .....	8
1.4. Акватичне заједнице у барама .....	12
1.4.1. Фитопланктон .....	14
1.4.2. Зоопланктон .....	15
1.4.3. Фитобентос.....	17
1.4.4. Макрофите.....	18
1.4.5. Бентосне и епифитске макроинвертебрате .....	20
1.4.6. Рибе .....	22
1.5. Повезаност заједница трофичким односима. “ <i>Top-down</i> ” и “ <i>Bottom-up</i> ” контрола и ефекат трофичких каскада .....	24
1.6. Досадашња истраживања антропогеног утицаја на биодиверзитет барских екосистема.....	29
2. Циљеви рада .....	31
3. Материјал и методе.....	32
3.1. Подручје истраживања .....	32
3.2. Методе прикупљања узорака .....	37
3.2.1. Методе узорковања и обраде биолошког материјала .....	37
3.2.2. Методе мерења и одређивања срединских параметара (физичке и хемијске карактеристике воде и седимената) .....	40
3.3. Квантификовање вишеструких антропогених стресора.....	41
3.4. Анализа података .....	43
3.4.1. Линеарни модели .....	43
3.4.2. Моделовање структуралних једначина .....	46
4. Резултати.....	59
4.1. Диверзитет испитиваних заједница у истраживаним барама .....	81
4.2. Ефекти интегрисаних вишеструких антропогених стресора (ИАС) и природне варијабилности на испитиване заједнице .....	81
4.2.1. Варирање интензитета интегрисаних вишеструких антропогених стресора по локалитетима.....	81
4.2.2. Ефекти ИАС-а и природне варијабилности бара на богатство и абундантност макрофита.....	82
4.2.3. Ефекти ИАС-а и природне варијабилности бара на богатство и абундантност бентосних макроинвертебрата .....	84

4.2.4. Ефекти ИАС-а и природне варијабилности бара на богатство и абундантност епифитских макроинвертебрата.....	84
4.2.5. Ефекти ИАС-а и природне варијабилности бара на богатство и абундантност риба .....	87
4.2.6. Ефекти ИАС-а и природне варијабилности бара на физичко-хемијске параметре воде .....	92
4.3. Директни и индиректни ефекти интегрисаних вишеструких антропогених стресора на богатство и абундантност на различитим трофичким нивоима .....	94
4.3.1. Директни ефекти.....	94
4.3.2. Ефекти као последица промене хемизма воде.....	113
4.3.3. Каскадни ефекти .....	113
4.4. Крајњи ефекти вишеструких стресора на мултитрофички биодиверзитет .....	114
5. Дискусија .....	119
5.1. Ефекти интегрисаних вишеструких антропогених стресора на испитиване заједнице и физичко-хемијске параметре воде .....	119
5.2. Ефекти природне варијабилности истраживаних бара на испитиване заједнице и физичко-хемијске параметре воде .....	122
5.3. Ефекти физичко-хемијских параметара воде на испитиване заједнице .....	124
5.4. Директни и индиректни ефекти интегрисаних антропогених стресора у оквиру различитих трофичких нивоа.....	127
5.4.1. Директни и ефекти посредовани изменом хемизма воде .....	127
5.4.2. Каскадни ефекти .....	132
5.5. Крајњи ефекти и општи обрасци утицаја интегрисаних антропогених стресора на мултитрофички биодиверзитет у барама .....	135
6. Закључци.....	137
7. Литература.....	139
ИЗВОД .....	179
SUMMARY .....	180
БИОГРАФИЈА АУТОРА С БИБЛИОГРАФИЈОМ .....	181
ИЗЈАВЕ АУТОРА.....	185

## 1. Увод

### 1.1. Биодиверзитет и функционисање екосистема: стање, значај и угроженост

Биодиверзитет или биолошка разноврсност представља свеукупну разноврсност гена, врста и екосистема на планети Земљи, односно свеукупну разноврсност природе и свих биолошких система у њој (ОТА, 1987). Термин биодиверзитет је први пут употребљен 1986. године на Националном форуму о Биодиверзитету одржаном у Вашингтону (Сједињене Америчке Државе), након чега је ушао у стандардизовану употребу у науци, пракси и свакодневном животу. Сходно дефиницији, разликују се три нивоа биодиверзитета: *генски биодиверзитет* или свеукупна разноврсност генофонда садржаног у различитим индивидуама и популацијама биљних и животињских врста, затим *специјски биодиверзитет* или разноврсност врста биљака, животиња, гљива и једноћелијских организама, и *екосистемски биодиверзитет* или разноврсност екосистема (Heuwood et al., 1995). До сада је описано око 1,5 милиона врста на планети, али се процењује да је стваран број постојећих врста далеко већи и да чак 85% врста на копну и 91% врста у океанима још увек није описано (Mora et al., 2011). Најчешће коришћена мера за биодиверзитет неког подручја је управо број врста на датом подручју, односно богатство врста (Groombridge, 1992), као и обрт врста између подручја (Vane-Wright et al., 1991), али се такође за мерење биодиверзитета користе и различити индекси диверзитета, који поред броја врста, у обзир узимају и бројност јединки свих врста датог подручја.

У последњих неколико деценија очување биодиверзитета представља један од најважнијих стратешких задатака у очувању природе и животне средине на глобалном нивоу, што је потврђено још 1992. године у Рио де Жанеиру (Бразил), када је потписана Рио-Декларација, чиме је конституисана Конвенција о биолошкој разноврсности. Поред тога што је постало јасно да биодиверзитет представља незаменљив ресурс за опстанак човечанства, многобројне студије су указале на везу између биодиверзитета и функционисања екосистема, односно различитих процеса у екосистемима, попут кружења нутријената и протока енергије, примарне и секундарне продукције и декомпозиције (Hooper et al., 2005; Balvanera et al., 2006; Cardinale et al., 2012). Очување функционалности екосистема је од непроцењивог значаја за опстанак човечанства, узимајући у обзир да многобројне функције екосистема директно

доприносе добробити људског друштва. Овакве екосистемске функције се означавају као услуге екосистема и ту спадају, на пример: контрола ерозије, опрашивање, производња хране, екотуризам и слично (Myers, 1996). Новије студије посебно указују на значај биодиверзитета (богатства врста, броја јединки и количине биомасе) у оквиру трофичких група у екосистему (*мултитрофичког биодиверзитета*) за истовремено одвијање различитих екосистемских функција, односно за мултифункционалност екосистема (Soliveres et al., 2016; Barnes et al., 2018; Buzhdygan et al., 2020). Тако је, на пример, показано да укупно богатство врста у оквиру различитих трофичких група (мултитрофичко богатство) показује јаче позитивне ефекте на мултифункционалност и услуге екосистема од богатства врста било ког индивидуалног трофичког нивоа (Soliveres et al., 2016). Такође, новије студије указују на значај праћења истовремених ефеката промена како у богатству врста тако и у њиховој абундантности (броју јединки или биомаси) на функционисање екосистема, јер промене мултитрофичког богатства врста и укупне абундантности више трофичких нивоа (мултитрофичке абундантности) утичу на различите функције и услуге екосистема (Soliveres et al., 2016). Тако, на пример, екосистемске услуге повезане са стопом биохемијских процеса у екосистемима, као што су кружење нутријената или производња биомасе, зависе у већој мери од абундантности (Grime, 1998), док с друге стране, екосистемске услуге повезане са биотичким интеракцијама у екосистемима, као што су опрашивање или биолошка контрола штеточина, зависе од богатства врста (Garibaldi et al., 2013; Soliveres et al., 2016).

И поред непроцењивог значаја, глобани биодиверзитет је драстично угрожен континуираним развојем човечанства (Sala et al., 2000). Људске активности узрокују смањење биодиверзитета кроз губитак врста у оквиру различитих трофичких група (Allan et al., 2014), што све може имати негативне последице по мултифункционалност екосистема, као и на услуге које екосистеми пружају. Осим што доводе до смањења богатства врста, глобалне промене изазване људским активностима доводе и до промена абундантности у оквиру различитих трофичких група (Newbold et al., 2015). Промене абундантности изазване људским фактором могу да ублаже или погоршају последице губитка врста на функционисање екосистема, јер могу да утичу на способност усвајања ресурса свих трофичких група у екосистему (Garibaldi et al., 2013; Soliveres et al., 2016). Слатководни екосистеми су међу најугроженијим системима на Земљи, пошто је стопа смањења биодиверзитета, кроз губитак врста и промена



абундантности, највећа управо у њима (Sala et al., 2000; Dudgeon, 2010). Иако слатководни екосистеми заузимају свега 0,8% површине Земље, у њима је садржано чак 9,5% свих познатих животињских врста, укључујући и једну трећину свих познатих врста кичмењака на планети (Dudgeon et al., 2006; Strayer & Dudgeon, 2010). Због тога, као и због многобројних екосистемских услуга које слатководни екосистеми пружају, попут: пијаће воде, акватичних организама за исхрану и производњу лекова, одржавања квалитета воде кроз природну филтрацију и пречишћавање отпадних вода, контроле поплава и ерозије, рекреације и туризма (Aylward et al., 2005), документовање смањења биодиверзитета у слатководним екосистемима, као и идентификовање узрока смањења и проналажење решења за очување слатководног биодиверзитета, постали су главни задаци савремене екологије копнених вода (Strayer & Dudgeon, 2010).

## **1.2. Антропогени утицај: ефекти, значај и последице. Појам вишеструких стресора**

Људи миленијумима користе копнене воде и њихово окружење у различите сврхе: као воду за пиће и за наводнавање, за одлагање отпада, за транспорт, производњу електричне енергије, риболов, рекреацију и као локалитете за подизање насеља, фарми и индустрије (Strayer & Dudgeon, 2010). Рапидни пораст људске популације и развој глобалне економије током прошлог века довели су до значајног пораста искоришћавања слатководних екосистема и њиховог окружења, што за последицу има масовне негативне еколошке ефекте на слатководни биодиверзитет (Strayer & Dudgeon, 2010). Највеће претње по слатководни биодиверзитет, као и по глобални биодиверзитет уопште, представљају: интродукција инвазивних врста, прекомерно изловљавање комерцијално значајних врста, загађивање животне средине и деструкција станишта (Brönmark & Hansson, 2002; Dudgeon et al., 2006). Један од најчешћих начина интродукције алохтоних врста у слатководне екосистеме, нарочито риба, представља аквакултура, када се за потребе узгајања, врсте намерно уносе, затим порибљавање, као и ненамерно ширење ареала врста путем речног саобраћаја и акваристике, а у новије време и електронском трговином дивљим врстама путем интернета (García-Berthou et al., 2005; Reid et al., 2019). Услед одсуства природних непријатеља инвазивне врсте брзо достижу велику бројност у новим екосистемима, што се негативно одражава на абундантност нативних врста, које неретко бивају компетитивно искључене од стране инвазивних врста (Fleming & Dibble, 2015).

Акватичне врсте се од давнина користе у људској исхрани, посебно рибе, али и разне врсте бескичмењака и акватичних биљака (Brönmark & Hansson, 2002). Неконтролисано и прекомерно изловљавање комерцијално значајних врста се негативно одражава на слатководни биодиверзитет кроз смањење абундантности или потпуни губитак врста (Korte et al., 1999; Rosser & Mainka, 2002). У погледу загађивања, за слатководне екосистеме посебну опасност по биодиверзитет представља тзв. тачкасто загађење, као што је улив комуналних и индустријских отпадних вода, што доводи до значајног смањења количине раствореног кисеоника у води, али и до директног токсичног дејства загађујућих супстанци из отпадних вода (Daniel et al., 2002; Shukla et al., 2008; Reid et al., 2019). У истој мери претњу по слатководни биодиверзитет представља и дифузно загађење, пореклом углавном с пољопривредних површина, с којих се континуирано спирају различити нутријенти, пре свега азотна и фосфорна једињења, која доспевајући у водене екосистеме доводе до појачане примарне, а затим и секундарне продукције, појачане разградње органске материје и повећаног утрошка кисеоника, а што се све означава као процес еутрофизације (Nixon, 1995; Cook et al., 2018). Овај процес је нарочито изражен у лентичким екосистемима, попут језера и бара. Осим што повећана концентрација нутријената у води може индиректно да изазове негативне ефекте на слатководне заједнице кроз процес еутрофизације, високи нивои нутријената могу да имају директан токсични ефекат на акватичне животиње (Camargo et al., 2005; Zhang et al., 2018). Поред повећања концентрације нутријената у води, пољопривредне активности доводе и до депозиције финих седимената, што на различите начине угрожава слатководни биодиверзитет (Jones et al., 2012; Collins et al., 2018). Депоноване финих седимената може да директно негативно утиче на акватичне заједнице затрпавањем заједница на дну водених екосистема или зачепљивањем респираторних и дигестивних органа животиња (Jones et al., 2012; Conroy et al., 2018), али и индиректно, редукцијом хетерогености станишта и смањењем количине раствореног кисеоника (Jones et al., 2012). Поред свега овога, значајне негативне последице по слатководни биодиверзитет има и контаминација тешким металима, пестицидима, активним фармацеутским састојцима, наноматеријалима и микропластиком, али и светлосно загађење и бука (Brönmark & Hansson, 2002; Reid et al., 2019). Поред измена квалитета воде, негативан ефекат на слатководни биодиверзитет има и физичка деструкција станишта, попут деградације речних канала и обала, које настају углавном услед експлоатације песка и шљунка за грађевинске потребе (Ako et al., 2014), као и измене водотока и фрагментације

акватичних станишта због изградње брана за потребе рада хидроелектрана (Reid et al., 2019). Осим ових локалних, негативан утицај на слатководну биоту имају и глобалне промене изазване људским активностима, попут климатских промена, повећања температуре и појачане УВ радијације (Brönmark & Hansson, 2002; Reid et al., 2019).

Све ове промене у животној средини, настале под дејством антропогеног фактора, које су најчешће нагле и екстремне, представљају стресоре за биолошке заједнице. Стресори могу да делују на различите нивое животне организације, па се тако стресором сматра сваки сублетални ефекат на физиологију организама, који води смањеном расту и фекундитету или биохемијској промени организма, а на популационом и демографском нивоу стресори представљају акутне или хроничне промене у животној средини које воде смањењу бројности организама (Hughes & Connell, 1999). Према Европској агенцији за животну средину (ЕЕА, 1999) посебно се издваја термин „антропогени притисак“ којим се означава сваки директни ефекат људских активности и потреба људског друштва. Тако на пример, дифузно загађење је антропогени притисак настао као последица пољопривредних активности. С друге стране, појам „стресор“ је одређенији и означава мерљиву варијаблу, односно промену у животној средини насталу као резултат антропогеног притиска, која превазилазећи опсег нормалног варирања утиче како на индивидуалне таксоне, тако и на целокупне животне заједнице и функционисање екосистема у целини (Townsend et al., 2008; Feld et al., 2016). Одређени антропогени притисак, као што је дифузно загађење, може да проузрокује неколико различитих стресора, попут повећаних концентрација нитрата, нитрита, амонијака, фосфора, финих седимената, пестицида и других загађујућих супстанци (Feld et al., 2016). Ипак, у појединим студијама стресорима се означавају сви природни и антропогени притисци који узрокују мерљиве промене биолошког одговора, било позитивне или негативне (Côté et al., 2016).

Биолошке заједнице у природи су константно изложене истовременом дејству више антропогених стресора (*вишеструких стресора*) који, делујући симултано, међусобно интерагују доводећи до сложеног заједничког утицаја, који је често другачији од изолованог утицаја појединачних стресора (Jackson et al., 2016). Из тог разлога изучавање ефеката појединачних стресора може да наведе на погрешне закључке, па је заједнички ефекат вишеструких стресора или мултистресора на акватичне заједнице предмет изучавања многобројних студија у новије време (Christensen et al., 2006; Matthaei et al., 2010; Ormerod et al., 2010; Davis et al., 2010;

Hering et al., 2015; Davis et al., 2018; Orr et al., 2020). Тако је резултатима добијеним у контролисаним условима у мезокозмагама, показано да укупни ефекат два или више стресора који истовремено делују на организме или заједнице може бити једнак збиру појединачних ефеката свих стресора (адитивни ефекат), али и да стресори интерагујући могу да доведу и до заједничког ефекта који је већи (синергистички ефекат) или мањи (антагонистички ефекат) од збира ефеката појединачних стресора (Christensen et al., 2006; Crain et al., 2008; Van et al., 2014; Jackson et al., 2016). Исти обрасци интеракције између вишеструких антропогених притисака и стресора су уочени и у природним екосистемима (Gutowsky et al., 2019). Осим могућих интеракција између вишеструких антропогених притисака и стресора којима су заједнице изложене у природи, постојећи притисци и стресори могу да делују као окидачи за нове стресоре, делујући тако хијерархијски на заједнице у екосистему, што додатно отежава предвиђање коначног одговора биолошких заједница на дејство вишеструких стресора у природним условима (Davis et al., 2010). Такође, прави изазов представља и идентификовање најзначајнијих узрочника промена у биолошким заједницама међу многобројним стресорима у природним условима, управо због тога што се многобројни стресори јављају истовремено и сваки појединачно мора бити узет у обзир као потенцијални узрочник биолошке деградације (Vander Laan et al., 2013). Иако квантификовање појединачних стресора у природи није увек једноставно, имајући у виду да многобројни стресори представљају промене природних физичко-хемијских параметара животне средине а не увек новонастале контаминанте у животној средини (Vander Laan et al., 2013), прави изазов представља комбиновање појединачних стресора и притисака у једну меру, управо због њихове потенцијалне интеракције (Blüthgen et al., 2012). Ипак, новије студије указују на потребу коришћења генерализоване мере укупног антропогеног утицаја, која интегрише квантитативне варијације вишеструких антропогених притисака и стресора којима су биолошке заједнице изложене на датом подручју, како би се боље разумела веза између укупног антропогеног утицаја и одговора биодиверзитета у природним системима и која би омогућила поређење одговора различитих таксона и биолошких заједница у екосистему на антропогени утицај (Blüthgen et al., 2012; Allan et al., 2013; Nautier et al., 2015; Han & Cui, 2016).

Осим дејству антропогених, биолошке заједнице су изложене и дејству разноразних природних стресора. Тако, на пример, диверзитет биолошких заједница је условљен и водним режимом, који може да се мења периодично или повремено услед

природних варијација. Тако су акватичне заједнице водних тела у плавним подручјима река под снажним утицајем периодичног или повремениг плавлeња, које представља један од природних стресора по заједнице (Bornette & Amoros, 1991; Tockner et al., 2010). С друге стране одређени слатководни екосистеми, попут мањих водотокова и бара, нарочито оних у медитеранском појасу, природно пресушују током летњих месеци, што представља још један од важних природних стресора који одређује диверзитет акватичних заједница у оваквим екосистемима (Bischof et al., 2013; Leigh & Datry, 2017). На крају, диверзитет слатководних екосистема је у великој мери условљен и природним карактеристикама самих водних тела, као што су: величина, изолованост и старост водног тела (Biggs et al., 2005; Voix et al., 2008; Jeffries, 2012). Све ово чини одговор биолошких заједница на антропогене стресоре додатно сложенијим, а разликовање антропогеног утицаја од природних варијација биодиверзитета представља веома сложен и значајан задатак за актуелне и будуће студије.

### **1.3. Барски екосистеми: дефиниција, значај и рањивост**

Баре представљају мала и плитка, стајаћа водна тела површине од 1 m<sup>2</sup> до 2 ha и максималне дубине до 8 m (најчешће мање од 3 m), тако да светлост продире до дна, што омогућава развој акватичним биљкама (макрофитама) целом површином баре (Oertli et al., 2000; Biggs et al., 2005) (Слика 1).



**Слика 1.** Пример барског екосистема. Фотографија: Оливера Стаменковић

На основу дужине трајања периода током кога су пуне водом, баре се деле на сталне, које су пуне стајаћом водом током целе године и привремене, које периодично или повремено пресушују (Biggs et al., 2005). Према пореклу баре могу бити природне и вештачке (Biggs et al., 2005). Настанак бара могу проузроковати разноврзни природни процеси, попут глацијације или слегања земљишта услед тектонских покрета и раседања тла или могу представљати остатке речног корита након природног промена смера тока реке (Oertli et al., 2005). Вештачке баре обично настају људским активностима у водопадним подручјима око река, и то најчешће ископавањем шљунка, или их људи намерно стварају у различите сврхе: за водоснабдевање, напајање стоке и наводњавање у пољопривредним подручјима, затим у туристичке и рекреационе сврхе у градовима, за узгајање рибе, за хидролошку регулацију, ради очувања дивљег света или у едукационе сврхе (Oertli et al., 2005). Поред тога што су релативно мале површине и дубине, баре су обично веома бројне на одређеном подручју, а појављују се у готово свим пределима Земље, од поларних пустиња до тропских кишних шума (Céréghino et al., 2008a). По бројности баре знатно премашују већа језера и то обично у односу 100:1 (Oertli et al., 2005). Осим тога, да се баре у функционалном погледу разликују од језера примећено је још почетком прошлог века, када их је Форел (Forel, 1904) описао као језера у којима недостаје дубинска, афотична зона. Управо мала површина њихових басена доприноси да се све геолошке, хидролошке и климатске варијације, као и варијације у околној вегетацији знатно јаче огледају на квалитет воде у барама, чинећи тако баре доста варијабилним у погледу физичко-хемијских карактеристика воде у односу на веће водене екосистеме, попут језера и река (Biggs et al., 2005). Све ове карактеристике бара, као што су мала величина, велика бројност и постојање широког спектра различитих типова бара које се међусобно разликују у дужини хидропериода, величини и физичко-хемијским особинама воде, чини их погодним моделима у еколошким истраживањима биодиверзитета и екосистемских процеса (De Meester et al., 2005).

Поред горе наведених економских добробити које човек има од бара које је створио, баре, како вештачке тако и природне, пружају и друге важне екосистемске услуге, које нарочито доприносе решавању проблема везаних за управљање водним ресурсима и климатске промене, а то су: контрола поплава, задржавање нутријената и секвестрација угљеника (Céréghino et al. 2014; Biggs et al., 2017). Контрола поплава се остварује захваљујући потенцијалу бара да задржавају воду, чиме регулишу запремину

воде настале због јаких падавина (Céréghino et al. 2014). Захваљујући својој особини да задржавају нутријенте кроз процесе денитрификације, седиментације и усвајања нутријената од стране водених биљака, баре доприносе пречишћавању површинских вода (Steidl et al., 2008). Због мале размере између површине и дубине, у барама су знатно снажније еколошке интеракције између бентосних и рипаријалних станишта него у већим воденим екосистемима (Schindler & Scheuerell, 2002), а ова особина доприноси задржавању угљеника у барама, које имају значајну улогу у глобалном циклусу угљеника (Cole et al., 2007). У погледу складиштења угљеника, баре, иако малих димензија, због своје велике бројности могу да се мере са океанима (Downing et al., 2008).

Поред свих поменутих екосистемских услуга које баре пружају, значај бара се огледа и у томе што оне у великој мери доприносе регионалном биодиверзитету. Наиме, показало се да баре, иако мале величине, подржавају висок биодиверзитет (Oertli et al., 2002; Williams et al., 2004; Scheffer et al., 2006; Biggs et al., 2017), као и да представљају станиште већем броју ретких и угрожених врста у поређењу с рекама и језерима (Williams et al., 2004; Davies et al., 2008). Баре су нарочито значајне као станишта за многе врсте водоземаца, макроинвертебрата, и то посебно вилиних коњица (Odonata), као и акватичних биљака и птица (Grillas et al., 2004; Knutson et al., 2004; Scheffer et al., 2006; Davies et al., 2016). Процењено је да већина врста (између 62 и 88% у зависности од таксономске групе) акватичних биљака, акватичних пужева, акватичних тврдокрилаца, вилиних коњица и водоземаца представља потенцијалне становнике бара, од којих су неке врсте чак „ендемичне“ за баре (Oertli et al., 2004). Међу групама организама који су чврсто везани за баре као станишта, водоземци и вилини коњици представљају високо угрожене групе. У многим европским земљама је чак 20–40% врста водоземаца и вилиних коњица према угрожености означено бар као рањиво (Oertli et al., 2002). Због тога се баре често сматрају „врћим тачкама“ биодиверзитета у оквиру региона (Céréghino et al., 2008a). Показано је да се баре међусобно у знатној мери разликују у погледу богатства и композиције врста, односно да поседују висок  $\beta$  биодиверзитет, чиме диспропорционално доприносе регионалном биодиверзитету (Oertli et al., 2002; Williams et al., 2004). Овоме, наравно, доприноси њихова велика варијабилност у физичко-хемијским особинама и дужини хидропериода, која чини да се и просторно блиске баре одликују за њих јединственом флором и фауном (De Meester et al., 2005). Мрежа повезаних бара додатно доприноси

регионалном биодиверзитету тако што омогућава дугорочну регионалну стабилност, представљајући важне коридоре за миграцију врста као одговор на климатске промене (Céréghino et al., 2014). На крају, висока продуктивност бара представља бенефит и за терестричне заједнице јер многи акватични инсекти након излетања, као и други акватични бескичмењаци и водоземци представљају храну за многобројне терестричне животиње, попут слепих мишева, паукова, змија, птица и сисара (Céréghino et al., 2014).

И поред немерљивог значаја, баре, нарочито оне које се налазе у урбаним пределима и које човек користи за различите потребе, су константно изложене различитим антропогеним активностима које угрожавају диверзитет барских заједница, а самим тим и функционисање барских екосистема, као и услуге које пружају (Brönmark & Hansson, 2002; Zacharias et al., 2007; Zacharias & Zamparas, 2010; Han & Cui, 2016; Oertli & Parris, 2019). Антропогене активности у околини бара (пољопривреда, саобраћај, развој људских насеља и инфраструктуре), као и коришћење бара (за наводњавање, риболов, рекреацију) доводе до многобројних еколошких проблема у барама, као што су: еутрофикација, ацидификација, салинизација, контаминација различитим загађујућим супстанцама, најчешће пестицидима и тешким металима, загађење отпадним водама, као и чврстим отпадом, измене квалитета седимената, физичка деструкција станишта, измене нивоа воде, фрагментација предела и изолација станишта, смањење бројности популација врста прекомерним изловљавањем и интродукцијом инвазивних врста (Brönmark & Hansson, 2002; Curado et al., 2011; Usio et al., 2013; Oertli & Parris, 2019). Људске активности могу на директан начин да угрозе бројност и опстанак врста у барама, као на пример директним уклањањем рибљих јединки риболовом или макрофита уређивањем обала (Jennings et al., 2003), затим уношењем алохтоних врста које компетитивно искључују нативне (Brönmark & Hansson, 2002), као и директним дејством загађујућих супстанци (Oertli & Parris, 2019). Осим тога, антропогене активности истовремено доводе до измене абиотичких услова у станишту, попут смањења концентрације количине раствореног кисеоника, измењене рН вредности воде или повећања концентрације нутријената у води, што на индиректан начин утиче на диверзитет барских заједница (Gossner et al., 2016). Измене услова у станишту могу да проузрокују изумирање организама које нису способни да се прилагоде новонасталим условима, што се негативно одражава на биодиверзитет у барама (Brönmark & Hansson, 2002).



У погледу осетљивости на антропогене стресоре мала величина бара може представљати како предност тако и недостатак (Biggs et al., 2005). Управо због своје мале запремине, баре могу бити посебно осетљиве на загађивање воде, јер за разлику од већих језера и река оне немају способност разблаживања или пуферисања загађивача (Biggs et al., 2005). Због тога су баре које имају низак квалитет воде обично снажно деградиране у погледу биодиверзитета, што обично није случај са језерима и рекама (Biggs et al., 2005). Насупрот овоме, управо због мале површине, баре могу бити потпуно заштићене од улива загађивача пореклом са копна, што им омогућава висок квалитет воде за разлику од језера и река, који су због своје велике површине у већој мери изложене разноразним загађујућим супстанцама које погоршавају квалитет воде у њима (Biggs et al., 2005). Ова појава може да објасни висок биодиверзитет у барама, које могу да одрже готово неизмењен квалитет воде чак и у пределима с високом стопом људских активности (Biggs et al., 2005). Сматра се да баре, као и друга мала водна тела, управо због очуваног квалитета воде представљају рефугијуме за врсте које су ишчезле из великих и нарушених водених екосистема (Biggs et al., 2017). Осим тога, мала водна тела у умереним пределима природно садрже веће концентрације нутријената у води и седиментима у поређењу с језерима и рекама, па су баре по нивоу продуктивности често мезотрофне или еутрофне, а процес еутрофикације је део њиховог природног старења, управо услед мале запремине (Rosset et al., 2014; Oertli & Parris, 2019). Упркос високој продуктивности, баре могу да подрже висок биодиверзитет врста адаптираних на ове услове (Rosset et al., 2014). Међутим, антропогене активности у комбинацији са климатским загревањем јасно мењају трофички статус природно еутрофних бара ка хипертрофном, што, гледано на глобалном нивоу, баре чини посебно осетљивим на еутрофикацију (Rosset et al., 2014).

Имајући све ово у виду, као и значај одржавања функционисања барских екосистема, постаје јасно да је разумевање одговора барских заједница на антропогене активности, које су у сталном порасту, од изузетне важности за очување биодиверзитета у барама и функционисања барских екосистема, али и да у одређеној мери представља прави изазов. Томе доприноси и висока природна варијабилност бара, односно велика разноврсност барских станишта у погледу дужине задржавања воде током године, салинитета, повезаности са другим воденим стаништима, порекла, величине и старости бара, што, имајућу велику улогу у структурирању барских биоценоза, додатно доприноси сложености одговора барских заједница на дејство

антропогених стресора (Oertli et al., 2002; Biggs et al., 2005; Voix et al., 2008; Oertli et al., 2008; Jeffries, 2012; Bischof et al., 2013; Blicharska et al., 2016).

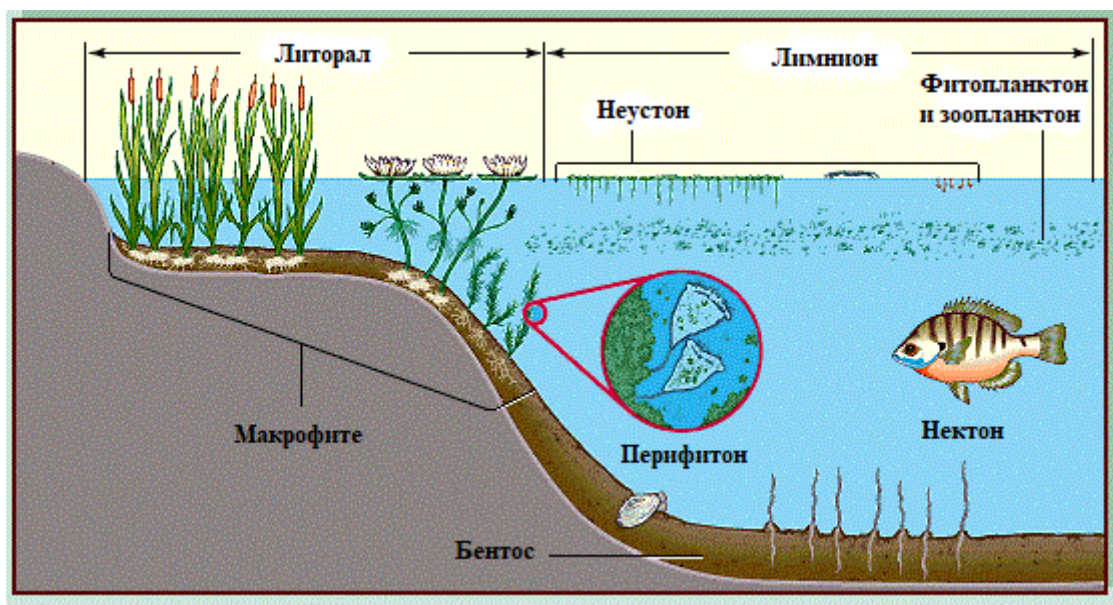
#### 1.4. Акватичне заједнице у барама

Популације биљних, животињских и микробијалних врста које настају у водене екосистеме груписане су у заједнице или хидробиоценозе према својим адаптивним особинама и прилагођености на одређене еколошке зоне и станишта у оквиру водених екосистема. Према томе да ли насељавају дно воденог екосистема, слободну воду или саму површину воде могу се разликовати следеће хидробиоценозе (Слика 2):

- **Планктон** (грчки *plantkos* – лебдећи) је заједница организама који настају у зону слободне воде или пелагијал, и то углавном осветљени део (еуфотичну зону) и епилимнион (Слика 2) и који немају способност активног кретања, већ слободно лебде у води, захваљујући разноврсним адаптацијама које им то омогућавају. Заједница планктона се састоји од организама продуцентата, у које спадају различите групе алги које се једним именом означавају као *фитопланктон*, затим конзументата које чине различите животињске групе означене као *зоопланктон* и редуцентата које чине бактерије – *бактериопланктон* и водене гљиве – *микопланктон*.
- **Нектон** (грчки *nekton* – пливајући) је заједница организама које такође насељавају слободну воду (лимнион) (Слика 2), али за разлику од планктонских организама имају способност активног пливања. Ову заједницу у слатководним екосистемама углавном чине различите врсте риба, али се могу наћи и друге групе, попут неких врста водоземаца, ракова и акватичних инсеката.
- **Неустон** (грчки *neustos* – плутајући, пливајући) је заједница организама који живе на самој површини воде, на граници воде и ваздуха у зони површинског напона (Слика 2).
- **Бентос** (грчки *benthos* – дубина, дно) је заједница организама који насељавају дно водених екосистема (Слика 2) и који могу да буду причвршћени за подлогу током целог живота (сесилни), делимично причвршћени или ограниченог кретања (хемисесилни и седентарни) или потпуно покретни (вагилни). Бентосна заједница се састоји од биљне компоненте (*фитобентос*), коју чине различите

групе бентосних алги и виших биљака (макрофита) и од животињске компоненте (*зообентос*), коју чине различите групе бескичмењака.

- **Сестон** је новији термин који се односи на хетерогену смешу живих и неживих организама суспендованих у води.
- **Перифитон** је заједница организама (алги, бактерија и гљива) која обраста различите супstrate у води абиогеног и биогеног порекла (потопљене предмете, камење и гранчице у води или површину водених биљака) (Слика 2) (Marcano, 2009).

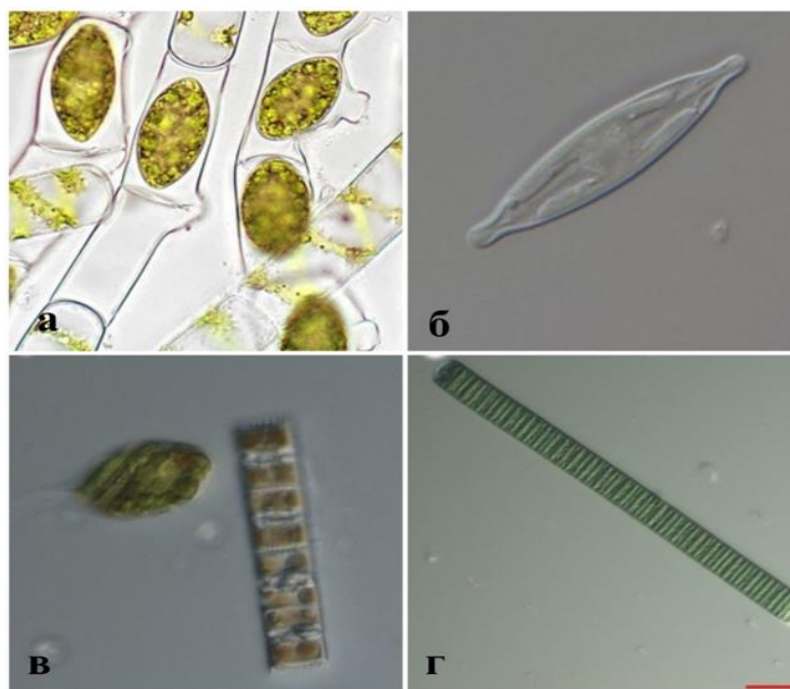


Слика 2. Распоред акватичних заједница (хидробиоценоза) у лентичком екосистему. Модификовано према Маркану (Marcano, 2009)

У барским екосистемима су развијене све поменуте хидробиоценозе, мада у појединим типовима бара, попут малих, ефемерних или изолованих, заједница риба може да изостане (Scheffer et al., 2006). С обзиром на то да барски екосистеми могу бити у великој мери обрасли макрофитама, осим ових заједница у барама је добро развијена и епифитска фауна, коју чине различите врсте бескичмењака који настањују површину потопљених делова макрофита (*епифитске макроинвертебрате*) (Diehl & Kornijów, 1998). Како је већ напоменуто у тексту, баре су значајне као станишта и за семи-акватичне групе, попут водоземаца, као и за гнездење и зимовање водених птица (Sebastián-González et al., 2010). Од набројаних барских заједница, у овом раду ће посебно бити разматране планктонске заједнице, макрофите, бентосне и епифитске макроинвертебрате и рибе.

### 1.4.1. Фитопланктон

Заједницу фитопланктона у барама чине разноврсни прокариотски и еукариотски, једноћелијски и колонијални фотоаутоτροφни организми, углавном микроскопске величине и то алге из различитих раздела, од којих су најзаступљеније: зелене алге (Chlorophyta), силикатне алге (Bacillariophyta), еуглене (Euglenophyta), ватрене алге (Dinophyta) и модрозелене алге (Cyanobacteria) (Kilham & Hecky, 1988) (Слика 3). За разлику од осталих набројаних раздела који су типични за слатководне екосистеме, еуглене нису уобичајени чланови слатководног фитопланктона, већ су типични управо за баре (Round, 1984; Kilham & Hecky, 1988). Величина појединачних ћелија планктонских алги се креће од 1  $\mu\text{m}$  до 1 mm, док су колонијални облици већи (Litchman et al., 2010). Као примарни продуценти у акватичним екосистемима фитопланктонски организми представљају основу акватичних ланаца исхране, од које се енергија преноси на више трофичке нивое (Lawrenz et al., 2013), а такође играју значајну улогу у глобалном циклусу угљеника (Falkowski et al., 1998). Поред тога, значај ове заједнице огледа се и у томе што густина и активност планктонских алги може да утиче на физичко-хемијске особине воде, попут температуре и количине раствореног кисеоника (Wetzel, 2001).



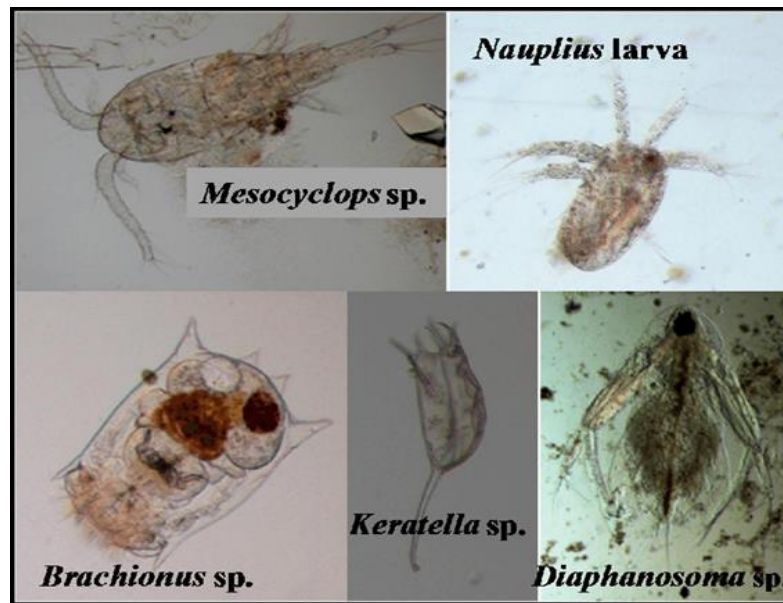
**Слика 3.** Представници фитопланктона у барским екосистемима: (а) алга из раздела Chlorophyta (*Spirogyra* sp.), (б) алга из раздела Bacillariophyta (*Navicula* sp.), (в) алга из раздела Euglenophyta (*Phacus* sp.), (г) алга из раздела Cyanobacteria (*Oscillatoria limosa*). Извор: Guiry & Guiry (2021)

Диверзитет фитопланктона је обично висок у продуктивним стајаћим водама попут бара (Rajagopal et al., 2010). Међу главним механизмима који омогућавају коегзистенцију различитих врста и тиме одржавају диверзитет фитопланктона, убрајају се присуство организама са виших трофичких нивоа, као и хетерогеност ресурса, попут расподеле делова спектра сунчеве светлости или различитих величина ресурсних молекула (Leibold, 1996; Stomp et al., 2004; Yoshiyama et al., 2009). Количина нутријената у води је такође важна за диверзитет фитопланктона, јер осим што нутријенти служе за раст фитопланктонских организама, повећана концентрација нутријената омогућава коегзистенцију врста (Larson & Belovsky, 2013). Диверзитет фитопланктона брзо одговара на промене у животној средини, нарочито на промене у концентрацији нутријената (Larson & Belovsky, 2013; Dubey & Dutta, 2020). Услед прекомерног улива нутријената у водени екосистем, посебно фосфора као лимитирајућег фактора примарне продукције у копненим водама, долази до пренамножавања фитопланктона, и то најчешће модрозелених алги које тада стварају превлаке на површини воде, што се означава као „цветање воде“ (Havens, 2008). Пренамножавања алги угрожава акватични биодиверзитет на више начина, пре свега продукцијом токсина од стране модрозелених алги и превеликим утрошком кисеоника током разлагања угинулих ћелија алги (Anderson et al., 2002). Поред тога модрозелене алге су због своје филаментозне и колонијалне морфологије и ниске хранљиве вредности нејестиве за хербиворне зоопланктонске врсте (Porter & Orcutt, 1980). Осим по животињске заједнице, обогаћивање нутријентима које доводи до пренамножавања модрозелених алги негативно се одражава и на диверзитет фитопланктона, јер се бројност осталих група алги смањује (Watson et al., 1997). Осим прекомерног улива нутријената у водени екосистем, негативно дејство на диверзитет фитопланктона има и контаминација различитим загађујућим супстанцама, најчешће хербицидима са околних пољопривредних површина (Huertas et al., 2010).

#### **1.4.2. Зоопланктон**

Животињску компоненту планктона, односно зоопланктон чине различите групе бескичмењака, од микроскопских праживотиња (Protozoa) до макроскопских припадника вишећелијских животиња (Metazoa). Према томе се из методолошких разлога зоопланктон најчешће дели на протозоопланктон и метазоопланктон (Pace & Orcutt, 1981). Протозоопланктон стајаћих копнених вода чине у највећем броју трепљари (Ciliata), амебе (Rhizopoda) и бичари (Flagellata), док метазоопланктон у

основи чине три групе животиња: микроскопске животиње из раздела Rotifera и нешто крупнији ракови (Crustacea) из група Cladocera и Copepoda, укључујући и ларву ракова Nauplius (Pace & Orcutt, 1981) (Слика 4). Како је значај метазоопланктона у погледу густине, биомасе и продукције већи у односу на протозоопланктон, у већини студија се у зоопланктон у ужем смислу убрајају управо представници метазоопланктона (Makarewicz & Likens, 1979).



**Слика 4.** Представници метазоопланктона лентичких екосистема. Преузето од Рамачандре и сарадника (Ramachandra et al., 2015)

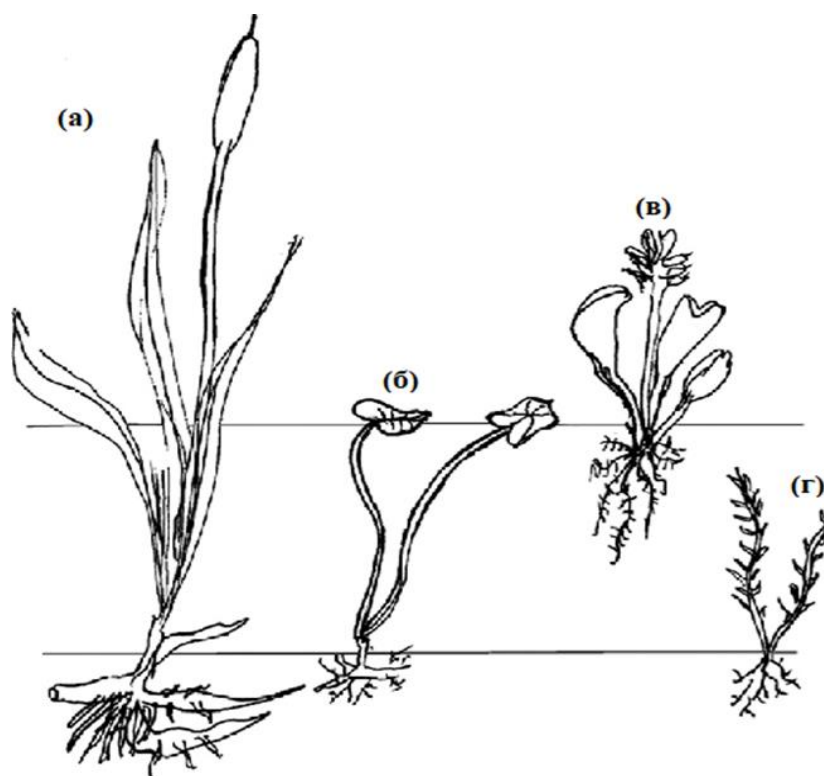
Зоопланктонски организми спадају међу најбројније акватичне организме, а осим у абундантности, значај зоопланктона се огледа и у трофичкој позицији коју ови организми заузимају, јер представљају истовремено како примарне конзументе (хербиворе и детритиворе) и предаторе, тако и важан хранидбени ресурс за многе рибе, што их чини важним медијаторима за пренос енергије од фитопланктона ка вишим трофичким нивоима (Kjørboe, 2008). Диверзитет зоопланктона у барама је осим физичко-хемијским параметрима воде и присуством планктворних риба, у великој мери условљен биомасом и структуром макрофитске заједнице, која у великој мери доприноси сложености станишта у барама (Kuczyńska-Kirpen & Joniak, 2016). Заједница зоопланктона је осетљива на промене у животној средини, нарочито на промене квалитета воде и трофичког статуса (Kuczyńska-Kirpen, 2020). Због тога зоопланктонска заједница у барама одговара на антропогене утицаје, попут загађења воде и еутрофикације, променом у броју и саставу врста (Casé et al., 2008; Kuczyńska-Kirpen, 2020).

### 1.4.3. Фитобентос

Као што је горе наведено, биљна компонента заједнице дна акватичних екосистема се означава као фитобентос, а односи се пре свега на разноврсну заједницу бентосних алги које обрастају супстрат на дну водног тела (Rott, 1991). Бентосне алге припадају различитим разделима, а величина им се може кретати од свега неколико микрона до чак неколико центиметара (Маковинска & Нлубикова, 2014). Диверзитет фитобентосне заједнице је одређен различитим факторима животне средине, пре свега доступношћу светла, типом супстрата, температуром и хемизмом воде, али и присуством и разноврсношћу осталих заједница у екосистему (Маковинска & Нлубикова, 2014). У плитким акватичним екосистемима, попут бара, прекомерна продукција фитопланктона може ометати раст фитобентоса, док с друге стране, абундантност фитобентосне заједнице може чак и надмашити абундантност фитопланктона када је ниво продукције фитопланктонске заједнице у барама низак или умерен (Scheffer, 1993). Бентосне алге значајно доприносе стабилизацији седимената и регулацији кружења нутријената између пелагичне и бентосне зоне у акватичним екосистемима (Hašler et al., 2008). Попут фитопланктона и макрофита, фитобентосни организми представљају значајне примарне продуценте у акватичним екосистемима, па варирање биомасе и састава врста ове заједнице утиче и на организме на вишим трофичким нивоима. Заједнице фитобентоса међу првима одговарају на промене у животној средини, пре свега на загађење воде, због чега се често примењују у процени еколошког статуса копнених вода, при чему се највећи број метода процена еколошког статуса заснива на примени силикатних алги (European Union, 2000; Kelly, 2013). Силикатне алге се нарочито често користе као биондикатори у уобичајеном мониторингу река и језера, али је показано да ова група бентосних алги може потенцијално да се користи и у процени еколошког статуса бара (Della Bella & Mancini, 2009).

#### 1.4.4. Макрофите

Макрофите обухватају макроскопске форме водених биљака, као што су акватичне ангиосперме, маховине и папрати, као и макроалге из раздела хара (Charophyta) (Cushing & Allan, 2001). У основи се разликују три типа животних форми макрофита: *емерзне*, којима је само доњи део стабла с кореном и ризомима потопљен у води, док им се вршни део с репродуктивним органима издиже изнад воде, затим *флотантне*, с листовима који пливају по површини воде и *субмерзне*, које су целе потопљене у води (Oyedeji & Abowe, 2012) (Слика 5). Флотантне и субмерзне макрофите могу да буду укоренењујуће, односно причвршћене за супстрат или слободно плутајуће (Слика 5).



Слика 5. Животне форме макрофита: (а) емерзна, (б) флотантна укоренењујућа, (в) флотантна слободно плутајућа и (г) субмерзна макрофита. Преузето од Цоунса и сарадника (Jones et al., 2017)

Макрофите имају значајну улогу у структурирању станишта, што је посебно изражено у барским екосистемима где су макрофите распрострањене готово на целој површини и обично заузимају већи део воденог стуба, чиме значајно доприносе хетерогености и сложености станишта (Jeppesen et al., 1998). Грађа, односно архитектура макрофита, која се огледа у њиховој густини и биомаси је од нарочито великог значаја за животињске заједнице које настањују барске екосистеме



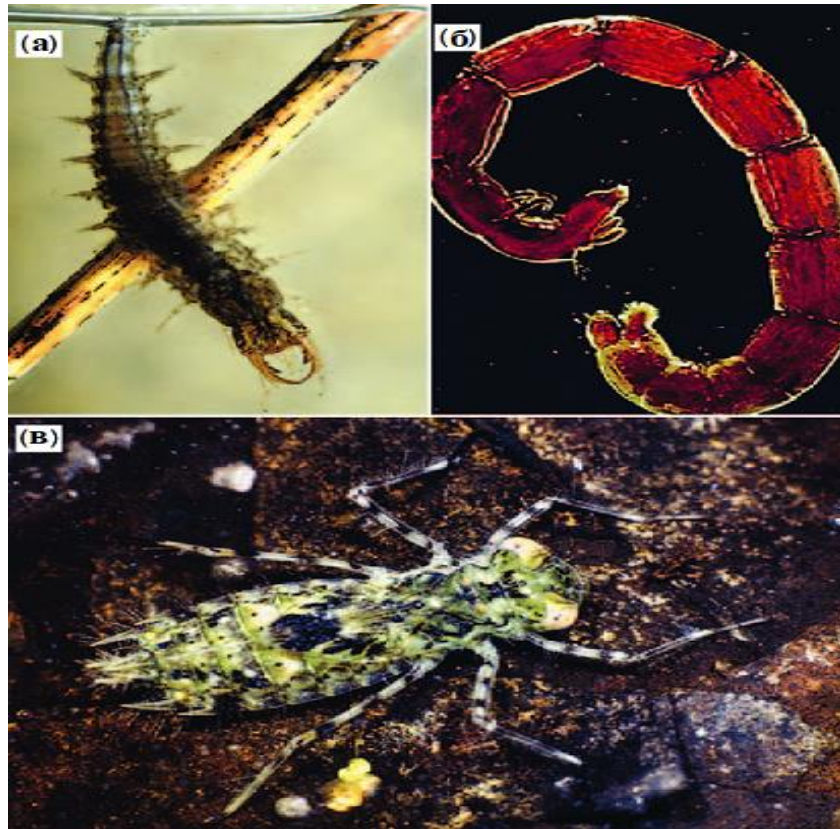
(Kuczyńska-Kippen & Joniak, 2016). Поред тога што представљају станиште за епифитску фауну и супстрат за развој перифитона, макрофите структурирају станиште и стварају различите микроградијенте у животној средини, тако што утичу на ниво кисеоника, нутријената, количину светлости и рН воде (Scheffer et al., 1993; Joniak et al., 2007). Макрофите служе и као склониште многим бескичмењацима, укључујући и зоопланктон, као и рибама за заштиту од предатора (Rozas & Odum, 1988; Stansfield et al., 1997; González-Sagrario et al., 2009). Такође макрофите представљају значајан супстрат за полагање икре за многе фитофилне рибе (Weaver et al., 1997). Као примарни продуценти, поред фитопланктона макрофите представљају значајан извор хране за хербиворне и омниворне рибе, али и за неке макроинвертебрате (Watson & Barmuta, 2011). На крају, значај макрофита се огледа и у важној улози коју играју у биогеохемијским циклусима кроз продукцију органског угљеника или мобилизацију фосфора (Jeppesen et al., 1998; Marion & Paillisson, 2003). Макрофите имају важан утицај на квалитет воде и тиме што могу да редукују концентрацију неорганских суспендованих честица у води, било спречавањем ресуспензије седиментата или директним усвајањем ових честица из воде од стране слободно плутајућих макрофита (Horpila & Nurminen, 2003; Dhote & Dixit, 2007). Сматра се да је релативно висока транспарентност бара у којима су макрофите добро развијене одраз референтног стања ових екосистема (Solimini et al., 2008).

Због свега горе наведеног, јасно је да је разумевање фактора који су одговорни за одржавање диверзитета макрофита у барама од великог значаја за очување целокупног биодиверзитета бара. Многи локални фактори, као што су: дужина хидропериода, физичко-хемијски параметри воде, тип супстрата, површина и дубина бара, утичу на диверзитет макрофита у барама (James et al., 2005; Della Bella et al., 2008; Akasaka et al., 2010). Поред тога, на диверзитет макрофита могу да утичу различите антропогене активности којима су барем изложене. Антропогени фактори који у највећој мери доприносе смањењу диверзитета макрофита, а могу и да доведу до њиховог потпуног нестанка из екосистема су еутрофикација, ацидификација и алкализација (Arts, 2002; Egertson et al., 2004), као и деградација станишта у хидроморфолошком смислу (Jusik & Macioł, 2014). На еутрофикацију су најосетљивије субмерзне макрофите, које обично прве нестају након појачаног улива нутријената и пренамножавања фитопланктона, услед конкуренције с фитопланктонским алгама за светлост (Sand-Jensen & Vorum, 1991). Тако еутрофикација може да доведе до промене

структуре макрофитске заједнице у којој доминирају флотантне и емерзне биљке, али исто тако може и да изазове потпуни колапс макрофитске заједнице (Egertson et al., 2004; Rasmussen & Anderson, 2005; Rosset et al., 2014). Негативне последице по диверзитет макрофитске заједнице имају и разне загађујуће супстанце које доспевају у воду са околног земљишта, пре свега хербициди са пољопривредних површина (Belgers et al., 2007). Такође, негативан ефекат на заједницу макрофита могу да имају и интродукција инвазивних врста (Michelan et al., 2010), као и прекомерна експлоатација врста које се користе у исхрани и као грађевински материјал (Engelhardt & Ritchie, 2001; Brönmark & Hansson, 2002).

#### **1.4.5. Бентосне и епифитске макроинвертебрате**

Термин макроинвертебрате генерално се односи на разноврсну заједницу акватичних бескичмењака који се задржавају у мрежи промера окаца 500  $\mu\text{m}$ , али еколози у макроинвертебрате убрајају и ситније ране стадијуме у развићу ових бескичмењака, тако да се најчешће за сакупљање ових организама користи мрежа промера од 125 до 250  $\mu\text{m}$  (Hauer & Resh, 2006). Заједницу макроинвертебрата чини велики број група од којих је најразноврснији раздео зглавкара који обухвата различите групе акватичних инсеката, који могу бити целим животним циклусом везани за воду (Collembola, Coleoptera, Hemiptera) или само ларвеним стадијумом (Odonata, Diptera, Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera, Megaloptera, Lepidoptera, Neuroptera), затим неколико група ракова, већином из класе Malacostraca (Decapoda, Isopoda, Amphipoda), као и водене паукове и гриње. Осим зглавкара заједницу макроинвертебрата чине и многе врсте мекушаца, анелида, нематода и турбеларија (Hauer & Resh, 2006). У погледу бројности и разноврсности у барама обично доминирају инсекти из редова Odonata, Hemiptera, Coleoptera и Diptera (нарочито из фамилије Chironomidae) (Céréghino et al., 2008b; Merritt & Wallace, 2009) (Слика 6). Осим тога, велику бројност и таксономску разноврсност у барама могу да достигну и представници анелида, односно чланковитих црва из класе Clitellata (малочекињасте црви Oligochaeta и пијавице Hirudinea), а такође у великом броју могу да буду заступљени акватични пужеви из фамилија: Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Vithyniidae, Valvatidae и Viviparidae (Oertli et al., 2008; Le Viol et al., 2009).



**Слика 6.** Типични представници лентичких макроинвертебрата из класе инсеката: (а) Coleoptera (Hydrophilidae), (б) Diptera (Chironomidae), (в) Odonata (Libellulidae). Преузето од Мерита и Воласа (Merritt & Wallace, 2009)

Према микростаништу које насељавају у оквиру барског екосистема макроинвертебрата се деле на две групе: *бентосне*, које насељавају седименте на дну баре и *епифитске*, које насељавају површину субмерзних макрофита, као и потопљене делове флотантне и емерзне вегетације (Diehl & Kornijów, 1998). Обично се ове две групе разликују у таксономском погледу, јер садрже врсте специфичне за бентосну или епифитску фауну, које понекад припадају и различитим родовима, али већином припадају истим фамилијама, редовима или класама (Tarkowska-Kukuryk, 2010). Такође, постоје и опортунистичке врсте које у подједнакој мери насељавају и бентосна и епифитска станишта (Diehl & Kornijów, 1998). Бентосне и епифитске макроинвертебрата се разликују међусобно у сезонској динамици, изворима хране и изложеношћу предаторима (Diehl & Kornijów, 1998). Тако је динамика, диверзитет и структура заједнице епифитских макроинвертебрата у великој мери условљена диверзитетом, биомасом и композицијом макрофитске заједнице (Cug & Downing, 1988a, b; Declerck et al., 2011). Забележено је да су епифитске макроинвертебрата абундантније од бентосних, а сматра се да томе доприноси обиље и доступност

хранидбених ресурса које им омогућавају макрофите, било као директан извор хране или обезбеђивањем развоја перифитона (Tarkowska-Kukuryk, 2010; Nesteruk, 2012).

Макроинвертебрате обично представљају главну компоненту животињског диверзитета у малим воденим екосистемима попут бара (Scheffer et al., 2006; Davies et al., 2008). Слично зоопланктону, макроинвертебрате због свог интермедијарног положаја између примарних продуцената (алги и макрофита) и детритуса с једне стране и виших трофичких нивоа (риба, водоземаца, птица) с друге стране, играју важну улогу у кључним екосистемским процесима, као што су: продуктивност, кружење нутријената, декомпозиција и динамика ланаца исхране (Solimini et al., 2006). Због тога је очуван диверзитет заједнице макроинвертебрата један од важних елемената за очување функционисања барских екосистема. Међу најважнијим факторима животне средине који утичу на диверзитет макроинвертебрата у барама убрајају се: дужина хидропериода, дубина и површина бара, бројност суседних бара, диверзитет и покривност макрофитске заједнице, присуство риба и количина раствореног кисеоника у води, као и квалитет седимената за бентосну заједницу (Della Bella et al., 2005; Trigal et al., 2007; Hill et al., 2019; Sun et al., 2019). Макроинвертебрате у барама одговарају на промене у животној средини које су изазване антропогеним активностима, пре свега променом у броју врста у заједници (Della Bella & Mancini, 2009; Trigal et al., 2009), као и променама у структури заједнице (саставу врста и абундантности) (Trigal et al., 2007; Solimini et al., 2008). У погледу антропогеног притиска, диверзитет макроинвертебрата у барама је посебно осетљив на физичке измене станишта (Della Bella & Mancini, 2009), али и на еутрофикацију (Trigal et al., 2009; Usio et al., 2017).

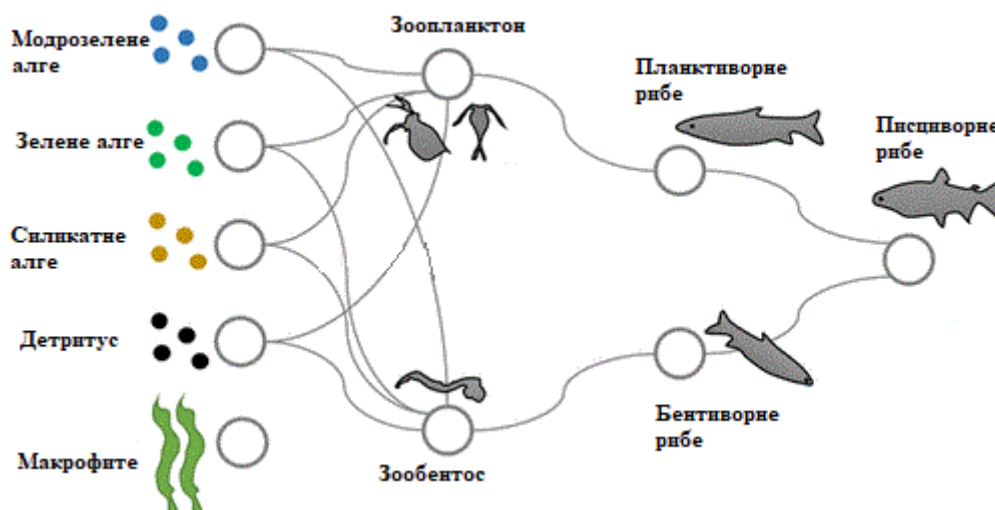
#### **1.4.6. Рибе**

У барама које не пресушују заједница риба може бити добро развијена, нарочито врста које су прилагођене еутрофним условима какви обично владају у барама, а такве су углавном омниворне врсте, и то нарочито планктиворне, али и бентиворне (Chislock et al., 2013). Такође, баре могу да представљају дом рибљим врстама које су од конзервационог значаја, какав је на пример караш *Carassius carassius* L. (Copp et al., 2008). Присуство, бројност и величина риба у барама је значајан фактор који утиче на композицију и диверзитет врста нижих трофичких нивоа, нарочито зоопланктона и макроинвертебрата, а индиректно или директно и

фитопланктона и макрофита (Nieoczym & Kloskowski, 2015; Brysiewicz et al., 2017). Због тога рибе имају значајан утицај на структуру и динамику трофичких мрежа у плитким лентичким екосистемима попут бара, чиме играју кључну улогу у функционисању екосистема (Teixeira-de Mello et al., 2009). Диверзитет и структура заједнице риба у плитким лентичким екосистемима су у великој мери условљене, како абиотичким (дубина воде, количина раствореног кисеоника, температура воде), тако и биотичким факторима (макрофите, предатори, хранидбени ресурси) (Ye et al., 2006; Zhao et al., 2006; Teixeira-de Mello et al., 2009). У поређењу са осталим групама организама које насељавају баре, рибе су најосетљивије на величину и изолованост станишта, тако да је њихова заједница слабо развијена у сувише малим и изолованом барама, како због повећаног ризика за локално изумирање популације, тако и због смањене могућности за колонизацију (Scheffer et al., 2006). Рибе су осетљиве на различите притиске и стресоре у животној средини, укључујући како физичке измене станишта тако и загађење воде (López-López & Sedeño-Díaz, 2015). Сматра се да су рибе, због својих особина (осетљивости, животног века) одлични модели за анализирање одговора на дејство вишеструких стресора (López-López & Sedeño-Díaz, 2015). Поред загађења и деструкције станишта, значајне негативне ефекте на диверзитет риба има и прекомерна експлоатација и унос инвазивних врста. Рибе се од давнина изловљавају за исхрану људи, али и у рекреационе сврхе. Прекомерни излов риба може се негативно одразити на бројност популација рибљих врста, нарочито оних крупнијих (Korte et al., 1999), а рекреациони риболов може да допринесе смањењу броја риба услед повећаног морталитета након ослобађања риба (Cooke & Cowx, 2004). Поред нативних рибљих врста, баре, нарочито оне које се налазе у урбаним пределима, садрже и инвазивне врсте које је интродуковао човек, и то обично у великом броју (Oertli & Parris, 2019). Забележено је да инвазивне врсте риба, као што је на пример бабушка *Carassius gibelio* (Bloch), негативно утичу на бројност нативних врста, попут караша и шарана *Cyprinus carpio* L., услед конкуренције за заједничке ресурсе, а неретко нативне врсте бивају и потпуно конкуритивно искључене од стране инвазивних (Lenhardt et al., 2011).

## 1.5. Повезаност заједница трофичким односима. “*Top-down*” и “*Bottom-up*” контрола и ефекат трофичких каскада

Међу многобројним односима који повезују организме и заједнице у екосистему, односи исхране (трофички односи) су од посебног значаја за функционисање екосистема, јер су управо трофичке интеракције између примарних продуцената и примарних и секундарних конзумента главне одреднице кружења нутријената и протока енергије у екосистемима (DeAngelis, 1992). Све претходно описане заједнице су међусобно повезане трофичким односима у ланце исхране и трофичке мреже (Слика 7).



Слика 7. Шематски приказ структуре трофичке мреже у лентичком екосистему. Модификовано према Конгу и Кулмансу (Kong & Koelmans, 2019)

Као што је напоменуто, основу трофичких мрежа у барским екосистемима чине фитопланктон и макрофите, као примарни продуценти, као и детритус (Слика 7). Фитопланктон је главна храна хербиворним и омниворним зоопланктонским врстама, а у одређеној мери се њиме хране и макроинвертеbrate које храну усвајају филтрирањем воде (филтратори), као и планктворне рибе, нарочито током свог ларвеног и јувенилног ступња у развоју (Turner, 1984; Wallace et al., 1987; Rautio & Vincent, 2006; Napiórkowska-Krzebietke, 2017). Омниворне врсте зоопланктона и макроинвертеbrate филтратори поред фитопланктона, филтрирањем усвајају из воде и суспендоване честице детритуса (Cummins, 1973; Turner, 1984; Merritt & Cummins, 2006; Chang et al., 2010), док се ситним честицама детритуса из барских седимената хране макроинвертеbrate означене као сакупљачи (Cummins, 1973; Merritt & Cummins, 2006).

Макрофите су пре свега главна храна хербиворним и омниворним рибама, али је примећено да могу да их конзумирају и одређене врсте макроинвертебрата означене као секачи, које се иначе хране крупнијим биљним остацима (Merritt & Cummins, 2006; Watson & Barmuta, 2011). Посебну трофичку групу макроинвертебрата чине и стругачи, који се хране перифитоном (Cummins, 1973; Merritt & Cummins, 2006), а такође постоје и предаторске врсте, како макроинвертебрата тако и зоопланктона, које се хране деловима плена или целим пленом, који укључује мање врсте зоопланктона и макроинвертебрата (Cummins, 1973; Turner, 1984; Merritt & Cummins, 2006). Поред фитопланктона и макрофита, значајну храну већини рибљих врста представљају зоопланктон и макроинвертебрате (Gerking, 1994). На врху трофичких ланаца се налазе предаторске (писциворне) рибе, које се хране углавном рибама и крупнијим макроинвертебратама (Gerking, 1994) (Слика 7).

Шематски приказ овако описане трофичке мреже у барском екосистему, где свака врста припада одређеном трофичком нивоу је прилично једноставан: у основи су примарни продуценти (фитопланктон и макрофите) и детритус, којима се хране примарни конзументи, односно хербивори и детритивори (хербиворни и омниворни зоопланктон, макроинвертебрате филтратори, сакупљачи, стругачи и секачи, хербиворне рибе), као и омнивори (омниворне рибе, укључујући и планктиворне и бентиворне врсте), а које на крају једу секундарни конзументи, односно карнивори (предаторске врсте зоопланктона и макроинвертебрата, као и писциворне рибе као “*Top*” предатори) (Слика 7). У реалним условима трофичке мреже су далеко сложеније, а њихова сложеност и структура (састав врста које интерагују и јачина интеракција) су од великог значаја за стабилност заједница, односно за истрајност заједница и њихову способност да одрже релативно константне популације врста упркос различитим променама и стресорима којима су изложене (Lewontin, 1969; Vascompte et al., 2005; Wootton, 2017). Сложеност трофичких мрежа је у великој мери одређена заступљеношћу омниворства, и то како правог омниворства, када се врсте хране и биљном и животињском материјом, тако и тзв. трофичког омниворства, када се предаторске врсте хране пленом са више трофичких нивоа (и хербивором и омнивором) (Wootton, 2017). Иако се раније сматрало да је омниворство дестабилизујући фактор у трофичким мрежама (Pimm & Lawton, 1978), новије студије указују управо супротно, односно да омниворство може да стабилизује трофичке мреже уколико су трофичке интеракције између врста слабе (Kratina et al., 2012;

Wootton, 2017). Зато је омниворство, нарочито трофичко, много заступљеније у природи него што се то раније сматрало (Thompson et al., 2007), а висок ниво омниворства је једна од истакнутих карактеристика слатководних екосистема, како лотичких тако и лентичких (Thompson et al., 2012; Wootton, 2017). Један од стабилизујућих фактора у слатководним екосистемима је присуство “*Top*” предатора који се у највећој мери храни организмима са једног трофичког нивоа, односно рибама (каква је на пример штука *Esox lucius* L.), јер ослабљује трофичке интеракције између врста (Persson & De Roos, 2012; Wootton, 2017).

Осим што су значајни за стабилност, трофички односи у значајној мери одређују дистрибуцију и абундантност организама, као и продуктивност у оквиру свих трофичких нивоа, и тиме имају значајну улогу у структурирању акватичних екосистема (Shapiro & Wright, 1984; Carpenter et al., 1985). Дуги низ година једна од главних тема екологије заједница јесу управо механизми који лимитирају продуктивност и диверзитет трофичких нивоа у оквиру ланаца исхране (Hairston et al., 1960; Oksanen et al., 1981; Carpenter et al., 1987; Power et al., 1992; Welti et al., 2020). Иако се еколози слажу да трофичке интеракције играју важну улогу у контроли продуктивности и диверзитета свих трофичких нивоа, још увек постоје различита гледишта у томе да ли примарну контролу остварују ресурси или предатори. С једне стране продуктивност и диверзитет одређеног трофичког нивоа може бити примарно одређена продуктивношћу нижих трофичких нивоа, односно доступношћу, количином и хетерогеношћу ресурса, што се означава као “*Bottom-up*” контрола (White, 1978; McQueen et al., 1986; Attayde & Ripa, 2008; Barbiero et al., 2011). Различити механизми могу да објасне ефекте варирања у количини (биомаси, бројности) и хетерогености (богатству врста) ресурса на диверзитет конзументата. Тако на пример, према „Хипотези продуктивности“ повећана количина ресурса може да има позитивне ефекте на богатство врста конзументата, тиме што већа количина ресурса у разноврсним заједницама може директно да привуче више врста генералиста (Abrams, 1995). Такође, према „Хипотези више индивидуа“ већа количина ресурса може да има индиректне позитивне ефекте на бројност врста конзументата, тако што већа продуктивност ресурса може да подржи већу абундантност конзументата, а тиме и већи број врста конзументата као функцију абундантности (Srivastava & Lawton, 1998). Осим тога, већа количина и доступност хране може да умањи смртност конзументата услед предаторства, због нижег нивоа активности животиња при већој доступности хране у окружењу и мање



стопе сусретања с предаторима, што има позитивне ефекте на абундантност конзументата (Gerritsen & Strickler, 1977; Anholt & Werner, 1998). С друге стране, већа количина ресурса може негативно да се одрази на абундантност конзументата, тиме што се успех предатора умањује са повећањем величине групе плена („Ефекат разређивања ресурса“; Foster & Treherne, 1981). Осим у количини, и варијације у хетерогеност ресурса могу на разне начине да утичу на абундантност и број врста конзументата. Према „Хипотези избалансиране исхране“ (Puliam, 1975; Westoby, 1978) и „Хипотези разлагања токсина“ (Freeland & Janzen, 1974) већа хетерогеност ресурса може позитивно да утиче на фитнес конзументата, а тиме и на њихову абундантност, посебно када су у питању хербивори, јер разноврсна храна обезбеђује шири спектар и бољи баланс нутријената, а такође олакшава хербиворима да разблаже и неутралишу секундарна једињења биљака из хране (Bjorndal, 1991; Bernays et al., 1994; Cruz-Rivera & Hay, 2000; Lefcheck et al., 2013; Kohl et al., 2015). С друге стране, када су у питању предатори, већа хетерогеност ресурса може да има и негативне ефекте на њихов фитнес, а самим тим на абундантност, јер врсте генералисти хранећи се разноврсном храном могу да имају мање разноврсну цревну микробиоту важну за физиологију, развој, животни век, имунитет и баријере против патогена, у поређењу са специјалистима (Bolnick et al., 2014; Xiong et al., 2019). Такође, према „Хипотези концентрисања ресурса“ абундантност конзументата, нарочито врста специјалиста, може да се смањи са повећањем хетерогености ресурса услед смањења количине погодне хране (Root, 1973). Осим на абундантност, хетерогеност ресурса може да утиче и на богатство врста конзументата. На пример, већа хетерогеност ресурса може да има позитивне ефекте на богатство врста конзументата, посебно у заједницама где велики број врста показује одређен степен специјализације у исхрани („Ефекат хетерогености ресурса“; Hutchinson, 1959). Осим ресурсима, продуктивност и диверзитет сваког трофичког нивоа може бити контролисана и предаторским притиском, што се означава као „*Top-down*“ контрола (Hairston et al., 1960; McQueen et al., 1986; Power et al., 1992; Östman et al., 2016; Welty et al., 2020). Тако на пример, у акватичним екосистемима предаторски притисак риба има веома значајну улогу у структурирању заједнице макроинвертебрата (Winkelmann et al., 2011). У природним екосистемима од великог значаја су оба типа контроле, а да ли су организми примарно лимитирани ресурсима или предаторима зависи пре свега од њиховог положаја у ланцу исхране, па су организми на врху ланаца исхране лимитирани ресурсима, док се код

организама на нижим трофичким нивоима наизменично смењује контрола ресурсима и предаторима (Oksanen et al., 1981; Power et al., 1992; Welty et al., 2020).

Осим што је директним ефектима повезана за суседни трофички ниво, свака компонента у ланцу исхране је и индиректним ефектима повезана за све остале компоненте у ланцу исхране (Knight et al., 2005; Wahl et al., 2011). На пример, велика абундантност топ предатора може да доведе до смањене абундантности омнивора и хербивора, што на крају за резултат има повећану абундантност примарних продуцентата због смањеног притиска од стране њихових конзуманата (Pace et al., 1999; Lewis & Anderson, 2012). Овакви реципрочни ефекти између предатора и плена (конзумента и ресурса) који мењају абундантност, биомасу или продуктивност популације, заједнице или трофичког нивоа преко више од једне карике у трофичкој мрежи означавају се као *трофичке каскаде* (Pace et al., 1999). Индиректни (каскадни) ефекти предатора на примарне продуценте су нарочито чести у слатководним екосистемима (Shurin et al., 2002). Осим тога, у акватичним екосистемима су чести и каскадни ефекти бентиворних риба на више трофичких нивоа, јер ове рибе својом активношћу и потрагом за храном ослобађају нутријенте са дна водених екосистема у водени стуб, утичући тако најпре на доступност нутријената, тиме затим на заједницу фитопланктона, а следствено и на више трофичке нивое (Wahl et al., 2011).

Све ове директне и индиректне трофичке интеракције између врста могу да делују као медијатори антропогеног утицаја између трофичких група и тиме проузрокују каскадне ефекте људских активности, које мењајући богатство и абундантност организама на једном трофичком нивоу, уједно могу да утичу и на диверзитет суседних трофичких нивоа, односно конзументата или ресурса, а потенцијално и на више сукцесивних трофичких нивоа у екосистему (Barnes et al., 2017). Због тога, анализа истовремених утицаја антропогених активности на различите трофичке групе пружа увид у механизме и начине на које антропогене активности делују на биотичке заједнице (директно или каскадним ефектима). Такође, осим због потенцијалне међусобне интеракције, различити стресори могу да произведу комплексан одговор биотичке заједнице због различите осетљивости организама на различитим трофичким нивоима (Vinebrooke et al., 2003; Petchey et al., 2004; Raffaelli, 2004; Hogsden et al., 2009), па тако смер и јачина ефеката антропогених активности варирају у зависности од испитиване заједнице и трофичке групе (Rosset et al., 2014; Usio et al., 2017; Graham et al., 2019). Имајући и ово у виду, јасно је да је при

анализирању ефеката антропогених стресора важан мултитрофички приступ, уместо фокусирања на једну биотичку групу, јер осим што омогућава детектовање индиректних (каскадних) ефеката људских активности, такође омогућава поређење одговора различитих заједница у једном екосистему на антропогени утицај, а такође помаже бољем разумевању крајњег одговора укупног биодиверзитета одређеног екосистема на антропогени утицај (Barnes et al., 2017).

## **1.6. Досадашња истраживања антропогеног утицаја на биодиверзитет барских екосистема**

Значај бара као непроцењивог извора биодиверзитета препознат је крајем прошлог и почетком овог века, када је и почела да расте глобална свест о њиховој конзервационој вредности, а уједно се јавило појачано интересовање за истраживање ових екосистема (Biggs et al., 1994; Oertli et al., 2004; Nicolet et al., 2007; Céréghino et al., 2008a; Oertli et al., 2009; Miracle et al., 2010; Voix et al., 2012; Céréghino et al., 2014). Од тада, разноврсне студије су се бавиле истраживањем барских екосистема и утицаја различитих срединских варијабли и антропогених активности на структуру и диверзитет барских заједница.

У већини досадашњих студија у којима је разматран антропогени утицај на диверзитет и структуру барских заједница, у обзир су узимане различите антропогене активности којима су истраживане баре биле изложене на датом подручју. У таквим студијама антропогени утицај на баре углавном је представљан као удео у различитим типовима коришћења земљишта око истраживаних бара (пољопривредна земљишта, урбане површине) (Declerck et al., 2006; Della Bella & Mancini, 2009; Akasaka et al., 2010; Curado et al., 2011; del Pozo et al., 2011; Raebel et al., 2012; Thornhill et al., 2017; Usio et al., 2017), а такође су коришћене и друге одреднице антропогеног утицаја на баре, попут: присуства инвазивних врста у барама, присуства отпада, уређивања обала, коришћења бара за наводњавање, као и мерене концентрације пестицида и других органских загађивача у води, затим азотних и фосфорних једињења и суспендованих честица (Trigal et al., 2007; Della Bella & Mancini, 2009; Ito et al., 2020). Ефекти различитих антропогених активности и стресора у овим студијама углавном су разматрани засебно, док су студије у којима су различите антропогене активности интегрисане у једну меру знатно ређе (Han & Cui, 2016a). У, за сада, јединој познатој студији у којој су разматрани ефекти укупног антропогеног притиска на барске

заједнице, кванитативне варијације антропогених активности у околини истраживаних бара су интегрисане у јединствену меру антропогеног стреса помоћу тзв. интегрисаног индекса стреса (енг. *Integrated stress index*, ISI), у циљу процене ефеката укупног антропогеног притиска на заједницу макрофита (Han & Cui, 2016a).

Поред тога што су ефекти укупног антропогеног стреса на диверзитет барских заједница проучавани у недовољној мери, већина ранијих студија о ефектима вишеструких антропогених притисака и стресора су углавном биле фокусиране на једну заједницу или групу, као на пример на макрофите (Akasaka et al., 2010; del Pozo et al., 2011; Han & Cui, 2016a), силикатне алге (Della Bella & Mancini, 2009), зоопланктон (Kuczyńska-Kippen, 2020), макроинвертебрате (Trigal et al., 2007; Della Bella & Mancini, 2009; Thornhill et al., 2017), акватичне инсекте (Raebel et al., 2012; Blicharska et al., 2016) или водоземце (Curado et al., 2011), чиме је онемогућено поређење одговора различитих барских заједница на антропогени утицај, а такође се оваквим приступом углавном занемарују трофичке интеракције између биотичких група које могу да буду медијатори антропогеног утицаја на остале заједнице у екосистему. Иако се у новијим студијама фокус помера ка истраживању антропогеног утицаја на различите биотичке заједнице у барама (Usio et al., 2013, 2017; Lemmens et al., 2015; Ito et al., 2020), ефекти различитих антропогених активности и стресора су углавном разматрани засебно за сваку заједницу, не укључујући трофичке интеракције између свих биотичких група. С друге стране, у студијама о антропогеном утицају на барске заједнице у којима су укључене и трофичке интеракције између биотичких група углавном су разматрани ефекти специфичног антропогеног стресора (обогаћивања нутријентима, повећања температуре или интродукције инвазивних врста) на трофичке интеракције у барском екосистему, и то већином у контролисаним условима у мезокозмама (Wahl et al., 2011; Kratina et al., 2012; Shurin et al., 2012), иако је одговор биотичких заједница на антропогени утицај знатно сложенији у природним екосистемима, где су заједнице изложене истовременим директним и индиректним ефектима вишеструких антропогених стресора у комбинацији са ефектима природне варијабилности барских станишта. Имајући све ово у виду, јасно је да је разумевање одговора биодиверзитета у оквиру више трофичких нивоа, као и укупног биодиверзитета у барама на кумулативни ефекат вишеструких антропогених стресора још увек ограничено, али и да још увек није довољно разјашњено да ли антропогене активности на сличне начине и једнаким механизмима и интензитетом утичу на различите барске заједнице.

## 2. Циљеви рада

Имајући у виду значај очувања биодиверзитета у барама које су константно изложене различитим нивоима антропогеног стреса, и да разумевање начина на које антропогене активности утичу на различите заједнице и трофичке нивое у барама може значајно да помогне дефинисању мера за очување биодиверзитета у барама које се налазе у антропогено измењеним пределима, у оквиру овог рада су дефинисани следећи циљеви:

1. Анализа и поређење утицаја интегрисаних вишеструких антропогених стресора на број таксона (у даљем тексту богатство) и биомасу/број јединки (у даљем тексту абундантност) функционално различитих заједница у барама (макрофите, бентосне макроинвертебрате, епифитске макроинвертебрате и рибе) и физичко-хемијске параметре воде
2. Испитивање значаја природне варијабилности барских екосистема на варирање диверзитета хидробиоценоза и физичко-хемијске параметре воде
3. Анализа релативног значаја директних и индиректних ефеката (изменом хемизма воде и каскадних ефеката) интегрисаних вишеструких антропогених стресора на богатство и абундантност на различитим трофичким нивоима
4. Одређивање крајњих ефеката интегрисаних вишеструких антропогених стресора на укупан биодиверзитет у оквиру свих трофичких нивоа у барама

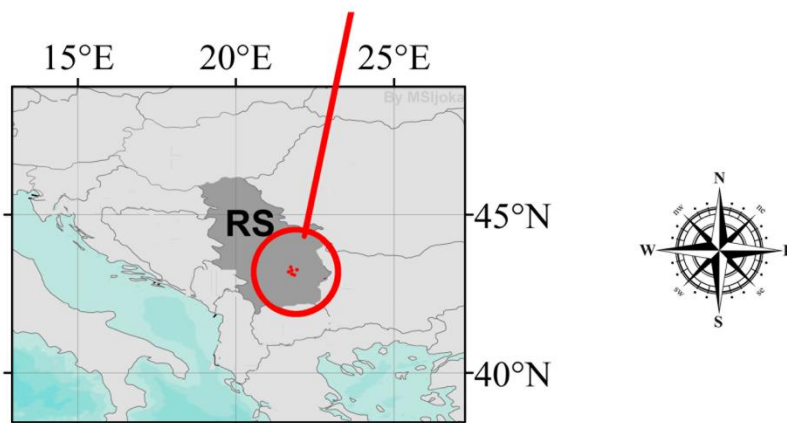
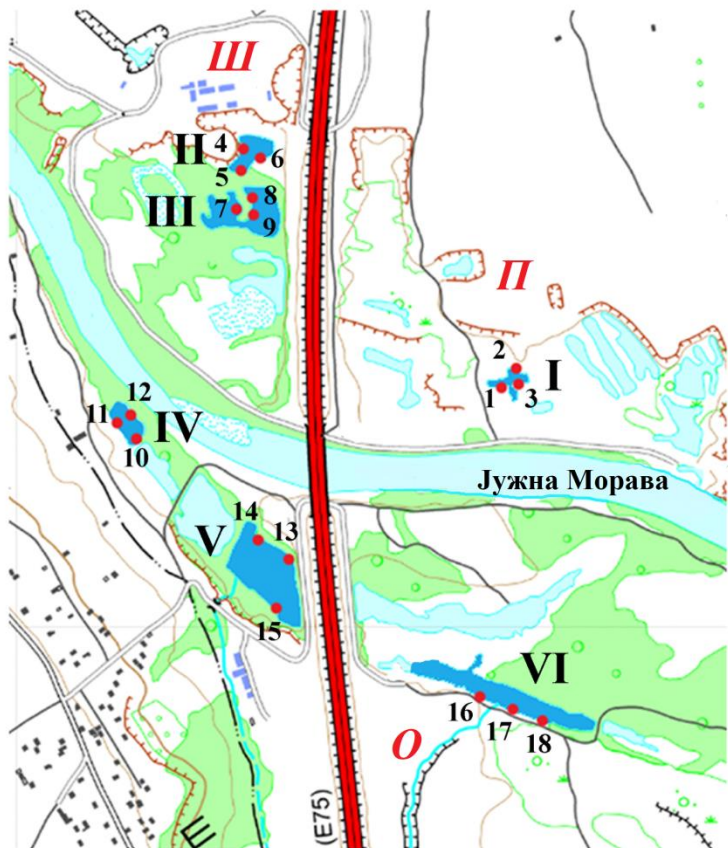
При томе се у овом раду под стресорима подразумевају антропогене активности у околини истраживаних бара које могу да доведу до промена абиотичких и биотичких услова у станишту, а тиме и да утичу на одговор биолошких заједница у истраживаним барама (Côté et al., 2016; Nan & Cui, 2016a), а које су интегрисане у јединствену меру кумулативног (адитивног) антропогеног утицаја помоћу индекса интензитета антропогеног стреса.

### 3. Материјал и методе

#### 3.1. Подручје истраживања

Подручје истраживања се налази у југоисточној Србији, десетак километара западно од града Ниша ( $43^{\circ}29' - 43^{\circ}30'N$ ,  $21^{\circ}79' - 21^{\circ}80'E$ ), на 190 m надморске висине, и обухвата комплекс већих сталних и мањих ефемерних бара које су смештене на обалама реке Јужне Мораве, између села Батушинац и Мрамор и близу села Чокот (Слика 8). Истраживано подручје се одликује умерено-континенталном климом. Према подацима Републичког хидрометеоролошког завода Србије, средња годишња температура на овом подручју, за период 1981–2010. износи  $11,9^{\circ}C$ , док просечна количина падавина за исти период износи око 580 mm. Година у којој је вршено истраживање (2016) је, у односу на дати период, означена као топла, са средњом температуром од  $12,6^{\circ}C$ , и екстремно кишна, са просечном количином падавина од 770,8 mm.

Највећи део подручја истраживања је антропогено измењен, односно пределом доминирају сеоска насеља, локални путеви, путеви за транспорт песка и шљунка, аутопут и обрадиве површине (Слика 8). Поред тога, на изглед терена једног дела подручја у значајној мери утиче активност оближње шљункаре (Слика 8). Настанак бара у приобаљу реке је везан управо за антропогене активности, попут експлоатације песка и шљунка и изградњу оближњег аутопута током осамдесетих година прошлог века. Листопадне шуме у којима доминирају врсте из родова *Salix* (врбе) и *Populus* (тополе) заузимају мањи део подручја у виду фрагмената, у рипаријалној зони реке и појединих бара (Слика 8).



**Слика 8.** Карта подручја истраживања са означеним истраживаним барама, локалитетима и главним изворима антропогених стресора на истраживане баре. Римским бројевима су означене истраживане баре, док су арапским бројевима означени истраживани локалитети. *II* означава пољопривредно земљиште, *III* означава шљункару, *O* означава комуналну отпадну воду. Аутопут је означен црвеном траком.

Истраживањем је обухваћено укупно шест сталних бара (Слике 8 и 9). Три истраживане баре с десне стране Јужне Мораве (I, II и III; Слика 8) настале су ископавањем песка и шљунка за потребе изградње аутопута, док су остале три истраживане баре с леве стране Јужне Мораве (IV, V и VI; Слика 8) остаци некадашњег корита реке чији је ток преусмерен прокопавањем новог речног корита током изградње аутопута током осамдесетих година прошлог века.



**Слика 9.** Истраживане баре: (а) бара I (б) бара II (в) бара III (г) бара IV (д) бара V (ђ) бара VI. Фотографија: Милица Стојковић Пиперац.

Све истраживане баре су мала (површине 0,04–1,42 ha) и плитка (просечне дубине 50–200 cm) водна тела (Слика 9). Дно свих истраживаних бара је обрасло субмерзним макрофитама, и то у већој мери у барама које су остаци некадашњег речног корита, у односу на баре настале ископавањем шљунка. Обале и плићи делови



истраживаних бара су, у већој или мањој мери, обрасли емерзном вегетацијом, која је знатно више развијена у барама које воде порекло од речног корита (Слика 9). На дну ових бара доминира муљевит супстрат са органским материјалом, док је супстрат бара насталих ископавањем шљунка у одређеној мери сачињен од шљунка. У свим истраживаним барама су развијене заједнице риба. Опис мерених физичко-хемијских параметара истраживаних бара дат је у Табели 1. На основу концентрација укупног фосфора и хлорофила а, мерених на истраживаним локалитетима у истом периоду, истраживане баре се могу класификовати као еутрофне и хипертрофне (Необјављени подаци).

**Табела 1.** Опис физичко-хемијских параметара истраживаних бара, мерених на 18 истраживаних локалитета. БПК<sub>5</sub>, биолошка потрошња кисеоника; УСЧ, укупне суспендоване честице; УОМ, укупна органска материја у седименту.

Мерени физичко-хемијски параметри	Средња вредност	Стандардна девијација	Опсег (min–max)
Концентрација кисеоника (mg/L)	8,9	3,6	2,6–14,9
Сатурација кисеоником (%)	103,5	44,6	30–176,8
pH	8,4	0,4	7,8–9,1
Амонијак (mg/L)	0,7	0,4	0,2–1,7
Нитрати (mg/L)	1,9	4,4	0,3–19,1
Фосфати (mg/L)	0,2	0,5	0,02–2,03
БПК <sub>5</sub> (mg/L)	5,6	2,9	0,5–10,4
УСЧ (mg/L)	15,2	14,3	2,4–51,6
УОМ (%)	4,1	1,5	1,1–7,9

Осим по пореклу, истраживане баре се једна од друге разликују и по међусобној повезаности, степену плавлјења од стране реке, непосредном окружењу, као и по интензитету и типу антропогених стресора којима су изложене (сумирано у Табели 2). Баре које воде порекло од некадашњег речног корита су и данас повезане с реком путем подземних вода, али и повременим или редовним плавлјењем (Randelović i sar., 2007). При томе је бара IV, као најближа реци (Слика 8), редовно плавлјена сваког пролећа, када се повезује са баром V у јединствени систем, услед међусобне просторне блискости (Слика 8). С друге стране, преостале четири истраживане баре су раздвојене једне од других оближњим аутопутем, реком или шумом која окружује бару III (Слика 8). Због тога су ове четири баре разматране као неповезани системи у овом раду (Табела 2).

Табела 2. Главна обележја истраживаних бара

Истраживана бара	Порекло	Повезаност	Утицај реке и непосредно окружење	Главни антропогени стресор
I	Експлоатација песка и шљунка	Неповезан систем	Није плављена	Пољопривредне активности
II	Експлоатација песка и шљунка	Неповезан систем	Није плављена	Интензивна експлоатација песка и шљунка
III	Експлоатација песка и шљунка	Неповезан систем	Није плављена; окружена мањим барама	Умерена експлоатација песка и шљунка
IV	Некадашње речно корито	Повезан систем	Редовно плављена; близу реке	Риболов
V	Некадашње речно корито	Повезан систем	Повремено плављена	Близина аутопута; риболов
VI	Некадашње речно корито	Неповезан систем	Није плављена	Улив комуналне отпадне воде; риболов

Све истраживане баре су у различитој мери изложене дејству разноразних антропогених стресора из своје околине: загађења с оближњег аутопута, експлоатације песка и шљунка и пољопривредних активности. Осим тога, услед близине сеоских насеља, баре су у већој или мањој мери изложене уливу комуналних отпадних вода и одлагању чврстог комуналног отпада у њиховој непосредној близини. Бара I (Слика 9а) се налази близу пољопривредног земљишта које се претежно користи за узгајање пшенице и кукуруза (Слика 8), али је већим делом запуштено и мањи део се редовно обрађује, што указује на слаб утицај антропогених активности на ову бару. Баре II и III се налазе с леве стране аутопута, близу шљункаре (Слика 8), услед чега су изложене највећем утицају експлоатације шљунка, у поређењу са осталим истраживаним барама. Посебно је изражен утицај шљункаре на бару II (Слика 9б) која је најближа шљункари (Слика 8). Повремено плављена рипаријална зона баре III је окружена шумом у којој доминирају врсте из родова *Salix* и *Populus* (Слика 9в), а такође је ова бара окружена већим бројем мањих бара, које, заједно са шумом делују као „пуфер“ зона, која, у

одређеној мери, може да неутралише негативно дејство антропогених стресора из окружења. Бара IV је најмања од свих истраживаних бара (Слика 9г) и најизолованија од главних антропогених стресора (аутопута, пољопривредног земљишта), због чега је у најмањој мери изложена дејству антропогених стресора из окружења. Бара V (Слика 9д) је најближа аутопуту (Слика 8). Бара VI је највећа од свих истраживаних бара (Слика 9ђ) и у њу се уливају комуналне отпадне воде (Слика 8). На крају, баре V и VI, а у одређеној мери и бара IV, су комерцијално важни водени екосистеми јер се користе за риболов.

## **3.2. Методе прикупљања узорака**

### **3.2.1. Методе узорковања и обраде биолошког материјала**

Све испитиване заједнице су узорковане септембра 2016. године. Месец септембар је одабран као најпогоднији за истраживање на основу животних историја истраживаних група и већ постојећих литературних података, који указују да је управо овај период (касно лето/рана јесен) најповољнији за истраживање биодиверзитета у барама у пределима са умереном климом (Coffman, 1973; Rempel & Harrison, 1987; Armitage et al., 1995; Cayrou & Céréghino, 2003, 2005; Hill et al., 2016a; Jena  kovi   et al., 2019). У оквиру сваке баре су одабрана по три трансекта за узорковање (истраживана локалитета), како би се покрила сва мезостаништа, што чини укупно 18 истраживаних локалитета (Слика 8). Узорковање дуж свих трансеката је вршено крећући са обала ка дубљим деловима бара.

За анализу планктонских заједница узет је по један узорак од 10 L воде са сваког локалитета, на дубини од 20 cm. За квалитативну и квантитативну анализу зоопланктона, као и за квалитативну анализу фитопланктона, сакупљени узорци воде су профилирани кроз планктонску мрежу промера окаца 23  $\mu\text{m}$  и фиксирани раствором формалдехида финалне концентрације 4%. За квантитативну анализу фитопланктона по 100 ml непрофилтриране воде је фиксирано 1% Луголовим раствором (Слика 10а), а узорци су анализирани методом седиментације (Utermöhl, 1958), помоћу инвертног микроскопа на различитим увећањима, у зависности од величине фитопланктонских ћелија (100 $\times$ , 400 $\times$ ). Фитопланктонски организми су идентификовани углавном до нивоа врсте уз помоћ релевантних кључева за идентификацију (Krammer & Lange-Bertalot, 1986, 1988, 1991a, b; Hindák, 2001; John et al., 2002; Wehr & Sheath, 2003; Komárek & Anagnostidis, 1998, 2005; Komárek, 2013;

Guiry & Guiry, 2021). Абундантност фитопланктона је изражена као број ћелија у једном милилитру. Зоопланктонски организми су такође идентификовани углавном до нивоа врсте коришћењем светлосног микроскопа и одговарајућих кључева за идентификацију (Рылов, 1948; Bartoš, 1959; Šramek-Hušek et al., 1962; Dussart, 1969; Flössner, 1972; Dévai, 1977; Koste, 1978; Hofrat & Ottendorfer, 1983; Петковски, 1983; Živković, 1987). Након идентификације зоопланктонски таксони су груписани у три трофичке групе: хербивори, омнивори и предатори (описане у пододељку 1.5), на основу литературних података о типу исхране сакупљених таксона (Chang et al., 2010; Benedetti et al., 2015; Tønno et al., 2016; Kosiba et al., 2017; Nevalainen & Luoto, 2017). Абундантност зоопланктона је изражена као бројност јединки у једном литру.



**Слика 10.** Узорковање биолошког материјала на терену: (а) конзервирање узорака планктона, (б) узорковање макрофита коришћењем дрвеног рама, (в) узорковање бентосних макроинвертебрата „кикнет“ мрежом, (г) узорковање епифитских макроинвертебрата испирањем макрофита, (д) узорковање риба са чамца методом електрориболова. Фотографија: Милица Стојковић Пиперац.

Макрофите су узорковане са три пробне површине од 0,25 m<sup>2</sup> (Слика 10б) дуж сваког трансекта, у размацима од по 5 m. Сва три подузорка макрофита су потом обједињена у један репрезентативан узорак по трансекту/локалитету. Макрофите су идентификоване до нивоа врсте уз помоћ дихотомих идентификационих кључева (Јосифовић, 1970–1980; Tutin et al., 1964–1980). Номенклатура врста је усклађена према „Flora Europaea“ (Tutin et al., 1964–1980). Сакупљене макрофите су на терену паковане у пластичне кесе и транспортоване у лабораторију, где су потом сушене у рерни на 60°C током 24 h док нису достигле константну масу. Макрофите су пре сушења испране водом како би се уклониле све прикачене алге, бескичмењаци, детритус и неорганске честице. Након сушења су измерене како би се одредила сува биомаса макрофита. Абундантност макрофита је изражена као сува маса у грамима по квадратном метру.

Бентосне макроинвертебрате су узорковане помоћу „кикнет“ мреже (енг. *kick-net*) захватне површине 0,0625 m<sup>2</sup> и промера окаца 250 µm (Слика 10в). Дуж сваког трансекта су узета по три подузорка седимената која су обједињена у један узорак по локалитету. Абундантност бентосних макроинвертебрата је изражена као број јединки по квадратном метру. Епифитске макрофите су узорковане директно са субмерзних макрофита, као и са потопљених делова флотантних и емерзних макрофита. При томе је из сваког подузорка макрофита, сакупљеног дуж трансеката, одвојено по пет стабљика са листовима и корењем и ризомима (код укореењујућих и емерзних макрофита) од сваке биљне врсте присутне у подузорку, које су потом испране водом како би се одвојиле све макроинвертебрате (Слика 10г). Сува маса издвојених макрофита је посебно измерена како би се одредила абундантност сакупљених епифитских макроинвертебрата. Абундантност епифитских макроинвертебрата је изражена као број јединки на 100 g суве масе макрофита. Прикупљени бентосни и епифитски материјал је на терену фиксиран 96% етанолом и транспортован у лабораторију, где су макроинвертебрате одвојене од остатка материјала, конзервиране у 70% етанолу и идентификоване до најнижег могућег таксономског нивоа, коришћењем одговарајућих таксономских кључева (Andersen et al., 2013; Bauernfeind & Humpesch, 2001; Edington & Hildrew, 1995; Eiseler, 2005; Elliot et al., 1988; Elliot & Humpesch, 2010; Gerken & Sternberg, 1999; Glöer, 2002; Moller Pillot, 1984a, b, 2009; Nilsson, 1997; Pflieger, 2000; Rossaro & Lencioni, 2015; Schmid, 1993; Timm, 1999; Waringer & Graf, 1997). Све макроинвертебрате су потом груписане у пет трофичких

група: филтратори, сакупљачи, стругачи, секачи и предатори (описане у пододељку 1.5), на основу литературних података (Merritt & Cummins, 1996; Mandaville, 2002).

Узорковање риба је вршено методом електрориболова дуж сваког трансекта (Слика 10д). Рибе су узорковане са чамца помоћу електроагрегата једносмерне струје „Aquatech“ IG 1300 (2,6 kW; 80–470 V). На сваком локалитету дуж трансеката је обезбеђен константан улов по јединици напора (енг. **C**atch **P**er **U**nit **E**ffort – CPUE), а абундантост риба је одређена као број јединки уловљених у временском периоду од 10 минута (CPUE 10 min). Узорковане јединке су на терену пребројане и идентификоване до нивоа врсте. Након тога су врсте разврстане у три трофичке групе на основу типа исхране (Simonović, 2001): омнивори (хране се биљним и животињским материјалом, који подразумева зоопланктон и макроинвертебрате), инвертивори (хране се бескичмењацима) и предатори (хране се рибама и бескичмењацима).

### **3.2.2. Методе мерења и одређивања срединских параметара (физичке и хемијске карактеристике воде и седимената)**

Упоредо са прикупљањем биолошких узорака, на терену су, помоћу уређаја WTW multi 340i probe, мерени и абиотички параметри истраживаних локалитета: концентрација раствореног кисеоника (mg/L), сатурација кисеоником (%) и рН вредност воде. Поред тога, истог дана су сакупљени узорци воде за лабораторијско мерење концентрација амонијака (mg/L), нитрата (mg/L), фосфата (mg/L) и укупних суспендованих честица (mg/L) и за одређивање биолошке потрошње кисеоника (mg/L), као и узорци седимената за одређивање садржаја укупне органске материје у седименту (%). Са сваког локалитета је сакупљен по један узорак воде за лабораторијске анализе, са дубине од 20 cm. Узорци воде су до лабораторије транспортовани и складиштени на температури од +4°C и анализирани су у најкраћем могућем року (по могућству истог дана), осим биолошке потрошње кисеоника (БПК<sub>5</sub>) која је одређена након пет дана. За одређивање садржаја укупне органске материје у седиментима, по један узорак површинског слоја седимента је узет са сваког локалитета.

Концентрације амонијака и нитрата су одређене коришћењем спектрофотометра Shimadzu UV–Vis. Концентрација ортофосфата је мерена помоћу фотометра PC Multi Direct Lovibond® Photometer-System. Концентрација укупних суспендованих честица

(УСЧ) и биолошка потрошња кисеоника (БПК<sub>5</sub>) су одређене применом стандардних метода препоручених од стране Америчког удружења за јавно здравље (АРНА, 1985, 1999, тим редом). Садржај укупне органске материје у седиментима (УОМ) је одређен стандардном методом, која подразумева најпре оксидацију органског угљеника из седимената дихроматом, а потом индиректно одређивање садржаја угљеника, на основу мерења вишка дихромата повратном титрацијом помоћу гвожђе(II)-сулфата, уз присуство фероин индикатора (Walkley & Black, 1934).

### **3.3. Квантификовање вишеструких антропогених стресора**

Како би различити антропогени стресори којима су заједнице у истраживаним барама изложене на датом простору (пољопривредне активности, загађење с аутопута, експлоатација шљунка, одлагање отпада и риболов) били интегрисани у јединствену меру интензитета антропогеног утицаја, најпре су интензитети појединачних стресора на сваком истраживаном локалитету оцењени оценама 1, 2 или 3, за слаб, средње јак или врло јак интензитет, тим редом. Интензитет стреса којима су истраживани локалитети изложени услед пољопривредних активности је оцењен на основу удаљености истраживаних локалитета од пољопривредног земљишта, а оцене 1, 2 или 3 су додељене за удаљеност >100 m, 10–100 m и <10 m, тим редом. На сличан начин је оцењен и интензитет стреса којима су локалитети изложени од стране оближњег аутопута, оценом 1 за удаљеност локалитета од аутопута >200 m, 2 за удаљеност 100–200 m или 3 за удаљеност <100 m. Интензитет стреса услед експлоатације шљунка за сваки локалитет је оцењен оценама 1, 2 или 3, указујући на неексплоатисане локалитете, локалитете који су били експлоатисани у прошлости и активно експлоатисане локалитете, тим редом. Интензитет стреса услед одлагања отпада за сваки локалитет је оцењен на основу присуства или одсуства улива комуналних отпадних вода у истраживане локалитете и на основу количине чврстог градског отпада у непосредној околини локалитета. При томе су оцене 1 или 2 додељене локалитетима у које се не уливају комуналне отпадне воде, а чврст отпад прекрива <10 m<sup>2</sup> или 10–100 m<sup>2</sup> површине земљишта у околини локалитета, тим редом. Оцена 3 је додељена локалитетима у које се директно уливају комуналне отпадне воде и/или чврст отпад прекрива преко 100 m<sup>2</sup> површине околног земљишта. На крају, интензитет стреса којима су локалитети изложени услед риболова је оцењен на основу учесталости сусретања са риболовцима на сваком локалитету. Тако је оцена 1 додељена

локалитетима који се не користе за риболов, оцена 2 је додељена локалитетима на којима су риболовци били повремено сретани, а оцена 3 је додељена локалитетима на којима су риболовци били често сретани.

Интензитет укупног антропогеног стреса од стране свих разматраних појединачних сресора је квантификован индексом интензитета антропогеног стреса (*IAS*) за сваки локалитет. Овај индекс је развијен према методи коју је Блитген са сарадницима (Blüthgen et al., 2012) предложио за рачунање укупног интензитета употребе земљишта. Интензитет антропогеног стреса за сваки истраживани локалитет је израчунат према следећој једначини:

$$IAS_i = P_i/s(P) + A_i/s(A) + \check{S}_i/s(\check{S}) + O_i/s(O) + R_i/s(R),$$

где  $P_i$ ,  $A_i$ ,  $\check{S}_i$ ,  $O_i$  и  $R_i$  означавају интензитет стреса (рангиран у опсегу од 1 до 3) од стране пољопривредних активности, аутопута, експлоатације шљунка, одлагања отпада и риболова, тим редом, за сваки истраживани локалитет  $i = 1 \dots 18$ , док  $s(P)$ ,  $s(A)$ ,  $s(\check{S})$ ,  $s(O)$  и  $s(R)$  означавају њихове одговарајуће средње вредности у оквиру свих истраживаних локалитета. Интегришући различите типове антропогених стресора и њихове квантитативне варијације у оквиру свих локалитета, овај сложени, адитивни индекс представља свеобухватну стандардизовану меру укупног антропогеног утицаја на истраживане системе. Ради механистичког разумевања антропогеног утицаја, индекс се може раставити на своје саставне компоненте и при том анализирати утицај сваког антропогеног стресора понаособ. Индекс је бездимензионалан и веће вредности индекса указују на јачи интензитет антропогеног стреса који делује на дат локалитет.

Слично начину на који су квантификовани интензитети појединачних антропогених сресора, оцењен је и степен утицаја оближњих водених екосистема (околних мањих бара и реке) на сваки истраживани локалитет. Степен утицаја околних мањих бара је оцењен оценама од 1 до 3 за сваки истраживани локалитет, на основу прекривености околног земљишта барама. При томе је оцена 1 додељена локалитетима у чијој је околини мање од 0,5 ха површине земљишта покривено барама, оцена 2 је додељена локалитетима у чијој је околини барама покривено између 0,5 и 1 ха земљишта, а оцена 3 је додељена локалитетима у чијој је околини више од 1 ха земљишта прекривено барама. Интензитет утицаја реке је оцењен као слаб (оцена 1) уколико су локалитети удаљени преко 200 m од реке и нису плављени; као средње јак (оцена 2) уколико су локалитети удаљени 50–200 m од реке и повремено плављени, и



као јак (оцена 3) уколико су локалитети удаљени мање од 50 m од реке и редовно плавлени.

### 3.4. Анализа података

#### 3.4.1. Линеарни модели

У циљу испитивања ефеката вишеструких антропогених стресора, интегрисаних у јединствену меру укупног интензитета антропогеног стреса индексом *IAS*, заједно са ефектима природне варијабилности истраживаних барских екосистема (начина постанка, међусобне повезаности, степена окружености барама и утицаја реке) на богатство и абундантност одабраних заједница и физичко-хемијске параметре воде, коришћени су линеарни мешовити модели (енг. *Linear mixed models*). Линеарно моделовање се користи за моделовање или објашњавање односа између једне зависне променљиве  $Y$  и више независних променљивих, предиктора или тзв. фиксних ефеката (енг. *Fixed effects*),  $X_1, \dots, X_p$ , где је  $p$  број фиксних ефеката (Faraway, 2014). С тога су линеарни модели, у овом случају, синоним за просту (ако је  $p=1$ ) или вишеструку линеарну регресију (ако је  $p>1$ ; Faraway, 2014). Линеарним моделовањем се може испитати да ли и у ком обиму фиксни ефекти објашњавају значајан део варијабилности зависне променљиве, односно може се утврдити постојање, јачина и структура везе између зависне променљиве и фиксних ефеката, али и предвидети вредност зависне променљиве. Линеарни модели описују зависну променљиву, која је увек континуирана, као функцију једног или више фиксних ефеката, који могу бити континуиране, дискретне или категоријске променљиве (Faraway, 2014), што се може представити једначином:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_p X_p + \varepsilon \text{ или скраћено } Y = X\beta + \varepsilon,$$

где су симболом  $\beta$  означени непознати параметри регресионе праве<sup>1</sup> који се процењују у моделима. Симбол  $\beta_0$  (регресиона константа) означава тачку пресека регресионе праве са  $y$  осом (енг. *intercept*), док симболи  $\beta_1 \dots \beta_p$  означавају коефицијенте нагиба праве (регресиони коефицијенти). У линеарним моделима су управо ови параметри линеарни, док сами фиксни ефекти могу бити трансформисани и комбиновани на било који начин, што линеарне моделе чине врло флексибилним (Faraway, 2014). Симбол  $\varepsilon$  у једначини се односи на грешке (резидуале), тј. одступања вредности зависне

---

<sup>1</sup> Регресиона права с највећом вероватноћом указује на функционалну зависност  $Y$  од  $X$ .

променљиве од предвиђања модела, и укључује све насумичне (стохастичке) факторе, који, поред фиксних ефеката, могу да утичу на варирање зависне променљиве  $Y$  и тиме изазову одступање од моделом предвиђених вредности (Winter, 2013). Према томе, горња једначина се може поделити на тзв. систематску компоненту ( $X\beta$ ), која се односи на варијабилност зависне променљиве објашњену фиксним ефектима, и насумичну или пробабилистичку компоненту модела ( $\epsilon$ ), односно варијабилност која се не може разумети ни контролисати (Winter, 2013). Код линеарних мешовитих модела или линеарних модела мешовитих ефеката (енг. *Linear mixed effects models*), који су коришћени у овом раду, фиксним ефектима се додају један или више насумичних ефеката (енг. *Random effects*), чиме пробабилистичка компонента модела добија одређену структуру (Winter, 2013). Моделовање мешовитих ефеката (фиксних и насумичних) је погодно за анализе података код којих не постоји независност, какав је случај у овом раду. Наиме, овде су мерења биотичких и абиотичких варијабли, вршена на локалитетима који су груписани у оквиру бара, што искључује независност мерења (статистичких опсервација) са локалитета у оквиру исте баре. Због тога су овде истраживане баре третиране као насумичан ефекат, тако што су за сваку истраживану бару додељене различите регресионе константе (параметри  $\beta_0$  из горње једначине) које модел процењује (Winter, 2013). На овај начин је окарактерисано особено варирање зависних варијабли услед разлика између истраживаних бара, чиме је обезбеђена независност података добијених мерењем у оквиру исте баре.

Све статистичке анализе су одрађене програмским језиком R, верзије 3.4.3 (R Core Team, 2017). Линеарно моделовање мешовитих ефеката је извршено помоћу функције *lme* у R пакету *nlme* (Pinheiro et al., 2014). Најпре су тестирани ефекти интензитета интегрисаних антропогених стресора (континуирана променљива), начина постанка бара (категоријска променљива: експлоатација шљунка/речно корито), међусобне повезаности (категоријска променљива: повезан/неповезан), степена окружености барама (дискретна променљива: 1, 2 или 3), степена утицаја реке (дискретна променљива: 1, 2 или 3) и абиотичких параметара воде (континуиране променљиве: рН; сатурација кисеоником %; БПК<sub>5</sub> mg/L; концентрације фосфата, нитрата, амонијака и УСЧ mg/L), на богатство и абундантност макрофита, бентосних и епифитских макроинвертебрата и риба. При томе су тестирани ефекти на једну зависну променљиву по моделу (осам модела укупно). Поменуте заједнице су одабране јер припадају различитим трофичким нивоима (примарни продуценти, примарни и

секундарни конзументи), што их чини функционално изразито различитим. Вредности зависних променљивих су, по потреби, пре него да су подвргнути анализама, на одговарајући начин трансформисане, у циљу нормализације расподеле резидуала и редукције хетероскедастичности<sup>2</sup>. Богатство макрофита и риба и абундантност епифитских и бентосних макроинвертебрата су логаритамски трансформисани (*log-tr*), док је богатство бентосних макроинвертебрата трансформисано квадратним кореновањем (*sqrt-tr*).

Ради интерпретације статистички значајних ефеката интегрисаних антропогених стресора на зависне променљиве, извршене су и додатне анализе на постојећим моделима. Најпре је тестирано да ли су ефекти укупног антропогеног стреса на богатство епифитских макроинвертебрата и абундантност риба остварени преко утицаја антропогених стресора на макрофите, тако што је у овим моделима укључено богатство макрофита као контролна варијабла. Такође је извршена додатна анализа ефекта интегрисаних антропогених стресора на абундантност риба, тако што су у засебним моделима, заједно са осталим коришћеним фиксним ефектима (природна варијабилност истраживаних бара и физичко-хемијски параметри воде), тестирани ефекти појединачних антропогених стресора, односно индивидуалних компоненти индекса *IAS*:  $P_i/s(P)$  за утицај пољопривредних активности;  $A_i/s(A)$  за утицај аутопута;  $\check{S}_i/s(\check{S})$  за утицај шљункаре;  $O_i/s(O)$  за утицај одлагања отпада и  $R_i/s(R)$  за утицај риболова на абундантност риба.

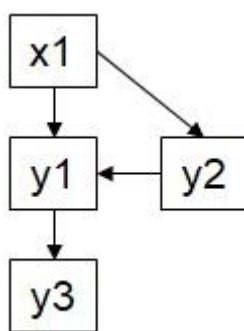
На крају су тестирани ефекти интензитета укупног антропогеног стреса и природне варијабилности истраживаних бара (начина постанка бара, међусобне повезаности, степена окружености барама и степена утицаја реке) на физичко-хемијске параметре воде: рН вредност, сатурацију кисеоником, БПК<sub>5</sub>, концентрације фосфата, нитрата, амонијака и укупних суспендованих честица. Као и у претходним моделима, тестирани су ефекти на једну зависну променљиву по моделу. Пре анализа су сви физичко-хемијски параметри, осим рН вредности, логаритамски трансформисани (*log-tr*). За тестирање статистичке значајности коефицијената фиксних ефеката (параметри  $\beta_1 \dots \beta_p$  из горње једначине) у свим моделима, примењен је Волдов хи-квадрат ( $\chi^2$ ) тест тип II, уз помоћ функције *Anova* у R пакету *car*.

---

<sup>2</sup> Хетероскедастичност представља одсуство хомоскедастичности, која је једна од важних претпоставки модела, а означава да су варијансе података приближно једнаке у опсегу претпостављених вредности, односно да резидуали имају сличну количину одступања од моделом предвиђених вредности.

### 3.4.2. Моделовање структуралних једначина

Моделовање структуралних једначина (енг. *Structural Equation Modeling*, SEM) представља мултиваријантну статистичку методу која омогућава евалуацију мреже односа између већег броја зависних и независних променљивих, што је чини све популарнијом статистичком техником у истраживањима еколошких система (Lefcheck, 2016). Модели се најчешће представљају дијаграмом путање (Слика 11), у којима стрелице указују на усмерене односе између променљивих, који могу бити представљени серијама структуралних једначина које одговарају путањама у моделу (Lefcheck, 2016). Тако би се пример модела са слике могао представити једначинама:  $y_1 \sim x_1 + y_2$ ;  $y_2 \sim x_1$  и  $y_3 \sim y_1$ .

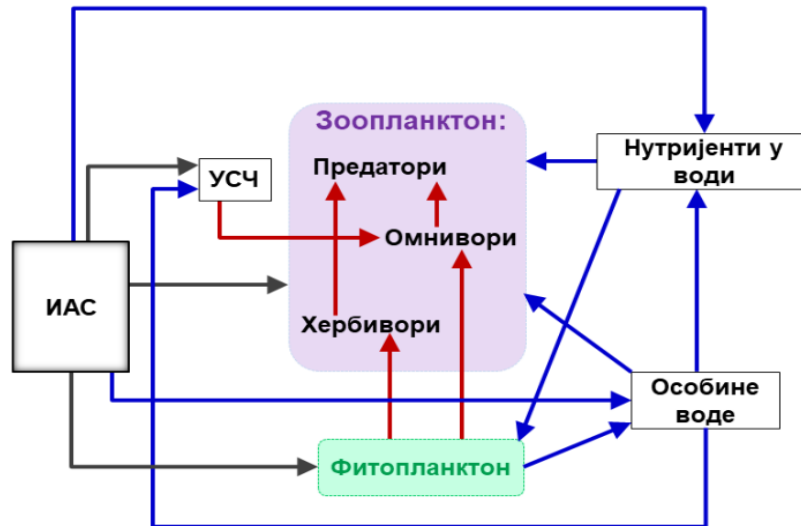


Слика 11. Пример модела структуралних једначина. Извор: <http://jslefche.github.io/piecewiseSEM/articles/piecewiseSEM.html>

У SEM моделу променљиве могу бити истовремено и зависне и независне (предиктори), што овај начин моделовања чини погодним за тестирање и квантификавање директних и индиректних (каскадних) ефеката (Lefcheck, 2016). Због тога је, у овом раду, овај начин моделовања коришћен за анализу директних и индиректних ефеката интегрисаних антропогених стресора на абундантност и богатство истраживаних заједница на свим трофичким нивоима (мултитрофички биодиверзитет). При томе је примењен посебан тип SEM модела који се, дословно преведено, означава као „комадни“ модел структуралних једначина (енг. *Piecewise Structural Equation Model*, PSEM). За разлику од традиционалног SEM-а, код којег се односи између променљивих процењују истовремено, у јединственој матрици варијанси-коваријанси, код PSEM-а сваки сет односа се процењује независно (локално), чиме се сложена мрежа односа раставља на одговарајуће просте или вишеструке регресије за сваку зависну варијаблу, које се, након засебне процене, комбинују у јединствени модел (Shiple, 2000; Lefcheck, 2016). Овим су омогућена

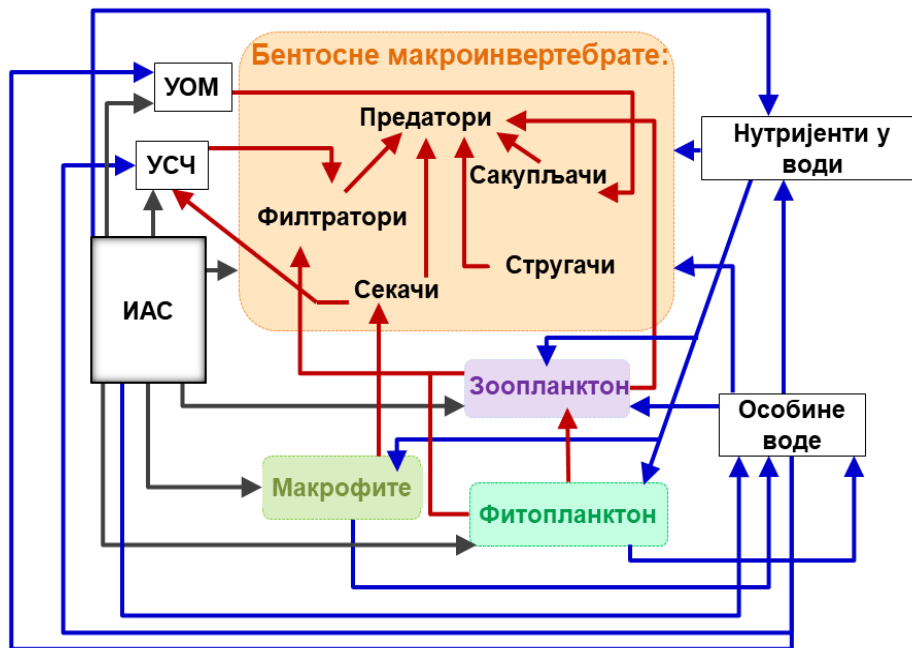
тестирања врло сложених модела чак и са малим бројем узорака, што није случај са традиционалним SEM моделом (Lefcheck, 2016), па је тако PSEM моделовање препоручен метод за тестирање директних и индиректних ефеката у оквиру сложених заједница у опсервационим студијама (Barnes et al., 2017). Такође, применом PSEM-a је узета у обзир хијерархијска структура дизајна узорковања у овом истраживању, при коме су локалитети за узорковање груписани у оквиру шест бара, што не би било могуће применом традиционалног SEM-a, заснованог на коваријансама између променљивих. Као и у претходним линеарним моделима, коришћењем функције `lmer` у R пакету `nlme`, истраживане баре су третиране као насумичан ефекат у линеарним моделима мешовитих ефеката. Ови линеарни модели су креирани као индивидуалне компоненте структуралног модела, које су потом састављене у јединствене моделе (јединствен PSEM), коришћењем функције `psem` у R пакету `piecewiseSEM` (Lefcheck, 2016).

У моделовању структуралних једначина, која је *a priori* статистичка техника, најпре се предлаже хипотетичка структура, која обично рефлектује постојеће знање о датом систему који се анализира, а потом се тестира уклапање структуре са прикупљеним подацима о систему (енг. *model fit*), односно, тестира се да ли предложени хипотетички модел добро описује податке (Arhonditsis et al., 2006). У овом раду су креирана четири хипотетичка модела (Слике 12, 13, 14 и 15), која садрже све могуће путање (везе између променљивих) на основу литературних података, и то посебно за зоопланктон (Слика 12), бентосне макроинвертебрате (Слика 13), епифитске макроинвертебрате (Слика 14) и рибе (Слика 15), пошто није било могуће разматрати све испитиване заједнице и трофичке групе у једном моделу, због малог броја узорака ( $n = 18$ ). У сваком од модела је претпостављено да вишеструки антропогени стресори, интегрисани индексом *IAS*, осим што делују директно на абундантност и богатство испитиваних заједница и њихових трофичких група, остварују и индиректне ефекте на два начина: утицајем на хемизам воде (pH вредност и концентрације раствореног кисеоника, амонијака, нитрата и ортофосфата) и каскадним ефектима, са нижих трофичких нивоа (хранидбених ресурса) ка вишим трофичким нивоима (конзументима) (Слике 12, 13, 14 и 15).



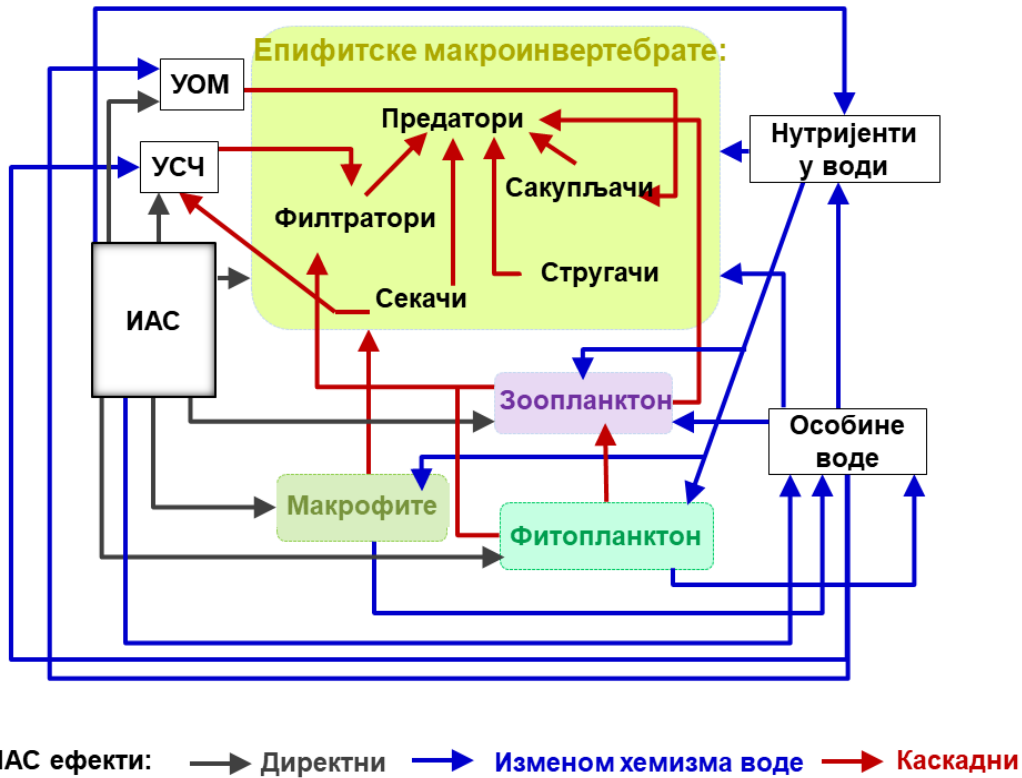
ИАС ефекти: —> Директни —> Изменом хемизма воде —> Каскадни

Слика 12. Хипотетички модел са директним и индиректним ефектима вишеструких антропогених стресора интегрисаних индексом ИАС (ИАС) на абундантност и богатство трофичких група зоопланктона. УСЧ означава укупне суспендоване честице. Нутријенти у води: амонијак, нитрати и фосфати. Особине воде: рН и концентрација раствореног кисеоника

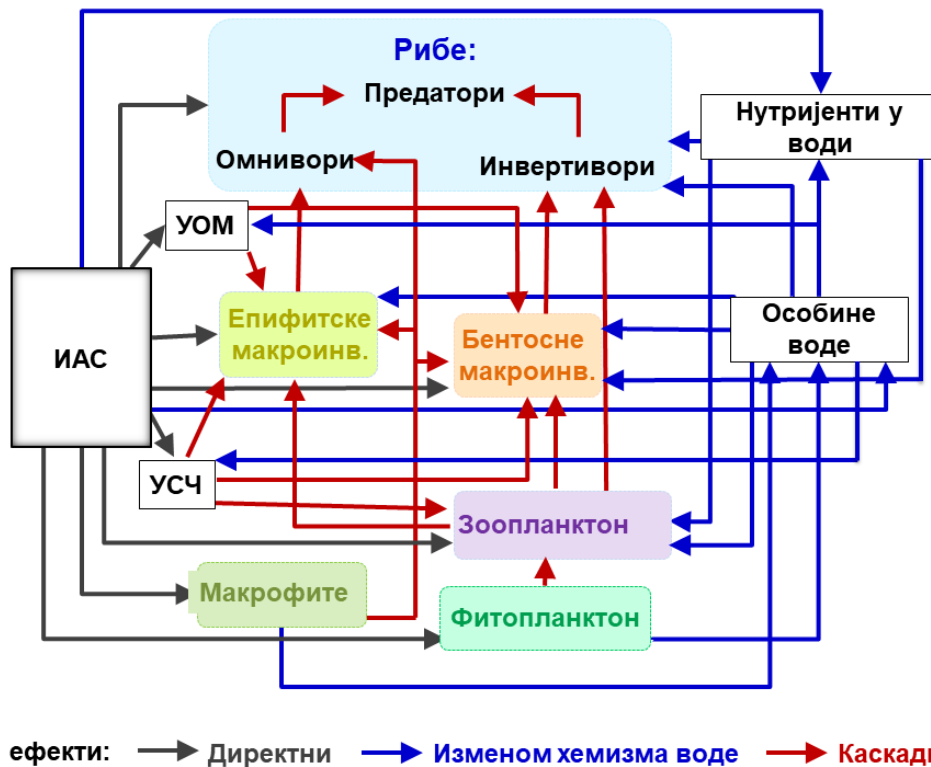


ИАС ефекти: —> Директни —> Изменом хемизма воде —> Каскадни

Слика 13. Хипотетички модел са директним и индиректним ефектима вишеструких антропогених стресора интегрисаних индексом ИАС (ИАС) на абундантност и богатство трофичких група бентосних макроинвертебрата. УСЧ означава укупне суспендоване честице, УОМ означава укупну органску материју у седименту. Нутријенти у води: амонијак, нитрати и фосфати. Особине воде: рН и концентрација раствореног кисеоника



**Слика 14.** Хипотетички модел са директним и индиректним ефектима вишеструких антропогених стресора интегрисаних индексом IAS (ИАС) на абундантност и богатство трофичких група епифитских макроинвертебрата. УСЧ означава укупне суспендоване честице, УОМ означава укупну органску материју у седименту. Нутријенти у води: амонијак, нитрати и фосфати. Особине воде: рН и концентрација раствореног кисеоника



**Слика 15.** Хипотетички модел са директним и индиректним ефектима вишеструких антропогених стресора интегрисаних индексом IAS (ИАС) на абундантност и богатство трофичких група риба. УСЧ означава укупне суспендоване честице, УОМ узначава укупну органску материју у седименту. Нутријенти у води: амонијак, нитрати и фосфати. Особине воде: рН и концентрација раствореног кисеоника

Како би се редуковао број променљивих у свим моделима, примењена је анализа главних компоненти (енг. *Principal component analysis*, PCA) коришћењем R функције *princomp*, чиме су мерени параметри који описују хемизам воде редуковани на две променљиве, дефинисане скоровима главних компоненти: „нутријенти у води“ и „особине воде“ (Слике 12, 13, 14 и 15). Прва главна компонента, означена као „нутријенти у води“, описује концентрације амонијака, нитрата и ортофосфата у води, док друга главна компонента, означена као „особине воде“, описује рН вредност воде и концентрацију раствореног кисеоника. Већи скорови наведених главних компоненти одговарају већим концентрацијама нутријената и раствореног кисеоника и већу рН вредности (Табела 3).



**Табела 3.** Резултати анализе главних компоненти (*Principal Component Analysis, PCA*), коришћени за израчунавање сложених варијабли „нутријенти у води“ и „особине воде“ за мултитрофичке моделе (Слике 12, 13, 14 и 15). *SD* означава стандардну девијацију. Прорачуни су засновани на корелационим матрицама.

Сложене варијабле		
	„Нутријенти у води“	„Особине воде“
	Факторска оптерећења:	Факторска оптерећења:
	NO <sub>3</sub> N = 0,6;	pH = 0,71;
	NH <sub>4</sub> N = 0,53;	O <sub>2</sub> = 0,71.
	PO <sub>4</sub> P = 0,6.	
	Пропорција варијансе = 0,82;	Пропорција варијансе = 0,94;
	SD = 1,6	SD = 1,4
Локалитет	PCA скорови	
1	-0,97217	1,82111
2	-0,7261	1,509241
3	-0,81067	1,490196
4	-1,0244	-0,10865
5	-0,64176	-0,3993
6	-0,81086	-0,35097
7	-0,8625	2,537565
8	-0,38486	1,032277
9	-0,7182	0,838694
10	-0,69847	0,201204
11	-0,54553	0,060437
12	-0,72659	0,393327
13	-0,16277	-1,90394
14	0,249342	-2,21678
15	1,349364	-1,88946
16	5,871983	0,028401

Табела 3. Наставак

Локалитет	PCA скорови	
17	0,680466	-2,03664
18	0,933713	-1,0067

У свим моделима каскадни ефекти антропогених стресора на конзументе су експлицитно раздвојени на оне који су остварени путем утицаја на квантитет ресурса (абундантност заједница и трофичких група за све конзументе, и концентрацију укупних суспендованих честица и проценат укупне органске материје у седиментима за детритиворе) и на ефекте који су остварени путем утицаја на хетерогеност ресурса (богатство заједница и трофичких група). За епифитске макроинвертебрате је тестирано и да ли су ефекти антропогених стресора на мултитрофички биодиверзитет ове заједнице остварени преко утицаја на сложеност и величину станишта, дефинисаних богатством и абундантношћу макрофита, тим редом (Cyr & Downing, 1988a, b; Vogut et al., 2007) (Слика 14). Такође је претпостављено и да ефекти антропогених стресора на богатство испитиваних заједница и трофичких група могу бити остварени преко утицаја на абундантност датих заједница и трофичких група, узимајући у обзир да је богатство функција абундантности (Srivastava & Lawton, 1998).

Уклапање хипотетичких модела са постојећим подацима је процењено на основу Фишерове  $C$  (це) статистике (енг. *Fisher's C statistic*), која се одређује помоћу теста усмереног одвајања (енг. *Test of directional separation* или *d-sep test*), инкорпорираног у R пакет *piecewiseSEM*. Овим тестом се оцењује претпоставка да су све променљиве условно независне, односно да у моделима између неповезаних променљивих нема веза које недостају (Shiple, 2000; Lefcheck, 2016). Вероватноћа да се променљиве између којих не постоји директна веза (путања) у хипотетичким моделима могу сматрати независним се процењује појединачним линеарним моделима, за сваки пар оваквих променљивих. На основу овако добијених појединачних вероватноћа ( $p_i$ ), може да се израчуна  $C$  вредност и добије вероватноћа  $P$  за цео модел:

$$C = -2 \sum_{i=1}^k \ln(p_i)$$

где је  $k$  број парова променљивих.

Резултирајућа вероватноћа  $P$  указује да ли постојећи подаци одступају од онога што би се очекивало према хипотетичким моделима. Сматра се да су хипотетички модели конзистентни са постојећим подацима уколико је  $P$  вредност већа од одабраног прага значајности, који обично износи 0,05 (Lefcheck, 2016). Према томе, уколико је  $P > 0,05$  хипотетички каузални модели су прихваћени као модели који добро описују податке.

Како би се испуниле све претпоставке модела (нормална расподела резидуала и хомоскедастичност), одговарајући подаци су по потреби трансформисани логаритмовањем ( $\log-tr$ ) или квадратним кореновањем ( $\sqrt{tr}$ ). Коришћењем фактора пораста варијансе (енг. *Variance inflation factor*, VIF) установљено је да је мултиколинеарност (колинеарност између предиктора) утицала на вредности коефицијената предиктора (параметри  $\beta_1 \dots \beta_p$ ) у сваком од иницијалних модела (Слике 12, 13, 14 и 15). Фактор пораста варијансе, VIF, представља пораст варијансе коефицијената због колинеарности (корелације) између предиктора, што води нестабилним проценама вредности коефицијената. Према правилу палца, VIF би требало да буде близу својој минималној вредности, која износи 1, што указује на одсуство колинеарности (Zuur et al., 2010). Због тога су све везе (путање) између променљивих које су показале  $VIF > 3$  уклоњене из иницијалних модела (видети детаље у Табели 4), како би се постигла правилна структура модела, у којима мултиколинеарност не утиче на процене параметара (Zuur et al., 2010). Овакви модели, добијени након искључивања веза између променљивих, означени су као основни модели. Након уклањања веза између одређених променљивих, сви основни модели су добро описивали податке ( $P > 0,05$ ), осим модела за бентосне макроинвертебрате (Табела 4). Због тога је основни модел за бентосне макроинвертебрате додатно упрошћен искључивањем веза између променљивих које нису биле статистички значајне ( $p > 0,05$ ), све док се није добио модел који добро описује податке, односно чија је  $P$  вредност већа од 0,05 (видети детаље у Табели 4). Преостале везе између променљивих су приказане у одељку Резултати (видети пододељак 4.3).

**Табела 4.** Везе (путање) између променљивих, које су уклоњене из иницијалних модела, због колинеарности између предиктора, на шта је указао висок фактор пораста варијансе ( $VIF > 3$ ), и везе које су уклоњене из основног модела за бентосне макроинвертебрате како би се постигло одговарајуће уклапање са подацима ( $P > 0,05$ ). Искључивањем веза између променљивих које су показале  $VIF > 3$  добијени су основни модели. Једино је основни модел за бентосне макроинвертебрате био додатно упрошћен како би се постигло одговарајуће уклапање са подацима ( $P > 0,05$ ). ИАС означава интензитет укупног антропогеног стреса, који интегрише кванитативне варијације следећих антропогених стресора: пољопривредне активности, експлоатацију шљунка, ефекте оближњег аутопута, одлагање отпада и риболов. УСЧ означава укупне суспендоване честице (mg/L). УОМ означава проценат укупне органске материје у седименту. Променљива „особине воде“ означава сложену варијабилност рН вредности воде и концентрације раствореног кисеоника. Променљива „нутријенти у води“ означава сложену варијабилност у концентрацијама амонијака, нитрата и ортофосфата. *df* означава степене слободе. *P* вредности  $> 0,05$ , које указују на одговарајуће уклапање модела са подацима су подебљане.

<b>Везе између променљивих уклоњене из иницијалних модела услед колинеарности између предиктора (<math>VIF &gt; 3</math>)</b>		
<b>Зависна променљива</b>	<b>Предиктор</b>	<b>Модел</b>
Богатство хербиворног зоопланктона	Особине воде	<b>Зоопланктон</b>
Богатство омниврног зоопланктона	ИАС Богатство фитопланктона	(Иницијални модел: Слика 12)
Абундантност предаторског зоопланктона	Особине воде	Основни модел:
Богатство предаторског зоопланктона	Особине воде Богатство омниврног зоопланктона	$C = 57,534; P = \mathbf{0,703};$ $df = 64$
Богатство стругача	Особине воде	<b>Бентосне макроинвертебрате</b>
Абундантност филтратора	УСЧ	
Богатство филтратора	УСЧ	(Иницијални модел: Слика 13)
Абундантност сакупљача	Особине воде	
Богатство сакупљача	Особине воде	
Абундантност предатора	Особине воде Абундантност стругача	Основни модел: $C = 285,045; P = 0,037;$
Богатство предатора	Особине воде Абундантност зоопланктона Богатство стругача	$df = 244$

Табела 4. Наставак

Везе између променљивих уклоњене из иницијалних модела услед колинеарности између предиктора ( $VIF > 3$ )		
Зависна променљива	Предиктор	Модел
Абундантност секача	Особине воде	Епифитске макроинвертебрате
Богатство стругача	Особине воде	
	Богатство макрофита	(Иницијални модел: Слика 14)
Абундантност филтратора	Особине воде	
	УСЧ	Основни модел: $C = 229,798$ ; $P = 0,381$ ; $df = 244$
Богатство филтратора	Нутријенти у води	
	Богатство макрофита	
	Абундантност зоопланктона	
Абундантност сакупљача	Особине воде	
Богатство сакупљача	Особине воде	
	Особине воде	
Абундантност предатора	Особине воде	
	Богатство макрофита	
	Абундантност филтратора	
	Абундантност сакупљача	
Богатство предатора	Особине воде	
	Богатство макрофита	
	Богатство сакупљача	
Абундантност зоопланктона	УСЧ	Рибе
		(Иницијални модел: Слика 15)
Абундантност епифитских макроинвертебрата	Особине воде	
	УСЧ	
Абундантност бентосних макроинвертебрата	Особине воде	Основни модел:
	УСЧ	$C = 118,254$ ; $P = 0,325$ ;
	УОМ	$df = 112$

Табела 4. Наставак

Везе између променљивих уклоњене из иницијалних модела услед колинеарности између предиктора ( $VIF > 3$ )		
Зависна променљива	Предиктор	Модел
Абундантност инвертивора	Абундантност зоопланктона	<b>Рибе</b>
Богатство инвертивора	Особине воде	(Иницијални модел: Слика 15)
Абундантност омнистора	Нутријенти у води	Основни модел: $C = 118,254$ ; $P = 0,325$ ; $df = 112$
	Особине воде	
	Богатство макрофита	
Богатство омнистора	Особине воде	
	Абундантност фитопланктона	
	Абундантност макрофита	
	Богатство макрофита	
Абундантност предатора	Особине воде	
	Абундантност зоопланктона	
	Абундантност инвертивора	
	Абундантност омнистора	
Богатство предатора	Особине воде	
	Абундантност зоопланктона	
	Богатство инвертивора	
	Богатство омнистора	
Везе уклоњене из основног модела за бентосне макроинвертебрате како би се постигло одговарајуће уклапање са подацима ( $P > 0,05$ ):		
Зависна променљива	Предиктор	Модел
Нутријенти у води	Особине воде	Основни модел: $C = 284,249$ ; $P = 0,047$ ; $df = 246$
Особине воде	Абундантност фитопланктона	Основни модел: $C = 285,565$ ; $P = 0,051$ ; $df = 248$

Даљи одабир коначних модела је спроведен на основу Акаиковог информационог критеријума (енг. *Akaike's Information Criterion*, AIC). Према овом критеријуму, модел који најбоље описује податке је онај који објашњава највећу количину варијабилности најмањим бројем променљивих (Burnham & Anderson, 2002). Према томе, сви добијени основни модели су додатно упрошћени искључивањем променљивих „особине воде“ и/или „УОМ“ (процент укупне органске материје у седименту), пошто ове променљиве нису имале статистички значајне ефекте на зависне променљиве. Искључивање променљивих је вршено постепено, односно једна па друга. Након сваког искључења једне променљиве, одређена је вредност  $\Delta AIC$ , која представља промену AIC вредности модела након искључења параметра, у односу на нулти модел, тј. основни модел или секвенционално одабран најбољи модел — модел чија је  $\Delta AIC$  вредност након искључења првог параметра мања од 2 (Табела 5). Модел је одабран као коначан ако је  $\Delta AIC < 2$  (Burnham & Anderson, 2002) (Табела 5).

**Табела 5.** Процедура одабира коначних модела. Одабир модела је базиран на основу Акаиковог информационог критеријума (*Akaike's Information Criterion*, AIC).  $\Delta AIC$  је промена AIC модела након искључивања параметра, у односу на нулти модел (основни модел или секвенционално одабран најбољи модел). Негативна вредност  $\Delta AIC$  означава да се AIC вредност модела смањила након искључења параметра.  $K$  је број параметара који су процењивани у моделима. УОМ означава процент укупне органске материје у седименту. Променљива „особине воде“ представља сложену варијабилност рН вредности воде и концентрације раствореног кисеоника.  $df$  означава степене слободе.  $\Delta AIC$  вредности  $< 2$ , које указују на добро подржане моделе, су подебљане.

Поређење модела	Зоопланктон	Бентосне макроинвертебрате	Елифитске макроинвертебрате	Рибе
<b>Основни модел</b>	$AIC = 91,534;$ $df = 67; K = 12$	$AIC = 531,565;$ $df = 123; K = 20;$	$AIC = 499,798;$ $df = 135; K = 20$	$AIC = 427,99;$ $df = 121; K = 17$
<b>Коначан одабир модела:</b>				
<sup>#</sup> искључени параметри су урачунати при поређењу модела, како би се оцениле потенцијалне везе које недостају између уклоњених променљивих				
<b>Искључивање параметара из модела:</b>				
„Особине воде“	$AIC = 93,444;$ $df = 61; K = 12^{\#};$ <b><math>\Delta AIC = 1,91</math></b> (у односу на основни модел)	$AIC = 537,225;$ $df = 115; K = 20^{\#};$ <b><math>\Delta AIC = 5,66</math></b> (у односу на основни модел)	$AIC = 487,665;$ $df = 127; K = 20^{\#};$ <b><math>\Delta AIC = -12,13</math></b> (у односу на основни модел)	$AIC = 423,521;$ $df = 115; K = 17^{\#};$ <b><math>\Delta AIC = -4.469</math></b> (у односу на основни модел)

Табела 5. Наставак

<b>Коначан одабир модела:</b>				
#искључени параметри су урачунати при поређењу модела, како би се оцениле потенцијалне везе које недостају између уклоњених променљивих				
<b>Искључивање параметара из модела:</b>				
„УОМ“	—	AIC = 530,978; <i>df</i> = 120; <i>K</i> = 20 <sup>#</sup> ; <b><math>\Delta AIC = -0,587</math></b> (у односу на основни модел)	AIC = 493,289; <i>df</i> = 125; <i>K</i> = 20 <sup>#</sup> ; $\Delta AIC = 5,624$ (у односу на најбољи модел, без променљиве „особине воде“)	AIC = 418,74; <i>df</i> = 115; <i>K</i> = 17 <sup>#</sup> ; <b><math>\Delta AIC = -4,781</math></b> (у односу на најбољи модел, без променљиве „особине воде“)
<b>Коначан модел</b>	<i>C</i> = 50,484; <i>P</i> = 0,611; <i>df</i> = 54; <i>K</i> = 11	<i>C</i> = 245,874; <i>P</i> = 0,08; <i>df</i> = 216; <i>K</i> = 19	<i>C</i> = 201,325; <i>P</i> = 0,5 <i>df</i> = 202; <i>K</i> = 19	<i>C</i> = 118,254; <i>P</i> = 0,325; <i>df</i> = 112; <i>K</i> = 15

Резултати коначних модела су представљени графовима, који су креирани коришћењем *Excel* додатка NodeXL (Smith et al., 2010).

Резултати PSEM моделовања су коришћени за одређивање крајњих ефеката интегрисаних антропогених стресора (ИАС) на укупан биодиверзитет у оквиру свих трофичких нивоа. Најпре је јачина индиректних ефеката ИАС-а на богатство и абундантност сваке трофичке групе квантификована множењем стандардизованих коефицијената<sup>3</sup> предиктора који су показали статистички значајне ефекте ( $P < 0,05$ ). Стандардизовани коефицијенти су множени дуж путање у моделима, представљеним графовима: ИАС → хемизам воде → трофичка група; ИАС → ресурс → трофичка група. Затим су одређене јачине укупних ефеката за сваку трофичку групу сабирањем јачина директних и индиректних ефеката (одређених стандардизованим коефицијентима). На крају су квантификоване просечне јачине ефеката ИАС-а на богатство и абундантност сваког трофичког нивоа, као и свих трофичких нивоа заједно (мултитрофички биодиверзитет). При томе су најпре одређене просечне вредности ефеката на богатство и абундантност сваке трофичке групе појединачно. Затим су одређене просечне вредности директних, индиректних и укупних ефеката на сваки трофички ниво. На крају су одређене просечне вредности одговарајућих статистички значајних ефеката ИАС-а на укупан биодиверзитет у оквиру целе трофичке мреже.

<sup>3</sup> Регресиони коефицијенти предиктора ( $\beta_1 \dots \beta_p$ ) рескалирани у опсегу од 0 до 1.



## 4. Резултати

### 4.1. Диверзитет испитиваних заједница у истраживаним барама

У истраживаним барама је констатовано укупно 67 таксона у оквиру заједнице фитопланктона (Табела 6), 15 врста макрофита (Табела 7), 88 таксона у оквиру заједнице зоопланктона (Табела 8), 66 таксона у оквиру заједнице бентосних макроинвертебрата (Табела 9), 90 таксона у оквиру заједнице епифитских макроинвертебрата (Табела 10) и 14 врста риба (Табела 11). Међу зоопланктонским таксонима најбројнији су били омнивори са 73 таксона, док су хербивори и предатори били представљени са по 11 и три таксона, тим редом (Табела 8). У заједници бентосних макроинвертебрата 27 таксона је означено као предатори, 19 као сакупљачи, 10 као секачи, седам таксона као филтратори и три као стругачи (Табела 9). И у заједници епифитских макроинвертебрата најбројнији су били предатори са 35 таксона, затим сакупљачи са 29 таксона, секачи са 13 таксона, филтратори са осам таксона и најмање бројни стругачи са пет таксона (Табела 10). У заједници риба девет забележених врста су биле омниворне, три врсте су биле предаторске и две врсте инвертиворне (Табела 11).

Основне информације о богатству и абундантности сваке испитиване заједнице и трофичке групе, као и баре у којима је забележено највеће и најмање богатство и абундантност сваке заједнице и трофичке групе, приказани су у Табели 12.

Табела 6. Списак фитопланктонских таксона сакупљених са 18 истраживаних локалитета. Знак + означава присуство таксона на датом локалитету.

Таксон	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<b>Раздео CYANOBACTERIA (10):</b>																		
<i>Anabaenopsis elenkinii</i> V.V. Miller	+		+				+	+	+	+	+	+						
<i>Anathece clathrata</i> West & G.S.West								+	+									
<i>Aphanizomenon</i> sp.							+	+	+		+							
<i>Chrysochloris bergii</i> (Ostenfeld) Zapomelová et al.																+	+	+
<i>Dolichospermum</i> sp.				+		+												
<i>Limnococcus limneticus</i> (Lemmermann) Komárková et al.													+	+	+			
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann		+	+										+	+	+			
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	+				+	+	+	+	+	+		+				+	+	+
<i>Oscillatoria limosa</i> C. Agardh ex Gomont				+		+										+		+
<i>Snowella litoralis</i> (Häyrén) Komárek & Hindák	+	+	+		+													
<b>Раздео CHLOROPHYTA (24):</b>																		
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim										+	+							
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda		+	+	+			+	+	+	+	+	+	+	+	+			
<i>Closterium aciculare</i> T.West		+								+	+		+	+		+	+	+
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli							+		+				+	+	+			
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) Kuntze	+		+									+	+		+			
<i>Desmodesmus bicaudatus</i> (Dedusenko) P.M.Tsarenko		+														+	+	+
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (P.G.Richter) E.Hegewald							+		+									
<i>Desmodesmus</i> sp.										+		+						
<i>Golenkinia radiata</i> Chodat	+	+	+															
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) K.Möbius							+											
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová							+	+	+					+		+	+	+

Табела 6. Наставак

Таксон	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Pandorina morum</i> (O.F.Müller) Bory		+			+	+							+					
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turpin) Meneghini	+	+	+				+	+		+	+	+						
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	+	+	+				+	+								+	+	+
<i>Pseudostaurastrum hastatum</i> (Reinsch) Chodat			+				+						+					
<i>Scenedesmus quadricauda</i> Chodat			+															
<i>Selenastrum bibraianum</i> Reinsch		+		+		+	+	+	+	+	+	+						
<i>Spirogyra</i> sp.	+		+			+							+	+	+			
<i>Staurastrum aculeatum</i> Meneghini ex Ralfs			+				+	+	+							+	+	+
<i>Staurastrum diacanthum</i> A. Lemaire			+					+	+									
<i>Tetradesmus lagerheimii</i> M.J.Wynne & Guiry		+																
<i>Tetradesmus obliquus</i> (Turpin) M. J. Wynne				+									+					
<i>Tetradesmus</i> sp.							+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Ulothrix</i> sp.	+	+																
<b>Раздео EUGLENOPHYTA (10):</b>																		
<i>Euglena viridis</i> (O.F.Müller) Ehrenberg				+			+			+	+	+						
<i>Euglena</i> sp.																		
<i>Phacus acuminatus</i> Stokes	+		+	+		+	+	+	+				+		+	+	+	+
<i>Phacus helicoides</i> Pochmann	+		+			+	+	+	+							+		+
<i>Phacus limnophilus</i> (Lemmermann) Linton & Karnkowska							+											
<i>Phacus longicauda</i> (Ehrenberg) Dujardin										+	+	+						
<i>Phacus tortus</i> (Lemmermann) Skvortzov							+		+									
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) F.Stein													+	+	+			
<i>Trachelomonas planctonica</i> Svirenko		+	+	+	+	+	+	+	+							+	+	+

Табела 6. Наставак

Таксон	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Trachelomonas</i> sp.						+		+										
<b>Раздео DINOPHYTA (5):</b>																		
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.Müller) Dujardin	+	+		+	+	+				+	+	+	+	+	+			
<i>Gymnodinium fuscum</i> (Ehrenberg) F.Stein				+		+										+	+	
<i>Gymnodinium</i> sp.		+				+												
<i>Peridinium bipes</i> F.Stein	+	+	+	+	+	+	+	+	+				+	+	+	+	+	+
<i>Peridinium</i> sp.										+	+	+				+		+
<b>Раздео BACILLARIOPHYTA (18):</b>																		
<i>Anomooneis</i> sp.				+						+								
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg				+									+		+	+		+
<i>Cymbella</i> sp.				+					+									
<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck		+		+				+									+	+
<i>Diatoma vulgare</i> Bory																+		
<i>Epithemia turgida</i> (Ehrenberg) Kützing										+				+	+			
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg											+							
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	+					+				+	+	+						+
<i>Melosira varians</i> C. Agardh		+																
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing				+				+	+	+	+				+			+
<i>Navicula radiosa</i> Kützing									+	+	+							
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W.Smith									+	+	+							
<i>Nitzschia</i> sp.															+			
<i>Pantocsekiella ocellata</i> (Pantocsek) K.T.Kiss & Ács		+		+		+			+				+		+	+		+
<i>Pinullaria</i> sp.					+	+	+							+				

Табела 6. Наставак

Таксон	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal						+		+						+				
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère		+											+			+		
<i>Urosolenia</i> sp.	+						+											

Табела 7. Списак макрофита сакупљених са 18 истраживаних локалитета. Знак + означава присуство таксона на датом локалитету.

Таксон	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+				+	+	+	+	+	+
<i>Typha latifolia</i> L.	+		+							+	+		+					+
<i>Najas marina</i> L.	+	+	+							+	+		+	+	+			
<i>Typha angustifolia</i> L.		+		+				+						+				
<i>Potamogeton crispus</i> L.		+					+	+	+									
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.				+	+	+			+		+	+	+	+	+			
<i>Scirpus lacustris</i> L.					+													
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steudel						+									+			+
<i>Potamogeton nodosus</i> Poiret in Lam.							+		+	+	+	+						
<i>Butomus umbellatus</i> L.											+							
<i>Sparganium erectum</i> L.												+				+		+
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.															+			
<i>Utricularia</i> sp.															+			
<i>Berula erecta</i> (Hudson) Coville																+		
<i>Lemna minor</i> L.																+		

**Табела 8.** Списак зоопланктонских таксона сакупљених са 18 истраживаних локалитета, са одговарајућим трофичким групама (ТГ): хербивор ХЕРБ, омнивор ОМН или предатор ПРЕД. Знак + означава присуство таксона на датом локалитету.

Таксон	ТГ	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<b>ROTIFERA (76):</b>																			
<i>Anuraeopsis fissa</i> Gosse, 1851	ОМН	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+			
<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty, 1850	ОМН	+									+				+	+		+	+
<i>Ascomorpha</i> sp.	ОМН																+		
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	ПРЕД							+				+							
<i>Asplanchna</i> sp.	ПРЕД					+								+	+				
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	ОМН	+						+	+	+	+	+	+		+				
<i>Brachionus budapestanensis</i> Daday, 1885	ОМН							+	+	+	+	+	+		+				
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766	ОМН		+					+	+	+	+	+	+						
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday, 1894	ОМН																		
<i>Brachionus diversicornis</i> (Daday, 1883)	ОМН								+	+									
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias, 1898	ОМН		+	+															
<i>Brachionus forficula</i> Wierzejski, 1891	ОМН	+	+					+	+	+	+	+	+						
<i>Brachionus patulus</i> Müller, 1786	ОМН										+					+			+
<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783	ОМН						+							+	+		+	+	+
<i>Brachionus quadridentatus melhemi</i> Barrois & Daday, 1894	ОМН	+									+								
<i>Brachionus urceolaris</i> Müller, 1773	ОМН								+	+					+				+
<i>Cephalodella catelina</i> (Müller, 1786)	ОМН						+					+	+			+			
<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1830)	ОМН	+	+				+					+					+	+	
<i>Cephalodella tenuiseta</i> (Burn, 1890)	ОМН										+								
<i>Cephalodella ventripes</i> (Dixon-Nuttall, 1901)	ОМН														+				

Табела 8. Наставак

Таксон	ТГ	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Cephalodella</i> sp.	OMH					+					+	+	+	+		+	+	+	+
<i>Colurella adriatica</i> Ehrenberg, 1831	OMH																+		
<i>Colurella colurus</i> (Ehrenberg, 1830)	OMH		+			+		+			+		+		+	+			+
<i>Colurella obtusa</i> (Gosse, 1886)	OMH									+				+	+	+	+		+
<i>Colurella uncinata</i> (Müller, 1773)	OMH					+	+							+		+		+	
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832	OMH	+	+		+											+		+	+
<i>Filinia passa</i> (Müller, 1786)	OMH							+	+	+									
<i>Gastropus stylifer</i> Imhof, 1891	OMH																		+
<i>Hexarthra mira</i> (Hudson, 1871)	OMH										+	+							
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	OMH										+	+		+	+	+			
<i>Keratella cochlearis tecta</i> (Gosse, 1851)	OMH	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+			
<i>Keratella quadrata</i> (Müller, 1786)	OMH										+								
<i>Keratella testudo</i> (Ehrenberg, 1832)	OMH													+	+	+			
<i>Keratella valga</i> (Ehrenberg, 1834)	OMH														+				
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	OMH		+	+	+								+	+	+	+	+	+	+
<i>Lecane closterocerca</i> (Schmarda, 1859)	OMH		+			+	+												
<i>Lecane cornuta</i> (Müller, 1786)	OMH	+				+	+			+	+		+	+	+	+	+	+	+
<i>Lecane flexilis</i> (Gosse, 1886)	OMH		+	+											+	+			
<i>Lecane furcata</i> (Murray, 1913)	OMH					+	+				+			+	+	+	+	+	+
<i>Lecane hamata</i> (Stokes, 1896)	OMH	+	+														+		
<i>Lecane inermis</i> (Bryce, 1892)	OMH	+										+				+			
<i>Lecane ludwigi</i> (Eckstein, 1883)	OMH																		+
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	OMH	+	+	+		+	+				+	+	+		+				+



Табела 8. Наставак

Таксон	ТГ	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	OMH	+			+	+					+	+	+	+					+
<i>Lecane nana</i> (Murray, 1913)	OMH		+																
<i>Lecane pyriformis</i> (Daday, 1905)	OMH														+				
<i>Lecane quadridentata</i> (Ehrenberg, 1830)	OMH	+	+												+				
<i>Lecane tenuisetata</i> Harring, 1914	OMH																		+
<i>Lepadella biloba</i> Hauer, 1958	OMH															+			
<i>Lepadella patella</i> (Müller, 1773)	OMH	+			+	+					+			+	+	+		+	+
<i>Lepadella rhomboides</i> (Gosse, 1886)	OMH					+	+						+				+	+	+
<i>Monommata caudata</i> Myers, 1930	OMH										+								
<i>Monommata dentata</i> Wulfert, 1940	OMH		+			+													
<i>Mytilina mucronata</i> (Müller, 1773)	OMH																+	+	+
<i>Mytilina ventralis brevispina</i> (Ehrenberg, 1830)	OMH													+	+	+		+	+
<i>Notholca acuminata</i> (Ehrenberg, 1832)	OMH														+				
<i>Philodina</i> sp.	OMH	+	+		+		+				+	+	+	+	+	+		+	+
<i>Platyas quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	OMH														+		+	+	+
<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925	OMH	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+			
<i>Polyarthra remata</i> Skorikov, 1896	OMH	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+			
<i>Pompholyx complanata</i> Gosse, 1851	OMH																+		
<i>Scaridium longicaudum</i> (Müller, 1786)	OMH	+											+	+	+				
<i>Squatinella rostrum</i> (Schmarda, 1846)	OMH															+			
<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832	OMH				+		+				+								
<i>Synchaeta</i> sp.	OMH	+			+		+						+	+	+	+			
<i>Testudinella parva</i> (Ternetz, 1892)	OMH														+				+

Табела 8. Наставак

Таксон	ТГ	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	ОМН	+	+								+					+			+
<i>Trichocerca dixonnuttalli</i> (Jennings, 1903)	ОМН															+			
<i>Trichocerca gracilis</i> (Tessin, 1890)	ОМН					+													
<i>Trichocerca iernis</i> (Gosse, 1887)	ОМН															+			
<i>Trichocerca inermis</i> (Linder, 1904)	ОМН															+			
<i>Trichocerca porcellus</i> (Gosse, 1851)	ОМН					+													
<i>Trichocerca pussila</i> (Jennings, 1903)	ОМН	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+			
<i>Trichocerca rattus minor</i> (Müller, 1776)	ОМН					+	+												
<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)	ОМН	+	+	+	+		+	+	+	+									
<i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)	ОМН		+			+						+		+		+	+		+
<b>CLADOCERA (10):</b>																			
<i>Alona costata</i> Sars, 1862	ХЕРБ													+		+	+	+	+
<i>Alona quadrangularis</i> (O. F. Müller, 1776)	ХЕРБ					+	+				+		+		+	+		+	+
<i>Bosmina longirostris</i> (O. F. Müller, 1776)	ХЕРБ	+	+	+								+	+	+	+	+			
<i>Ceriodaphnia reticulata</i> (Jurine, 1820)	ХЕРБ														+		+		
<i>Chydorus sphaericus</i> (O. F. Müller, 1776)	ХЕРБ				+	+						+				+		+	+
<i>Graptoleberis testudinaria</i> (Fischer, 1851)	ХЕРБ					+					+								
<i>Picripleuroxus laevis</i> (G.O. Sars, 1862) (syn. <i>Pleuroxus laevis</i> Sars, 1862)	ХЕРБ										+								
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O. F. Müller, 1776)	ХЕРБ														+				+
<i>Sida crystallina</i> (O.F. Müller, 1776)	ХЕРБ	+						+		+							+		
<i>Simocephalus vetulus</i> (O. F. Müller, 1776)	ХЕРБ																	+	+

Табела 8. Наставак

Таксон	ТГ	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<b>COPEPODA (2):</b>																			
<i>Acanthocyclops vernalis</i> (Fischer, 1853)	ПРЕД					+		+				+							
<i>Thermocyclops crassus</i> (Fischer, 1853)	ОМН	+		+	+	+		+	+	+	+						+	+	+

**Табела 9.** Списак бентосних макроинвертебрата сакупљених са 18 истраживаних локалитета, са одговарајућим трофичким групама (ТГ): стругач (стр), сакупљач (сак), филтратор (фил), секач (сек) или предатор (пре). Знак + означава присуство таксона на датом локалитету.

Таксон	ТГ	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<b>MOLLUSCA (5):</b>																			
<i>Acroloxus lacustris</i> (Linnaeus, 1758)	стр					+													
<i>Gyraulus</i> sp.	стр				+									+					
<i>Radix auricularia</i> (Linnaeus, 1758)	сак	+	+	+	+	+	+	+	+					+	+	+	+	+	+
<i>Radix labiata</i> (Rossmässler, 1835)	сак							+	+									+	
<i>Physella acuta</i> (Draparnaud, 1805)	сак		+		+	+	+		+	+			+	+	+	+	+	+	+
<b>INSECTA (53):</b>																			
Corixidae	пре		+																
Mesoveliidae	пре	+		+	+														
Veliidae	пре	+																	
<i>Naucoris</i> sp.	пре				+											+			
<i>Platycnemis pennipes</i> (Pallas, 1771)	пре	+			+		+						+	+	+	+	+		
<i>Coenagrion puella</i> (Linnaeus, 1758)	пре									+						+	+	+	
<i>Ischnura elegans</i> (Vander Linden, 1820)	пре												+					+	
<i>Pyrrhosoma nymphula</i> (Sulzer, 1776)	пре				+									+			+	+	
<i>Sympetrum fonscolombii</i> (Selys, 1840)	пре				+	+								+	+	+			+
<i>Orthetrum cancellatum</i> (Linnaeus, 1758)	пре								+	+									
<i>Anax imperator</i> (Leach, 1815)	пре						+							+					
<i>Ecnomus</i> sp.	пре	+	+															+	
<i>Polycentropus flavomaculatus</i> (Pictet, 1834)	пре			+															
<i>Athripsodes atterimus</i> (Stephens, 1836)	сек																	+	
<i>Leptocerus</i> sp.	сек																	+	
<i>Caenis horaria</i> (Linnaeus, 1758)	сак		+		+	+											+	+	+
<i>Cloeon</i> sp.	сак																		+
Hydrophilidae	пре														+				
<i>Peltodytes caesus</i> (Duftschmid, 1805)	сек															+			
<i>Dytiscus</i> sp.	пре																+		
<i>Culex</i> sp.	фил	+			+										+				
<i>Culicoides</i> sp.	пре	+			+			+	+	+	+	+	+					+	+

Табела 9. Наставак

Таксон	ТГ	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Dixella</i> sp.	фил	+							+										
<i>Ablabesmyia phatta</i> (Egger, 1864)	пре				+	+								+					
<i>Chironomus annularius</i> agg.	сак														+				
<i>Chironomus bernensis</i> Wülker & Klötzli, 1973	сак												+						
<i>Chironomus luridus</i> gr.	сак													+					
<i>Chironomus plumosus</i> (Linnaeus, 1758)	сак	+		+			+	+	+	+		+		+	+		+		+
<i>Chironomus riparius</i> agg.	сак												+						
<i>Cladopelma viridulum</i> gr.	фил	+	+	+				+	+		+	+	+	+	+	+			
<i>Cladotanytarsus</i> sp.	фил	+	+	+		+													
<i>Corynoneura scutellata</i> gr.	сак				+	+													
<i>Cricotopus</i> gr. <i>Cylinodraceus/festivellus</i>	сек													+	+	+			
<i>Cricotopus laricomalis</i> gr.	сек				+	+	+												
<i>Cricotopus sylvestris</i> (Fabricius, 1794)	стр														+	+	+		
<i>Cricotopus tibialis</i> gr.	сек				+	+	+												
<i>Cryptochironomus obreptans/supplicans</i> (Meigen, 1830)	пре			+						+		+	+						
<i>Dicrotendipes modestus</i> (Say, 1823)	сак	+	+		+	+	+							+	+				
<i>Endochironomus tendens</i> (Fabricius, 1775)	сек																		
<i>Glyptotendipes imbecilis</i> (Walker, 1856)	сек				+	+						+		+					
<i>Guttipelopia guttipennis</i> (van der Wulp, 1861)	пре													+					
<i>Kiefferulus tendipediformis</i> (Goetghebuer, 1921)	сак	+	+			+													
<i>Microchironomus tener</i> (Kieffer, 1918)	сак	+	+	+								+	+						
<i>Parachironomus varus</i> (Goetghebuer, 1921)	пре				+	+	+			+	+		+	+	+	+			+
<i>Paratanytarsus dissimilis</i> agg.	фил				+	+	+			+	+	+	+	+	+				
<i>Paratanytarsus lauterborni</i> (Kieffer, 1909)	фил														+	+	+		
<i>Paratendipes albimanus</i> (Meigen, 1818)	сак																+		
<i>Polypedilum arundineti</i> (Goetghebuer, 1921)	сек															+			
<i>Polypedilum bicrenatum</i> Kieffer, 1921	сек	+	+	+		+													
<i>Tanypus kraatzi</i> (Kieffer, 1912)	пре								+	+									
<i>Tanypus punctipennis</i> Meigen, 1818	пре	+	+	+													+		

Табела 9. Наставак

Таксон	ТГ	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Tanytarsus</i> sp.	пре	+	+	+	+	+	+						+	+	+	+			
<i>Zavrelimyia</i> sp.	пре														+	+			
<b>ANNELIDA (8):</b>																			
<i>Limnodrilus claparedeanus</i> Ratzel, 1868	сак										+				+				
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparède, 1862	сак	+	+	+				+	+	+	+	+	+	+					
<i>Limnodrilus undekemianus</i> Claparède, 1862	сак												+						
<i>Tubifex tubifex</i> (Müller, 1774)	сак		+								+			+				+	+
<i>Erpobdella octoculata</i> (Linnaeus, 1758)	пре													+					
<i>Placobdella costata</i> (Fr. Müller, 1846)	пре													+					
<i>Heamopsis sanguisuga</i> (Linnaeus, 1758)	пре															+			
<i>Helobdella stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)	пре													+					

**Табела 10.** Списак епифитских макроинвертебрата сакупљених са 18 истраживаних локалитета, са одговарајућим трофичким групама (ТГ): стругач (стр), сакупљач (сак), филтратор (фил), секач (сек) или предатор (пре). Знак + означава присуство таксона на датом локалитету.

Таксон	ТГ	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<b>INSECTA (59):</b>																			
<i>Ischnura elegans</i> (Vander Linden, 1820)	пре	+	+	+	+		+		+	+	+		+	+	+		+	+	+
<i>Coenagrion puella</i> (Linnaeus, 1758)	пре											+		+	+	+	+	+	+
<i>Coenagrion</i> sp.	пре	+			+		+			+		+					+		
<i>Pyrrhosoma nymphula</i> (Sulzer, 1776)	пре	+	+		+		+	+	+	+	+	+		+	+	+	+		+
<i>Platycnemis pennipes</i> (Pallas, 1771)	пре	+	+		+		+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+
<i>Calopteryx splendens</i> (Harris, 1780)	пре																		+
Zygoptera	пре	+		+	+		+		+	+		+		+	+	+	+	+	+
<i>Anax</i> sp.	пре																		+
<i>Crocothemis erythraea</i> (Brullé, 1832)	пре	+			+		+					+				+	+	+	+
<i>Libellula depressa</i> (Linnaeus, 1758)	пре	+					+												
<i>Orthetrum</i> sp.	пре		+																+
<i>Sympetrum fonscolombii</i> (Selys, 1840)	пре	+					+							+					
<i>Leptocerus</i> sp.	сек										+			+	+	+			+
<i>Ecnomus</i> sp.	пре	+	+	+	+		+		+	+	+	+	+		+	+			
<i>Holocentropus</i> sp.	пре										+								
<i>Hydroptila</i> sp.	стр	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+			
<i>Cloeon</i> sp.	сак	+	+		+	+	+					+			+	+	+	+	+
<i>Caenis horaria</i> (Linnaeus, 1758)	сак	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Anopheles</i> sp.	сак	+		+	+														+
<i>Culicoides</i> sp.	пре	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Hydrellia</i> sp.	сек							+				+						+	
<i>Oxycera</i> sp.	сак												+		+				+
Psychodidae	сак												+						
<i>Setacera</i> sp.	сек			+						+		+	+				+	+	+
Tipulidae	сек				+												+		
Haliplidae	сек																+		
<i>Berosus</i> sp.	сак	+															+		+
<i>Enochrus</i> sp.	сак			+				+	+			+		+				+	+

Табела 10. Наставак

Таксон	ТГ	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Hebridae	пре	+		+			+			+									
Corixidae	пре																+		
Mesoveliidae	пре											+							+
<i>Naucoris</i> sp.	пре			+													+		
<i>Plea minutissima</i> (Leach, 1817)	пре																+		+
<i>Ablabesmyia longistyla</i> Fittkau, 1962	пре	+	+	+											+				
<i>Chironomus plumosus</i> (Linnaeus, 1758)	сак						+					+					+		
<i>Chironomus</i> sp.	сак						+				+			+	+				
<i>Cladopelma viridulum</i> gr.	сак												+						
<i>Clinotanypus nervosus</i> (Meigen, 1818)	пре										+								
<i>Corynoneura scutellata</i> gr.	сак				+	+													
<i>Cricotopus laricomalis</i> gr.	сек	+																	
<i>Cricotopus sylvestris</i> (Fabricius, 1794)	стр		+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Dicrotendipes lobiger</i> (Kieffer, 1921)	сак													+	+	+			
<i>Dicrotendipes modestus</i> (Say, 1823)	сак	+	+	+	+	+	+					+	+	+					+
<i>Dicrotendipes nervosus</i> (Staeger, 1839)	сак		+	+		+				+		+	+						
<i>Endochironomus tendens</i> (Fabricius, 1775)	сек		+									+	+						
<i>Glyptotendipes imbecilis</i> (Walker, 1856)	сек						+	+						+	+				
<i>Kiefferulus tendipediformis</i> (Goetghebuer, 1921)	сак		+												+				
<i>Microchironomus tener</i> (Kieffer, 1918)	сак						+	+	+										
<i>Parachironomus varus</i> (Goetghebuer, 1921)	пре	+	+			+	+			+	+	+	+	+	+				
<i>Paracladopelma</i> sp.	сак											+							
<i>Paratanytarsus dissimilis</i> agg.	фил	+	+																
<i>Paratanytarsus lauterborni</i> (Kieffer, 1909)	фил	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+			+
<i>Polypedilum nubeculosum</i> (Meigen, 1804)	сек	+	+	+							+	+	+						
<i>Polypedilum sordens</i> (van der Wulp, 1874)	сек	+	+		+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+			+
<i>Polypedilum bicrenatum</i> Kieffer, 1921	сек		+																
<i>Psectrocladius obvious</i> gr.	сак	+								+				+	+				
<i>Rheotanytarsus</i> sp.	фил		+	+															
<i>Tanytarsus</i> sp.	фил	+	+	+	+	+	+			+	+			+	+	+	+	+	+



Табела 10. Наставак

Таксон	ТГ	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	
<i>Tanytus</i> sp.	пре				+			+								+		+		
<b>MOLLUSCA (7):</b>																				
<i>Physella acuta</i> (Draparnaud, 1805)	сак	+			+	+	+	+	+		+	+	+	+		+	+	+	+	
<i>Bithynia</i> sp.	стр																	+		
<i>Ferrissia fragilis</i> (Tryon, 1863)	стр																	+		
<i>Gyraulus</i> sp.	стр					+								+	+	+	+	+	+	
<i>Radix auricularia</i> (Linnaeus, 1758)	сак				+													+		
<i>Radix labiata</i> (Rossmässler, 1835)	сак	+	+		+		+		+		+	+	+		+		+	+	+	
<i>Pisidium</i> sp.	фил																	+		
<b>ANNELIDA (12):</b>																				
<i>Erpobdella octoculata</i> (Linnaeus, 1758)	пре																	+	+	+
<i>Glossiphonia complanata</i> (Linnaeus, 1758)	пре													+				+		+
<i>Placobdella costata</i> (Fr. Müller, 1846)	пре																	+		
<i>Helobdella stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)	пре											+						+	+	+
<i>Hemiclepsis marginata</i> (O.F. Müller, 1774)	пре																	+		
Tubificidae	сак				+			+	+	+	+	+	+						+	
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparède, 1862	сак	+	+				+	+		+	+	+	+					+	+	+
<i>Limnodrilus undekemianus</i> Claparède, 1862	сак											+	+						+	+
<i>Tubifex tubifex</i> (Müller, 1774)	сак										+	+	+					+	+	+
Naididae	сак													+	+	+				+
<i>Nais communis</i> Piguët, 1906	сак							+	+					+	+	+				+
<i>Pristina aequisetata</i> Bourne, 1891	сак													+		+				
<b>CRUSTACEA (5):</b>																				
<i>Gammarus balcanicus</i> Schäferna, 1923	сек																	+		+
<i>Asellus aquaticus</i> (Linnaeus, 1758)	сек																	+		+
Copepoda	сак												+	+	+	+	+			+
Cladocera	фил	+	+	+	+	+	+				+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Ostracoda	сак													+		+				+
<b>HYDROZOA (1):</b>																				
<i>Hydra</i> sp.	пре	+	+		+		+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+

Табела 10. Наставак

Таксон	ТГ	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	
<b>ARACHNIDA (2):</b>																				
Hydrachnidia	пре													+		+	+		+	
Araneae	пре																			+
<b>PLATYHELMINTHES (1)</b>																				
Turbellaria	пре																			+
<b>NEMATODA (1)</b>	пре																			+
<b>NEMERTEA (1)</b>	пре																			+
<b>COLLEMBOLA (1)</b>	сак																			+

**Табела 11.** Списак врста риба констатованих на 18 истраживаних локалитета, са одговарајућим трофичким групама (ТГ): омнивор ОМН, инвертивор ИНВ или предатор ПРЕД. Знак + означава присуство таксона на датом локалитету.

Врста	ТГ	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	ОМН	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	ОМН	+	+	+		+	+				+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Rhodeus sericeus</i> (Pallas, 1776)	ОМН	+											+				+	+	+
<i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758)	ОМН		+	+				+		+									
<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	ОМН						+				+	+	+						
<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846)	ОМН				+			+	+	+	+	+							
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	ОМН							+	+	+				+			+	+	+
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	ОМН		+																+
<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	ПРЕД										+	+	+	+	+		+	+	+
<i>Cobitis taenia</i> Linnaeus, 1758	ИНВ																+		
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	ИНВ	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	
<i>Ameiurus nebulosus</i> (Leseur, 1819)	ОМН										+	+		+	+				
<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	ПРЕД										+	+	+						
<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	ПРЕД					+					+	+							

**Табела 12.** Богатство и абундантност испитиваних заједница и трофичких група (средња вредност ± стандардна девијација СД, опсег је дат у загради) и истраживане баре у којима се налазе локалитети са највећим и најмањим забележеним богатством и абундантношћу.

Испитивана група	Богатство: средња вредност ± СД (опсег)	Истраживана бара са највећим богатством	Истраживана бара са најмањим богатством	Абундантност: средња вредност ± СД (опсег)	Истраживана бара са највећом абундантношћу	Истраживана бара са најмањом абундантношћу
Фитопланктон	17 ± 3,5 (7–23)	III	II	396867,2 ± 562861,8 (23195–1981257)	III	IV
Макрофите	3,5 ± 0,9 (2–6)	V	II и VI	83,8 ± 49,4 (8,3–181,5)	V	VI
Укупан зоопланктон	24,6 ± 7,01 (12–38)	V	I	1949,7 ± 1933,3 (451–4490)	V	II
<i>Хербиворни зоопланктон</i>	2,2 ± 1,4 (0–5)	VI	III	269,9 ± 304,2 (0–1350)	VI	III
<i>Омниворни зоопланктон</i>	20,9 ± 6,04 (10–33)	V	I	1595,9 ± 1599,4 (152–6020)	VI	II
<i>Предаторски зоопланктон</i>	1,4 ± 0,8 (1–3)	II, III и IV	I, II, III, IV, V и VI	83,8 ± 158,3 (35–740)	VI	I
Укупне бентосне макроинвертебрате	13,2 ± 4,7 (6–23)	V	III	815,9 ± 675,7 (149,3–2543,9)	I	VI
<i>Бентосни филтратори</i>	2,4 ± 1,5 (0–6)	V	VI	354,4 ± 567,5 (0–2368)	I	VI

Табела 12. Наставак

Испитивана група	Богатство: средња вредност $\pm$ СД (опсег)	Истраживана бара са највећим богатством	Истраживана бара са најмањим богатством	Абундантност: средња вредност $\pm$ СД (опсег)	Истраживана бара са највећом абундантношћу	Истраживана бара са најмањом абундантношћу
<i>Бентосни сакупљачи</i>	4,9 $\pm$ 1,6 (2–8)	I	V	157,53 $\pm$ 108,5 (53,3–245,3)	I	III
<i>Бентосни стругачи</i>	0,3 $\pm$ 0,5 (0–1)	II и V	I, III и IV	13,04 $\pm$ 29,2 (0–112)	V	I, III и IV
<i>Бентосни секачи</i>	1,2 $\pm$ 1,2 (0–4)	II	III	86,02 $\pm$ 120,8 (0–378,7)	V	III
<i>Бентосни предатори</i>	4,4 $\pm$ 2,2 (1–10)	V	III	204,13 $\pm$ 193,3 (26,7–597,3)	V	I и IV
Укупне епифитске макроинвертебрате	27 $\pm$ 7,6 (14–43)	VI	II	4347,4 $\pm$ 4673,5 (441,9–21800,2)	IV	I
<i>Епифитски филтратори</i>	3,1 $\pm$ 1,1 (1–5)	I	III	1204,2 $\pm$ 1768,1 (3,5 $\pm$ 7832,9)	V	VI
<i>Епифитски сакупљачи</i>	9,1 $\pm$ 3,3 (4–17)	VI	I	2023,9 $\pm$ 2684,4 (41,2–11595,6)	V	I
<i>Епифитски стругачи</i>	2,2 $\pm$ 0,2 (1–3)	V	I	328,2 $\pm$ 90,6 (2,75–1421,3)	II	I

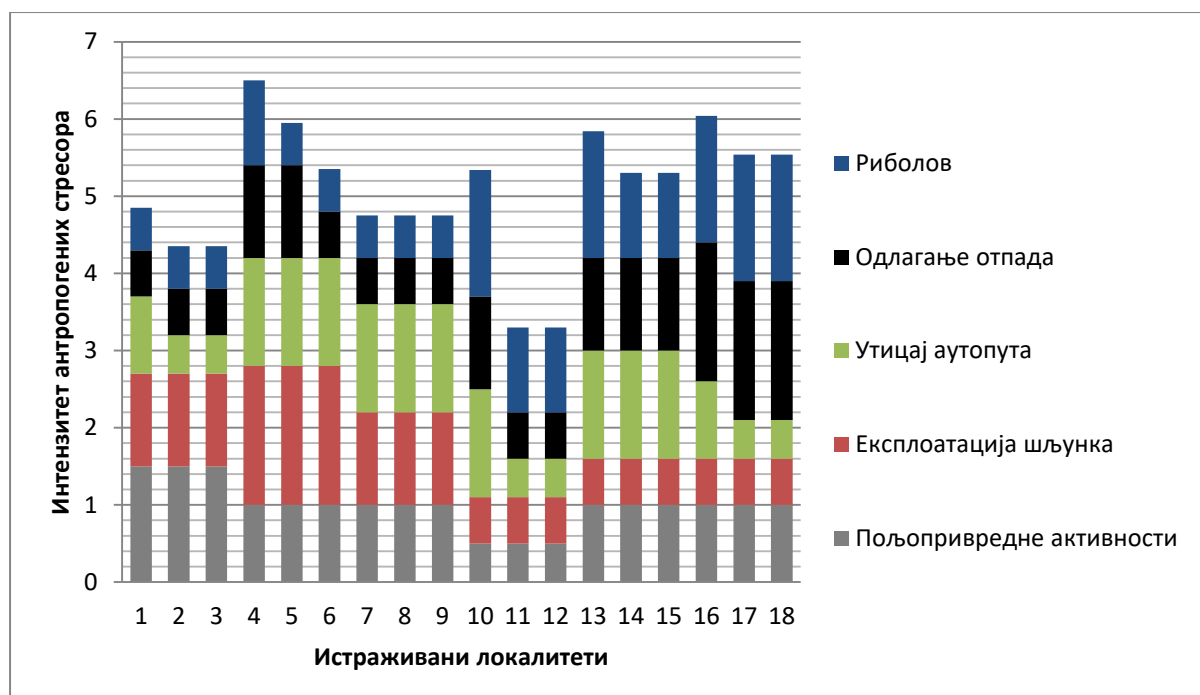
Табела 12. Наставак

Испитивана група	Богатство: средња вредност $\pm$ СД (опсег)	Истраживана бара са највећим богатством	Истраживана бара са најмањим богатством	Абундантност: средња вредност $\pm$ СД (опсег)	Истраживана бара са највећом абундантношћу	Истраживана бара са најмањом абундантношћу
<i>Епифитски секачи</i>	$2,7 \pm 1,1$ (0–5)	IV и VI	II	$247,5 \pm 511,2$ (0,0001–2248,9)	V	II
<i>Епифитски предатори</i>	$10,1 \pm 4,5$ (2–22)	VI	II	$543,7 \pm 454,9$ (90,9–1957,9)	III	II
Укупна заједница риба	$5,2 \pm 1,8$ (3–9)	IV	II и V	$4,03 \pm 4,2$ (1–15,9)	III	I
<i>Омниворне рибе</i>	$3,6 \pm 0,9$ (2–5)	IV и VI	II	$3,1 \pm 3,3$ (0,9–12,7)	III	I
<i>Инвертиворне рибе</i>	$0,9 \pm 0,3$ (0–1)	I, III, IV и V	II и VI	$0,8 \pm 1,1$ (0–3,3)	III	II и VI
<i>Предаторске рибе</i>	$0,7 \pm 0,9$ (0–3)	IV	I и III	$0,1 \pm 0,2$ (0–0,5)	IV	I и III

## 4.2. Ефекти интегрисаних вишеструких антропогених стресора (ИАС) и природне варијабилности на испитиване заједнице

### 4.2.1. Варирање интензитета интегрисаних вишеструких антропогених стресора по локалитетима

Највећи интензитет интегрисаних антропогених стресора је забележен на локалитету број 4, у оквиру баре II, док је најмањи интензитет интегрисаних антропогених стресора забележен на локалитетима 11 и 12, у оквиру баре IV (Слика 16). При томе су пољопривредне активности доминирале по интензитету на локалитетима у оквиру баре I; експлоатација шљунка је била најинтензивнији антропогени стресор на локалитетима у оквиру баре II; утицај аутопута је био најинтензивнији стресор на локалитетима у оквиру баре III; риболов на локалитетима у оквиру баре IV; утицај аутопута, и у одређеној мери риболов, су били најинтензивнији стресори на локалитетима у оквиру баре V, док су одлагање отпада и риболов доминирали по интензитету на локалитетима у оквиру баре VI (Слика 16).



Слика 16. Удео интензитета различитих типова антропогених стресора у укупном интензитету интегрисаних стресора и њихова расподела по истраживаним локалитетима

#### **4.2.2. Ефекти ИАС-а и природне варијабилности бара на богатство и абундантност макрофита**

Према резултатима линеарних модела мешовитих ефеката, и богатство и абундантност макрофита су били негативно повезани са интензитетом интегрисаних антропогених стресора, као и са интензитетом утицаја реке (Табела 13). Богатство макрофита је било веће на локалитетима у оквиру бара које су настале ископавањем песка и шљунка и у оквиру повезаних бара у односу на баре настале изменом смера речног тока и неповезане баре, док начин постанка и повезаност истраживаних бара нису показали статистичке значајне ефекте на абундантност макрофита (Табела 13). Абундантност макрофита је била негативно повезана са степеном окружености истраживаних бара мањим барама (Табела 13). У погледу физичко-хемијских параметара, статистички значајне ефекте на богатство и абундантност макрофита показали су ортофосфати, нитрати, биолошка потрошња кисеоника ( $BPK_5$ ) и укупне суспендоване честице (УСЧ) (Табела 13). И богатство и абундантност макрофита су били позитивно повезани са концентрацијом ортофосфата, а негативно са концентрацијом нитрата у води и  $BPK_5$ . С друге стране, богатство и абундантност макрофита су показали супротне одговоре на концентрацију УСЧ-а, при чему је богатство било позитивно повезано, док је абундантност макрофита била негативно повезана са концентрацијом УСЧ-а. Абундантност макрофита је такође била негативно повезана са сатурацијом кисеоника и концентрацијом амонијака у води (Табела 13).



**Табела 13.** Резултати линеарних модела мешовитих ефеката у којима су тестирани ефекти интензитета интегрисаних антропогених стресора ИАС, природне варијабилности истраживаних бара и физичко-хемијских параметара воде на богатство и абундантност макрофита и бентосних макроинвертебрата. БПК<sub>5</sub>, биолошка потрошња кисеоника; УСЧ, укупне суспендоване честице; df, степени слободе. *P* вредности које указују на статистички значајне ефекте (< 0,05) су подебљане. Маргинално значајне *P* вредности (< 0,09) су дате у курзиву. За статистички значајне ефекте (*P* < 0,05) дат је смер ефекта: ↑ позитиван, ↓ негативан.

	Макрофите				Бентосне макроинвертебрате				
	Богатство		Абундантност		Богатство		Абундантност		
	df	$\chi^2$	<i>P</i>	$\chi^2$	<i>P</i>	$\chi^2$	<i>P</i>	$\chi^2$	<i>P</i>
ИАС	1	4,49	<b>0,020</b> ↓	68,02	<b>&lt;0,001</b> ↓	0,48	0,488	0,93	0,336
Начин постанка	1	10,32	<b>0,034</b> ↓	1,22	0,270	1,15	0,284	0,14	0,711
Међусобна повезаност	1	5,82	<b>0,001</b> ↓	1,11	0,292	1,00	0,316	0,00	0,999
Утицај реке	1	1,37	<b>0,016</b> ↓	3,85	<b>0,050</b> ↓	3,98	<b>0,046</b> ↑	0,31	0,577
Степен окружености барама	1	0,11	0,242	91,29	<b>&lt;0,001</b> ↓	3,25	<i>0,071</i>	1,11	0,291
pH	1	0,84	0,739	1,78	0,182	3,65	<i>0,056</i>	1,86	0,173
Кисеоник (%)	1	5,94	0,359	5,40	<b>0,020</b> ↓	3,17	<i>0,075</i>	2,80	0,094
БПК <sub>5</sub> (mg/L)	1	7,21	<b>0,015</b> ↓	30,63	<b>&lt;0,001</b> ↓	0,24	0,626	0,94	0,333
Ортофосфати (mg/L)	1	6,70	<b>0,007</b> ↑	40,16	<b>&lt;0,001</b> ↑	1,36	0,243	0,81	0,369
Нитрати (mg/L)	1	0,48	<b>0,010</b> ↓	18,33	<b>&lt;0,001</b> ↓	0,88	0,349	0,74	0,390
Амонијак (mg/L)	1	4,24	0,490	15,92	<b>&lt;0,001</b> ↓	4,77	<b>0,029</b> ↑	0,44	0,507
УСЧ (mg/L)	1	5,37	<b>0,040</b> ↑	18,66	<b>&lt;0,001</b> ↓	1,54	0,214	9,82	<b>0,002</b> ↓

#### **4.2.3. Ефекти ИАС-а и природне варијабилности бара на богатство и абундантност бентосних макроинвертебрата**

Интензитет интегрисаних антропогених стресора (ИАС) није показао статистички значајне ефекте ни на богатство ни на абундантност бентосних макроинвертебрата (Табела 13). Од природних карактеристика истраживаних бара, само је интензитет утицаја реке показао статистички значајне ефекте на богатство бентосних макроинвертебрата ( $\chi^2 = 3,98$ ;  $P = 0,046$ ), при чему је богатство било позитивно повезано са степеном утицаја реке (Табела 13). Богатство бентосних макроинвертебрата је, такође, било позитивно повезано са концентрацијом амонијака у води, док је абундантност бентосних макроинвертебрата била негативно повезана са концентрацијом укупних суспендованих честица (Табела 13).

#### **4.2.4. Ефекти ИАС-а и природне варијабилности бара на богатство и абундантност епифитских макроинвертебрата**

Богатство епифитских макроинвертебрата је било негативно повезано са интензитетом интегрисаних антропогених стресора (ИАС), док ниједан од фиксних ефеката (укључујући ИАС) није показао статистички значајне ефекте на абундантност епифитских макроинвертебрата (Табела 14). Након укључивања богатства макрофита као контролне варијабле у модел за богатство епифитских макроинвертебрата, ефекат ИАС-а је изгубио статистичку значајност (Табела 15), што указује да је ефекат ИАС-а на богатство епифитских макроинвертебрата остварен преко утицаја ИАС-а на богатство макрофита. Међусобна повезаност истраживаних бара и интензитет утицаја реке су природне карактеристике бара које су показале статистички значајне ефекте на богатство епифитских макроинвертебрата (Табела 14). При томе је богатство епифитских макроинвертебрата било веће у локалитетима у оквиру повезаних бара и негативно повезано са интензитетом утицаја реке. Од физичко-хемијских параметара воде, ортофосфати и нитрати су имали статистички значајне ефекте на богатство епифитских макроинвертебрата (Табела 14). При томе је богатство епифитских макроинвертебрата било позитивно повезано са концентрацијом ортофосфата, а негативно са концентрацијом нитрата у води (Табела 14).

**Табела 14.** Резултати линеарних модела мешовитих ефеката у којима су тестирани ефекти интензитета интегрисаних антропогених стресора ИАС, природне варијабилности истраживаних бара и физичко-хемијских параметара воде на богатство и абундантност епифитских макроинвертебрата и риба. БПК<sub>5</sub>, биолошка потрошња кисеоника; УСЧ, укупне суспендоване честице; df, степени слободе. *P* вредности које указују на статистички значајне ефекте (< 0,05) су подебљане. Маргинално значајне *P* вредности (< 0,09) су дате у курсиву. За статистички значајне ефекте (*P* < 0,05) дат је смер ефекта: ↑ позитиван, ↓ негативан.

	Епифитске макроинвертебрате					Рибе			
	Богатство		Абундантност		Богатство		Абундантност		
	df	$\chi^2$	<i>P</i>	$\chi^2$	<i>P</i>	$\chi^2$	<i>P</i>	$\chi^2$	<i>P</i>
ИАС	1	5,26	<b>0,022</b> ↓	1,51	0,219	0,02	0,879	3,91	<b>0,048</b> ↑
Начин постанка	1	0,82	0,364	2,72	0,099	2,21	0,137	0,25	0,620
Међусобна повезаност	1	4,44	<b>0,035</b> ↑	1,63	0,202	0,33	0,568	4,29	<b>0,038</b> ↑
Утицај реке	1	4,13	<b>0,042</b> ↓	1,44	0,231	0,60	0,437	6,17	<b>0,013</b> ↓
Степен окружености барама	1	3,09	<i>0,079</i>	0,04	0,845	3,19	<i>0,074</i>	9,77	<b>0,002</b> ↑
рН	1	1,25	0,264	1,03	0,311	0,00	0,945	0,98	0,323
Кисеоник (%)	1	1,84	0,175	2,37	0,124	0,64	0,422	0,00	0,951
БПК <sub>5</sub> (mg/L)	1	0,63	0,427	2,73	0,098	0,26	0,607	1,23	0,267
Ортофосфати (mg/L)	1	7,79	<b>0,005</b> ↑	2,79	0,095	0,87	0,352	2,51	0,113
Нитрати (mg/L)	1	7,90	<b>0,005</b> ↓	1,89	0,169	0,29	0,591	1,95	0,163
Амонијак (mg/L)	1	1,24	0,265	0,72	0,395	3,58	<i>0,058</i>	6,77	<b>0,009</b> ↓
УСЧ (mg/L)	1	0,54	0,463	0,78	0,376	0,06	0,810	2,16	0,142

**Табела 15.** Резултати линеарних модела мешовитих ефеката у којима је тестирано да ли су ефекти интензитета антропогених стресора ИАС на богатство епифитских макроинвертебрата и абундантност риба остварени путем утицаја на богатство макрофита. БПК<sub>5</sub>, биолошка потрошња кисеоника; УСЧ, укупне суспендоване честице; df, степени слободе. *P* вредности које указују на статистички значајне ефекте (< 0,05) су подебљане. Маргинално значајне *P* вредности (< 0,09) су дате у курсиву. За статистички значајне ефекте (*P* < 0,05) дат је смер ефекта: ↑ позитиван, ↓ негативан.

	Епифитске		Рибе (абундантност)		
	макроинвертебрате	(богатство)	Рибе (абундантност)		
	df	$\chi^2$	<i>P</i>	$\chi^2$	<i>P</i>
Макрофите (богатство)	1	3,42	0,06	0,98	0,32
ИАС	1	0,41	0,52	7,28	<b>0,01</b> ↑
Начин постанка	1	0,36	0,55	0,22	0,64
Међусобна повезаност	1	0,34	0,56	0,78	0,38
Утицај реке	1	0,73	0,39	0,73	0,39
Степен окружености барама	1	0,34	0,56	10,68	<b>0,001</b> ↑
рН	1	10,19	<b>0,01</b> ↑	1,37	0,24
Кисеоник (%)	1	10,92	<b>&lt;0,001</b> ↓	0,001	1,00
БПК <sub>5</sub> (mg/L)	1	5,76	<b>0,02</b> ↑	5,87	<b>0,02</b> ↑
Ортофосфати (mg/L)	1	4,98	<b>0,03</b> ↑	0,12	0,73
Нитрати (mg/L)	1	4,72	<b>0,03</b> ↓	0,10	0,76
Амонијак (mg/L)	1	4,01	<b>0,05</b> ↓	2,56	0,11
УСЧ (mg/L)	1	6,11	<b>0,01</b> ↑	2,15	0,14

#### 4.2.5. Ефекти ИАС-а и природне варијабилности бара на богатство и абундантност риба

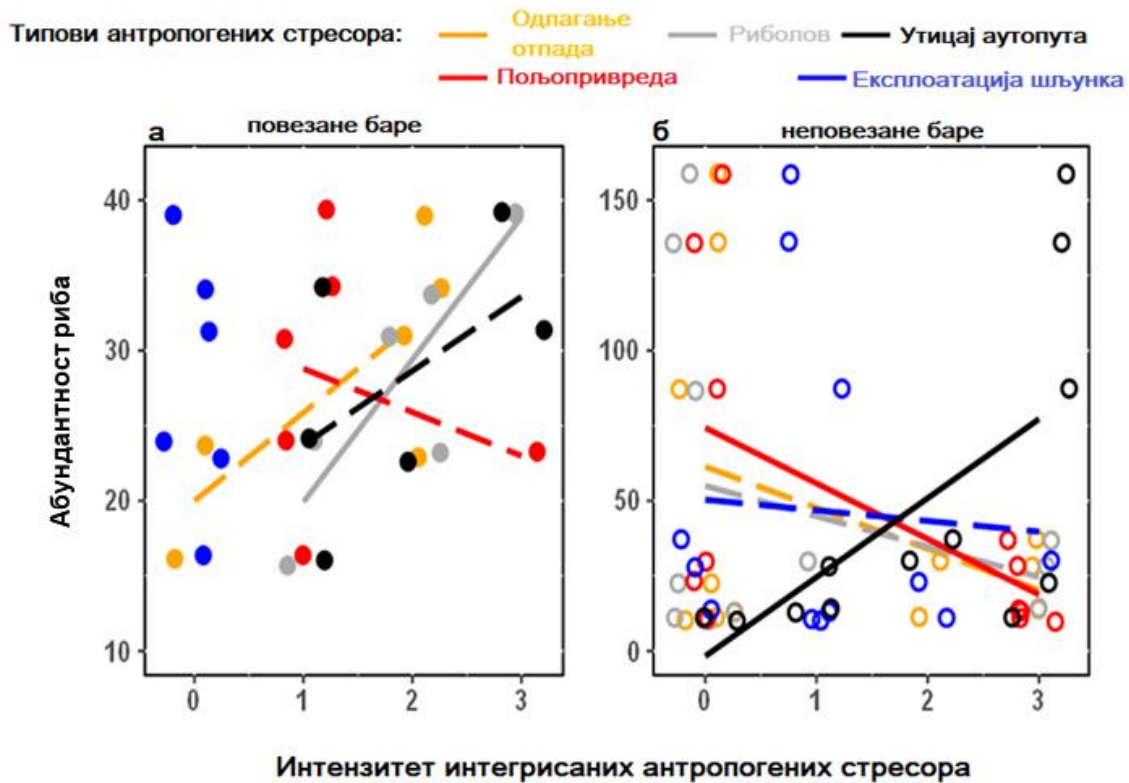
Ниједан од тестираних фиксних ефеката није показао статистичке значајне ефекте на богатство заједнице риба (Табела 14). С друге стране, абундантност риба је била позитивно повезана са интензитетом интегрисаних антропогених стресора (ИАС) (Табела 14). Ефекат ИАС-а на абундантност риба није изгубио статистичку значајност након укључења богатства макрофита као контролне варијабле у модел (Табела 15), што указује да ефекти интегрисаних антропогених стресора на абундантност риба нису били остварени преко утицаја на макрофите. Детаљна анализа ефеката појединачних антропогених стресора на абундантност риба (Табела 16) је показала да је укупни ефекат интегрисаних антропогених стресора резултирао из интеракције између различитих ефеката појединачних антропогених стресора (Слика 17). Према резултатима ове анализе, абундантност риба је била позитивно повезана са интензитетом утицаја аутопута и интензитетом одлагања отпада, а негативно повезана са интензитетом пољопривредних активности (Табела 16; Слика 17). Абундантност риба је била позитивно повезана са интензитетом риболова само у повезаним барама (Слика 17). Такође, абундантност инвазивних врста риба, као што су сунчаница *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758), бабушка *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) и амурски чебачок *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846), је била позитивно повезана са интензитетом утицаја аутопута (Слика 18).

**Табела 16.** Резултати линеарних модела мешовитих ефеката у којима су тестирани ефекти појединачних антропогених стресора, природне варијабилности истраживаних бара и физичко-хемијских параметара воде на абундантност риба. БПК<sub>5</sub>, биолошка потрошња кисеоника; УСЧ, укупне суспендоване честице; df, степени слободе. *P* вредности које указују на статистички значајне ефекте (< 0,05) су подебљане. Маргинално значајне *P* вредности (< 0,09) су дате у курсиву. За статистички значајне ефекте (*P* < 0,05) дат је смер ефекта: ↑ позитиван, ↓ негативан.

<b>Зависна променљива: абундантност риба</b>						
<b>Фиксни ефекти</b>	<b>df</b>	<b>Типови антропогених стресора*:</b>				
		<i>Пољопривредне активности</i>	<i>Експлоатација шљунка</i>	<i>Ефекат аутопута</i>	<i>Одлагање отпада</i>	<i>Риболов</i>
Начин постанка	1	$\chi^2=6,5$ <b><i>P=0,01</i></b> ↑	$\chi^2=0,5$ <i>P=0,47</i>	$\chi^2=3,8$ <i>P=0,05</i>	$\chi^2=1,5$ <i>P=0,2</i>	$\chi^2=0,2$ <i>P=0,63</i>
Међусобна повезаност	1	$\chi^2=2,7$ <i>P=0,10</i>	$\chi^2=1,0$ <i>P=0,32</i>	$\chi^2=8,6$ <b><i>P&lt;0,001</i></b> ↑	$\chi^2=40,3$ <b><i>P&lt;0,001</i></b> ↑	$\chi^2=1,5$ <i>P=0,23</i>
<i>Интензитет одређеног типа антропогеног стресора*</i>	1	$\chi^2=6,2$ <b><i>P=0,01</i></b> ↓	$\chi^2=0,1$ <i>P=0,93</i>	$\chi^2=14,4$ <b><i>P&lt;0,001</i></b> ↑	$\chi^2=23,4$ <b><i>P&lt;0,001</i></b> ↑	$\chi^2=3,6$ <i>P=0,06</i>
Утицај реке	1	$\chi^2=11,8$ <b><i>P&lt;0,001</i></b> ↓	$\chi^2=3,6$ <i>P=0,06</i>	$\chi^2=21,1$ <b><i>P&lt;0,001</i></b> ↓	$\chi^2=35,2$ <b><i>P&lt;0,001</i></b> ↓	$\chi^2=0,6$ <i>P=0,43</i>
Степен окружености барама	1	$\chi^2=8,2$ <b><i>P&lt;0,001</i></b> ↑	$\chi^2=3,6$ <i>P=0,06</i>	$\chi^2=9,1$ <b><i>P&lt;0,001</i></b> ↑	$\chi^2=17,9$ <b><i>P&lt;0,001</i></b> ↑	$\chi^2=0,01$ <i>P=0,85</i>
pH	1	$\chi^2=1,4$ <i>P=0,24</i>	$\chi^2=0,5$ <i>P=0,49</i>	$\chi^2=7,7$ <b><i>P=0,01</i></b> ↑	$\chi^2=6,9$ <b><i>P=0,01</i></b> ↑	$\chi^2=0,01$ <i>P=0,89</i>

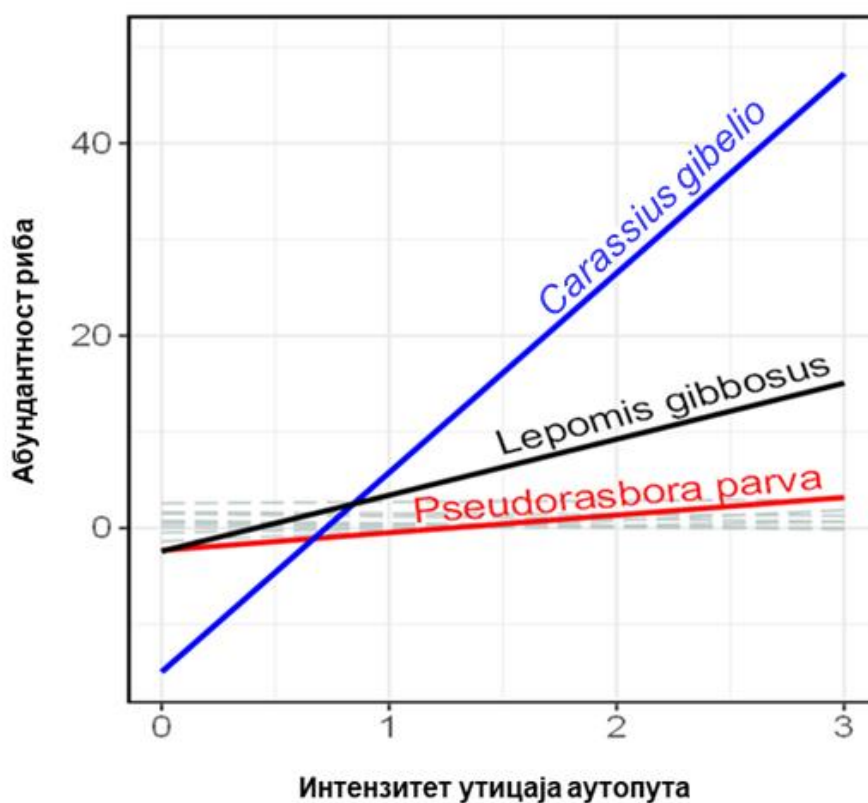
Табела 16. Наставак

Фиксни ефекти	df	Типови антропогенних стресора*:				
		Пољопривредне активности	Експлоатација шљунка	Ефекат аутопута	Одлагање отпада	Риболов
Кисеоник (%)	1	$\chi^2=0,2$ $P=0,69$	$\chi^2=0,1$ $P=0,93$	$\chi^2=1,8$ $P=0,18$	$\chi^2=5,6$ $P=0,02 \downarrow$	$\chi^2=1,4$ $P=0,24$
БПК <sub>5</sub> (mg/L)	1	$\chi^2=1,1$ $P=0,29$	$\chi^2=0,3$ $P=0,57$	$\chi^2=2,7$ $P=0,10$	$\chi^2=17,1$ $P<0,001 \uparrow$	$\chi^2=0,9$ $P=0,34$
Ортофосфати (mg/L)	1	$\chi^2=1,7$ $P=0,19$	$\chi^2=1,6$ $P=0,21$	$\chi^2=5,4$ $P=0,02 \uparrow$	$\chi^2=22,8$ $P<0,001 \uparrow$	$\chi^2=4,7$ $P=0,03 \downarrow$
Нитрати (mg/L)	1	$\chi^2=1,1$ $P=0,30$	$\chi^2=1,0$ $P=0,33$	$\chi^2=4,8$ $P=0,03 \downarrow$	$\chi^2=15,7$ $P<0,001 \downarrow$	$\chi^2=0,8$ $P=0,37$
Амонијак (mg/L)	1	$\chi^2=9,2$ $P<0,001 \downarrow$	$\chi^2=6,1$ $P=0,01 \downarrow$	$\chi^2=14,5$ $P<0,001 \downarrow$	$\chi^2=24,2$ $P<0,001 \downarrow$	$\chi^2=0,2$ $P=0,63$
УСЧ (mg/L)	1	$\chi^2=1,3$ $P=0,25$	$\chi^2=0,4$ $P=0,51$	$\chi^2=20,8$ $P<0,001 \uparrow$	$\chi^2=21,4$ $P<0,001 \uparrow$	$\chi^2=1,5$ $P=0,23$



**Слика 17.** Ефекти интензитета појединачних антропогенних стресора на абундантност риба у оквиру повезаних (а) и неповезаних (б) истраживаних бара. Обојени кружићи означавају повезане баре, док празни кружићи означавају неповезане баре. Линије показују регресионе праве, при чему пуне линије означавају статистички значајне односе између абундантности риба и интензитета одређеног антропогеног стресора ( $P < 0,05$ ), док испрекидане линије означавају односе који нису имали статистичку значајност ( $P > 0,05$ ).





**Слика 18.** Парцијални график резидуала модела мешовитих ефеката, који показује односе абундантности врста риба констатованих у истраживаним барама и интензитета утицаја аутопута, одређеног на основу удаљеност истраживаних локалитета од оближњег аутопута. Пуне линије указују на статистички значајне односе ( $P < 0,05$ ) за врсте *Carassius gibelio*, *Lepomis gibbosus* и *Pseudorasbora parva*, док испрекидане сиве линије указују на односе који нису били статистички значајни (за остале врсте риба: *Esox lucius*, *Perca fluviatilis*, *Silurus glanis*, *Cobitis taenia*, *Rutilus rutilus*, *Rhodeus sericeus*, *Alburnus alburnus*, *Cyprinus carpio*, *Ameiurus nebulosus*, *Squalius cephalus* и *Chondrostoma nasus*).

Повезаност истраживаних бара, степен окружености мањим барама и интензитет утицаја реке су природне карактеристике истраживаних бара које су показале статистички значајне ефекте на абундантност риба (Табела 14). Абундантност риба је била већа на локалитетима у оквиру повезаних бара, у односу на неповезане, и позитивно повезана са степеном окружености мањим барама, док је негативна повезаност абундантности риба забележена за интензитет утицаја реке (Табела 14). Од физичко-хемијских параметара, једино је концентрација амонијака показала статистички значајан ефекат на абундантност риба ( $\chi^2 = 6,77$ ;  $P = 0,009$ ), при чему је абундантност риба била негативно повезана са концентрацијом амонијака у води (Табела 14).

#### **4.2.6. Ефекти ИАС-а и природне варијабилности бара на физичко-хемијске параметре воде**

Према резултатима линеарних модела мешовитих ефеката, интензитет интегрисаних антропогених стресора (ИАС) је показао статистички значајан ефекат на биолошку потрошњу кисеоника, БПК<sub>5</sub> ( $\chi^2 = 15,59$ ;  $P < 0,001$ ), при чему је БПК<sub>5</sub> била негативно повезана са ИАС-ом (Табела 17). Локалитети у оквиру бара које представљају некадашње речно корито су садржали веће концентрације ортофосфата и амонијака у води, док су локалитети у оквиру повезаних бара садржали већу концентрацију амонијака у води, а мању концентрацију ортофосфата и мање кисеоника (Табела 17). Сатурација кисеоником је била позитивно повезана са интензитетом утицаја реке, док су концентрације амонијака и укупних суспендованих честица биле негативно повезане са интензитетом утицаја реке (Табела 17). Биолошка потрошња кисеоника је била негативно повезана са степеном окружености мањим барама, за разлику од концентрације амонијака у води која је била позитивно повезана са степеном окружености мањим барама (Табела 17).

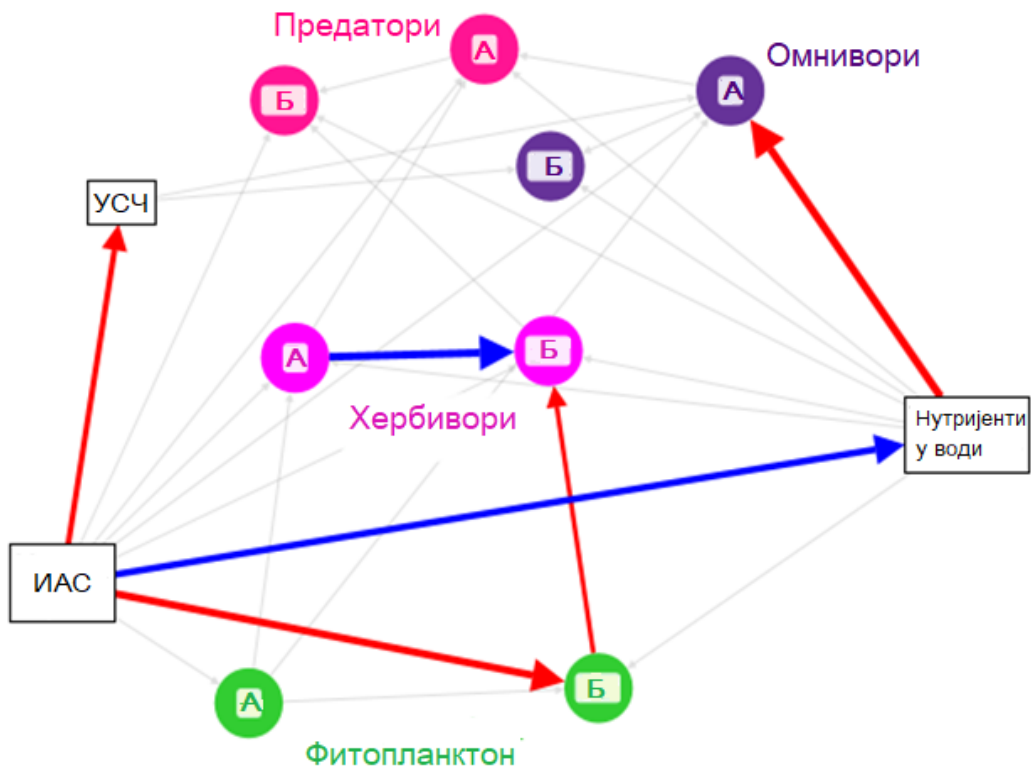
**Табела 17.** Резултати линеарних модела мешовитих ефеката у којима су тестирани ефекти интензитета интегрисаних антропогенних стресора ИАС и природне варијабилности истраживаних бара на физичко-хемијске параметре воде. БПК<sub>5</sub>, биолошка потрошња кисеоника; УСЧ, укупне суспендоване честице; df, степени слободе. *P* вредности које указују на статистички значајне ефекте (< 0,05) су подебљане. Маргинално значајне *P* вредности (< 0,09) су дате у курзиву. За статистички значајне ефекте (*P* < 0,05) дат је смер ефекта: ↑ позитиван, ↓ негативан.

	рН		Кисеоник (%)		БПК <sub>5</sub> (mg/L)		Ортофосфати (mg/L)		Нитрати (mg/L)		Амонијак (mg/L)		УСЧ (mg/L)		
	df	$\chi^2$	<i>P</i>	$\chi^2$	<i>P</i>	$\chi^2$	<i>P</i>	$\chi^2$	<i>P</i>	$\chi^2$	<i>P</i>	$\chi^2$	<i>P</i>	$\chi^2$	<i>P</i>
ИАС	1	0,13	0,715	2,10	0,147	15,59	<b>&lt;0,001</b> ↓	0,01	0,937	0,08	0,779	0,96	0,327	3,82	0,051
Начин постанка	1	0,60	0,437	2,14	0,143	0,56	0,453	52,46	<b>&lt;0,001</b> ↑	1,71	0,191	19,51	<b>&lt;0,001</b> ↑	0,48	0,487
Међусобна повезаност	1	0,06	0,06	10,26	<b>0,001</b> ↓	1,24	0,265	18,70	<b>&lt;0,001</b> ↓	0,47	0,492	4,16	<b>0,041</b> ↑	0,13	0,722
Утицај реке	1	0,22	0,642	6,84	<b>0,009</b> ↑	1,36	0,244	0,79	0,375	2,12	0,146	19,97	<b>&lt;0,001</b> ↓	4,87	<b>0,027</b> ↓
Степен окружености барама	1	0,01	0,924	0,54	0,463	6,72	<b>0,010</b> ↓	0,00	0,974	0,06	0,813	7,00	<b>0,008</b> ↑	0,01	0,905

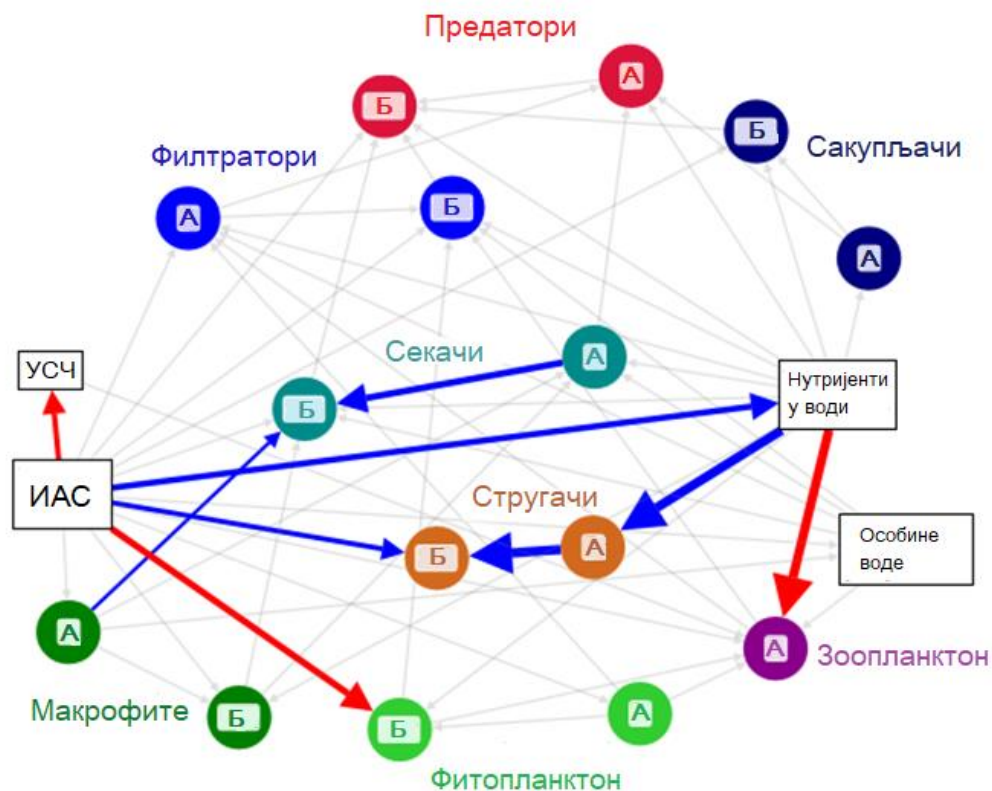
### **4.3. Директни и индиректни ефекти интегрисаних вишеструких антропогених стресора на богатство и абундантност на различитим трофичким нивоима**

#### **4.3.1. Директни ефекти**

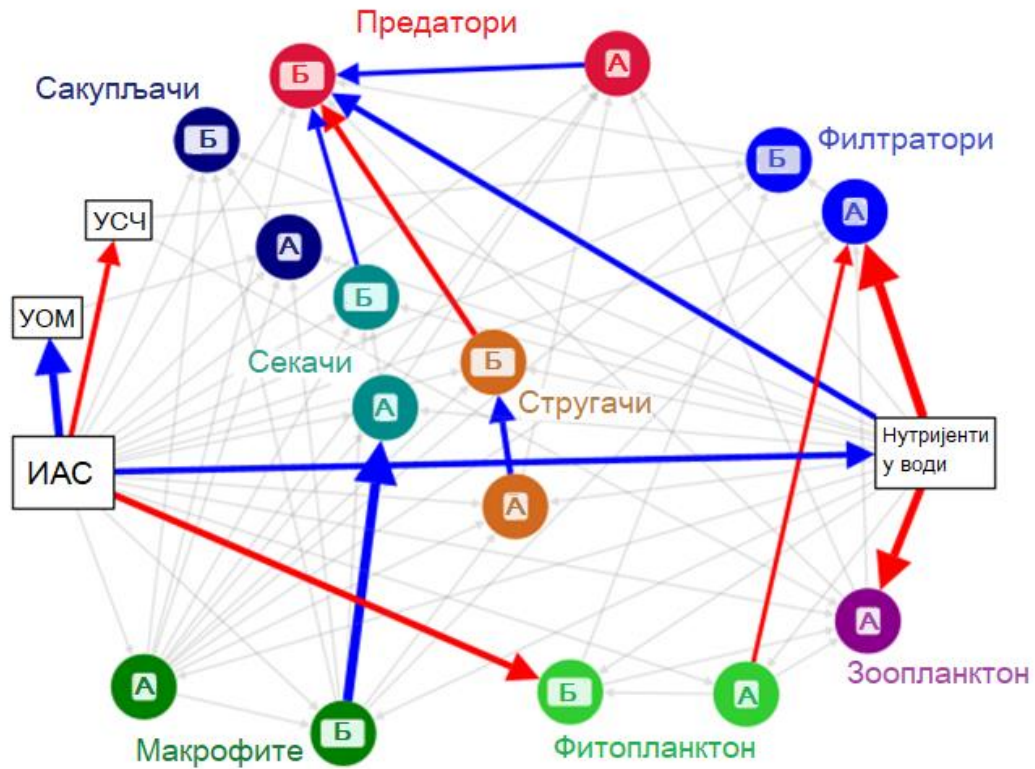
Према резултатима *PSEM* модела, појачан интензитет интегрисаних антропогених стресора (ИАС) је имао негативан утицај на концентрацију укупних суспендованих честица у води (Слике 19, 20, 21 и 22; Табеле 18, 19, 20 и 21) и позитиван ефекат на проценат укупне органске материје у седименту (Слика 21; Табела 20). Међу примарним продуцентима, ИАС је показао негативан ефекат само на богатство фитопланктона (Слике 19, 20, 21 и 22; Табеле 18, 19, 20 и 21), док у *PSEM* моделима нису забележени статистички значајни ефекти ИАС-а на заједницу макрофита (Слике 20, 21 и 22; Табеле 19, 20 и 21). С друге стране, ИАС је показао позитивне директне ефекте на одређене групе конзумената, и то на богатство бентосних стругача (Слика 20; Табела 19) и на абундантност предаторских риба (Слика 22; Табела 21). Директни ефекти ИАС-а нису били забележени ни за једну трофичку групу зоопланктона (Слика 19; Табела 18), као ни епифитских макроинвертебрата (Слика 21; Табела 20).



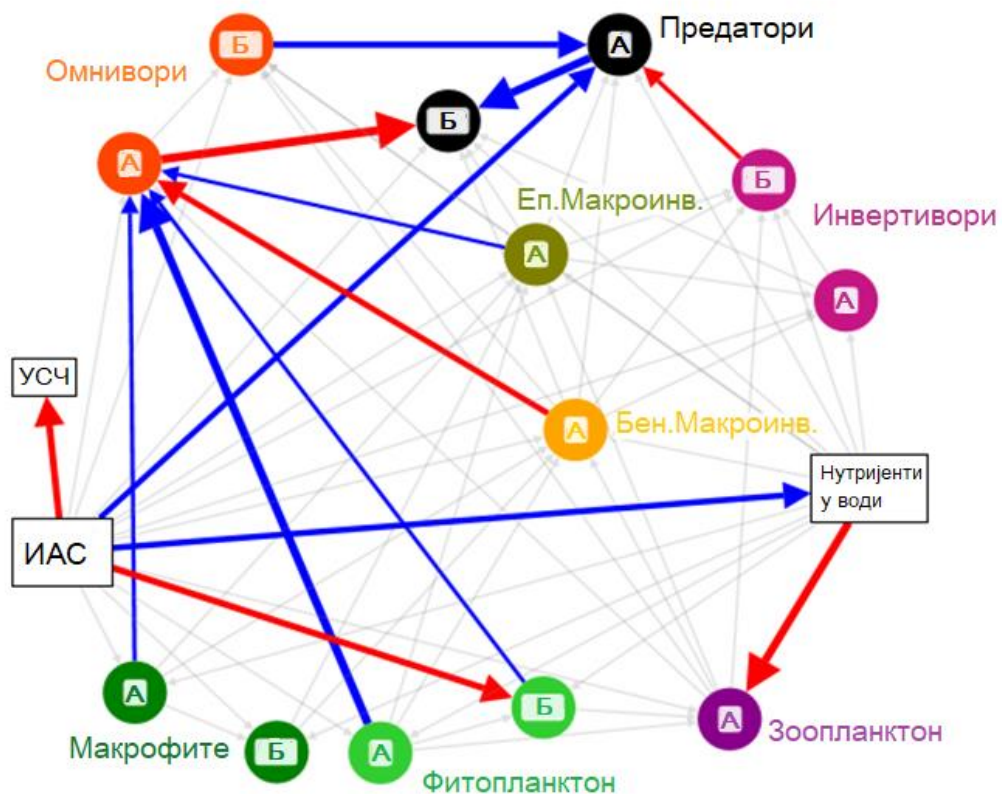
**Слика 19.** Коначан *PSEM* модел ( $C = 50,5$ ;  $P = 0,611$ ;  $DF = 54$ ) који показује директне ефекте, ефекте остварене изменом хемизма воде и каскадне ефекте интензитета интегрисаних антропогених стресора (ИАС) на трофичке групе зоопланктона: хербиворе, омниворе и предаторе. Плаве и црвене стрелице означавају статистички значајне ( $P < 0,05$ ) позитивне и негативне ефекте, тим редом. Сиве стрелице означавају ефекте који нису имали сатистичку значајност. Дебљине стрелица су скалиране вредностима одговарајућих стандардизованих коефицијената предиктора (Табела 18). Кружићи означавају богатство (Б) и абундантност (А) одговарајућих биотичких група. УСЧ означава укупне суспендоване честице. Променљива „нутријенти у води“ представља сложену варијабилност концентрација ортофосфата, нитрата и амонијака.



**Слика 20.** Коначан *PSEM* модел ( $C = 245,9$ ;  $P = 0,08$ ;  $DF = 216$ ) који показује директне ефекте, ефекте остварене изменом хемизма воде и каскадне ефекте интензитета интегрисаних антропогених стресора (ИАС) на трофичке групе бентосних макроинвертебрата: филтраторе, сакупљаче, секаче, стругаче и предаторе. Плаве и црвене стрелице означавају статистички значајне ( $P < 0,05$ ) позитивне и негативне ефекте, тим редом. Сиве стрелице означавају ефекте који нису имали сатистичку значајност. Дебљине стрелица су скалиране вредностима одговарајућих стандардизованих коефицијената предиктора (Табела 19). Кружићи означавају богатство (Б) и абундантност (А) одговарајућих биотичких група. УСЧ означава укупне суспендоване честице. Променљива „нутријенти у води“ представља сложену варијабилност концентрација ортофосфата, нитрата и амонијака. Променљива „особине воде“ представља сложену варијабилност у рН вредности и концентрацији раствореног кисеоника.



**Слика 21.** Коначан *PSEM* модел ( $C = 201,3$ ;  $P = 0,5$ ;  $DF = 202$ ) који показује директне ефекте, ефекте остварене изменом хемизма воде и каскадне ефекте интензитета интегрисаних антропогених стресора (ИАС) на трофичке групе епифитских макроинвертебрата: филтраторе, сакупљаче, секаче, стругаче и предаторе. Плаве и црвене стрелице означавају статистички значајне ( $P < 0,05$ ) позитивне и негативне ефекте, тим редом. Сиве стрелице означавају ефекте који нису имали сатистичку значајност. Дебљине стрелица су скалиране вредностима одговарајућих стандардизованих коефицијената предиктора (Табела 20). Кружићи означавају богатство (Б) и абундантност (А) одговарајућих биотичких група. УСЧ означава укупне суспендоване честице. УОМ означава укупну органску материју у седименту. Променљива „нутријенти у води“ представља сложену варијабилност концентрација ортофосфата, нитрата и амонијака.



Слика 22. Коначан PSEM модел ( $C = 118, 2; P = 0,33; DF = 112$ ) који показује директне ефекте, ефекте остварене изменом хемизма воде и каскадне ефекте интензитета интегрисаних антропогених стресора (ИАС) на трофичке групе риба: омниворе, инвертиворе и предаторе. Плаве и црвене стрелице означавају статистички значајне ( $P < 0,05$ ) позитивне и негативне ефекте, тим редом. Сиве стрелице означавају ефекте који нису имали сатистичку значајност. Дебљине стрелица су скалиране вредностима одговарајућих стандардизованих коефицијената предиктора (Табела 21). Кружићи означавају богатство (Б) и абундантност (А) одговарајућих биотичких група. „Бен.Макроинв.“ и „Еп.Макроинв.“ означавају бентосне и епифитске макроинвертебрате, тим редом. УСЧ означава укупне суспендоване честице. Променљива „нутријенти у води“ представља сложену варијабилност концентрација ортофосфата, нитрата и амонијака.



**Табела 18.** Резултати *PSEM* анализе за коначно одабран модел за заједницу зоопланктона ( $C = 50,5$ ;  $P = 0,611$ ;  $DF = 54$ ). У табели су приказани нестандардизовани коефицијенти предиктора (коэф.), стандардна грешка регресионе процене коефицијената, степени слободе ( $DF$ ), критична вредност регресионе процене коефицијената, ниво статистичке значајности регресионе процене коефицијената ( $P$ ) и стандардизовани коефицијенти (станд.коэф.).  $P$  вредности  $< 0,05$  су подебљане. Маргиналне вредности  $R^2$  показују пропорцију варијансе зависних променљивих објашњену предикторима у моделу. ИАС означава интегрисане интензитете вишеструких антропогених стресора: пољопривредних активности, експлоатације шљунка, утицаја аутопута, одлагања отпада и риболова. УСЧ означава укупне суспендоване честице. Нутријенти у води: ортофосфати, нитрати и амонијак.

Зависна променљива	Предиктор	Коеф.	Стандардна грешка	$DF$	Критична вредност	$P$	Станд. коэф.
Нутријенти у води	ИАС	0,58	0,26	11	2,23	<b>0,0476</b>	0,53
УСЧ°	ИАС	-0,32	0,14	11	-2,29	<b>0,0428</b>	-0,46
Абундантност фитопланктона°	ИАС	0,15	0,14	11	1,11	0,2890	0,20
Богатство фитопланктона	Абундантност фитопланктона°	1,11	0,68	9	1,64	0,1351	0,35
Богатство фитопланктона	ИАС	-1,43	0,63	9	-2,27	<b>0,0491</b>	-0,58
Богатство фитопланктона	Нутријенти у води	0,87	0,58	9	1,51	0,1654	0,39
Абундантност хербивора•	Абундантност фитопланктона°	0,33	2,47	9	0,13	0,8968	0,05
Абундантност хербивора•	ИАС	2,11	1,91	9	1,11	0,2977	0,38
Абундантност хербивора•	Нутријенти у води	-1,03	1,42	9	-0,73	0,4863	-0,20
Богатство хербивора	ИАС	-0,01	0,19	8	-0,04	0,9673	-0,01
Богатство хербивора	Абундантност хербивора•	0,10	0,03	8	4,06	<b>0,0036</b>	0,61
Богатство хербивора	Богатство фитопланктона	-0,15	0,06	8	-2,64	<b>0,0296</b>	-0,38
Богатство хербивора	Нутријенти у води	0,19	0,14	8	1,33	0,2216	0,22
Абундантност омнигора°	ИАС	0,04	0,26	8	0,15	0,8827	0,06
Абундантност омнигора°	Нутријенти у води	-0,37	0,13	8	-2,98	<b>0,0175</b>	-0,62
Абундантност омнигора°	Абундантност фитопланктона°	0,13	0,36	8	0,34	0,7401	0,15
Абундантност омнигора°	УСЧ°	-0,29	0,40	8	-0,74	0,4818	-0,31
Богатство омнигора	Абундантност омнигора°	-1,27	1,94	9	-0,66	0,5274	-0,20
Богатство омнигора	Нутријенти у води	-0,63	1,14	9	-0,55	0,5930	-0,17

Табела 18. Наставак

Зависна променљива	Предиктор	Коеф.	Стандардна грешка	DF	Критична вредност	P	Станд. коеф.
Богатство омнигора	УСЧ <sup>°</sup>	0,63	2,24	9	0,28	0,7863	0,10
Абундантност предатора <sup>°</sup>	ИАС	-0,06	0,19	8	-0,32	0,7586	-0,11
Абундантност предатора <sup>°</sup>	Нутријенти у води	0,02	0,14	8	0,16	0,8742	0,05
Абундантност предатора <sup>°</sup>	Абундантност хербивора <sup>•</sup>	0,04	0,03	8	1,65	0,1373	0,44
Абундантност предатора <sup>°</sup>	Абундантност омнигора <sup>°</sup>	0,21	0,23	8	0,89	0,3994	0,26
Богатство предатора	Абундантност предатора <sup>°</sup>	0,33	0,26	8	1,29	0,2336	0,34
Богатство предатора	ИАС	-0,10	0,17	8	-0,59	0,5708	-0,20
Богатство предатора	Нутријенти у води	-0,08	0,15	8	-0,54	0,6026	-0,17
Богатство предатора	Богатство хербивора	0,06	0,18	8	0,33	0,7475	0,11
<b>Индивидуално R<sup>2</sup></b>							
<b>Зависна променљива</b>	<b>Маргинално R<sup>2</sup></b>	<b>Условно R<sup>2</sup></b>					
Нутријенти у води	0,27	0,41					
УСЧ	0,20	0,89					
Абундантност фитопланктона	0,03	0,93					
Богатство фитопланктона	0,32	0,32					
Абундантност хербивора	0,08	0,50					
Богатство хербивора	0,66	0,78					
Абундантност омнигора	0,17	0,88					
Богатство омнигора	0,05	0,56					
Абундантност предатора	0,23	0,60					
Богатство предатора	0,14	0,14					

<sup>°</sup>log-tr, <sup>•</sup>sqrt-tr

**Табела 19.** Резултати *PSEM* анализе за коначно одабран модел за заједницу бентосних макроинвертебрата ( $C = 245,9$ ;  $P = 0,08$ ;  $DF = 216$ ). У табели су приказани нестандардизовани коефицијенти предиктора (коэф.), стандардна грешка регресионе процене коефицијената, степени слободе ( $DF$ ), критична вредност регресионе процене коефицијената, ниво статистичке значајности регресионе процене коефицијената ( $P$ ) и стандардизовани коефицијенти (станд.коэф.).  $P$  вредности  $< 0,05$  су подебљане. Маргиналне вредности  $R^2$  показују пропорцију варијансе зависних променљивих објашњену предикторима у моделу. ИАС означава интегрисане интензитете вишеструких антропогених стресора: пољопривредних активности, експлоатације шљунка, утицаја аутопута, одлагања отпада и риболова. УСЧ означава укупне суспендоване честице. Нутријенти у води: ортофосфати, нитрати и амонијак. Особине воде: рН и растворени кисеоник.

Зависна променљива	Предиктор	Коеф.	Стандардна грешка	$DF$	Критична вредност	$P$	Станд. коэф.
Нутријенти у води	ИАС	0,58	0,26	11	2,23	<b>0,048</b>	0,53
Особине воде	ИАС	-0,15	0,21	10	-0,70	0,502	-0,16
Особине воде	Абундантност макрофита•	0,12	0,05	10	2,18	0,055	0,26
УСЧ°	ИАС	-0,32	0,14	11	-2,29	<b>0,043</b>	-0,46
Абундантност макрофита•	ИАС	0,46	0,60	11	0,77	0,455	0,22
Богатство макрофита°	Абундантност макрофита•	0,03	0,02	9	1,71	0,121	0,38
Богатство макрофита°	ИАС	-0,07	0,05	9	-1,53	0,160	-0,44
Богатство макрофита°	Нутријенти у води	0,07	0,04	9	1,77	0,110	0,47
Абундантност фитопланктона°	ИАС	0,15	0,14	11	1,11	0,289	0,20
Богатство фитопланктона	Абундантност фитопланктона°	1,11	0,68	9	1,64	0,135	0,35
Богатство фитопланктона	ИАС	-1,43	0,63	9	-2,27	<b>0,049</b>	-0,58
Богатство фитопланктона	Нутријенти у води	0,87	0,58	9	1,51	0,165	0,39
Абундантност зоопланктона°	ИАС	-0,02	0,23	6	-0,11	0,919	-0,04
Абундантност зоопланктона°	Нутријенти у води	-0,41	0,12	6	-3,53	<b>0,012</b>	-0,78
Абундантност зоопланктона°	Особине воде	0,15	0,24	6	0,65	0,539	0,26
Абундантност зоопланктона°	Абундантност фитопланктона°	0,12	0,34	6	0,36	0,730	0,17
Абундантност зоопланктона°	Богатство фитопланктона	0,03	0,04	6	0,78	0,463	0,14
Абундантност зоопланктона°	УСЧ°	-0,23	0,35	6	-0,66	0,532	-0,28
Абундантност секача•	ИАС	1,85	1,34	7	1,38	0,209	0,40
Абундантност секача•	Абундантност макрофита•	0,48	0,41	7	1,17	0,281	0,22

Табела 19. Наставак

Зависна променљива	Предиктор	Коеф.	Стандардна грешка	DF	Критична вредност	P	Станд. коеф.
Абундантност секача•	Богатство макрофита <sup>°</sup>	7,50	5,36	7	1,40	0,205	0,27
Абундантност секача•	Нутријенти у води	-0,55	0,95	7	-0,58	0,581	-0,13
Абундантност секача•	Особине воде	-0,56	1,35	7	-0,42	0,688	-0,11
Богатство секача•	Абундантност секача•	0,06	0,01	6	5,19	<b>0,002</b>	0,57
Богатство секача•	Абундантност макрофита•	0,07	0,02	6	4,75	<b>0,003</b>	0,31
Богатство секача•	Богатство макрофита <sup>°</sup>	0,42	0,20	6	2,11	0,079	0,14
Богатство секача•	ИАС	-0,10	0,05	6	-1,85	0,115	-0,20
Богатство секача•	Нутријенти у води	0,08	0,04	6	2,05	0,087	0,17
Богатство секача•	Особине воде	-0,09	0,06	6	-1,44	0,200	-0,17
Абундантност стругача•	ИАС	0,08	0,55	9	0,14	0,890	0,04
Абундантност стругача•	Нутријенти у води	1,65	0,35	9	4,68	<b>0,001</b>	0,83
Абундантност стругача•	Особине воде	-0,33	0,59	9	-0,56	0,588	-0,14
Богатство стругача•	Абундантност стругача•	0,12	0,02	9	4,84	<b>0,001</b>	0,80
Богатство стругача•	ИАС	0,14	0,05	9	2,88	<b>0,018</b>	0,44
Богатство стругача•	Нутријенти у води	-0,10	0,05	9	-1,93	0,085	-0,33
Абундантност филтратора•	ИАС	-0,49	2,98	7	-0,16	0,875	-0,06
Абундантност филтратора•	Нутријенти у води	0,82	2,32	7	0,35	0,734	0,10
Абундантност филтратора•	Особине воде	1,74	3,31	7	0,53	0,615	0,19
Абундантност филтратора•	Абундантност фитопланктона <sup>°</sup>	-2,66	4,58	7	-0,58	0,580	-0,24
Абундантност филтратора•	Абундантност зоопланктона <sup>°</sup>	2,12	4,21	7	0,50	0,630	0,14
Богатство филтратора	Абундантност филтратора•	0,03	0,03	6	0,88	0,413	0,24
Богатство филтратора	ИАС	-0,11	0,35	6	-0,30	0,771	-0,10
Богатство филтратора	Нутријенти у води	0,13	0,27	6	0,48	0,645	0,14
Богатство филтратора	Особине воде	0,19	0,39	6	0,48	0,647	0,17
Богатство филтратора	Богатство фитопланктона	-0,18	0,09	6	-1,88	0,109	-0,41
Богатство филтратора	Абундантност зоопланктона <sup>°</sup>	0,02	0,51	6	0,04	0,973	0,01
Абундантност сакупљача <sup>°</sup>	ИАС	0,03	0,12	10	0,23	0,823	0,07
Абундантност сакупљача <sup>°</sup>	Нутријенти у води	-0,04	0,11	10	-0,40	0,700	-0,12
Богатство сакупљача	Абундантност сакупљача <sup>°</sup>	1,30	0,65	9	2,01	0,076	0,47

Табела 19. Наставак

Зависна променљива	Предиктор	Коеф.	Стандардна грешка	DF	Критична вредност	P	Станд. коеф.
Богатство сакупљача	ИАС	0,20	0,30	9	0,65	0,531	0,18
Богатство сакупљача	Нутријенти у води	0,02	0,28	9	0,09	0,933	0,02
Абундантност предатора•	ИАС	-0,55	1,53	6	-0,36	0,731	-0,13
Абундантност предатора•	Нутријенти у води	0,24	1,08	6	0,22	0,832	0,06
Абундантност предатора•	Абундантност секача•	0,52	0,31	6	1,70	0,141	0,58
Абундантност предатора•	Абундантност филтратора•	-0,05	0,13	6	-0,40	0,706	-0,11
Абундантност предатора•	Абундантност сакупљача°	2,21	2,74	6	0,81	0,451	0,20
Абундантност предатора•	Абундантност зоопланктона°	4,78	1,97	6	2,42	0,052	0,65
Богатство предатора	Абундантност предатора•	0,10	0,10	6	1,01	0,352	0,28
Богатство предатора	ИАС	0,68	0,52	6	1,30	0,241	0,45
Богатство предатора	Нутријенти у води	-0,19	0,41	6	-0,47	0,652	-0,14
Богатство предатора	Богатство секача•	0,18	1,02	6	0,17	0,868	0,06
Богатство предатора	Богатство филтратора	0,25	0,47	6	0,53	0,613	0,18
Богатство предатора	Богатство сакупљача	-0,001	0,35	6	-0,004	0,997	-0,001
<b>Индивидуално R<sup>2</sup></b>							
<b>Зависна променљива</b>	<b>Маргинално R<sup>2</sup></b>	<b>Условно R<sup>2</sup></b>					
Нутријенти у води	0,27	0,41					
Особине воде	0,07	0,87					
УСЧ	0,20	0,89					
Абундантност макрофита	0,04	0,23					
Богатство макрофита	0,27	0,46					
Абундантност фитопланктона	0,03	0,93					
Богатство фитопланктона	0,32	0,32					
Абундантност зоопланктона	0,24	0,94					
Абундантност секача	0,35	0,75					
Богатство секача	0,77	0,98					
Абундантност стругача	0,51	0,87					
Богатство стругача	0,75	0,75					
Абундантност филтратора	0,03	0,79					
Богатство филтратора	0,13	0,74					

Табела 19. Наставак

Зависна променљива	Индивидуално R <sup>2</sup>	
	Маргинално R <sup>2</sup>	Условно R <sup>2</sup>
Абундантност сакупљача	0,01	0,01
Богатство сакупљача	0,22	0,22
Абундантност предатора	0,37	0,37
Богатство предатора	0,30	0,30

<sup>o</sup>*log.tr*, <sup>•</sup>*sqrt-tr*

**Табела 20.** Резултати *PSEM* анализе за коначно одабран модел за заједницу епифитских макроинвертебрата ( $C = 201,3$ ;  $P = 0,5$ ;  $DF = 202$ ). У табели су приказани нестандардизовани коефицијенти предиктора, стандардна грешка регресионе процене коефицијената, степени слободe ( $DF$ ), критична вредност регресионе процене коефицијената, ниво статистичке значајности регресионе процене коефицијената ( $P$ ) и стандардизовани коефицијенти (станд.коэф.).  $P$  вредности  $< 0,05$  су подебљане. Маргиналне вредности  $R^2$  показују пропорцију варијансе зависних променљивих објашњену предикторима у моделу. ИАС означава интегрисане интензитете вишеструких антропогених стресора: пољопривредних активности, експлоатације шљунка, утицаја аутопута, одлагања отпада и риболова. УСЧ означава укупне суспендоване честице. УОМ означава укупну органску материју у седименту. Нутријенти у води: ортофосфати, нитрати и амонијак.

Зависна променљива	Предиктор	Коеф.	Стандардна грешка	$DF$	Критична вредност	$P$	Станд. коэф.
Нутријенти у води	ИАС	0,58	0,26	11	2,23	<b>0,048</b>	0,53
УСЧ <sup>°</sup>	ИАС	-0,32	0,14	11	-2,29	<b>0,043</b>	-0,46
УОМ <sup>°</sup>	ИАС	0,21	0,06	11	3,74	<b>0,003</b>	0,68
Абундантност макрофита•	ИАС	0,27	0,77	10	0,35	0,733	0,13
Абундантност макрофита•	Нутријенти у води	0,87	0,55	10	1,58	0,146	0,45
Богатство макрофита <sup>°</sup>	Абундантност макрофита•	0,03	0,02	9	1,71	0,121	0,38
Богатство макрофита <sup>°</sup>	Нутријенти у води	0,07	0,04	9	1,77	0,110	0,47
Богатство макрофита <sup>°</sup>	ИАС	-0,07	0,05	9	-1,53	0,160	-0,44
Абундантност фитопланктона <sup>°</sup>	ИАС	0,16	0,14	10	1,10	0,297	0,21
Абундантност фитопланктона <sup>°</sup>	Нутријенти у води	-0,03	0,08	10	-0,34	0,740	-0,04
Богатство фитопланктона	Абундантност фитопланктона <sup>°</sup>	1,11	0,68	9	1,64	0,135	0,35
Богатство фитопланктона	ИАС	-1,43	0,63	9	-2,27	<b>0,049</b>	-0,58
Богатство фитопланктона	Нутријенти у води	0,87	0,58	9	1,51	0,165	0,39
Абундантност зоопланктона <sup>°</sup>	ИАС	0,03	0,22	7	0,13	0,902	0,05
Абундантност зоопланктона <sup>°</sup>	Нутријенти у води	-0,36	0,11	7	-3,38	<b>0,012</b>	-0,69
Абундантност зоопланктона <sup>°</sup>	Абундантност фитопланктона <sup>°</sup>	0,16	0,31	7	0,52	0,622	0,22
Абундантност зоопланктона <sup>°</sup>	Богатство фитопланктона	0,04	0,04	7	1,04	0,332	0,19
Абундантност зоопланктона <sup>°</sup>	УСЧ <sup>°</sup>	-0,17	0,34	7	-0,50	0,631	-0,21
Абундантност секача•	ИАС	2,12	2,10	8	1,01	0,342	0,28
Абундантност секача•	Нутријенти у води	-1,88	1,93	8	-0,98	0,357	-0,27
Абундантност секача•	Абундантност макрофита•	-1,87	0,87	8	-2,14	0,065	-0,52

Табела 20. Наставак

Зависна променљива	Предиктор	Коеф.	Стандардна грешка	DF	Критична вредност	P	Станд. коеф.
Абундантност секача•	Богатство макрофита <sup>°</sup>	36,49	11,87	8	3,07	<b>0,015</b>	0,80
Богатство секача	Абундантност секача•	0,00	0,03	7	-0,05	0,963	-0,01
Богатство секача	Абундантност макрофита•	0,04	0,11	7	0,34	0,741	0,11
Богатство секача	Богатство макрофита <sup>°</sup>	0,94	1,63	7	0,57	0,584	0,20
Богатство секача	ИАС	-0,13	0,32	7	-0,41	0,698	-0,17
Богатство секача	Нутријенти у води	-0,10	0,25	7	-0,41	0,694	-0,15
Абундантност стругача•	ИАС	2,96	2,41	8	1,23	0,254	0,43
Абундантност стругача•	Нутријенти у води	-3,01	2,02	8	-1,49	0,175	-0,47
Абундантност стругача•	Абундантност макрофита•	-0,71	0,85	8	-0,83	0,430	-0,22
Абундантност стругача•	Богатство макрофита <sup>°</sup>	15,68	11,95	8	1,31	0,226	0,38
Богатство стругача	Абундантност стругача•	0,04	0,02	8	2,33	<b>0,048</b>	0,51
Богатство стругача	ИАС	0,03	0,12	8	0,26	0,798	0,07
Богатство стругача	Нутријенти у води	0,22	0,11	8	1,89	0,095	0,50
Богатство стругача	Абундантност макрофита•	0,03	0,05	8	0,64	0,539	0,13
Абундантност филтратора•	ИАС	0,29	0,22	6	1,35	0,227	0,24
Абундантност филтратора•	Нутријенти у води	-0,96	0,18	6	-5,27	<b>0,002</b>	-0,86
Абундантност филтратора•	Абундантност макрофита•	-0,08	0,08	6	-0,98	0,367	-0,14
Абундантност филтратора•	Богатство макрофита <sup>°</sup>	2,55	1,09	6	2,34	0,058	0,35
Абундантност филтратора•	Абундантност фитопланктона <sup>°</sup>	-0,62	0,25	6	-2,50	<b>0,046</b>	-0,39
Абундантност филтратора•	Абундантност зоопланктона <sup>°</sup>	-0,30	0,32	6	-0,93	0,389	-0,14
Богатство филтратора	Абундантност филтратора•	0,09	0,13	7	0,72	0,494	0,14
Богатство филтратора	ИАС	0,39	0,17	7	2,34	0,052	0,51
Богатство филтратора	Абундантност макрофита•	-0,05	0,04	7	-1,13	0,297	-0,14
Богатство филтратора	Богатство фитопланктона	0,01	0,03	7	0,23	0,822	0,03
Богатство филтратора	УСЧ <sup>°</sup>	-0,06	0,30	7	-0,19	0,851	-0,05
Абундантност сакупљача <sup>°</sup>	ИАС	0,11	0,36	7	0,30	0,775	0,10
Абундантност сакупљача <sup>°</sup>	Нутријенти у води	0,02	0,29	7	0,07	0,948	0,02
Абундантност сакупљача <sup>°</sup>	Абундантност макрофита•	-0,11	0,11	7	-0,98	0,358	-0,23
Абундантност сакупљача <sup>°</sup>	Богатство макрофита <sup>°</sup>	-1,38	1,56	7	-0,89	0,404	-0,23
Абундантност сакупљача <sup>°</sup>	ТОС <sup>°</sup>	-0,27	0,84	7	-0,33	0,753	-0,08



Табела 20. Наставак

Зависна променљива	Предиктор	Коеф.	Стандардна грешка	DF	Критична вредност	P	Станд. коеф.
Богатство сакупљача	Абундантност сакупљача <sup>°</sup>	1,04	0,62	7	1,66	0,140	0,46
Богатство сакупљача	ИАС	0,48	0,75	7	0,64	0,543	0,21
Богатство сакупљача	Нутријенти у води	0,14	0,64	7	0,22	0,834	0,07
Богатство сакупљача	Абундантност макрофита•	0,04	0,30	7	0,12	0,905	0,03
Богатство сакупљача	Богатство макрофита <sup>°</sup>	3,60	3,86	7	0,93	0,82	0,26
Абундантност предатора•	ИАС	-0,52	2,02	6	-0,26	0,805	-0,09
Абундантност предатора•	Нутријенти у води	0,11	1,82	6	0,06	0,952	0,02
Абундантност предатора•	Абундантност макрофита•	-1,07	0,79	6	-1,37	0,221	-0,38
Абундантност предатора•	Абундантност зоопланктона <sup>°</sup>	2,21	3,05	6	0,73	0,495	0,21
Абундантност предатора•	Абундантност секача•	0,12	0,21	6	0,59	0,578	0,15
Абундантност предатора•	Абундантност стругача•	0,17	0,25	6	0,67	0,525	0,19
Богатство предатора•	Абундантност предатора•	0,04	0,01	4	3,30	<b>0,030</b>	0,44
Богатство предатора•	ИАС	0,25	0,09	4	2,69	0,055	0,51
Богатство предатора•	Нутријенти у води	0,24	0,07	4	3,39	<b>0,027</b>	0,51
Богатство предатора•	Абундантност макрофита•	0,09	0,03	4	2,68	0,055	0,37
Богатство предатора•	Абундантност зоопланктона <sup>°</sup>	-0,12	0,13	4	-0,91	0,416	-0,14
Богатство предатора•	Богатство стругача	-0,53	0,16	4	-3,41	<b>0,027</b>	-0,50
Богатство предатора•	Богатство секача	0,26	0,09	4	2,98	<b>0,041</b>	0,40
Богатство предатора•	Богатство филтратора	-0,08	0,10	4	-0,87	0,434	-0,13
	<b>Индивидуално R<sup>2</sup></b>						
<b>Зависна променљива</b>	<b>Маргинално R<sup>2</sup></b>	<b>Условно R<sup>2</sup></b>					
Нутријенти у води	0,27	0,41					
УСЧ	0,20	0,89					
УОМ	0,45	0,45					
Абундантност макрофита	0,17	0,61					
Богатство макрофита	0,27	0,46					
Абундантност фитопланктона	0,03	0,93					
Богатство фитопланктона	0,32	0,32					
Абундантност зоопланктона	0,20	0,89					
Абундантност секача	0,37	0,37					

Табела 20. Наставак

Зависна променљива	Индивидуално R <sup>2</sup> Маргинално R <sup>2</sup>	Условно R <sup>2</sup>
Богатство секача	0,08	0,55
Абундантност стругача	0,14	0,45
Богатство стругача	0,40	0,40
Абундантност филтратора	0,75	0,82
Богатство филтратора	0,16	0,94
Абундантност сакупљача	0,10	0,73
Богатство сакупљача	0,28	0,45
Абундантност предатора	0,23	0,23
Богатство предатора	0,80	0,80

<sup>o</sup>log-tr, <sup>•</sup>sqrt-tr

**Табела 21.** Резултати *PSEM* анализе за коначно одабран модел за заједницу риба ( $C = 118, 2; P = 0,33; DF = 112$ ). У табели су приказани нестандардизовани коефицијенти предиктора (коэф.), стандардна грешка регресионе процене коефицијената, степени слободe ( $DF$ ), критична вредност регресионе процене коефицијената, ниво статистичке значајности регресионе процене коефицијената ( $P$ ) и стандардизовани коефицијенти (станд.коэф.).  $P$  вредности  $< 0,05$  су подебљане. Маргиналне вредности  $R^2$  показују пропорцију варијансе зависних променљивих објашњену предикторима у моделу. ИАС означава интегрисане интензитете вишеструких антропогених стресора: пољопривредних активности, експлоатације шљунка, утицаја аутопута, одлагања отпада и риболова. УСЧ означава укупне суспендоване честице. Нутријенти у води: ортофосфати, нитрати и амонијак.

Зависна променљива	Предиктор	Коеф.	Стандардна грешка	$DF$	Критична вредност	$P$	Станд. коэф.
Нутријенти у води	ИАС	0,58	0,26	11	2,23	<b>0,048</b>	0,53
УСЧ <sup>°</sup>	ИАС	-0,32	0,14	11	-2,29	<b>0,043</b>	-0,46
Абундантност макрофита•	ИАС	0,27	0,77	10	0,35	0,733	0,13
Абундантност макрофита•	Нутријенти у води	0,87	0,55	10	1,58	0,146	0,45
Богатство макрофита <sup>°</sup>	Абундантност макрофита•	0,03	0,02	9	1,71	0,121	0,38
Богатство макрофита <sup>°</sup>	ИАС	-0,07	0,05	9	-1,53	0,160	-0,44
Богатство макрофита <sup>°</sup>	Нутријенти у води	0,07	0,04	9	1,77	0,110	0,47
Абундантност фитопланктона <sup>°</sup>	ИАС	0,16	0,14	10	1,10	0,297	0,21
Абундантност фитопланктона <sup>°</sup>	Нутријенти у води	-0,03	0,08	10	-0,34	0,740	-0,04
Богатство фитопланктона	Абундантност фитопланктона <sup>°</sup>	1,11	0,68	9	1,64	0,135	0,35
Богатство фитопланктона	ИАС	-1,43	0,63	9	-2,27	<b>0,049</b>	-0,58
Богатство фитопланктона	Нутријенти у води	0,87	0,58	9	1,51	0,165	0,39
Абундантност зоопланктона <sup>°</sup>	ИАС	0,12	0,18	8	0,64	0,537	0,20
Абундантност зоопланктона <sup>°</sup>	Нутријенти у води	-0,36	0,11	8	-3,46	<b>0,009</b>	-0,70
Абундантност зоопланктона <sup>°</sup>	Абундантност фитопланктона <sup>°</sup>	0,12	0,28	8	0,43	0,676	0,17
Абундантност зоопланктона <sup>°</sup>	Богатство фитопланктона	0,05	0,04	8	1,20	0,264	0,22
Абундантност епифитских макроинвертебрата <sup>°</sup>	ИАС	0,21	0,21	6	0,99	0,362	0,34
Абундантност епифитских макроинвертебрата <sup>°</sup>	Нутријенти у води	-0,23	0,18	6	-1,33	0,232	-0,41
Абундантност епифитских макроинвертебрата <sup>°</sup>	Богатство макрофита <sup>°</sup>	1,28	0,99	6	1,30	0,242	0,35
Абундантност епифитских макроинвертебрата <sup>°</sup>	Абундантност макрофита•	-0,13	0,07	6	-1,91	0,104	-0,46

Табела 21. Наставак

Зависна променљива	Предиктор	Коеф.	Стандардна грешка	DF	Критична вредност	P	Станд. коеф.
Абундантност епифитских макроинвертебрата <sup>°</sup>	Абундантност зоопланктона <sup>°</sup>	0,22	0,31	6	0,71	0,504	0,20
Абундантност епифитских макроинвертебрата <sup>°</sup>	Абундантност фитопланктона <sup>°</sup>	-0,19	0,27	6	-0,70	0,509	-0,24
Абундантност бентосних макроинвертебрата•	ИАС	-0,10	2,81	6	-0,04	0,972	-0,01
Абундантност бентосних макроинвертебрата•	Нутријенти у води	0,04	2,32	6	0,02	0,987	0,01
Абундантност бентосних макроинвертебрата•	Богатство макофита <sup>°</sup>	-3,39	12,31	6	-0,28	0,792	-0,07
Абундантност бентосних макроинвертебрата•	Абундантност макрофита•	1,10	0,87	6	1,27	0,253	0,31
Абундантност бентосних макроинвертебрата•	Абундантност зоопланктона <sup>°</sup>	2,63	4,03	6	0,65	0,538	0,20
Абундантност бентосних макроинвертебрата•	Абундантност фитопланктона <sup>°</sup>	-1,92	3,84	6	-0,50	0,635	-0,19
Абундантност инвертивора•	ИАС	0,19	0,31	8	0,61	0,558	0,15
Абундантност инвертивора•	Нутријенти у води	-0,23	0,21	8	-1,10	0,303	-0,20
Абундантност инвертивора•	Абундантност епифитских макроинвертебрата <sup>°</sup>	-0,44	0,35	8	-1,26	0,243	-0,22
Абундантност инвертивора•	Абундантност бентосних макроинвертебрата•	0,04	0,03	8	1,27	0,240	0,24
Богатство инвертивора	Абундантност инвертивора•	0,10	0,05	6	1,88	0,110	0,55
Богатство инвертивора	ИАС	-0,03	0,07	6	-0,46	0,661	-0,16
Богатство инвертивора	Нутријенти у води	0,04	0,06	6	0,68	0,523	0,21
Богатство инвертивора	Абундантност епифитских макроинвертебрата <sup>°</sup>	-0,01	0,09	6	-0,16	0,878	-0,04
Богатство инвертивора	Абундантност бентосних макроинвертебрата•	0,01	0,01	6	0,81	0,449	0,20
Богатство инвертивора	Абундантност зоопланктона <sup>°</sup>	-0,12	0,11	6	-1,11	0,310	-0,31

Табела 21. Наставак

Зависна променљива	Предиктор	Коеф.	Стандардна грешка	DF	Критична вредност	P	Станд. коеф.
Абундантност омнивора <sup>°</sup>	ИАС	0,02	0,05	5	0,50	0,636	0,05
Абундантност омнивора <sup>°</sup>	Абундантност епифитских макроинвертебрата <sup>°</sup>	0,30	0,08	5	3,95	<b>0,011</b>	0,34
Абундантност омнивора <sup>°</sup>	Абундантност бентосних макроинвертебрата <sup>•</sup>	-0,04	0,01	5	-6,08	<b>0,002</b>	-0,53
Абундантност омнивора <sup>°</sup>	Абундантност зоопланктона <sup>°</sup>	-0,09	0,10	5	-0,98	0,374	-0,10
Абундантност омнивора <sup>°</sup>	Абундантност макрофита <sup>•</sup>	0,09	0,02	5	3,78	<b>0,013</b>	0,36
Абундантност омнивора <sup>°</sup>	Абундантност фитопланктона <sup>°</sup>	0,49	0,06	5	8,17	<b>0,000</b>	0,71
Абундантност омнивора <sup>°</sup>	Богатство фитопланктона	0,08	0,02	5	3,58	<b>0,016</b>	0,34
Богатство омнивора	Абундантност омнивора <sup>°</sup>	0,15	0,49	6	0,30	0,771	0,12
Богатство омнивора	ИАС	-0,15	0,26	6	-0,60	0,568	-0,23
Богатство омнивора	Нутријенти у води	-0,01	0,22	6	-0,04	0,969	-0,01
Богатство омнивора	Абундантност епифитских макроинвертебрата <sup>°</sup>	0,01	0,31	6	0,04	0,972	0,01
Богатство омнивора	Абундантност бентосних макроинвертебрата <sup>•</sup>	0,01	0,03	6	0,44	0,676	0,15
Богатство омнивора	Абундантност зоопланктона <sup>°</sup>	0,33	0,37	6	0,87	0,415	0,28
Абундантност предатора	ИАС	0,56	0,23	6	2,49	<b>0,047</b>	0,50
Абундантност предатора	Нутријенти у води	0,24	0,17	6	1,44	0,201	0,23
Абундантност предатора	Абундантност епифитских макроинвертебрата <sup>°</sup>	-0,35	0,25	6	-1,38	0,216	-0,19
Абундантност предатора	Абундантност бентосних макроинвертебрата <sup>•</sup>	0,01	0,02	6	0,46	0,660	0,08
Абундантност предатора	Богатство инвертивора	-2,10	0,52	6	-4,06	<b>0,007</b>	-0,40
Абундантност предатора	Богатство омнивора	0,94	0,28	6	3,41	<b>0,014</b>	0,55
Богатство предатора <sup>•</sup>	Абундантност предатора	0,28	0,05	5	5,07	<b>0,004</b>	0,70
Богатство предатора <sup>•</sup>	ИАС	0,00	0,07	5	-0,02	0,984	0,00
Богатство предатора <sup>•</sup>	Нутријенти у води	0,04	0,06	5	0,77	0,476	0,11
Богатство предатора <sup>•</sup>	Абундантност епифитских макроинвертебрата <sup>°</sup>	0,07	0,09	5	0,74	0,491	0,09

Табела 21. Наставак

Зависна променљива	Предиктор	Коеф.	Стандардна грешка	DF	Критична вредност	P	Станд. коеф.
Богатство предатора•	Абундантност бентосних макроинвертебрата•	-0,01	0,01	5	-1,15	0,302	-0,17
Богатство предатора•	Абундантност омнивора <sup>°</sup>	-0,61	0,18	5	-3,41	<b>0,019</b>	-0,74
Богатство предатора•	Абундантност инвертивора•	0,14	0,08	5	1,87	0,121	0,40
	<b>Индивидуално R<sup>2</sup></b>						
<b>Зависна променљива</b>	<b>Маргинално R<sup>2</sup></b>	<b>Условно R<sup>2</sup></b>					
Нутријенти у води	0,27	0,41					
УСЧ	0,20	0,89					
Абундантност макрофита	0,17	0,61					
Богатство макрофита	0,27	0,46					
Абундантност фитопланктона	0,03	0,93					
Богатство фитопланктона	0,32	0,32					
Абундантност зоопланктона	0,20	0,86					
Абундантност епифитских макроинвертебрата	0,24	0,64					
Абундантност бентосних макроинвертебрата	0,06	0,68					
Абундантност омнивора	0,08	0,91					
Богатство инвертивора	0,27	0,27					
Абундантност омнивора	0,92	0,92					
Богатство омнивора	0,08	0,69					
Абундантност предатора	0,38	0,95					
Богатство предатора	0,77	0,93					

<sup>°</sup>log-tr, •sqrt-tr

### 4.3.2. Ефекти као последица промене хемизма воде

Појачан интензитет интегрисаних антропогених стресора је имао позитивне ефекте на концентрацију нутријената у води (Слике 19, 20, 21 и 22; Табеле 18, 19, 20 и 21), али није показао статистички значајне ефекте на сложену променљиву „особине воде“, која обједињује концентрацију раствореног кисеоника у води и рН вредност воде. Изменом концентрације нутријената у води, интегрисани антропогени стресори су остварили индиректне ефекте на одређене трофичке групе бескичмењака, док није било забележених индиректних ефеката путем измене хемизма воде (концентрације нутријената у води) на фитопланктон, макрофите и трофичке групе риба (Слике 19, 20, 21 и 22). Негативни индиректни ефекти ИАС-а путем измене концентрације нутријената у води су забележени за абундантност омниворних зоопланктонских таксона (Слика 19), што је резултирало негативним ефектом на целу заједницу зоопланктона (Слике 20, 21 и 22). Негативни индиректни ефекти ИАС-а путем измене концентрације нутријената у води су забележени и за абундантност епифитских филтатора (Слика 21), а позитивни на абундантност бентосних стругача (Слика 20) и богатство епифитских предатора (Слика 21). Позитивни ефекти на абундантност бентосних стругача су резултирали у позитивним индиректним ефектима ИАС-а на богатство бентосних стругача (Слика 20).

### 4.3.3. Каскадни ефекти

Мултитрофички *PSEM* модели су открили неколико каскадних ефеката интегрисаних антропогених стресора, који су пропагирани навише до три узастопна трофичка нивоа. Директан негативан ефекат интегрисаних антропогених стресора на богатство фитопланктона је резултирао негативним ефектом на абундантност омниворних риба (Слика 22) и позитивним ефектима на богатство хербиворног зоопланктона (Слика 19) и богатство предаторских риба (Слика 22). Каскадни ефекти ИАС-а нису забележени за заједнице бентосних и епифитских макроинвертебрата (Слике 20 и 21).

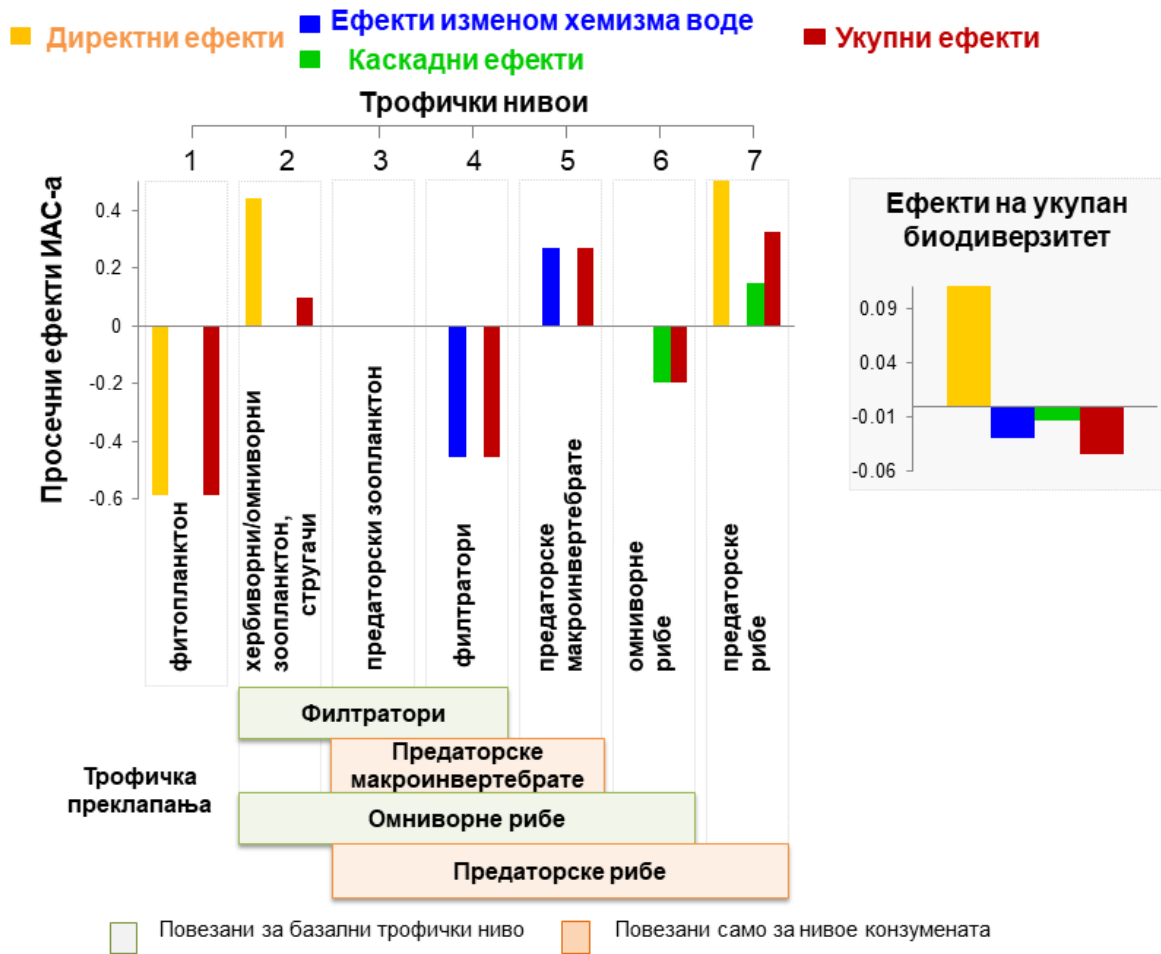
У мултитрофичким *PSEM* моделима је регистровано и неколико независних „*bottom-up*” ефеката, поред оних који су били медијатори антропогеног утицаја. Тачније, абундантност макрофита је имала позитивне ефекте на богатство бентосних секача (Слика 20) и абундантност омниворних риба (Слика 22), док је богатство

макрофита имало позитиван ефекат на абундантност епифитских секача (Слика 21). Богатство епифитских секача је имало позитиван ефекат на богатство епифитских предатора, на супрот епифитским стругачима, чије је богатство имало негативан ефекат на богатство епифитских предатора (Слика 21). Абундантност фитопланктона је имала негативне ефекте на абундантност епифитских филтатора (Слика 21). Слично је и абундантност бентосних макроинвертебрата имала негативне ефекте на абундантност омниворних риба, док су абундантност фитопланктона и епифитских макроинвертебрата показали позитивне ефекте на абундантност омниворних риба (Слика 22). Инвертиворне и омниворне рибе су имале супротне ефекте на абундантност предаторских риба, при чему је богатство инвертиворних риба имало негативан, док је богатство омниворних риба имало позитиван ефекат на абундантност предаторских риба (Слика 22). Утицајем на абундантност предаторских риба, богатство инвертиворних и омниворних риба је имало ефекте и на богатство предаторских риба (Слика 22).

#### **4.4. Крајњи ефекти вишеструких стресора на мултитрофички биодиверзитет**

Сабирањем ефеката интегрисаних антропогених стресора за сваки трофички ниво, у оквиру целе трофичке мреже, показано је да је укупан ефекат интегрисаних антропогених стресора на базални трофички ниво (примарне продуценте – фитопланктон), као и на четврти (филтатори) и шести трофички ниво (омниворне рибе), био негативан (Слика 23; Табела 22), док су укупни ефекти интегрисаних антропогених стресора на други трофички ниво (хербиворни зоопланктон и стругачи), на пети трофички ниво (предаторске макроинвертебрате) и седми трофички ниво (предаторске рибе) били позитивни (Слика 23; Табела 22). Крајњи, свеукупни одговор свих испитиваних заједница у истраживаним барама на директни утицај интегрисаних антропогених стресора је био позитиван, док су крајњи, свеукупни одговори испитиваних заједница на оба типа индиректних утицаја били негативни (Слика 23). Ово је резултирало коначним негативним одговором свеукупног биодиверзитета у истраживаним барама на утицај интегрисаних антропогених стресора (Слика 23).





Слика 23. Просечни директни, индиректни (остварени путем измене хемизма воде и каскадни) и укупни ефекти интегрисаних антропогених стресора (ИАС) на мултитрофички диверзитет (абундантност и богатство) за све трофичке нивое и у овину целокупне заједнице бара. Приказана су преклапања трофичких нивоа услед омниворства (Табела 22).

**Табела 22.** Преглед директних, индиректних (остварених изменом хемизма воде и каскадних) и укупних ефеката интегрисаних антропогених стресора за сваку трофичку групу. Вредности ефеката су статистички значајни коефицијенти путање добијени из коначних модела (Табеле 18, 19, 20 и 21). Празне ћелије у табели указују да није било детектованих статистички значајних ефеката за дату трофичку групу.

Зависна променљива	Трофичка улога	Трофички ниво	Типови омниворства*	Директни ефекти	Индиректни ефекти:		Укупни ефекат (директни + индиректни)
					Ефекти преко измене хемизма воде	Каскадни ефекти	
<b>Примарни продуценти:</b>							
Абундантност фитопланктона	Продуцент	1					
Богатство фитопланктона							
Абундантност макрофита	Продуцент	1					
Богатство макрофита							
<b>Зоопланктон:</b>							
Абундантност хербивора	Хербивори	2					
Богатство хербивора							
Абундантност омнивора	Детритивори/ Хербивори	2	Трофичко				
Богатство омнивора							
Абундантност предатора	Карнивори	3					
Богатство предатора							
<b>Бентосне макроинвертеbrate:</b>							
Абундантност филтратора	Детритивори/ Омнивори	4 (2-4)	Трофичко, право и унутаргрупно				

Табела 22. Наставак

Зависна променљива	Трофичка улога	Трофички ниво	Типови омниворства*	Директни ефекти	Индијектни ефекти:		Укупни ефекат (директни + индијектни)
					Ефекти преко измене хемизма воде	Каскадни ефекти	
Богатство филтатора	Детритивори/ Омнивори	4 (2-4)	Трофичко, право и унутаргрупно				
Абундантност сакупљача	Детритивори	2					
Богатство сакупљача							
Абундантност стругача	Хербивори	2			0,44		<b>0,44</b>
Богатство стругача				0,44	0,35		<b>0,79</b>
Абундантност секача	Хербивори и детритивори	2					
Богатство секача							
Абундантност предатора	Карнивори	5 (3-5)	Трофичко, унутаргрупно, међугрупно, канибализам				
Богатство предатора							
<i>Епифитске макроинвертеbrate:</i>							
Абундантност филтатора	Детритивори/ Омнивори	4 (2-4)	Трофичко, право, унутаргрупно				
Богатство филтатора							
Абундантност сакупљача	Детритивори	2					
Богатство сакупљача							
Абундантност стругача	Хербивори	2					

Табела 22. Наставак

Зависна променљива	Трофичка улога	Трофички ниво	Типови омниворства*	Директни ефекти	Индиректни ефекти:		Укупни ефекат (директни + индиректни)
					Ефекти преко измене хемизма воде	Каскадни ефекти	
Богатство стругача	Хербивори	2					
Абундантност секача	Хербивори и детритивори	2					
Богатство секача							
Абундантност предатора	Карнивори	5 (3-5)	Трофичко, унутаргрупно, међугрупно, канибализам			0,27	<b>0,27</b>
Богатство предатора							
<b>Рибе:</b>							
Абундантност омнивора	Омнивори	6 (2-6)	Трофичко, унутаргрупно			-0,20	<b>-0,20</b>
Богатство омнивора							
Абундантност инвертивора	Карнивори	6 (3-6)	Трофичко, унутаргрупно				
Богатство инвертивора							
Абундантност предатора	Карнивори	7 (3-7)	Трофичко, унутаргрупно, међугрупно, канибализам	0,50			<b>0,50</b>
Богатство предатора						0,15	<b>0,15</b>

\*Трофичко омниворство означава да се карнивор храни конзументима са различитих трофичких нивоа (нпр. хербивором и омнивиром); право омниворство означава да се омнивор храни биљном и животињском материјом; унутаргрупно омниворство означава да се и омнивор и његов плен хране истим хранидбеним ресурсом; међугрупно омниворство означава да се омнивор храни другачијим ресурсима од свог плена; канибализам означава интраспецијско или унутаргрупно предаторство

## 5. Дискусија

### 5.1. Ефекти интегрисаних вишеструких антропогених стресора на испитиване заједнице и физичко-хемијске параметре воде

Како је показано резултатима линеарног моделовања, интегрисани вишеструки антропогени стресори су испољили различите ефекте у зависности од испитиване заједнице, од негативних ефеката на заједницу макрофита и епифитских макроинвертебрата, преко неутралних ефеката на бентосне макроинвертебрате, до позитивних ефеката на абундантност риба, што потврђује резултате претходних студија, који такође указују на постојање сложене варијабилности одговора различитих заједница на антропогени утицај (Raffaelli, 2004; Della Bella & Mancini, 2009; Hogsden et al., 2009; Rosset et al., 2014; Usio et al., 2017; Graham et al., 2019). Ова варијабилност се, најчешће, може приписати различитој осетљивости и другачијим еколошким захтевима акватичних заједница и појединачних гилди (Raffaelli, 2004; Della Bella & Mancini; Graham et al., 2019).

Негативан одговор богатства и абундантности заједнице макрофита на појачан интензитет интегрисаних антропогених стресора, забележен у овој студији, је у сагласности са резултатима претходних истраживања, према којима је у барама доброг еколошког статуса и које су најмање изложене људским активностима, заједница макрофита добро развијена (Solimini et al., 2008). Смањење диверзитета макрофита са појачаним интензитетом људских активности у околини истраживаних лентичких екосистема забележено је ранијим студијама, како у барама (Dodson et al., 2005; Akasaka et al., 2010; Han & Cui, 2016a), тако и у плитким језерима (Sass et al., 2010).

Анализа утицаја антропогених стресора на макроинвертебрате линеарним моделовањем је показала конфликтне резултате за бентосне и епифитске макроинвертебрате. Ове две групе макроинвертебрата до сада нису биле разматране засебно при процени антропогеног утицаја на лентичке макроинвертебрате. Тако је ранијим истраживањима показано да антропогене активности доводе до смањења богатства макроинвертебрата у барама (Trigal et al., 2007; Della Bella & Mancini, 2009), али при том нису биле разматране макроинвертебрате сакупљене са различитих макростаништа (макрофите и седимент) као засебне групе. Ипак, у овом раду се може приметити да су епифитске макроинвертебрате биле осетљивије на антропогени утицај

у односу на бентосне. До тога је довела снажна зависност епифитских макроинвертебрата од заједнице макрофита као станишта (Cyr & Downing, 1988a), због које се смањење богатства макрофита услед појачаног интензитета антропогених стресора негативно одразило на богатство епифитских макроинвертебрата. Иако су бентосне макроинвертебрате обично абундантније у деловима бара обраслим вегетацијом, ова група је другачијим механизмима контролисана макрофитама, и стога у мањој мери зависна од њих, за разлику од епифитских макроинвертебрата (Gulati et al., 1990). Због тога се смањење богатства макрофита није одразило на њихово богатство и абундантност, као код епифитских. Узимајући у обзир снажну зависност епифитских макроинвертебрата од макрофита, као и различите одговоре бентосних и епифитских макроинвертебрата на антропогени утицај, забележене у овој студији, може се закључити да је, приликом тестирања ефеката антропогених активности на заједницу макроинвертебрата у лентичким екосистемима, пожељно ове две групе разматрати засебно.

Узимајући у обзир да макрофите обично имају позитивне ефекте на богатство и абундантност животињских заједница у барама, обезбеђујући сложеност станишта (Thomaz & Cunha, 2010), храну (Simonović, 2001), као и супстрат за полагање рибље икре (Weaver et al., 1997), очекивано би било да се смањење богатства макрофита услед антропогеног утицаја негативно одрази и на заједницу риба. Супротно, забележен је позитиван ефекат интегрисаних антропогених стресора на абундантност риба, који је резултат интеракције између појединачних антропогених стресора. Повећана абундантност риба на локалитетима који су под јачим утицајем аутопута је резултат повећања абундантности инвазивних врста риба у барама ближим аутопуту. Како је раније показано, близина бара аутопуту доводи до повећаног присуства инвазивних врста у барама, што је последица веће вероватноће за разношење пропагула и интродукцију инвазивних врста са аутопута (Copp et al., 2005; Kizuka et al., 2014). Поред тога, позитиван ефекат близине аутопута на абундантност риба је био олакшан међусобном повезаношћу истраживаних бара и појачаним степеном окружености мањим барама (Табела 16), што указује на повећану вероватноћу биолошких инвазија са околних водних тела.

Како је раније забележено у литератури, антропогене активности могу да деградирају квалитет воде у лентичким екосистемима, посебно садржај нутријената и суспендованих честица у води (Perrow et al., 1997; Schagerl et al., 2009; Usio et al., 2017).

У линеарним моделима нису забележени статистички значајни ефекти антропогених активности на концентрацију нутријената (амонијака, нитрата и ортофосфата), када је варирање њихових концентрација разматрано засебно. Међутим, према резултатима *PSEM* модела интегрисани антропогени стресори су довели до повећања концентрације нутријената у води, када је посматрано заједничко варирање њихових концентрација. Повећана концентрација нутријената у води у барама је очекивана последица пољопривредних активности и улива комуналних отпадних вода (Smith, 2003; Kundu et al., 2015). С друге стране, упркос резултатима претходних студија, који указују на то да прашина са путева и експлоатација шљунка могу значајно да допринесу повећању концентрације укупних суспендованих честица у води (Waters, 1995; Baugam & Önsoy, 2015), у *PSEM* моделима је забележен негативан ефекат интегрисаних антропогених стресора на укупне суспендоване честице (маргинално значајан негативан ефекат је забележен у линеарним моделима; Табела 17). Концентрација суспендованих честица у лентичким екосистемима, осим од антропогених активности, у значајној мери зависи од порекла вода које утичу у екосистеме (Amoros & Bornette, 2002). Подземне воде које доспевају у истраживане баре, карактеришу се веома ниским садржајем суспендованих честица (Amoros & Bornette, 2002), што је могло да утиче на добијене резултате. Осим на суспендоване честице, забележени ефекат антропогених активности на биолошку потрошњу кисеоника ( $BPK_5$ ) у истраживаним барама је супротан резултатима претходних истраживања, према којима антропогене активности, пре свега загађење отпадним водама, доводе до повећања  $BPK_5$  у слатководним екосистемима (Mallin et al., 2009; Wen et al., 2017). Ипак, овакве студије су везане углавном за лотичке екосистеме, где отпадне воде доводе до оптерећења екосистема разградивом органском материјом (Wen et al., 2017). С друге стране, мали еутрофни лентички екосистеми, попут истраживаних бара, природно су обогаћени органском материјом (Rosset et al., 2014), те се може очекивати да природно имају висок  $BPK_5$ , што је могло да допринесе добијеним резултатима у овој студији. Ипак, улив комуналних отпадних вода је имао утицаја на садржај органске материје у седименту истраживаних бара у овој студији, што се може закључити на основу позитивних ефеката ИАС-а на проценат укупне органске материје (УОМ), детектованих у *PSEM* моделима, као и на основу чињенице да је највећи проценат УОМ забележен на локалитету број 16, у који се директно уливају комуналне отпадне воде (Слика 8). На све ово, треба напоменути и то, да би систематско месечно мерење физичко-хемијских параметара истраживаних бара дало

бољи увид у повезаност ових параметара са нивоом антропогеног стреса којима су истраживане баре изложене.

## **5.2. Ефекти природне варијабилности истраживаних бара на испитиване заједнице и физичко-хемијске параметре воде**

Природна варијабилност истраживаних бара је имала утицај на одабране заједнице, као и на физичко-хемијске параметре воде, у већини случајева. Смањење богатства и абундантности макрофита са појачаним утицајем реке може бити последица учесталог плавлјења бара, пошто поплаве могу физички да уклоне заједницу макрофита (Henry et al., 1996). Учестало и интензивно плавлјење обично води смањењу или чак одсуству макрофита у плавленим екосистемима (Bornette & Amoros, 1991). С друге стране, на богатство макрофита се може негативно одразити и изолованост бара због ограничене могућности за дисперзију биљних пропагула (Bosiacka & Pieńkowski, 2012). Управо је повећана могућност дисперзије биљних пропагула у међусобно повезаним барама могла да допринесе повећаном богатству макрофита у повезаним барама, како је забележено линеарним моделовањем. У погледу утицаја порекла истраживаних бара на богатство макрофита, слично резултатима овог рада, Дамњановић (Damjanović, 2019) је забележио веће богатство врста макрофита у водним телима насталим експлоатацијом шљунка у поређењу са флувијалним језерима у плавном подручју реке Дрине.

Богатство епифитских макроинвертебрата је показало исти одговор на утицај реке као макрофите, што се може приписати снажној зависности епифитских макроинвертебрата од богатства и абундантности макрофитске заједнице. У прилог овоме иде чињеница да је независна променљива „Утицај реке“ изгубила статистичку значајност у линеарном моделу за епифитске макроинвертебрате где је богатство макрофита коришћено као контролна варијабла (Табела 15). За разлику од епифитских макроинвертебрата, богатство бентосних макроинвертебрата је било позитивно повезано са утицајем реке, што може бити последица колонизације бара одређеним таксонима из реке (Oertli et al., 2008). Слично су и Хил и сарадници (Hill et al., 2016b) забележили веће таксономско богатство макроинвертебрата у барама у плавним подручјима река, у поређењу са осталим типовима бара у њиховој студији.



Слично макрофитама и епифитским макроинвертебратама, рибе су биле мање абундантне у барама на које је река имала јачи утицај. Супротно овим резултатима, у ранијим студијама су забележене већа абундантност и богатство риба у плавленим лентичким водним телима у поређењу са неплавленим, услед миграције риба из реке током поплава (Jurajda et al., 2004). Независна променљива „Утицај реке“ је изгубила статистичку значајност у линеарном моделу за рибе где је богатство макрофита коришћено као контролна варијабла, што указује да је утицај реке на заједницу риба остварен преко богатства макрофита. Уопштено гледано, појачан утицај реке је показао углавном негативне ефекте на испитиване заједнице, за разлику од међусобне повезаности истраживаних бара, која је имала позитивне ефекте на испитиване заједнице.

Резултати ове студије указују на то да природна варијабилност бара (повезаност, окруженост водним телима) може да модификује ефекте антропогених стресора на абундантност и богатство заједница у барама. Конкретно је то био случај за међусобном повезаношћу истраживаних бара и степеном окружености мањим барама, које су потенцијално измениле ефекте одлагања отпада и риболова на абундантност риба. Јачи интензитет одлагања отпада је довео до повећане абундантности риба у повезаним барама и у барама окруженим већим бројем мањих бара, за разлику од неповезаних бара и бара са мањим бројем мањих бара у свом окружењу, у којима је одлагање отпада имало негативне ефекте на абундантност риба (Табела 16). Слично се појачан интензитет риболова може довести у везу са већом абундантношћу риба у повезаним барама, на супрот негативног ефекта на абундантност риба у неповезаним барама (Слика 17; Табела 16). Ови налази потврђују претходна запажања да повезаност бара са околним водним телима може да ублажи негативан утицај антропогених активности на акватичне заједнице, креирањем алтернативних станишта (Taylor 1993; Bennett, 2003).

Док се већина ранијих студија о барама фокусирала на разлике у физичко-хемијским карактеристикама воде између сталних и привремених бара (Bazzanti et al., 2003; Della Bella et al., 2008), у малом броју студија су до сада разматрани ефекти других карактеристика бара, као што су начин постанка, међусобна повезаност, окруженост мањим барама и утицај реке, на физичко-хемијске параметре воде у барама (Keruzoré et al., 2013; Damjanović et al., 2019). Према резултатима овог рада, такве карактеристике су од значаја за физичко-хемијске параметре воде, јер су у већини

случајева показале статистички значајне ефекте на физико-хемију воде. Пошто реке плављењем доносе велике количине суспендованих честица (Amoros & Bornette, 2002), очекивало би се да барем које су под јачим утицајем реке садрже већу концентрацију укупних суспендованих честица (УСЧ), док су резултати ове студије показали супротно. Као што је случај са утицајем антропогених стресора на УСЧ, и овде се ефекат реке на УСЧ може објаснити приливом подземних вода, које осим поплава, имају утицај на концентрацију суспендованих честица у води. Слично суспендованим честицама, садржај нутријената у води се генерално повећава са повезаношћу водних тела са реком (Knowlton & Jones, 1997), што није забележено у овој студији. Међутим, садржај нутријената такође зависи од прилива подземних вода, а одређен је и временом задржавања воде и усвајањем од стране примарних продуцената (Tockner et al., 1999). Због тога се не може приметити одређени образац утицаја природних карактеристика истраживаних бара на садржај нутријената у њима.

### **5.3. Ефекти физичко-хемијских параметара воде на испитиване заједнице**

Када су ефекти нутријената на испитиване заједнице разматрани засебно у линеарним моделима, уочена је позитивна веза богатства макрофита с фосфором у форми ортофосфата, а негативна веза са азотом у форми нитрата. Такође је абундантност макрофита била негативно повезана са азотом у форми амонијака. У погледу богатства врста, највеће богатство се очекује при средњим концентрацијама нутријената, у мезотрофним водама, док еутрофизација доводи до смањења броја врста, нарочито субмерзних, које су најосетљивије на повећање концентрације нутријената (Bornette & Puijalon, 2011; Han & Cui, 2016b). Највеће измерене концентрације нитрата на истраживаним локалитетима прелазе 0,5 mg/L (Табела 1), што, према Лојшнеру и Еленбергу (Leuschner & Ellenberg, 2017) одговара еутрофном трофичком статусу шљункара и флувијалних језера, при коме је смањење богатства макрофита очекивано. На проблем обogaћивања бара и плитких језера азотом указале су раније студије у којима је забележена негативна линеарна повезаност богатства макрофита са концентрацијом азота у води, нарочито у форми нитрата, док повезаност богатства макрофита са фосфором није била значајна (James et al., 2005; Han & Cui, 2016a). Као разлог оваквим обрасцима се наводи чињеница да је, због денитрификације у анаеробним седиментима, азот често лимитирајући фактор примарне продукције у

плитким акватичним екосистемима, попут бара, за разлику од општеприхваћеног гледишта по коме је фосфор главни лимитирајући фактор у слатководним екосистемима (Moss et al., 2013). Стога је препоручено да се ради смањења негативних ефеката еутрофизације у барама контролише, како ослобађање фосфора у водама, тако и азота (Moss et al., 2013; Han & Cui, 2016a).

Нутријенти у води могу различитим механизмима да утичу на богатство и абундантност макрофита. На пример, високе концентрације нитрата (преко 1 mg/L; видети Табелу 1) у плитким акватичним екосистемима могу да умање доступност светла субмерзним макрофита услед развоја конкурентних заједница (перифитона и фитопланктона), што се негативно одражава на бројност врста макрофита (Barker et al., 2008). Иако је амонијум јон најзначајнији извор азота за раст макрофита (Smolders et al., 2002; Jampeetong & Brix, 2009; Cao et al., 2011; Gao et al., 2019), у одређеним концентрацијама може инхибирати њихову стопу раста и смањити им биомасу (Clarke & Baldwin, 2002; Cao et al., 2007, 2011; Gao et al., 2019). На пример, у еутрофним водама, какве су истраживане баре, чак и умерене концентрације амонијака (мање од 1 mg/L) могу се негативно одразити на раст и биомасу субмерзних макрофита (Cao et al., 2007, 2011). Ово може бити један од разлога негативне везе абундантност целе заједнице макрофита и амонијака, уочене у овој студији, пошто су измерене концентрације амонијака на одређеним истраживаним локалитетима превазилазиле вредност од 1 mg/L (Табела 1). Такође, амонијак у воду најчешће доспева уливом комуналних отпадних вода, што може да укаже да су макрофите у барама осетљиве на загађење отпадним водама. На крају, одговор макрофита на варирање концентрације нутријената у води зависи од животне форме макрофита (Han & Cui, 2016a,b). Тако, што се тиче позитивних ефеката ортофосфата на макрофите у овој студији, могуће је да су неки други услови на локалитетима са повећаном концентрацијом ортофосфата погодовали развоју већег броја емерзних врста, које су у мањој мери зависне од концентрације нутријената у води.

У овом раду је утврђена негативна веза, како абундантност, тако и богатства макрофита са биолошком потрошњом кисеоника (БПК<sub>5</sub>), која је још један од показатеља степена трофичности према Лојшнеру и Еленбергу (Leuschner & Ellenberg, 2017), и обично је повишена у еутрофним водама (преко 7 mg/L). Према томе, резултати овог рада могу да потврде претходне студије које су показале да су макрофите осетљиве на еутрофикацију (Sass et al., 2010; Han & Cui, 2016b), и да је

еутрофикација један од главних разлога колапса макрофитске заједнице у лентичким екосистемима (Egertson et al., 2004).

За разлику од ситуације са макрофитама, није утврђено постојање негативне повезаности ни богатства ни абундантности конзумерских заједница (макроинвертебрата и риба) са повећањем БПК<sub>5</sub>, а такође је детектовано мање статистички значајних ефеката нутријената на ове заједнице у линеарним моделима. Ранијим истраживањима у којима је поређен одговор различитих биолошких заједница на обогаћивање нутријентима у барама, детектовани су негативни ефекти еутрофикације на диверзитет заједнице макрофита, док еутрофикација није утицала на диверзитет различитих група макроинвертебрата и водоземаца (Rosset et al., 2014). Ово се може приписати чињеници да су представници ових заједница у барама, као природно еутрофним екосистемима, обогаћених органском материјом и са великим варијацијама у количини кисеоника, прилагођени повећаној БПК<sub>5</sub> и отпорни на варирање концентрације нутријената (Rosset et al., 2014).

Пошто раст макрофита захтева светлост, а количина светлости и транспарентност бара су делимично одређене суспендованим честицама (Sculthorpe, 1967), не изненађује што је абундантност макрофита у истраживаним барама била негативно повезана са повећаном концентрацијом укупних суспендованих честица. Такође су Спаркс и сарадници (Sparks et al., 1990) забележили смањење биомасе акватичне вегетације, нарочито субмерзних макрофита, са повећањем количине суспендованих честица. С друге стране, позитивна веза суспендованих честица, као и ортофосфата, са богатством макрофита, може бити везана за повећање броја емерзних врста, које не зависе од провидности воде као субмерзне макрофите. На крају, негативна веза абундантности бентосних макроинвертебрата са укупним суспендованим честицама, забележена у линеарним моделима, може бити последица седиментације финих органских честица из воде, чиме се попуњавају интерстицијални простори у седиментима и инхибира циркулација интерстицијалне воде, што је један од начина на који суспендоване честице могу да остваре негативан утицај на макроинвертебрате везане за седименте (Kaller & Hartman, 2004).

## **5.4. Директни и индиректни ефекти интегрисаних антропогених стресора у оквиру различитих трофичких нивоа**

Мултитрофичким приступом у анализи ефеката антропогених стресора на различите барске заједнице, који је примењен у *PSEM* моделима, расветљени су потенцијални механизми и начини антропогеног утицаја на абундантности и богатство различитих трофичких нивоа. Тако је, резултатима *PSEM* модела показано да су се ови механизми јасно разликовали између различитих заједница и њихових трофичких група, што је довело до варијација у јачини и смеру ефеката интегрисаних антропогених стресора на диверзитет у оквиру различитих трофичких нивоа. При томе су ефекти антропогених стресора на примарне продуценте остварени директним утицајем, док су ефекти антропогених стресора на примарне и секундарне конзументе остварени углавном различитим индиректним механизмима. Тако је измена хемизма воде, тј. концентрације нутријената у води, био главни механизам антропогеног утицаја на варирање абундантности и богатства трофичких група бескичмењака (зоопланктона и макроинвертебрата), док су каскадни ефекти интегрисаних антропогених стресора забележени претежно у оквиру трофичких група риба, највероватније јер су рибе, због своје трофичке позиције на вишим нивоима, укључене у већи број трофичких интеракција у поређењу са зоопланктоном и макроинвертебратама.

### **5.4.1. Директни и ефекти посредовани изменом хемизма воде**

Упркос опсежним доказима да садржај нутријената у води у значајној мери утиче, како на абундантност, тако и на богатство примарних продуцената (Leibold, 1999; Örnólfsson et al., 2004; Della Bella et al., 2008; Larson & Belovsky, 2013; Dubey & Dutta, 2020), овде нису забележени слични ефекти већ само директни ефекти интегрисаних антропогених стресора на богатство фитопланктона. Иако је обогаћивање екосистема нутријентима један од главних механизма антропогеног утицаја на фитопланктон (Rodrigues et al., 2015), многи други механизми могу бити одговорни за директан негативан ефекат антропогених стресора на богатство ове заједнице, забележен у *PSEM* моделима. Према ранијим истраживањима, осим нутријената, и други есенцијални ресурси, попут светла, су важни регулатори диверзитета фитопланктонске заједнице, чиме могу да делују као медијатори антропогеног утицаја на богатство фитопланктона (Interlandi & Kilham, 2001; Rodrigues

et al., 2015). У литератури је често бележено да је богатство фитопланктона највеће у стаништима где су многи ресурси лимитирајући (Hutchinson, 1961; Interlandi & Kilham, 2001), што је познато као „Парадокс планктона“ (Hutchinson, 1961). Тако, мање богатство фитопланктона није бележено само у воденим стаништима са високим садржајем нутријената, већ и у водама високе прозирности, где светлост не представља лимитирајући ресурс (Rodrigues et al., 2015; Usio et al., 2017). Како је концентрација суспендованих честица, која делом одређује прозирност воде, у истраживаним барама била негативно повезана са нивоима антропогеног стреса, већа доступност светлости са повећањем интензитета антропогених стресора је могла бити разлог за смањење богатства фитопланктона. Стога би било важно размотрити степен прозирности или турбидитета воде, као важан медијатор антропогеног утицаја на биодиверзитет у барама (Usio et al., 2017).

Повећана концентрација нутријената у води је главни механизам којим је повећан ниво антропогеног стреса утицао на варирање абундантности и богатства трофичких група бескичмењака. При томе су забележени, како негативни, тако и позитивни ефекти повећања концентрације нутријената, у зависности од трофичке групе. Негативан утицај пораста нивоа нутријената на абундантност омниворног зоопланктона може се приписати начином исхране ових организама, који подразумева филтрирање органских честица из воде (Kjǿrboe, 2011). Претходне студије указују на то да се контаминанти из воде, укључујући нутријенте, обично везују за органске честице у води, повећавајући тиме ризик од токсичности за биотичке групе које се хране овим честицама (Bundschuh & McKie, 2016).

Позитиван ефекат повишене концентрације нутријената у води, са порастом интензитета интегрисаних антропогених стресора, на абундантност, а тиме и на богатство бентосних стругача (Слика 20), указује де је раст перифитона, главног хранидбеног ресурса стругача, поспешен порастом концентрације нутријената у води. Слично је и у лотичким екосистемима забележен пораст абундантности стругача са порастом концентрације нутријената у води, што је приписано поспешеном расту перифитонских алги (Miltner & Rankin, 1998). Уколико је то био случај и у овој студији, повећање богатства стругача са порастом њихове абундантности је у складу са „Хипотезом више индивидуа“, по којој продуктивност (биомаса перифитона) позитивно утиче на богатство врста повећањем њихове абундантности, јер се тиме смањује вероватноћа локалних екстинкција (Srivastava & Lawton, 1998). Забележено је,

такође, да раст перифитона може бити поспешен приливом отицаја са аутопута, када њиме у воду доспеју органске материје и минерали који стимулишу раст перифитонских организама (Boisson & Perrodin, 2006), као и одлагањем чврстог отпада у водене екосистеме, који може да послужи као додатни супстрат за развој перифитона (Porter-Goff et al., 2010). Ове антропогене активности, којима су истраживане барем изложене, могле су да доведу до позитивних ефеката интегрисаних антропогених стресора на богатство бентосних стругача, који су у мултитрофичком моделу забележени као директни (Слика 20). Тако је, на пример, у овој студији, највеће богатство бентосних стругача забележено у барама II и V, које су најближе аутопуту (Табеле 9 и 12), у које се, такође, одлаже чврсти отпад. У овом случају је повећана доступност перифитона могла директно да привуче више врста стругача, у складу са „Хипотезом продуктивности“ (Abrams, 1995). У сваком случају би било пожељно размотрити перифитон као део мултитрофичког система, како би се боље разумели механизми деловања антропогених стресора на абундантност и богатство стругача.

Слично ситуацији са бентосним стругачима, у *PSEM* мултитрофичким моделима су забележени позитивни ефекти интегрисаних антропогених стресора, посредовани порастом концентрације нутријената у води на богатство епифитских предатора, иако нутријенти нису довели до повећања абундантности и богатства њиховог плена (Слика 21). Пошто су епифитске макроинвертебрате у великој мери зависне од заједнице макрофита као станишта, ови ефекти могу бити последица потенцијалног утицаја повећања концентрације нутријената у води на структуру макрофитске заједнице у истраживаним барама (Egertson et al., 2004). Осим богатства и абундантности макрофита, и структура макрофитске заједнице (састав врста и морфотип) у великој мери може да утиче на диверзитет епифитске фауне (Bogut et al., 2007) и тиме посредује у ефектима нутријената на заједнице бескичмењака (Declerck et al., 2010). Како је већ напоменуто у раду, варирање концентрације нутријената у води различито утиче на различите животне форме макрофита, због чега се структура макрофитске заједнице често мења са повећањем концентрације нутријената (Egertson et al., 2004). При томе, промене у структури макрофитске заједнице не морају да се региструју варирањем у богатству или абундантности ове заједнице. Промене у структури макрофитске заједнице могу посебно да се одразе на диверзитет епифитских предатора генералиста, попут вилиних коњица (*Odonata*), који као своје станиште често захтевају одређену форму макрофите (емерзне, субмерзне или флотантне) или чак

одређену врсту макрофите (Corbet, 1999). Појава флотантне врсте, мале сочивице, на локалитету број 16, на коме су забележене највеће концентрације нутријената, може бити један од разлога за појаву предаторских таксона макроинвертебрата, који за своју овипозицију преферирају флотантне супstrate. Такав је на пример *Anax* sp. (Corbet, 1999), забележен само на овом локалитету (Табела 10). И раније је бележено да баре са флотантном вегетацијом имају веће богатство врста вилиних коњица (Raebel et al., 2011). Због тога би било пожељно различите животне форме макрофита разматрати засебно у мултитрофичким моделима. Управо потенцијалне промене у структури макрофитске заједнице, са порастом садржаја нутријената у води, могу бити одговорне за различите одговоре истих трофичких група бентосних и епифитских макроинвертебрата на појачан интензитет интегрисаних антропогених стресора, пошто, на пример, бентосни предатори нису показали одговор на повећану концентрацију нутријената у води. Осим тога, трофичке групе макроинвертебрата садрже агрегације таксона, чија је индивидуална осетљивост на загађење нутријентима и остале стресоре могла да доведе до различитих одговора бентосних и епифитских трофичких група на антропогене стресоре. На пример, како је раније показано, одређени таксони, означени као епифитски предатори у овој студији, какве су пијавице (Hirudinea), преферирају загађене воде са високом концентрацијом нутријената (Kazanci et al., 2015). Такође, начин исхране макроинвертебрата зависи од доступности и квалитета хране у околини, као и од онтогеније (Rawer-Jost et al., 2000), па макроинвертебрате могу да мењају начин исхране у зависности од доступне хране и током различитих стадијума у свом животном циклусу, што отежава додељивање одређене трофичке групе таксонима са великом тачношћу. Док је абундантност епифитских филтатора показала негативан одговор на повишене концентрације нутријената, повећање концентрације нутријената није имало утицаја на бентосне филтаторе. Већина врста које су означене као филтатори у овом раду могу се, осим филтрирањем, хранити и као стругачи или сакупљачи (Moog & Hartmann, 2017), што зависи од доступности хране у окружењу, која може бити одређена типом микростаништа (седимент или макрофите) (Tarkowska-Kukuryk, 2010; Nesteruk, 2012). Таква флексибилност у начину исхране могла је да допринесе добијеним резултатима.

Како је горе наведено, каскадни ефекти антропогених стресора су били један од главних механизма антропогеног утицаја на мултитрофички диверзитет заједнице риба, мада је забележен и директан ефекат на предаторске рибе. Иако је риболов у овој



студији значајно допринео укупном интензитету интегрисаних антропогених стресора којим су изложене баре IV, V и VI (Слика 16), нису регистровани негативни ефекти антропогених стресора на диверзитет трофичких група у оквиру заједнице риба. Изненађујуће, забележен је позитиван ефекат интегрисаног антропогеног стреса на абундантност, а тиме и на богатство предаторских риба, иако је општеприхваћено да су предаторске рибе, нарочито штука *Esox lucius*, посебно осетљиве на повећане нивое антропогеног стреса (Belpaire et al., 2000). Наиме, велика величина тела, која је убичајена за врсте на врху трофичких мрежа и која условљава и њихову потребу за великом територијом, чини предаторе нарочито рањивим на деструкцију станишта (Raffaelli, 2004), али и на експлоатацију риболовом (Allan et al., 2005). Према добијеним резултатима мултитрофичког модела за рибе, а такође и према резултатима линеарног модела за укупну заједницу риба, може се закључити да риболов није био значајан стресор на заједницу риба, јер би, у супротном, прекомерно изловљавање риба довело до негативних ефеката на ову заједницу. У истраживаним барама које су настале експлоатацијом песка и шљунка (баре I, II и III), нису констатоване предаторске врсте риба, осим једне индивидуе сома *Silurus glanis* L. (Табеле 11 и 12), врсте која је толерантна на антропогени утицај (Stojković et al., 2014). При томе су, осим антропогених активности, различите природне прилике у барама другачијег начина постанка могле да доведу до одсуства предаторских риба у овим барама. На пример, емерзна вегетација, која је предаторским рибама важна за лов и скривање од крупнијих канибалиста (Casselman & Lewis, 1996), је била потпуно одсутна са локалитета 7 и 9 у оквиру баре III. То је могло да доведе до одсуства предаторских риба из ове баре, иако је у њој забележен релативно низак интензитет интегрисаног антропогеног стреса, у поређењу са локалитетима где је констатована највећа абундантност и богатство предаторских риба (Слика 16; Табела 12). Осим тога, баре које су остаци некадашњег речног корита су под јачим утицајем реке, у односу на баре настале експлоатацијом шљунка. Повезаност са реком може значајно да утиче на састав рибљих врста у водним телима у плавним подручјима (Glińska-Lewczuk et al., 2016). Такође је важно напоменути и то, да мера укупног интензитета интегрисаних антропогених стресора, коришћена у овом раду, иако указује на ниво антропогеног стреса којима су заједнице у истраживаним барама изложене, не обрачунава специфичне концентрације разноразних загађивача који могу бити присутни у води (нпр., тешке метале, пестициде), као ни њихове потенцијалне интеракције, које могу да доведу до сложених крајњих ефеката, јачих или слабијих од њихових индивидуалних

ефеката (Jackson et al., 2016). Према томе, да би се са сигурношћу објаснили директни ефекти антропогених стресора на истраживане трофичке групе, потребно је укључити у анализе додатне параметре квалитета воде.

#### 5.4.2. Каскадни ефекти

Каскадни ефекти који су забележени у *PSEM* мултитрофичким моделима за зоопланктон и рибе, потврђују резултате претходних студија о „*Bottom-up*“ контроли ових заједница од стране фитопланктона (Leibold, 1999; Miranda et al., 2014). Међутим, док се већина студија бавила односима између диверзитета зоопланктона и риба с једне, и биомасе фитопланктона с друге стране, утицај богатства фитопланктонске заједнице на варирање диверзитета виших трофичких нивоа је изучаван у мањој мери (Bockwoldt et al., 2017). Уочено смањење богатства хербиворног зоопланктона са порастом богатства фитопланктона у *PSEM* моделу, није у сагласности са запажањем да би већа хетерогеност ресурса требало да подржи већи број конзументских таксона („Ефекат хетерогености ресурса“; Hutchinson, 1959). Позитиван однос између богатства ресурса и богатства конзумента је често бележен у истраживањима терестричних екосистема, у којима су многи хербивори, попут инсеката, специјализовани за своју биљку домаћина (Ebeling et al., 2014). За разлику од њих, зоопланктонске врсте генерално показују мањи степен трофичке специјализације (Топпо et al., 2016), па је забележено да акватични екосистеми, попут морских, са великим богатством фитопланктона немају увек и велико богатство зоопланктонске заједнице (Irigoien et al., 2014). С друге стране, у слатководним екосистемима је забележена позитивна веза између богатства фитопланктона и богатства зоопланктона, када су модрозелене алге (*Cyanobacteria*), разматране засебно од осталих фитопланктонских таксона, при чему је указано на негативне ефекте ове групе на богатство и фитопланктонске и зоопланктонске заједнице (Bockwoldt et al., 2017). Тако, негативан ефекат богатства фитопланктона на богатство хербиворних зоопланктонских таксона, забележен у мултитрофичком моделу, може бити повезан са присуством нејестивих таксона у фитопланктонској заједници, као што су велике колонијалне и филаментозне модрозелене алге. На пример, најмање богатство хербиворног зоопланктона је забележено у бари III (Табела 12), у којој су модрозелене алге по абундантности доминирале у фитопланктонској заједници. Пошто абундантност појединачних врста у разноврснијим заједницама тежи смањењу (Root, 1973), повећан број нејестивих врста у заједници може додатно да редукује абундантност јестивих. Према томе, хербиворни

зоопланктон у истраживаној бари III, са највећим богатством фитопланктона, би могао да има мању количину доступне хране, што може да ограничи коегзистенцију врста кроз појачану конкуренцију за заједнички ресурс и тиме доведе до смањења богатства хербиворног зоопланктона (Abrams, 1995). Да, осим богатства и абунданности, и промене у саставу врста трофичких група могу да утичу на њихове конзументе због промена у релативним густинама хранидбених ресурса, указивале су и раније студије (Barnes et al., 2017).

Позитиван каскадни ефекат антропогених стресора на богатство предаторских риба, забележен у *PSEM* мултитрофичком моделу, је у супротности са резултатима претходних истраживања, која указују на то да су организми на вишим трофичким нивоима, попут топ предатора, подложнији екстинкцији услед антропогеног утицаја, пошто зависе од разноврсности и стабилности заједница на нижим трофичким нивоима (Petchey et al., 2004). Међутим, предаторске врсте риба, забележене у истраживаним барама, су трофички омнивори јер се хране пленом са више трофичких нивоа (Табела 22), што их чини мање осетљивим на смањење ресурса. Поред тога, већина предаторских риба из ове студије, тачније греч *Perca fluviatilis* L. и сом *Silurus glanis*, показују снажан трофички генерализам и прилагодљивост новим изворима плена (Vejić et al., 2017). Због тога се одговори предаторских риба на промене у доступности и хетерогености њиховог плена из *PSEM* модела, у неколико случајева, нису могли објаснити генералним хипотезама које објашњавају односе између ресурса и конзумента. На пример, негативан ефекат абундантности омниворних риба на богатство предаторских врста, није у складу са „Хипотезом продуктивности“, према којој би већа количина ресурса требало да привуче више врста конзумента (Abrams, 1995). Овај негативан ефекат је, врло вероватно, последица конкуренције између омниворних и предаторских врста риба за заједнички ресурс (бескичмењаке) током раних фаза у животном циклусу предаторских риба, док још нису прешле на исхрану рибама (Persson, 1988; Olson et al., 1995). Такође, и постојање унутаргрупног предаторства у оквиру групе предаторских риба (Табела 12), где је греч плен штуки и сому, може да објасни забележене негативне ефекте абундантности омниворних риба на богатство предаторских риба. Наиме, како је раније забележено, повећање абундантности заједничког плена (у овом случају омниворних риба) може поспешити предаторски притисак од стране унутаргрупних предатора (штуке и сома), што може да доведе до нестанка унутаргрупног плена (греча) (Diehl & Feissel, 2001). Такође се и

негативан ефекат абундантности бентосних макроинвертебрата на абундантност омниворних риба може приписати конкуренцији између предаторских макроинвертебрата и омниворних риба за остале групе макроинвертебрата и зоопланктон, али је овај ефекат у сагласности са запажањем да се успех предатора смањује са повећањем величине групе плена („Ефекат разређивања ресурса“; Foster & Treherne, 1981). Ипак, резултати *PSEM* модела указују да, осим контроле од стране ресурса („*Bottom-up*“), предаторски притисак, односно „*Top-down*“, контрола, као и конкуренција за ресурсе, додатно доприносе сложености мултитрофичких односа у барском екосистему, а тиме и на одговоре мултитрофичког диверзитета на повећан ниво антропогеног стреса којима су барске заједнице изложене.

За разлику од заједница зоопланктона и риба, није детектован ниједан каскадни ефекат интегрисаних антропогених стресора на трофичке групе у оквиру заједница макроинвертебрата. Разлог овоме може бити одсуство посредничких трофичких група које нису разматране у овом раду, као што су, на пример, перифитон за стругаче и крупна честична органска материја за секаче. Такође, упркос томе што је показано да количина детритуса у акватичним екосистемима одређује диверзитет и структуру заједнице макроинвертебрата (Hagen et al., 2012; Gossner et al., 2016), нису детектовани статистички значајни ефекти укупних суспендованих честица у води и укупне органске материје у седименту на богатство и абундантност детритиворних група макроинвертебрата (филтратора и сакупљача). Због тога би било добро размотрити у моделима fine органске честице у води и седименту, као хранидбене ресурсе за ове трофичке групе. На крају, према резултатима *PSEM* мултитрофичких модела, богатство и абундантност макрофитске заједнице су имали позитивне ефекте на одређене трофичке групе конзументата, обезбеђујући хетерогеност станишта и разноврсност хране епифитским секачима (Srivastava & Lawton, 1998; Bogut, 2007), као и већу доступност хране и склоништа бентосним секачима и омниворним рибама (Rozas & Odum, 1988; Abrams, 1995; Merritt & Cummins, 2006; Watson & Barmuta, 2011). Према томе, иако у *PSEM* моделима нису детектовани статистички значајни ефекти појачаног интензитета интегрисаних антропогених стресора на макрофите, ови резултати указују да би смањење и абундантности и богатства макрофита са порастом нивоа људских активности у истраживаним барама, које је детектовано у линеарним моделима, могло да доведе до негативних ефеката на секаче и омниворне рибе.

## **5.5. Крајњи ефекти и општи обрасци утицаја интегрисаних антропогених стресора на мултитрофички биодиверзитет у барама**

Када су директни и индиректни ефекти интегрисаних антропогених стресора сабрани за сваки трофички ниво појединачно, као и у оквиру целе трофичке мреже, испоставило се да је повећање концентрације нутријената у води било значајнији индиректни механизам којим је појачан ниво антропогеног стреса остварио негативан ефекат на укупан диверзитет истраживаних бара, у односу на каскадне ефекте (Слика 23). Негативни ефекти повећане концентрације нутријената, заједно са каскадним ефектима, довели су до крајњег негативног ефекта на укупни биодиверзитет у истраживаним барама (Слика 23). Слично су Госнер и сарадници (Gossner et al., 2016) забележили да је хемизам воде (садржај нутријената, раствореног кисеоника и рН) био најзначајнији медијатор антропогеног утицаја на заједнице бескичмењака у малим водним телима. Као што је већ напоменуто, заједнице у барама, као природно еутрофним или хипертрофним екосистемима, су прилагођене еутрофним условима, као што су велике осцилације нивоа кисеоника у води (Rosset et al., 2014). Због тога није изненађујуће што варијације у концентрацији кисеоника на истраживаним локалитетима нису имале утицаја ни на једну трофичку групу у оквиру заједница конзумента у истраживаним барама. Такође, јаки негативни ефекти пораста концентрације нутријената у води на детритиворе у истраживаним барама (Табела 22), као и одсуство статистички значајних ефеката повећане концентрације нутријената у води на трофичке групе риба, може да потврди резултате претходних студија које указују на то да су организми на нижим трофичким нивоима осетљивији на контаминанте и промене у хемизму воде, на супрот организмима на вишим трофичким нивоима, који су осетљивији на физичке измене станишта (Raffaelli 2004; Della Bella & Mancini, 2009).

Као што је напоменуто у уводном одељку овог рада, промене богатства и абундантности врста у оквиру више трофичких нивоа, под антропогеним утицајем, могу имати последице по мултифункционалност и стабилност барских екосистема. У овој студији, интегрисани интензитет антропогених стресора је имао најјачи негативан ефекат на богатство фитопланктона (Табела 22), што може утицати на складиштење угљеника у барама, јер је усвајање угљеника од стране фитопланктона директно

повезано са таксономским богатством ове заједнице (Ptasnik et al., 2008). Абундантност детритиворних трофичких група (омниворног зоопланктона и епифитских филтатора) је такође показала јак негативан одговор на појачан интензитет антропогених стресора (Табела 22), што може утицати на транспорт детритуса у екосистему. Наиме, ове две групе бескичмењака су кључне за трансформацију великих количина растворене и fine органске материје суспендоване у води, у знатно већи фекални пелет, богат нутријентима (Malmqvist et al., 2001). Овим се повећава стопа таложења честица, чиме се обогаћују ресурси за бентосне сакупљаче (Howard & Cuffey, 2006). Због тога, смањење абундантности епифитских филтатора и омниворног зоопланктона са повећаним интензитетом антропогених стресора у истраживаним барама, може да поремети транспорт органске материје и енергије између горњих слојева воде и бентосних заједница (Tank et al., 2010). Узимајући у обзир наведене чињенице може се закључити да би ради неометане мултифункционалности истраживаних бара требало размотрити начине смањења нивоа антропогеног стреса којима су заједнице у њима континуирано изложене.

## 6. Закључци

На основу резултата овог истраживања могу се извести следећи закључци:

1. Ефекти интегрисаних вишеструких антропогених стресора на абундантност и богатство барских заједница варирају у зависности од испитиване заједнице и трофичке групе, што се може приписати различитој осетљивости акватичних заједница, гилди и трофичких нивоа.
2. Механизми антропогеног утицаја на барске заједнице се јасно разликују између различитих заједница и њихових трофичких група, што је такође разлог варирања јачине и смера ефеката интегрисаних антропогених стресора на абундантност и богатство таксона у оквиру различитих трофичких нивоа.
3. Резултати оба типа моделовања примењених у овом раду (линеарног и структуралних једначина) указују да су заједнице примарних продуцента (фитопланктон и макрофите) у истраживаним барама осетљивије на појачан интензитет интегрисаних антропогених стресора од заједница организама са виших трофичких нивоа.
4. Ефекти интегрисаних антропогених стресора на базалне трофичке нивое у истраживаним барама су каскадни путем довели и до варијација абундантности и богатства организама на вишим трофичким нивоима (у случају ефеката на фитопланктон), односно показано је да могу имати негативних ефеката на абундантност и богатство организама на вишим трофичким нивоима (у случају ефеката на макрофите).
5. Варирање хемизма воде истраживаних бара, тј. пораст концентрација нутријената у води са порастом интензитета интегрисаних антропогених стресора, показале су негативне ефекте на детритиворе (омниворни зоопланктон и епифитске филтраторе), највероватније јер су ове групе, због начина исхране најизложеније дејству загађивача из воде. С друге стране, повећане концентрације нутријената нису имале негативне ефекте на остале групе макроинвертебрата и рибе, што може да потврди ранија запажања да су организми на вишим трофичким нивоима мање осетљиви на измене хемизма воде и да су становници бара, као природно еутрофних екосистема, прилагођени повећаним концентрацијама нутријената.
6. Бентосне и епифитске макроинвертебрате у истраживаним барама су показале различите одговоре на појачан интензитет интегрисаних антропогених стресора, до

чега је довела снажна зависност епифитских макроинвертебрата од заједнице макрофита. Због тога би било пожељно ове две групе разматрати засебно при процени антропогеног утицаја на варирање диверзитета заједнице макроинвертебрата у барама.

7. Природне карактеристике истраживаних бара (начин постанка, интензитет утицаја реке, међусобна повезаност и степен окружености мањим барама) су показале статистички значајне ефекте на варирање абундантности и богатства испитиваних заједница и физичко-хемијских параметара воде у већини случајева. Такође су ове карактеристике, нарочито међусобна повезаност истраживаних бара, у појединим случајевима модификовале крајње ефекте интегрисаних антропогених стресора, због чега је пожељно укључити ове факторе у анализама антропогеног утицаја на варирање диверзитета барских заједница, како би се боље разумео одговор барских заједница на појачан интензитет антропогених стресора.
8. И поред варирања одговора различитих заједница и трофичких група, укупни ефекти интегрисаних вишеструких антропогених стресора на мултитрофички биодиверзитет у истраживаним барама су били негативни, што указује да би требало би размотрити начине смањења нивоа антропогеног стреса којима су заједнице у истраживаним барама континуирано изложене, а уз то поспешити њихову међусобну повезаност, као фактора који је, у највећем броју случајева, показао позитивне ефекте на абундантност и богатство испитиваних заједница и који може да ублажи негативне ефекте антропогених активности.



## 7. Литература

- Јосифовић, М. (ур.) (1970–1980). Флора СР Србије, I-X. Београд: САНУ.
- Рылов, М.В. (1948). Ракообразные, Сусloroidea пресных вод, Фауна СССР, Т. III, Издательство Академии наук СССР. Москва, Ленинград.
- Петковски, Т. (1983). Фауна на Македонија V: Каланоиди - Calanoida (Crustacea – Сорерода), Природонаучен музеј на Македонија, Скопје.
- Abrams, P.A. (1995). Monotonic or unimodal diversity productivity gradients - what does competition theory predict. *Ecology* 76:2019–2027.
- Akasaka, M., Takamura, N., Mitsuhashi, H., Kadono, J. (2010). Effects of land use on aquatic macrophyte diversity and water quality of ponds. *Freshwater Biology* 55:909–922.
- Ako, T.A., Onoduku, U.S., Oke, S.A., Essien, B.I., Idris, F.N., Umar, A.N. & Ahmed, A.A. (2014). Environmental effects of sand and gravel mining on land and soil in Luku, Minna, Nigger State, North Central Nigeria. *Journal of Geosciences and Geomatics* 2:42–49. DOI:10.12691/jgg-2-2-1.
- Allan, E., Bossdorf, O., Dormann, C.F. et al. (2014). Interannual variation in land-use intensity enhances grassland multidiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111:308–313.
- Allan, J.D., Abell, R., Hogan, Z., Revenga, C., Taylor, B.W., Welcomme, R.L. & Winemiller, K. (2005). Overfishing of inland waters. *Bioscience* 55:104–1051.
- Allan, J.D., McIntyre, P.B., Smith, S.D.P., Halpern, B.S., Boyer, G.L., Buchsbaum, A., Burton, G.A., Campbell, L.M., Chadderton, W.L., Ciborowski, J.J.H., Doran, P.J., Eder, T., Infante, D.M., Johnson, L.B., Joseph, C.A., Marino, A.L., Prusevich, A., Read, J.G., Rose, J.B., Rutherford, E.S., Sowa, S.P. & Steinman, A.D. (2013). Joint analysis of stressors and ecosystem services to enhance restoration effectiveness. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110:372–377.
- Amoros, C. & Bornette, G. (2002). Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology* 47:761–776.

- Andersen, T., Cranston, P.S. & Epler, J.H. (eds). (2013). The larvae of Chironomidae (Diptera) of the Holarctic region — Keys and diagnoses. *Insect Systematics and Evolution Suppl.* 66; 571 p.
- Anderson, D.M., Glibert, P.M. & Burkholder, J.M. (2002). Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries* 25:704–726.
- Anholt, B.R. & Werner, E.E. (1998). Predictable changes in predation mortality as a consequence of changes in food availability and predation risk. *Evolutionary Ecology* 12:729–738. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1006589616931>.
- APHA (1985). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 16<sup>th</sup> ed. American Public Health Association, Washington, DC.
- APHA (1999). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20<sup>th</sup> ed. American Public Health Association, Washington, DC.
- Arhonditsis, G.B., Stow, C.A., Steinberg, L.J., Kenney, M.A., Lathrop, R.C., McBride, S.J. & Reckhow, K.H. (2006). Exploring ecological patterns with structural equation modeling and Bayesian analysis. *Ecological Modelling* 192:385–409.
- Armitage, P., Cranston, P.S. & Pinder, L.C.V. (1995). *The Chironomidae. The biology and ecology of non-biting midges*. London: Chapman & Hall.
- Arts, G.H.P. (2002). Deterioration of Atlantic soft water macrophyte communities by acidification, eutrophication and alkalisation. *Aquatic Botany* 73:373–393.
- Attayde, J.L. & Ripa, J. (2008). The coupling between grazing and detritus food chains and the strength of trophic cascades across a gradient of nutrient enrichment. *Ecosystems* 11:980–990.
- Aylward, B., Bandyopadhyay, J. & Belausteguigotia, J-C. (2005). Freshwater ecosystem services. In: *Ecosystems and Human Well-Being: Policy Responses (Millennium Ecosystem Assessment vol. 3)*, Oxford: Island Press, pp. 213–255.
- Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, J.S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D. & Schmid, B. (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9:1146–1156.

- Ban, S.S., Graham, N.A. & Connolly, S.R. (2014). Evidence for multiple stressor interactions and effects on coral reefs. *Global Change Biology* 20:681–697.
- Barbiero, R.P., Lesht, B.M. & Warren, G.J. (2011). Evidence for bottom–up control of recent shifts in the pelagic food web of Lake Huron. *Journal of Great Lakes Research* 37:78–85.
- Barker, T., Hatton, K., O’Connor, M., Connor, L. & Moss, B. (2008). Effects of nitrate load on submerged plant biomass and species richness: results of a mesocosm experiment. *Fundamental and Applied Limnology* 173(2):89–100.
- Barnes, A.D., Allen, K., Kreft, H., Corre, M.D., Jochum, M., Veldkamp, E., Clough, Y., Daniel, R., Darras, K., Denmead, L.H., Haneda, N.F., Hertel, D., Knohl, A., Kotowska, M.M., Kurniawan, S., Meijide, A., Rembold, K., Prabowo, W.E., Schneider, D., Tschardtke, T. & Brose, U. (2017). Direct and cascading impacts of tropical land-use change on multi-trophic biodiversity. *Nature Ecology & Evolution* 1:1511–1519. DOI: 10.1038/s41559-017-0275-7.
- Barnes, A.D., Jochum, M., Lefcheck, J.S., Eisenhauer, N., Scherber, C., O’Connor, M.I., Ruiter, P. & Brose, U. (2018). Energy flux: The link between multitrophic biodiversity and ecosystem functioning. *Trends in Ecology & Evolution* 33: 186–197.
- Bartoš, E. (1959). *Virnici-Rotatoria. Fauna ČSR, svezek 15, Nakladestvi Českoslovenke Akademie Ved, Praha, 969 p.*
- Bascompte, J., Melián, C.J. & Sala, E. (2005). Interaction strength combinations and the overfishing of a marine food web. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102:5443–5447.
- Bauernfeind, E. & Humpesch, U. (2001). *Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie. Verlag des Naturhistorischen Museums, Wien, 239 p.*
- Bayram, A. & Önsoy, H. (2015). Sand and gravel mining impact on the surface water quality: a case study from the city of Tirebolu (Giresun Province, NE Turkey). *Environmental Earth Sciences* 73:1997–2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3549-2>.

- Bazzanti, M., Della Bella, V. & Seminara, M. (2003). Factors affecting macroinvertebrate communities in astatic ponds in Central Italy. *Journal of Freshwater Ecology* 18:537–548.
- Belgers, J.D.M., Van Lieverloo, R.J., Van der Pas, L.J.T. & Van den Brink, P.J. (2007). Effects of the herbicide 2,4-D on the growth of nine aquatic macrophytes. *Aquatic Botany* 86:260–268.
- Belpaire, C., Smolders, R., Auweele, I.V., Ercken, D., Breine, J., Van Thuyne, G. & Ollevier, F. (2000). An Index of Biotic Integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian water bodies. *Hydrobiologia* 434:17–33.
- Benedetti, F., Gasparini, S. & Ayata, S.D. (2015). Identifying copepod functional groups from species functional traits. *Journal of Plankton Research* 38:159–166. DOI: <https://doi.org/10.1093/plankt/fbv096>.
- Bennett, A.F. (2003). *Linkages in the Landscape: the Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation*, 2<sup>nd</sup> edition. IUCN Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Bernays, E.A., Bright, K.L., Gonzales, N. & Angel, J. (1994). Dietary mixing in generalist herbivore: test of two hypotheses. *Ecology* 75:1997–2006.
- Biggs, J., Corfield, A., Walker, D., Whitfield, M. & Williams, P. (1994). New approaches to the managements of ponds. *British Wildlife* 5:273–287.
- Biggs, J., Williams, P., Whitfield, P.N. & Weatherby, A. (2005). 15 years of pond assessment in Britain: results and lessons learned from the work of Pond Conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15:693–714.
- Biggs, J., von Fumetti, S. & Kelly-Quinn, M. (2017). The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. *Hydrobiologia* 793:3–39.
- Bischof, M.M., Hanson, M.A., Fulton, M.R., Kolka, R.K., Sebestyen, S.D. & Butler, M.G. (2013). Invertebrate community patterns in seasonal ponds in Minnesota, USA: Response to hydrologic and environmental variability. *Wetlands* 33:245–256.
- Bjorndal, K.A. (1991). Diet mixing: nonadditive interactions of diet items in an omnivorous freshwater turtle. *Ecology* 72:1234–1241.

- Blicharska, M., Andersson, J., Bergsten, J., Bjelke, U., Hilding-Rydevik, T. & Johansson, F. (2016). Effects of management intensity, function and vegetation on the biodiversity in urban ponds. *Urban Forestry & Urban Greening* 20:103–112.
- Blüthgen, N., Dormann, C.F., Prati, D., Klaus, V.H., Kleinebecker, T., Hölzel, N., Alt, F., Boch, S., Gockel, S., Hemp, A., Müller, J., Nieschulze, J., Renner, S. C., Schöning, I., Schumacher, U., Cocher, S.A., Wells, K., Brikhof, K., Buscot, F., Oelmann, Y., Rothenwöhrer, C., Scherber, C., Tschardt, T., Weiner, C.N., Fischer, M., Kalko, E. K.V., Linsenmair, K.E., Schulze, E.D. & Weisser, W.W. (2012). A quantitative index of land-use intensity in grasslands: Integrating mowing, grazing and fertilization. *Basic and Applied Ecology* 13:207–220.
- Bockwoldt, K.A., Nodine, E.R., Mihuc, T.B., Shambaugh, A.D. & Stockwell, J.D. (2017). Reduced phytoplankton and zooplankton diversity associated with increased cyanobacteria in Lake Champlain, USA. *Journal of Contemporary Water Research & Education* 160:100–118. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1936-704X.2017.03243.x>.
- Bogut, I., Vidaković, J., Palijan, G. & Čerba, D. (2007). Benthic macroinvertebrates associated with four species of macrophytes. *Biologia* 62:600–606. DOI: <https://doi.org/10.2478/s11756-007-0118-0>.
- Boisson, J.C. & Perrodin, Y. (2006). Effects of road runoff on biomass and metabolic activity of periphyton in experimental streams. *Journal of Hazardous Materials* 132:148–154. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.07.083>.
- Boix, D., Gascón, S., Sala, J., Badosa, A., Brucet, S., López-Flores, R., Martinoy, M., Gifre, J. & Quintana, X.D. (2008). Patterns of composition and species richness of crustaceans and aquatic insects along environmental gradients in Mediterranean water bodies. *Hydrobiologia* 597:53–69.
- Boix, D., Biggs, J., Céréghino, R., Hull, A.P., Kalettka, T. & Oertli, B. (2012). Pond research and management in Europe: “Small is beautiful”. *Hydrobiologia* 689:1–9.
- Bolnick, D.I., Snowberg, L.K., Hirsch, P.E., Lauber, C.L., Knight, R., Caporaso, J.G. & Svanbäck, R. (2014). Individuals’ diet diversity influences gut microbial diversity in two freshwater fish (threespine stickleback and Eurasian perch). *Ecology Letters* 17:979–987. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.12301>.

- Bornette, G. & Amoros, C. (1991). Aquatic vegetation and hydrology of a braided river floodplain. *Journal of Vegetation Science* 2:497–512.
- Bornette, G. & Puijalon, S. (2011). Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquatic Sciences* 73:1–14.
- Bosiacka, B. & Pieńkowski, P. (2012). Do biogeographic parameters matter? Plant species richness and distribution of macrophytes in relation to area and isolation of ponds in NW Polish agricultural landscape. *Hydrobiologia* 689:79–90. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0850-x>.
- Brönmark, C. & Hansson, L.A. (2002). Environmental issues in lakes and ponds: current state and perspectives. *Environmental Conservation* 29:290–306.
- Brysiewicz, A., Sługocki, Ł., Wesołowski, P. & Czerniawski, R. (2017). Zooplankton community structure in small ponds in relation to fish community and environmental factors. *Applied Ecology and Environmental Research* 15:929–941.
- Bundschuh, M. & McKie, B.G. (2016). An ecological and ecotoxicological perspective on fine particulate organic matter in streams. *Freshwater Biology* 61:2063–2074. DOI:10.1111/fwb.12608.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. (2002). *Model selection and multimodel inference*, 2<sup>nd</sup> edition. Springer, NY, USA.
- Buzhdygan, O.Y., Meyer, S.T., Weisser, W.W., Eisenhauer, N., Ebeling, A., Borrett, S.R., Buchmann, N., Cortois, R., De Deyn, G.B., de Kroon, H., Gleixner, G., Hertzog, L.R., Hines, J., Lange, M., Mommer, L., Ravenek, J., Scherber, C., Scherer-Lorenzen, M., Scheu, S., Schmid, B., Steinauer, K., Strecker, T., Tietjen, B., Vogel, A., Weigelt, A. & Petermann, J.S. (2020). Biodiversity increases multitrophic energy use efficiency, flow and storage in grasslands. *Nature Ecology & Evolution* 4:393–405. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1123-8>.
- Camargo, J.A., Alonso, A. & Salamanca, A. (2005). Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere* 58:1255–1267.

- Cao, T., Xie, P., Ni, L., Wu, A., Zhang, M., Wu, S. & Smolders, A.J.P. (2007). The role of  $\text{NH}_4^+$  toxicity in the decline of the submersed macrophyte *Vallisneria natans* in lakes of the Yangtze River basin, China. *Marine and Freshwater Research* 58:581–587.
- Cao, T., Ni, L., Xie, P., Xu, J. & Zhang, M. (2011). Effects of moderate ammonium enrichment on three submersed macrophytes under contrasting light availability. *Freshwater Biology* 56:1620–1629. DOI:10.1111/j.1365-2427.2011.02601.x.
- Cardinale, B.J., Duffy, E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D. & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486:59–67. DOI:10.1038/nature11148.
- Carpenter, S.R., Kitchell, J.F. & Hodgson, J.R. (1985). Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience* 35:634–639.
- Carpenter, S.R., Kitchell, J.F., Hodgson, J.R., Cochran, P.A., Elser, J.R., Elser, M.M., Lodge, D.M., Kretchmer, D. & He, X. (1987). Regulation of lake primary productivity by food web structure. *Ecology* 68:1863–1876.
- Casé, M., Leça, E.E., Leitão, S.N., Sant’ Anna, E.E., Schwamborn, R. & de Moraes Junior, A. T. (2008). Plankton community as an indicator of water quality in tropical shrimp culture ponds. *Marine Pollution Bulletin* 56:1343–1352.
- Casselman, J.M. & Lewis, C.A. (1996). Habitat requirements of the northern pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53:161–174.
- Cayrou, J. & Céréghino, R. (2003). Life history, growth and secondary production of *Caenis luctuosa* and *Cloeon simile* (Ephemeroptera) in a small pond, S.W. France. *Aquatic Insects* 25:191–201.
- Cayrou, J. & Céréghino, R. (2005). Life-cycle phenology of some aquatic insects: implications for pond conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15:559–571.
- Céréghino, R., Biggs, J., Oertli, B. & Declerck, S. (2008a). The Ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat. *Hydrobiologia* 597:1–6.

- Céréghino, R., Ruggiero, A., Marty, P. & Angélibert, S. (2008b). Biodiversity and distribution patterns of freshwater invertebrates in farm ponds of a south-western French agricultural landscape. *Hydrobiologia* 597:43–51.
- Céréghino, R., Boix, D., Cauchie, H. M., Martens, K. & Oertli, B. (2014). The ecological role of ponds in changing world. *Hydrobiologia* 723:1–6.
- Chang, K.H., Doi, H., Nishibe, Y. & Nakano, S. (2010). Feeding habits of omnivorous *Asplanchna*: comparison of diet composition among *Asplanchna herricki*, *A. priodonta* and *A. girodi* in pond ecosystems. *Journal of Limnology* 69:209–216. DOI: 10.3274/JL10-69-2-03.
- Chislock, M.F., Doster, E., Zitomer, R.A. & Wilson, A.E. (2013). Eutrophication: causes, consequences, and controls in aquatic ecosystems. *Nature Education Knowledge* 4:10.
- Christensen, M.R., Graham, M.D., Vinebrooke, R.D., Findlay, D.L., Paterson, M.J. & Turner, M.A. (2006). Multiple anthropogenic stressors cause ecological surprises in boreal lakes. *Global Change Biology* 12:2316–2322.
- Clarke, E. & Baldwin, A.H. (2002). Responses of wetland plants to ammonia and water level. *Ecological Engineering* 18:257–264.
- Coffman, W.P. (1973). Energy flow in a woodland stream ecosystem: II. The taxonomic composition and phenology of the Chironomidae as determined by the collection of the pupal exuviae. *Archiv für Hydrobiologie* 71:281–322.
- Cole, J., Prairie, Y., Caraco, N., McDowell, W., Tranvik, L., Striegl, R., Duarte, C., Kortelainen, P., Downing, J., Middelburg, J. & Melack, J. (2007). Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems* 10:172–185. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10021006-9013-8>.
- Collins, A.I., Newell Price, J.P., Zhang, Y., Gooday, R., Naden, P.S. & Skirvin, D. (2018). Assessing the potential impacts of a 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.



- Conroy, E., Turner, J., Rymszewicz, A., Bruen, M., O'Sullivan, J., Lawler, D., Stafford, S. & Kelly-Quinn, M. (2018). Further insights into the responses of macroinvertebrate species to burial by sediment. *Hydrobiologia* 805:399–411.
- Cooke, S.J. & Cowxs, I.G. (2004). The role of recreational fishing in global fish crises. *BioScience* 54:857–859.
- Cook, S.C., Housley, L., Back, J.A. & King, R.S. (2018). Freshwater eutrophication drives sharp reductions in temporal beta diversity. *Ecology* 99:47–56.
- Copp, G.H., Wesley, K.J. & Vilizzi, L. (2005). Pathways of ornamental and aquarium fish introductions into urban ponds of Epping Forest (London, England): the human vector. *Journal of Applied Ichthyology* 21:263–274.
- Copp, G.H., Warrington, S. & Wesley, K.J. (2008). Management of an ornamental pond as a conservation site for a threatened native fish species, crucian carp *Carassius carassius*. *Hydrobiologia* 597:149–155.
- Corbet, P.S. (1999). *Dragonflies: behavior and ecology of Odonata*. Cornell University Press, Ithaca, New York.
- Côté, I.M., Darling, E.S. & Brown, C.J. (2016). Interactions among ecosystem stressors and their importance in conservation. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283:20152592. DOI: <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2015.2592>.
- Crain, C.M., Kroeker, K. & Halpern, B.S. (2008). Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters* 11:1304–1315.
- Cruz-Rivera, E. & Hay, M.E. (2000). The effects of diet mixing on consumer fitness: macroalgae, epiphytes, and animal matter as food for marine amphipods. *Oecologia* 123:252–264.
- Cummins, K.W. (1973). Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology* 18:183–206.
- Curado, N., Hartel, T. & Arntzen, J.W. (2011). Amphibian pond loss as a function of landscape change – A case study over three decades in an agricultural area of northern France. *Biological Conservation* 144:1610–1618.

- Cushing, C.E. & Allan, J.D. (2001). *Streams: their ecology and life*. Academic Press, San Diego.
- Cyr, H. & Downing, J.A. (1988a). Empirical relationships of phytomacrofaunal abundance to plant biomass and macrophyte bed characteristics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45:976–984.
- Cyr, H. & Downing, J.A. (1988b). The abundance of phytophilous invertebrates on different species of submerged macrophytes. *Freshwater Biology* 20:365–374.
- Daniel, M.H.B., Montebelo, A.A., Bernardes, M.C., Ometto, J.P.H.B., De Camargo, P.B., Krusche, A.V., Ballester, M.V., Victoria, R.L. & Martinelli, L.A. (2002). Effects of urban sewage on dissolved oxygen, dissolved inorganic and organic carbon, and electrical conductivity of small streams along a gradient of urbanization in the Piracicaba River basin. *Water, Air, and Soil Pollution* 136:189–206.
- Damnjanović, B. (2019). *Ekologija i konzervaciona vrednost vodene vegetacije šljunkara u plavnom području reke Drine*. Doktorska disertacija. Prirodno-matematički fakultet Univerziteta u Novom Sadu, Novi Sad.
- Damnjanović, B., Novković, M., Vesić, A., Živković, M., Radulović, S., Vukov, D., Anđelković, A. & Cvijanović, D. (2019). Biodiversity-friendly designs for gravel pit lakes along the Drina River floodplain (the Middle Danube Basin, Serbia). *Wetlands Ecology and Management* 27:1–22.
- Davies, B., Biggs, J., Williams, P., Whitfield, M., Nicolet, P., Sear, D., Bray, S. & Maund, S. (2008). Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 125:1–8.
- Davies, S.R., Sayer, C.D., Greaves, H., Siriwardena, G.M. & Axmacher, J.C. (2016). A new role for pond management in farmland bird conservation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 233:179–191.
- Davis, J., Sim, L. & Chambers, J. (2010). Multiple stressors and regime shifts in shallow aquatic ecosystems in antipodean landscapes. *Freshwater Biology* 55 (Suppl. 1):5–18.
- Davis, S.J., Ó hUallacháin, D., Mellander, P.E., Kelly, A.M., Matthaei, C.D., Piggot, J.J. & Kelly-Quinn, M. (2018). Multiple-stressors effects of sediment, phosphorus and

nitrogen on stream macroinvertebrate communities. *Science of the Total Environment* 637–638:577–587.

DeAngelis, D.L. (1992). *Dynamics of nutrient cycling and food webs*. Chapman & Hall, New York.

Declerck, S., De Bie, T., Ercken, D., Hampel, H., Schrijvers, S., Van Wichelen, J., Gillard, V., Mandiki, R., Losson, B., Bauwens, D., Keijers, S., Vyverman, W., Goddeeris, B., De Meester, L., Brendonck, L. & Mertens, K. (2006). Ecological characteristics of small farmland ponds: Associations with land use practices at multiple spatial scales. *Biological Conservation* 131:523–532.

Declerck, S.A.J., Bakker, E.S., van Lith, B., Kersbergen, A. & van Donk, E. (2011). Effects of nutrient additions and macrophyte composition on invertebrate community assembly and diversity in experimental ponds. *Basic and Applied Ecology* 12:466–475. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.baae.2011.05.001>.

Della Bella, V., Bazzanti, M. & Chiarotti, F. (2005). Macroinvertebrate diversity and conservation status of Mediterranean ponds in Italy: water permanence and mesohabitat influence. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15:583–600.

Della Bella, V., Bazzanti, M., Dowgiallo, M.G. & Iberite, M. (2008). Macrophyte diversity and physico-chemical characteristics of Tyrrhenian coast ponds in central Italy: implications for conservation. *Hydrobiologia* 597:85–95. DOI:10.1007/s10750-007-9216-9.

Della Bella, V. & Mancini, L. (2009). Freshwater diatom and macroinvertebrate diversity of coastal permanent ponds along a gradient of human impact in a Mediterranean ecoregion. *Hydrobiologia* 364:25–41. DOI:10.1007/s10750-009-9890-x.

del Pozo, R., Fernández-Aláez, C. & Fernández-Aláez, M. (2011). The relative importance of natural and anthropogenic effects on community composition of aquatic macrophytes in Mediterranean ponds. *Marine and Freshwater Research* 62:101–109.

De Meester, L., Declerck, S., Stoks, R., Louette, G., Van de Meutter, F., De Bie, T., Michels, E. & Brendonck, L. (2005). Ponds and pools as model systems in conservation

- biology, ecology and evolutionary biology. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15:715–725.
- Dévai, I. (1977). Az Evezőlábú rákok (Calanoida es Cyclopoida). *Vízügyi hidrobiológia* 5, Vízügyi Dokumentációs és Továbbképző Intézet, Budapest, 220 p.
- Dhote, S. & Dixit, S. (2007). Water quality improvements through macrophytes: a case study. *Asian Journal of Experimental Sciences* 21:427–430.
- Diehl, S. & Kornijów, R. (1998). The influence of submerged macrophytes on trophic interactions among fish and macroinvertebrates. In: Jeppensen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M. & Christoffersen, K (eds.), *The structuring role of macrophytes in lakes*. Springer Verlag, New York, pp. 24–46.
- Diehl, S. & Feissel, M. (2001). Intraguild prey suffer from enrichment of their resources: a microcosm experiment with ciliates. *Ecology* 82:2977–2983.
- Dodson, S.I., Lillie, R.A. & Will-Wolf, S. (2005). Land use, water chemistry, aquatic vegetation, and zooplankton community structure of shallow lakes. *Ecological Applications* 15:1191–1198.
- Downing, J.A., Cole, J.J., Middelburg, J.J., Striegl, R.G., Duarte, C.M., Kortelainen, P., Prairie, Y.T. & Laube, K.A. (2008). Sediment organic carbon burial in agriculturally eutrophic impoundments over the last century. *Global Biogeochemical Cycles* 22:GB1018.
- Dubey, D. & Dutta, V. (2020). Nutrient Enrichment in Lake Ecosystem and Its Effects on Algae and Macrophytes. In: Shukla, V. & Kumar, N. (eds.), *Environmental Concerns and Sustainable Development*. Springer, Singapore.
- Dudgeon, D, Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.H., Soto, D., Stiassny, M.L.J. & Sullivan, C.A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81:163–182.
- Dudgeon, D. (2010). Prospects for sustaining freshwater biodiversity in the 21<sup>st</sup> century: linking ecosystem structure and function. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2:422–430.

- Dussart, B. (1969). *Les copepodes des eaux continentales d'Europe occidentale, Tom II: Cyclopoïdes et Biologie*, N. Boubée et Cie, Paris, 292 p.
- Ebeling, A., Meyer, S.T., Abbas, M., Eisenhauer, N., Hillebrand, H., Lange, M., Scherber, C., Vogel, A., Weigelt, A. & Weisser, W.W. (2014). Plant diversity impacts decomposition and herbivory via changes in aboveground arthropods. *PLoS ONE* 9:1–8. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0106529>.
- European Union (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities, Series L* 327:1–73.
- Edington, J.M. & Hildrew, A.G. (1995). *Caseless caddis larvae of the British Isles. A key with ecological notes*. Freshwater Biological Association, Scientific Publication 53, Ambleside, Cumbria, 134 p.
- EEA (1999). *Environment in the European Union at the Turn of the century*. European Environmental Agency, Copenhagen.
- Egertson, C.J., Kopaska, J.A. & Downing, J.A. (2004). A century of change in macrophyte abundance and composition in response to agricultural eutrophication. *Hydrobiologia* 524:145–156.
- Eiseler, B. (2005). *Bildbestimmungsschlüssel für die Eintagsfliegenlarven der deutschen Mittelgebirge und des Tieflandes. Identification key to the mayfly larvae of the German Highlands and Lowlands*. *Lauterbornia* 53:1–112.
- Elliot, J., Humpesch, U. & Macan, T. (1988). *Larvae of the British Ephemeroptera: A Key with Ecological Notes*. FBA Scientific Publication, 145 p.
- Elliot, J. & Humpesch, U. (2010). *Mayfly larvae (Ephemeroptera) of Britain and Ireland: Keys and Review of their Ecology*. Freshwater Biological Association, Ambleside, 152 p.
- Engelhardt, K.A.M. & Ritchie, M.E. (2001). Effects of macrophyte species richness on wetland ecosystem functioning and services. *Nature* 441:687–689.

- Falkowski, P.G., Barber, R.T. & Smetacek, V. (1998). Biogeochemical controls and feedbacks on ocean primary production. *Science* 281:200–206.
- Faraway, J.J. (2014). *Linear Models with R*, 2<sup>nd</sup> edition. Chapman & Hall/CRC, 286 p.
- Feld, C.K., Segurado, P. & Gutiérrez-Cánovas, C. (2016). Analysing the impact of multiple stressors in aquatic biomonitoring data: A ‘cook-book’ with applications in R. *Science of the Total Environment* 573:1320–1339.
- Fleming, J.P. & Dibble, E.D. (2015). Ecological mechanisms of invasion success in aquatic macrophytes. *Hydrobiologia* 746:23–37.
- Flössner, D. (1972). *Krebstiere, Crustacea: Kiemen und Blattfüsser, Branchiopoda; Fischläuse, Branchiura, Tierwelt Deutschl*, 60, Gustav Fischer Verlag, Jena, 501 p.
- Forel, F-A. (1904). *Le Léman. Monographie Limnologique*, vol. 3. Slatkine reprints 1969: Geneva.
- Foster, W.A. & Treherne, J.E. (1981). Evidence for the dilution effect in the selfish herd from fish predation on a marine insect. *Nature* 29:466–467.
- Freeland, W.J. & Janzen, D.H. (1974). Strategies in herbivory by mammals: the role of plant secondary compounds. *The American Naturalist* 108:269–289.
- Gao, J., Ren, P., Zhou, Q. & Zhang, J. (2019). Comparative studies of the response of sensitive and tolerant submerged macrophytes to high ammonium concentration stress. *Aquatic Toxicology* 211:57–65. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.03.020>.
- García-Berthou, E., Alcaraz, C., Pou-Rovira, Q., Zamora, L., Goenders, G. & Feo, C. (2005). Introduction pathways and establishment rates of invasive aquatic species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62:453–463.
- Garibaldi, L.A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R. et al. (2013). Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science* 339:1608–1611.
- Gerritsen, J. & Strickler, J.R. (1977). Encounter probabilities and community structure in zooplankton: a mathematical model. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34:73–82.

- Gerken, B. & Sternberg, K. (1999). Die Exuvien Europäischer Libellen (Insecta, Odonata). The exuviae of European dragonflies. Arnika & Eisvogel, Höxter, Jena, 354 p.
- Gerking, S.D. (1994). Feeding ecology of fish. Academic Press, San Diego, Calif.
- Glińska-Lewczuk, K., Burandt, P., Kujawa, R., Kobus, S., Obolewski, K., Dunalska, J., Grabowska, M., Lew, S. & Chormański, J. (2016). Environmental factors structuring fish communities in floodplain lakes of the undisturbed system of the Biebrza River. *Water* 8:146. DOI: <https://doi.org/10.3390/w8040146>.
- Glöer, P. (2002). Die süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas. Bestimmungsschlüssel, Lebensweise, Verbreitung. Zbirka Die tierwelt Deutschlands. Založba Conchbooks, Bonn, 327 p.
- González-Sagrario, M.A, Balseiro, E., Ituarte, R. & Spivak, E. (2009). Macrophytes as refuge or risky area for zooplankton: a balance set by littoral predacious macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 54:1042–1053.
- Gossner, M.M., Lade, P., Rohland, A., Sichert, N., Kahl, T., Bauhus, J., Weisser, W.W. & Petermann, J.S. (2016). Effects of management on aquatic tree-hole communities in temperate forests are mediated by detritus amount and water chemistry. *Journal of Animal Ecology* 85:213–226. DOI:10.1111/1365-2656.12437.
- Graham, S.I., Kinnaird, M.F., O'Brien, T.G., Vågen, T.G., Winowiecki, L.A., Young, T.P. & Young, H.S. (2019). Effects of land-use change on community diversity and composition are highly variable among functional groups. *Ecological Applications* 29:e01973. DOI:10.1002/eap.1973.
- Grillas, P., Gauthier, P., Yavercovski, N. & Perennou, C. (2004). Mediterranean temporary pools Vol. 1. Issues relating to conservation, functioning and management. Station Biologique de La Tour du Valat Ed. 118 p.
- Grime, J.P. (1998). Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology* 86:902–910.
- Groombridge, B. (ed.) (1992). Global biodiversity. Status of the Earth's living resources. Chapman and Hall, London.

- Guiry, M.D. & Guiry, G.M. (2021). AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. URL: <http://www.algaebase.org>.
- Gulati, R.D., van Donk, E. & Kornijów, R. (1990). Hydrophyte-macroinvertebrate interactions in Zwemlust, a lake undergoing biomanipulation. In: Gulati, R.D., Lammens, E.H.R.R., Meijer, M.L. & van Donk, E. (eds.), *Biomanipulation Tool for Water Management. Developments in Hydrobiology*, vol 61. Springer, Dordrecht. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-94-017-0924-8\\_41](https://doi.org/10.1007/978-94-017-0924-8_41).
- Gutowsky, L.F.G., Giacomini, H.C., de Kerckhove, D.T., Mackereth, R., McCormick, D. & Chu, C. (2019). Quantifying multiple pressure interactions affecting populations of a recreationally and commercially important freshwater fish. *Global Change Biology* 25:1049–1062.
- Hagen, E.M., McCluney, K.E., Wyant, K.A., Soykan, C.U., Keller, A.C., Luttermoser, K.C., Holmes, E.J., Moore, J.C. & Sabo, J.L. (2012). A meta-analysis of the effects of detritus on primary producers and consumers in marine, freshwater, and terrestrial ecosystems. *Oikos* 121:1507–1515. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19666.x>.
- Han, Z. & Cui, B. (2016a). Development of an integrated stress index to determine multiple anthropogenic stresses on macrophyte biomass and richness in ponds. *Ecological Engineering* 90:151–162.
- Han, Z. & Cui, B. (2016b). Performance of macrophyte indicators to eutrophication pressure in ponds. *Ecological Engineering* 96:8–19.
- Hauer, F.R. & Resh, V.H. (2006). Macroinvertebrates. In: Hauer, F.R. & Lamberti, G.A. (eds.), *Methods in stream ecology*. 2<sup>nd</sup> edition. Academic Press, San Diego, California, pp. 435–454.
- Hašler, P., Štěpánková, J., Špačková, J., Neustupa, J., Kitner, M., Hekera, P., Veselá, J., Burian, J. & Poulíčková, A. (2008). Epipellic cyanobacteria and algae: a case study from Czech ponds. *Fottea* 8:133–146.
- Hautier, Y., Tilman, D., Isbell, F., Seabloom, E.W., Borer, E.T. & Reich, P.B. (2015). Anthropogenic environmental changes affect ecosystem stability via biodiversity. *Science* (New York, N.Y.) 348:336–340. DOI:10.1126/science.aaa1788.



- Havens, K.E. (2008). Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems. In: Hundell, H.K. (ed.), *Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs*. Springer, New York, pp. 733–747.
- Henry, C.P., Amoros, C & Bornette, G. (1996). Species traits and recolonization processes after flood disturbances in riverine macrophytes. *Vegetatio* 122:13–27.
- Hering, D., Carvalho, L., Argiller, C., Beklioglu, M., Borja, A., Cardoso, A.C., Duel, H., Ferreira, T., Globovnik, L., Hanganu, J., Hellsten, S., Jeppensen E., Kodeš, V., Solheim, A.L., 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* 503:10–21. DOI:10.1016/j.scitotenv.2014.06.106.
- Heywood, V.H., Watson, R.T. & United Nations Environment Programme (1995). *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Hill, M.J., Sayer, C.D. & Wood, P.J. (2016a). When is the best time to sample aquatic macroinvertebrates in ponds for biodiversity assessment? *Environmental Monitoring and Assessment* 188:194–204. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5178-6>.
- Hill, M.J., Ryves, D.B., White, R.C. & Wood, P.J. (2016b). Macroinvertebrate diversity in urban and rural ponds: Implications for freshwater biodiversity conservation. *Biological Conservation* 201:50–59.
- Hill, M.J., Heino, J., White, J.C., Ryves, D.B. & Wood, P.J. (2019). Environmental factors are primary determinants of different facets of pond macroinvertebrate alpha and beta diversity in a human-modified landscape. *Biological Conservation* 237:348–357.
- Hindák, F. (2001). *Fotografický atlas mikroskopických siníc*. Veda, Bratislava, pp. 1–128.
- Hofrat, W. & Ottendorfer, J. (1983). *Wasser und Abwasser, Index für die Limnosaprobiat, Band 26, Herausgegeben von der Bundesanstalt für Wasserergüte in Wien – Kaisermuhlen*, 175 p.
- Hogsden, K.L., Xenopoulos, M.A. & Rusak, J.A. (2009). Asymmetrical food web responses in trophic-level richness, biomass, and function following lake acidification. *Aquatic Ecology* 43:591–606. DOI:10.1007/s10452-008-9169-8.

- Hooper, D.U., Chapin III, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J. & Wardle, D.A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75:3–35.
- Horppila, J. & Nurminen, L. (2003). Effects of submerged macrophytes on sediment resuspension and internal phosphorus loading in Lake Hiidenvesi (southern Finland). *Water Research* 37:4468–4474.
- Howard, J.K. & Cuffey, K.M. (2006). The functional role of native freshwater mussels in the fluvial benthic environment. *Freshwater Biology* 51:460–474. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01507.x>.
- Huertas, I.E., Rouco, M., Lopez-Rodas, V. & Costas, E. (2010). Estimating the capability of different phytoplankton groups to adapt to contamination: herbicides will affect phytoplankton species differently. *New Phytologist* 188:478–487.
- Hughes, T.P. & Connell, J. H. (1999). Multiple stressors on coral reefs: A long-term perspective. *Limnology and Oceanography* 44:932–940.
- Hairton, N.G., Smith, F.E. & Slobodkin, L.B. (1960). Community structure, population control, and competition. *The American Naturalist* 94:421–425.
- Hutchinson, G.E. (1959). Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? *The American Naturalist* 93:145–159.
- Hutchinson, G.E. (1961). The paradox of the plankton. *The American Naturalist* 95:137–147.
- Interlandi, S.J. & Kilham, S.S. (2001). Limiting resources and the regulation of diversity in phytoplankton communities. *Ecology* 82:1270–1282.
- Irigoiien, X., Huisman, J. & Harris, R.P. (2004). Global biodiversity patterns of marine phytoplankton and zooplankton. *Nature* 429:863–867.
- Ito, H.C., Shiraishi, H., Nakagawa, M. & Takamura, N. (2020). Combined impact of pesticides and other environmental stressors on animal diversity in irrigation ponds. *PLoS ONE* 15:e0229052. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0229052>.

- Jackson, M.C., Loewen, C.J.G., Vinebrook, R.D. & Chimimba, C.T. (2016). Net effects of multiple stressors in freshwater ecosystems: a meta-analysis. *Global Change Biology* 22:180–189.
- James C., Fisher J., Russell V., Collings S. & Moss B. (2005). Nitrate availability and hydrophyte species richness in shallow lakes. *Freshwater Biology* 50:1049–1063.
- Jampeetong, A. & Brix, H. (2009). Effects of  $\text{NH}_4^+$  concentration on growth, morphology and  $\text{NH}_4^+$  uptake kinetics of *Salvinia natans*. *Ecological Engineering* 35:695–702.
- Jeffries, M. (2012). Ponds and the importance of their history: an audit of pond numbers, turnover and the relationship between the origins of ponds and their contemporary plant communities in south-east Northumberland, UK. *Hydrobiologia* 689:11–21.
- Jenačković, D.D, Lakušić, D., Zlatković, I., Jušković, M. & Randelović, N.V. (2019). Emergent wetland vegetation data recording: Does an optimal period exist?. *Applied Vegetation Science* 22:200–212. DOI:10.1111/avsc.12419.
- Jennings, M.J., Emmons, E.E., Hatzenbeler, G.R., Edwards, C. & Bozek, M.A. (2003). Is littoral habitat affected by residential development and land use in watersheds of Wisconsin lakes? *Lake and Reservoir Management* 19:272–279.
- Jeppesen, E., Søndergaard, Ma., Søndergaard, Mo. & Kirsten, C. (1998). The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Springer, New York.
- John, D.M., Whitton, B.A. & Brook, A.J. (2002). *The Freshwater Algal Flora of the British Isles. An Identification Guide to Freshwater and Terrestrial Algae*. Cambridge University Press, New York.
- Jones, D.L., Freeman, C. & Sánchez-Rodríguez, A.R. (2017). Waste Water Treatment. In: Thomas, B., Murray, B.G. & Murphy, D.J. (eds.), *Encyclopedia of Applied Plant Sciences*, Vol. 3, Waltham, MA: Academic Press, pp. 352–362.
- Jones, J., Murphy, J., Collins, A., Sear, D., Naden, P. & Armitage, P. (2012). The impact of fine sediment on macro-invertebrates. *River Research and Applications* 28:1055–1071.

- Joniak, T., Kuczyńska-Kippen, N., & Nagengast, B. (2007). The role of aquatic macrophytes in microhabitat transformation of physical-chemical features of small water bodies. *Hydrobiologia* 584:101–109.
- Jurajda, P., Ondračková, M. & Reichard, M. (2004). Managed flooding as a tool for supporting natural fish reproduction in man-made lentic water bodies. *Fisheries Management and Ecology* 11:237–242.
- Jusik, S. & Macioł, A. (2014). The influence of hydromorphological modifications of the littoral zone in lakes on macrophytes. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 43:66–76. DOI: <https://doi.org/10.2478/s13545-014-0119-x>.
- Kaller, M.D. & Hartman, K.J. (2004). Evidence of a threshold level of fine sediment accumulation for altering benthic macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia* 518:95–104. DOI: <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000025059.82197.35>.
- Kazancı, N., Ekingen, P., Dügel, M. & Türkmen, G. (2015). Hirudinea (Annelida) species and their ecological preferences in some running waters and lakes. *International Journal of Environmental Science and Technology* 12:1087–1096.
- Kelly, M. (2013). Data rich, information poor? Phytobenthos assessment and the Water Framework Directive. *European Journal of Phycology* 48:437–450.
- Keruzoré, A.A., Willby, N.J. & Gilvear, D.J. (2013). The role of lateral connectivity in the maintenance of macrophyte diversity and production in large rivers. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23:301–315.
- Kilham, P. & Hecky, R.E. (1988). Comparative ecology of marine and freshwater phytoplankton. *Limnology and Oceanography* 33:776–795.
- Kjørboe, T. (2008). *A Mechanistic Approach to Plankton Ecology*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Kjørboe, T. (2011). How zooplankton feed: mechanisms, traits and trade-offs. *Biological Reviews* 86: 311–339. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2010.00148.x>.
- Kizuka, T., Akasaka, M., Kadoya, T & Takamura, N. (2014). Visibility from roads predict the distribution of invasive fishes in agricultural ponds. *PLoS ONE* 9:1–10. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0099709>.

- Knight, T.M., McCoy, M.W., Chase, J.M., McCoy, K.A. & Holt, R.D. (2005). Trophic cascades across ecosystems. *Nature* 437:880–883.
- Knowlton, M. F. & Jones, J.R. (1997). Trophic status of Missouri River floodplain lakes in relation to basin type and connectivity. *Wetlands* 17:468–475.
- Knutson, M.G., Richardson, W.B., Reineke, D.M., Gray, B.R., Parmelee, J.R. & Weick, S.E. (2004). Agricultural ponds support amphibian populations. *Ecological Applications* 14:669–684.
- Kohl, K.D., Coogan, S.C.P. & Raubenheimer, D. (2015). Do wild carnivores forage for prey or for nutrients? Evidence for nutrient-specific foraging in vertebrate predators. *Bioessays* 37:701–709. DOI: <https://doi.org/10.1002/bies.201400171>.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. (1998). Cyanoprokaryota 1. Teil: Chroococcales. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, 548 p.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. (2005). Cyanoprokaryota 2. Teil: Oscillatoriales. In: Budel, B., Krienitz, L., Gärtner, G. & Schagerl, M. (eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, München, 759 p.
- Komárek, J. (2013). Cyanoprokaryota 3. Teil: Heterocytous Genera. In: Budel, B., Gärtner, G., Krienitz, L. & Schagerl, M. (eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Springer Spektrum Verlag, Heidelberg, Berlin, 1130 p.
- Kong, X. & Koelmans, A.A. (2019). Modeling decreased resilience of shallow lake ecosystems toward eutrophication due to microplastic ingestion across the food web. *Environmental Science & Technology* 53:13822–13831.
- Korte, E., Sondermann, W., Lesnik, V. & Lelek, A. (1999). Impact of overexploitation on fish community structure in the upper river Dniester (Ukraine). *Folia Zoologica* 48:137–142.
- Kosiba, J., Wilk-Woźniak, E., Krztoń, W., Strzesak, M., Pocięcha, A., Walusiak, E., Pudaś, K. & Szarek-Gwiazda, E. (2017). The trophic network in shallow oxbow lakes exposed to cyanobacterial blooms. *Microbial Ecology* 73:17–28. DOI:10.1007/s00248-016-0833-6.

- Koste, W. (1978). Rotatoria. Die Radiertiere Mitteleuropas. Überordnung Monogonta. 2. Auflage. I Textband, II Tafelband, 673 p. Gebrüder Borntraeger, Berlin – Stuttgart, 645 p.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1986). Bacillariophyceae 1, Teil: Naviculaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (eds.) Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/1. Gustav Fischer Verlag, Jena, 876 p.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1988). Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (eds.) Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/2. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, 596 p.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1991a). Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (eds.) Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/3. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, 576 p.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1991b). Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnanthaceae. Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. In: Ettl, H., Gartner, G., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/4. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart & New York, 437 p.
- Kratina, P., Greig, H.S., Thompson, P.L., Carvalho-Pereira, T.S.A. & Shurin, J.B. (2012). Warming modifies trophic cascades and eutrophication in experimental freshwater communities. *Ecology* 93:1421–1430.
- Kratina, P., LeCraw, R.M., Ingram, T. & Anholt, B.R. (2012). Stability and persistence of food webs with omnivory: Is there a general pattern? *Ecosphere* 3:1–18.
- Kuczyńska-Kippen, N. & Joniak, T. (2016). Zooplankton diversity and macrophyte biometry in shallow water bodies of various trophic state. *Hydrobiologia* 774:39–51.
- Kuczyńska-Kippen, H. (2020). Response of zooplankton indices to anthropogenic pressure in the catchment of field ponds. *Water* 12:758. DOI:10.3390/w12030758.

- Kundu, S., Vassanda Coumar, S., Rajendiran, S., Rao, A. & Subba Rao, A. (2015). Phosphates from detergents and eutrophication of surface water ecosystem in India. *Current Science India* 108:1320–1325.
- Larson, C.A & Belovsky, G.E. (2013). Salinity and nutrients influence species richness and evenness of phytoplankton communities in microcosm experiments from Great Salt Lake, Utah, USA. *Journal of Plankton Research* 35:1154–1166.
- Lawrenz, E., Smith, E.M. & Richardson, T.L. (2013). Spectral irradiance, phytoplankton community composition and primary productivity in a salt marsh estuary, North Inlet, South Carolina, USA. *Estuaries and Coasts* 36:347–364.
- Lefcheck, J.S., Whalen, M.A., Davenport, T.M., Stone, J.P. & Duffy, J.E. (2013). Physiological effects of diet mixing on consumer fitness: A Meta-Analysis. *Ecology* 94:565–572. DOI: <https://doi.org/10.1890/12-0192.1>.
- Lefcheck, J.S. (2016). piecewiseSEM: Piecewise structural equation modeling in R for ecology, evolution, and systematics. *Methods in Ecology and Evolution* 7:573–579. DOI:10.1111/2041-210X.12512.
- Leibold, M.A. (1996). A graphical model of keystone predators in food webs: trophic regulation of abundance, incidence, and diversity patterns in communities. *American Naturalist* 147:784–812.
- Leibold, M.A. (1999). Biodiversity and nutrient enrichment in pond plankton communities. *Evolutionary Ecology Research* 1:73–95.
- Leigh, C. & Datry, T. (2017). Drying as a primary hydrological determinant of biodiversity in river systems: a broad-scale analysis. *Ecography* 40:487–499.
- Lenhardt, M., Markovic, G., Hegedis, A., Maletin, S., Cirkovic, M. & Markovic, Z. (2011). Non-native and translocated fish species in Serbia and their impact on the native ichthyofauna. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 21:407–421.
- Lemmens, P., Mergeay, J., Van Wichelen, J., De Meester, L. & Declerck, S.A.J. (2015). The impact of conservation management on the community composition of multiple organism groups in eutrophic interconnected man-made ponds. *PLoS ONE* 10:e0139371. DOI:10.1371/journal.pone.0139371.

- Leuschner, C. & Ellenberg, H. (2017). *Ecology of Central European Non-Forest Vegetation: Coastal to Alpine, Natural to Man-Made Habitats. Vegetation Ecology of Central Europe, Volume II.* Springer International Publishing Switzerland.
- Le Viol, I., Mocq, J., Julliard R. & Kerbiriou, C. (2009). The contribution of motorway stormwater retention ponds to the biodiversity of aquatic macroinvertebrates. *Biological Conservation* 142:3163–3171.
- Lewis, L.S. & Anderson, T.W. (2012). Top-down control of epifauna by fishes enhances seagrass production. *Ecology* 93:2746–2757.
- Lewontin, R.C. (1969). The meaning of stability. *Brookhaven Symposia in Biology* 22:13–24.
- Litchman, E., de Tezanos Pinto, P., Klausmeier, C.A., Thomas, M.K. & Yoshiyama (2010). Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. *Hydrobiologia* 653:15–28.
- López-López, E., & Sedeño-Díaz, J.E. (2015). Biological indicators of water quality: The role of fish and macroinvertebrates as indicators of water quality. In: Armon, R.H. & Hänninen, O. (eds.), *Environmental Indicators*. Springer, Dordrecht, pp. 643–661.
- Makarewicz, J.C. & Likens, G.E. (1979). Structure and function of the zooplankton community of Mirror Lake, New Hampshire. *Ecological Monographs* 49:109–127.
- Makovinska, J. & Hlubikova, D. (2014). Phytobenthos of the River Danube. In: Liska I. (ed.), *The Danube River Basin. The Handbook of Environmental Chemistry*, vol 39. Springer, Berlin, Heidelberg. DOI: [https://doi.org/10.1007/698\\_2014\\_310](https://doi.org/10.1007/698_2014_310).
- Malmqvist, B., Wotton, R.S. & Zhang, Y. (2001). Suspension feeders transform massive amounts of seston in large northern rivers. *Oikos* 92:35–43. DOI: <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2001.920105.x>.
- Mandaville, S.M. (2002). *Benthic macroinvertebrates in freshwaters - taxa tolerance values, metrics, and protocols.* Project H-1, Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax. xviii, 48 p., Appendices A–B, 120 p.



- Marcano, J. (2009). Educación Ambiental; Elemento de ecología; Ecología de las aguas dulces II; clasificación ecológica de los organismos de agua dulce y comunidades del medio acuático. URL: <http://www.jmarcano.com/nociones/fresh2.html>.
- Marion, L. & Pallisson, J.M. (2003). A mass balance assessment of the contribution of floating-leaved macrophytes in nutrient stocks in aneutrophic macrophyte-dominated lake. *Aquatic Botany* 75:249–260.
- Matthaei, C.D., Piggott, J.J. & Townsend, C.R. (2010). Multiple stressors in agricultural streams: interactions among sediment addition, nutrient enrichment and water abstraction. *Journal of Applied Ecology* 47:639–649.
- McQueen, D.J., Post, J.R. & Mills, E.L. (1986). Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43:1571–1581.
- Merritt, R.W. & Cummins, K.W. (1996). An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa.
- Merritt, R.W. & Cummins, K.W. (2006). Trophic relationships of macroinvertebrates. In: Hauer, F.R. & Lamberti, G.A. (eds.). *Methods in stream ecology*. 2<sup>nd</sup> edition. Academic Press, San Diego, California, pp. 585–610.
- Merritt, R.W. & Wallace, J.B. (2009). Aquatic habitats. In: Resh, V.H. & Cardé, R.T. (eds.), *Encyclopedia of insects*. Academic Press, Amsterdam, The Netherlands, pp. 38–48.
- Michelan, T.S., Thomaz, S.M., Mormul, R.P. & Carvalho, P. (2010). Effects of an exotic invasive macrophyte (tropical signalgrass) on native plant community composition, species richness and functional diversity. *Freshwater Biology* 55:1315–1326.
- Miltner, R.J. & Rankin, E.T. (1998). Primary nutrients and the biotic integrity of rivers and streams. *Freshwater Biology* 40:145–158. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00324.x>.
- Miracle, M.R., Oertli, B., Céréghino, R. & Hull, A. (2010). Preface: conservation of European ponds- current knowledge and future needs. *Limnetica* 29:1–8.
- Miranda, L.E., Andrews, C.S. & Kröger, R. (2014). Connectedness of land use, nutrients, primary production, and fish assemblages in oxbow lakes. *Aquatic Sciences* 76:41–50. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00027-013-0310-y>.

- Moller Pillot, H.K.M. (1984a). De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera). 1A: Inleiding, Tanypodinae en Chironomini, St. E.I.S Nederland, Leiden.
- Moller Pillot, H.K.M. (1984b). De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera). 1B: Orthocladiinae sensu lato. St. E.I.S. Nederland, Leiden.
- Moller Pillot, H.K.M. (2009). Chironomidae larvae. Biology and Ecology of Chironomini. KNNV Publishing, Zeist.
- Moog, O. & Hartmann, A. (Eds.) (2017). Fauna Aquatica Austriaca, 3<sup>rd</sup> Edition. BMLFUW, Vienna.
- Mora, C., Tittensor, D.P., Adl, S., Simpson, A.G.B. & Worm, B. (2011). How many species are there on Earth and in the ocean? PLoS Biology 9:e1001127. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001127>.
- Moss, B., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Lauridsen, T. & Liu, Z. (2013). Nitrogen, macrophytes, shallow lakes and nutrient limitation: resolution of a current controversy? Hydrobiologia 710:3–21.
- Myers, N. (1996). Environmental services of biodiversity. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 93:2764–2769.
- Napiórkowska-Krzebietke, A. (2017). Phytoplankton as a basic nutritional source in diets of fish. Journal of Elementology 22:831–841.
- Nesteruk, T. (2012). Quantitative assessments of benthic and epiphytic fauna of meioinvertebrates of small water bodies of anthropogenic origin. Teka Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska 9:134–142.
- Nevalainen, L. & Luoto, T.P. (2017). Relationship between cladoceran (Crustacea) functional diversity and lake trophic gradients. Functional Ecology 31:488–498. DOI:10.1111/1365-2435.12737.
- Newbold, T., Hudson, L.N., Hill, S.L.L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R.A., Börger, L., Bennett, D.J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverria-Londoño, S., Edgar, M.J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M.L.K., Alhusseini, T., Ingram, D.J., Itescu, Y., Kattge, J., Kemp, V., Kirkpatrick, L., Kleyer, M., Laginha Pinto Correia, D., Martin, C.D., Meiri, S., Novosolov, M., Pan, Y., Phillips, H.R.P.,

- Purves, D.W., Robinson, A., Simpson, J., Tuck, S.L., Weiher, E., White, H.J., Ewers, R.M., Mace, G.M., Scharlemann, J.P.W. & Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520:45–50.
- Nieoczym, M. & Kloskowski, J. (2015). Responses of epibenthic and nektonic macroinvertebrate communities to a gradient of fish size in ponds. *Journal of Limnology* 74:50–62.
- Nicolet, P., Ruggiero, A. & Biggs, J. (2007). Second European pond workshop: conservation of pond biodiversity in a changing European landscape. *Annales de Limnologie-International Journal of Lymnology* 43:77–80.
- Nilsson, A. (1997). *Aquatic Insects of North Europe. A Taxonomic Handbook. Odonata Diptera. Volume 2.* Apollo Books, Stenstrup.
- Nixon, S.W. (1995). Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41:199–219.
- Oertli, B., Auderset Joye, D., Castella, E., Juge, R. & Lachavanne, J-B. (2000). *Diversité biologique et typologie écologique des étangs et petits lacs de Suisse.* Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, Laboratory of Ecology and Aquatic Biology, University of Geneva, Geneva.
- Oertli, B., Joye, D.A., Castella, E., Juge, R., Cambin, D. & Lachavanne, J.B. (2002). Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* 104:59–70.
- Oertli, B., Auderset Joye, D., Indermuehle, N., Juge, R. & Lachavanne, J-B. (2004). 1<sup>st</sup> European Pond Workshop “Conservation and monitoring of pond biodiversity”. *Archives des Sciences* 57:69–72.
- Oertli, B., Biggs, J., Céréghino, R., Grillas, P., Joly, P. & Lachavanne, J.B. (2005). Conservation and monitoring of pond biodiversity: introduction. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15:535–540.
- Oertli, B., Indermuehle, N., Angélibert, S., Hinden, H. & Stoll, A. (2008). Macroinvertebrate assemblages in 25 high alpine ponds of the Swiss National Park (Cirque of Macun) and relation to environmental variables. *Hydrobiologia* 597:29–41.

- Oertli, B., Céréghino, R., Hull, A. & Miracle, R. (2009). Pond conservation: from science to practise. *Hydrobiologia* 634:1–9.
- Oertli, B. & Parris, K.M. (2019). Review: Toward management of urban ponds for freshwater biodiversity. *Ecosphere* 10:e02810. DOI:10.1002/ecs2.2810.
- Oksanen, L., Fretwell, S.D., Arruda, J. & Niemela, P. (1981). Exploitation ecosystems in gradients of primary productivity. *The American Naturalist* 118:240–261. DOI: <https://doi.org/10.1086/283817>.
- Olson, M.H., Mittelbach, G.G. & Osenberg, C.W. (1995). Competition between predator and prey: resource-based mechanisms and implications for stage-structured dynamics. *Ecology* 76:1758–1771. DOI: <https://doi.org/10.2307/1940708>.
- Ormerod, S.J., Dobson, M., Hildrew, A.G. & Townsend, C.R. (2010). Multiple stressors in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology* 55 (Suppl. 1):1–4.
- Örnólfsson, E.B., Lumsden, S.E. & Pinckney, J.L. (2004). Nutrient pulsing as a regulator of phytoplankton abundance and community composition in Galveston Bay, Texas. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 303:197–220.
- Orr, J.A., Vinebrooke, R.D., Jackson, M.C., Kroeker, K.J., Kordas, R.L., Mantyka-Pringle, C., Van den Brink, P.J., De Laender, F., Stoks, R., Holmstrup, M., Matthaei, C.D., Monk, W.A., Penk, M.R., Leuzinger, S., Schäfer, R.B. & Piggott, J.J. (2020). Towards a unified study of multiple stressors: divisions and common goals across research disciplines. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 287:20200421. DOI:10.1098/rspb.2020.0421.
- Östman, Ö., Eklöf, J., Eriksson, B.K., Olsson, J., Moksnes, P-O. & Bergström, U. (2016). Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 53:1138–1147.
- OTA (1987). *Technologies to Maintain Biological Diversity*. Congress of the United States, Office of Technology Assessment, Washington, DC.
- Oyedeji, A.A. & Abowei, J.F.N. (2012). The classification, distribution, control, and economic importance of aquatic plants. *International Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 1:118–128.

- Pace, M.L. & Orcutt, Jr., J.D. (1981). The relative importance of protozoans, rotifers, and crustaceans in a freshwater zooplankton community. *Limnology and Oceanography* 26:822–830.
- Pace, M.L., Cole, J.J., Carpenter, S.R. & Kitchell, J.F. (1999). Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* 14:483–488.
- Perrow, M.R., Meijer, M.L., Dawidowicz, P. & Coops, H. (1997). Biomanipulation in shallow lakes: state of the art. *Hydrobiologia* 342 (343):355–365.
- Persson, L. (1988). Asymmetries in competitive and predatory interactions in fish populations. In: Ebenman, B. & Persson, L. (eds.), *Size-structured populations*. Springer, Berlin. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-3-642-74001-5\\_14](https://doi.org/10.1007/978-3-642-74001-5_14).
- Persson, L. & De Roos, A.M. (2012). Mixed competition-predation: Potential vs. realized interactions. *The Journal of Animal Ecology* 81:483–493.
- Petchey, O.L., Downing, A.L., Mittelbach, G.G., Persson, L., Steiner, C.F., Warren, P.H. & Woodward, G. (2004). Species loss and the structure and functioning of multitrophic aquatic ecosystems. *Oikos* 104:467–478.
- Pfleger, V. (2000). *A Field Guide in Colour to Molluscs*. UK edition. Silverdale Books, 216 p.
- Pinheiro, J.C., Bates, D.M., DebRoy, S., Sarkar, D. & R Core Team (2014). R nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1–118.
- Pimm, S.L. & Lawton, J.H. (1978). On feeding on more than one trophic level. *Nature* 275:542–544.
- Porter, K.G. & Orcutt, J.D. (1980). Nutritional adequacy, manageability, and toxicity as factors that determine the food quality of green and blue-green algae for *Daphnia*, In: Kerfoot, W.C. (ed.), *Evolution and ecology of zooplankton communities*. University Press of New England, pp. 268–281.
- Porter-Goff, E.R., Boylen, C.W. & Nierzwicki-Bauer, S.A. (2010). Periphyton dynamics along a stream with a gradient of human impact. *Journal of Freshwater Ecology* 25:385–394. DOI: <https://doi.org/10.1080/02705060.2010.9664381>.

- Power, M.E. (1992). Top-down and bottom-up forces in food webs: do plants have primacy? *Ecology* 73:733–746.
- Ptacnik, R., Solimini, A.G., Andersen, T., Tamminen, T., Brettum, P., Lepistö, Willén, E. & Rekolainen, S. (2008). Diversity predicts stability and resource use efficiency in natural phytoplankton communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105:5134–5138.
- Puliam, H.R. (1975). Diet optimization with nutrient constraints. *The American Naturalist* 109:765–768.
- R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.
- Raebel, E.M., Merckx, T., Feber, R.E., Riordan, P., Macdonald, D.W. & Thompson, D.J. (2011). Identifying high-quality pond habitats for Odonata in lowland England: implications for agri-environment schemes. *Insect Conservation and Diversity* 5:422–432. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2011.00178.x>.
- Raebel, E.M., Merckx, T., Feber, R.E., Riordan, P., Thompson, D.J. & Macdonald, D.W. (2012). Multi-scale effects of farmland management on dragonfly and damselfly assemblages of farmland ponds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 161:80–87.
- Raffaelli, D. (2004). How extinction patterns affect ecosystems. *Science* 306:1141–1142. DOI:10.1126/science.1106365.
- Rajagopal, T., Thangamani, A. & Archunan, G. (2010). Comparison of physico-chemical parameters and phytoplankton species diversity of two perennial ponds in Sattur area, Tamil Nadu. *Journal of Environmental Biology* 31:787–794.
- Ramachandra, T.V., Bharath, H.A., Vinay, S., Bharath, S., Asulabha, K.S., Sincy, V. & Sudarshan, P.B. (2015). Vanishing Lakes Interconnectivity & Violations in Valley Zone: Lack of Co-ordination among Para-State Agencies. ENVIS Technical Report 85, CES, Indian Institute of Science, Bangalore 560012.

- Randelović, V., Matejić, J. i Zlatković, B. (2007). Flora i vegetacija Batušinačkih bara kod Niša. U: Proceedings of 9<sup>th</sup> Symposium on Flora of Southeastern Serbia and Neighbouring Regions, str. 19–40.
- Rasmussen, P. & Anderson, N.J. (2005). Natural and anthropogenic forcing of aquatic macrophyte development in a shallow Danish lake during the last 7000 years. *Journal of Biogeography* 32:1993–2005.
- Rautio, M. & Vincent, W.F. (2006). Benthic and pelagic food resources for zooplankton in shallow high-latitude lakes and ponds. *Freshwater Biology* 51:1038–1052.
- Rawer-Jost, C., Böhmer, J., Blank, J. & Rahmann, H. (2000). Macroinvertebrate functional feeding group methods in ecological assessment. *Hydrobiologia* 422(423):225–232.
- Reid, A.J., Carlson, A.K., Creed, I.F., Eliason, E.J., Gell, P.A., Johnson, P.T.J., Kidd, K.A., MacCormack, T.J., Olden, J.D., Ormerod, S.J., Smol, J.P., Taylor, W.W., Tockner, K., Vermaire, J.C., Dudgeon, D. & Cooke, S.J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews* 94:849–873.
- Rempel, R.S. & Harrison, A.D. (1987). Structural and functional composition of the community of Chironomidae (Diptera) in a Canadian Shield Stream. *Canadian Journal of Zoology* 65:2545–2554.
- Rodrigues, L.C., Simões, N.R., Bovo-Scomparin, V.M., Jati, S., Santana, N.F., Roberto, M.C. & Train, S. (2015). Phytoplankton alpha diversity as an indicator of environmental changes in a neotropical floodplain. *Ecological Indicators* 48:334–341.
- Root, R.B. (1973). Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (*Brassica oleracea*). *Ecological Monographs* 43:95–124.
- Rossaro, B. & Lencioni, V. (2015). A key to larvae of *Diamesa* Meigen, 1835 (Diptera, Chironomidae), well known as adult males and pupae from Alps (Europe). *Journal of Entomological and Acarological Research* 47:123–138.
- Rosser, A.M. & Mainka, S.A. (2002). Overexploitation and species extinctions. *Conservation Biology* 16:584–586.

- Rosset, V., Angélibert, S., Arthaud, F., Bornette, G., Robin, J., Wezel, A., Vallod, D. & Oertli, B. (2014). Is eutrophication really a major impairment for small waterbody biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 51:415–425.
- Rott, E. (1991). Methodological aspects and perspectives in the use of periphyton for monitoring and protecting rivers. In: Whitton, B.A., Rott, E. & Friedrich, G. (eds.), *Proceedings of an International symposium, Dusseldorf, Germany*, pp. 9–16.
- Round, F.E. (1984). *The ecology of algae*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Rozas, L.P. & Odum, W.E. (1988). Occupation of submerged aquatic vegetation by fishes: testing the roles of food and refuge. *Oecologia* 77:101–106.
- Sand-Jensen, K. & Borum, J. (1991). Interactions among phytoplankton, periphyton, and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. *Aquatic Botany* 41:137–175.
- Sala, O.E., Chapin III F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzing, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L.R., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M. & Wall, D.H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770–1774. DOI:10.1126/science.287.5459.1770.
- Sass, L.L., Bozek, M.A., Hauxwell, J.A., Wagner, K & Knight, S. (2010). Response of aquatic macrophytes to human land use perturbations in the watersheds of Wisconsin lakes, U.S.A. *Aquatic Botany* 93:1–8.
- Schagerl, M., Bloch, I, Angeler, D.G. & Fesl, C. (2009). The use of urban clay-pit ponds for human recreation: assessment of impact on water quality and phytoplankton assemblages. *Environmental Monitoring and Assessment* 165:283–293. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0945-2>.
- Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.L., Moss, B. & Jeppesen, E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8:275–279.
- Scheffer, M., Zimmer, K., Jeppesen, E., Butler, M.G., van Geest, G.J., Hanson, M.A., Søndergaard, M., Declerck, S. & De Meester, L. (2006). Small biotope size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112:227–231.



- Schindler, D.E. & Scheuerell, M.D. (2002). Habitat coupling in lake ecosystems. *Oikos* 98:177–189. DOI: <http://dx.doi.org/10.1034/j.16000706.2002.980201.x>.
- Schmid, P. (1993). A key to the larval Chironomidae and their instars from Austrian Danube Region streams and rivers. Part 1. Diamesinae, Prodiamesinae and Orthoclaudiinae. Federal Institute for Water Quality of the Ministry of Agriculture and Forestry, Wien, 513 p.
- Sculthorpe, C.D. (1967). *The biology of aquatic vascular plants*. Edward Arnold, London.
- Sebastián-González, E., Sánchez-Zapata, J.A. and Botella, F. 2010. Agricultural ponds as alternative habitat for waterbirds: spatial and temporal patterns of abundance and management strategies. *European Journal of Wildlife Research* 56:11–20. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0288-x>.
- Shapiro, J. & Wright, D.I. (1984). Lake restoration by biomanipulation: Round Lake, Minnesota, the first two years. *Freshwater Biology* 14:371–383.
- Shipley, B. (2000). A new inferential test for path models based on directed acyclic graphs. *Structural Equation Modeling* 7:206–218. DOI: 10.1207/S15328007SEM0702\_4.
- Shukla, J.B., Misra, A.K. & Chandra, P. (2008). Mathematical modeling and analysis of the depletion of dissolved oxygen in eutrophied water bodies affected by organic pollutants. *Nonlinear Analysis: Real World Applications* 9:1851–1865.
- Shurin, J.B., Borer, E.T., Seabloom, E.W., Anderson, K., Blanchette, C.A., Brotimean, B., Cooper, S.D. & Halpern, B.S. (2002). A cross-ecosystem comparison of the strength of trophic cascades. *Ecology Letters* 5:785–791.
- Shurin J.B., Clasen, J.L., Greig, H.S., Kratina, P. & Thompson, P.L. (2012). Warming shifts top-down and bottom-up control of pond food web structure and function. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 367:3008–3017. DOI:10.1098/rstb.2012.0243.
- Simonović, P. (2001). *Ribe Srbije*. NNK International, Beograd, Zavod za zaštitu prirode Srbije i Biološki fakultet Univerziteta u Beogradu.
- Smith, V.H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research* 10:126–139.

- Smith, M., Ceni, A., Milic-Frayling, N., Shneiderman, B., Mendes Rodrigues, E., Leskovec, J. & Dunne, C. (2010). NodeXL: a free and open network overview, discovery and exploration add-in for Excel. The Social Media Research Foundation, URL: <https://www.smrfoundation.org>.
- Smolders, A.J.P., Lucassen, E.C.H.E.T., & Roelofs, J.G.M. (2002). The isoetid environment: biogeochemistry and threats. *Aquatic Botany* 73:325–350
- Solimini, A.G., Free, G., Donohue, I., Irvine, K., Pusch, M., Rossaro, B., Sandin, L. & Cardoso, A.C. (2006). Using benthic macroinvertebrates to assess ecological status of lakes Current knowledge and way forward to support WFD implementation. Report EUR 22347 for the European Commission, Institute for Environment and Sustainability. Office for Official Publications of the EC, Luxembourg.
- Solimini, A.G., Bazzanti, M., Ruggiero, A. & Carchini, G. (2008). Developing a multimetric index of ecological integrity based on macroinvertebrates of mountain ponds in central Italy. *Hydrobiologia* 597:109–123.
- Soliveres, S., van der Plas, F., Manning, P. et al. (2016). Biodiversity at multiple trophic levels is needed for ecosystem multifunctionality. *Nature* 536:456–459. DOI: 10.1038/nature19092.
- Sparks, R.E., Bayley, P.B., Kohler, S.L. & Osborne, L.L. (1990). Disturbance and recovery of large floodplain rivers. *Environmental Management* 14:699–709.
- Srivastava, D.S. & Lawton, J.H. (1998). Why more productive sites have more species: an experimental test of theory using tree-hole communities. *The American Naturalist* 152:510–529. DOI: <https://doi.org/10.1086/286187>.
- Stansfield, J.H., Perrow, M.R., Tench, L.D., Jowitt, A.J.D. & Taylor, A.A.L. (1997). Submerged macrophytes as refuges for grazing Cladocera against fish predation: observations on seasonal changes in relation to macrophyte cover and predation pressure. *Hydrobiologia* 342–343:229–240.
- Steidl, J., Kalettka, T., Ehlert, V., Quast J. & Augustin, J. (2008). Mitigation of pressures on water bodies by nutrient retention from agricultural drainage effluents using purification ponds. Proceedings of the 10th International Drainage Workshop, Vol. 16. Helsinki University of Technology:187–194.

- Stojković, M., Milošević, D., Simić, S. & Simić, V. (2014). Using a fish based model to assess the ecological status of lotic systems in Serbia. *Water Resources Management* 28:4615–4629. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11269-014-0762-4>.
- Stomp, M., Huisman, J., de Jongh, F., Veraart, A.J., Gerla, D., Rijkeboer, M., Ibelings, B.W., Wollenzien, U.I.A. & Stal, L.J. (2004). Adaptive divergence in pigment composition promotes phytoplankton biodiversity. *Nature* 432:104–107.
- Strayer, D.L. & Dudgeon, D. (2010). Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society* 29:344–358.
- Sun, Z., Sokolova, E., Brittain, J.E., Saltveit, S.J., Rauch, S. & Meland, S. (2019). Impact of environmental factors on aquatic biodiversity in roadside stormwater ponds. *Scientific Reports* 9:5994. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-42497-z>.
- Šramek-Hušek, R., Straškraba, M. & Brtek, J. (1962). Lupenorošci - Branchiopoda. Fauna ČSR, svazek 15, Vydalo Nakladetestvi Československe akademie ved, Praha, 470 p.
- Tank, J.L., Rosi-Marshall, E.J., Griffiths, N.A., Entekin, S.A. & Stephen, M.L. (2010). A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 29:118–146.
- Tarkowska-Kukuryk, M. (2010). Comparative study of epiphytic and benthic fauna of shallow eutrophic lake of Poleski National Park. *Teka Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska* 7:428–435.
- Taylor, P.D. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68:571–573.
- Teixeira-de Mello, F., Meerhoff, M., Pekcan-Hekim, Z. & Jeppensen, E. (2009). Substantial differences in littoral fish community structure and dynamics in subtropical and temperate shallow lakes. *Freshwater Biology* 54:1202–1215.
- Thompson, R.M., Hemberg, M., Starzomski, B.M. & Shurin, J.B. (2007). Trophic levels and trophic tangles: The prevalence of omnivory in real food webs. *Ecology* 88:612–617.

- Thompson, R.M., Dunne, J.A. & Woodward, G. (2012). Freshwater food webs: Towards a more fundamental understanding of biodiversity and community dynamics. *Freshwater Biology* 57:1329–1341.
- Tockner, K., Pennetzdorfer, D., Reiner, N., Schiemer, F. & Ward, J.V. (1999). Hydrological connectivity, and the exchange of organic matter and nutrients in a dynamic river-floodplain system (Danube, Austria). *Freshwater Biology* 41:521–535.
- Tockner, K., Pusch, M., Borchardt, D. & Lorang, M.S. (2010). Multiple stressors in coupled river-floodplain ecosystems. *Freshwater Biology* 55 (Suppl. 1):135–151.
- Thomaz, S.M. & Cunha, E.R. (2010). The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages, composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22:218–236.
- Thornhill, I., Batty, L., Death, R.G., Friberg, N.R. & Ledger, M.E. (2017). Local and landscape scale determinants of macroinvertebrate assemblages and their conservation value in ponds across an urban land-use gradient. *Biodiversity and Conservation* 26:1065–1086.
- Timm, T. (1999). Eestirõngusside (Annelida) määraja. A Guide to the Estonian Annelidae. Estonian Academy Publishers, Tartu-Tallinn.
- Tõnno, I., Agasild, H., Kõiv, T., Freiberg, R., Nõges, P. & Nõges, T. (2016). Algal diet of small-bodied crustacean zooplankton in a cyanobacteria dominated eutrophic lake. *PLoS ONE* 11:e0154526. DOI:10.1371/journal.pone.0154526.
- Townsend, C.R., Uhlmann, S.S. & Matthaei, C.D. (2008). Individual and combined responses of stream ecosystems to multiple stressors. *Journal of Applied Ecology* 45:1810–1819.
- Trigal, C., García-Criado, F. & Fernández-Aláez, C. (2007). Macroinvertebrate communities of Mediterranean ponds (North Iberian Plateau): importance of natural and human-induced variability. *Freshwater Biology* 52:2042–2055.

- Trigal, C., García-Criado, F. & Fernández-Aláez, C. (2009). Towards a multimetric index for ecological assessment of Mediterranean flatland ponds: the use of macroinvertebrates as bioindicators. *Hydrobiologia* 618:109–123.
- Turner, J.T. (1984). The feeding ecology of some zooplankters that are important prey items of larval fish. NOAA Technical Report NMFS 7:1–28.
- Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Valentine, D.H., Walters, S.M. & Webb, D.A. (eds.) (1964–1980). *Flora Europaea*, I-V. London: Cambridge University Press.
- Usio, N., Imada, M., Nakagawa, M., Akasaka, M. & Takamura, N. (2013). Effects of pond draining on biodiversity and water quality of farm ponds. *Conservation Biology* 27:1429–1438.
- Usio, N., Nakagawa, M., Aoki, T., Higuchi, S., Kadono, Y., Akasaka, M. & Takamura, N. (2017). Effects of land use on trophic states and multi-taxonomic diversity in Japanese farm ponds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 247:205–215.
- Utermöhl, H. (1958). Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton methodik. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9:1–38.
- Vane-Wright, R.I., Humphries, C.J. & Williams, P.H. (1991). What to protect? Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation* 55:235–254.
- Vander Laan, J.J., Hawkins, C.P., Olson, J.R. & Hill, R.A. (2013). Linking land-use, in-stream stressors, and biological condition to infer causes of regional ecological impairment in streams. *Freshwater Science* 32:801–820.
- Vejřík, L., Vejříková, I., Blabolil, P., Eloranta, A.P., Kočvara, L., Peterka, J., Sajdllová, Z., Chung, S.H.T, Šmejkal, M., Kiljunen, M. & Čech, M. (2017). European catfish (*Silurus glanis*) as a freshwater apex predator drives ecosystem via its diet adaptability. *Scientific Reports* 7:15970. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-16169-9>.
- Vinebrooke, R.D., Schindler, D.W., Findlay, D.L., Turner, M.A., Paterson, M. & Mills, K.H. (2003). Trophic dependence of ecosystem resistance and species compensation in experimentally acidified lake 302S (Canada). *Ecosystems* 6:101–113.

- Wahl, D.H., Wolfe, M.D., Santucci Jr., V.J. & Freedman, J.A. (2011). Invasive carp and prey community composition disrupt trophic cascades in eutrophic ponds. *Hydrobiologia* 678:49–63.
- Walkley, A. & Black, I.A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37:29–38.
- Wallace, J.B., Benke, A.C., Lingle, A.H. & Parsons, K. (1987). Trophic pathways of macroinvertebrate primary consumers in subtropical blackwater streams. *Archiv für Hydrobiologie (Suppl. 74)* 4:423-451.
- Waringer, J. & Graf, W. (1997). *Atlas der Österreichischen Köcherfliegenlarven: unter Einschluss der angrenzenden Gebiete*. Facultas Universitätsverlag, Wien, 288 p.
- Waters, T.F. (1995). *Sediment in streams: sources, biological effects and control*. American Fisheries Society Monograph, Maryland.
- Watson, A. & Barmuta, L.A. (2011). Feeding-preference trials confirm unexpected stable isotope analysis results: freshwater macroinvertebrates do consume macrophytes. *Marine and Freshwater Research* 62:1248–1257.
- Watson, S.B., McCauley, E. & Downing, J.A. (1997). Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status. *Lymnology and Oceanography* 42:487–495.
- Weaver, M.J., Magnuson, J.J. & Clayton, M.K. (1997). Distribution of littoral fishes in structurally complex macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54:2277–2289.
- Wehr, J.D. & Sheath, R.G. (2003). *Freshwater algae of North America: ecology and classification*. Academic Press, USA, 826 p.
- Welti, E.A.R., Prather, R.M., Sanders, N.J., de Beurs, K.M. & Kaspari, M. (2020). Bottom-up when it is not top-down: Predators and plants control biomass of grassland arthropods. *Journal of Animal Ecology* 89:1286–1294. DOI:10.1111/1365-2656.13191.

- Wen, Y., Schoups, G. & van de Giesen, N. (2017). Organic pollution of rivers: Combined threats of urbanization, livestock farming and global climate change. *Scientific Reports* 7:43289. DOI: <https://doi.org/10.1038/srep43289>.
- Westoby, M. (1978). What are the biological bases of varied diets? *The American Naturalist* 112:627–631.
- Wetzel, R.G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*, 3<sup>rd</sup> edition. Academic Press, San Diego.
- White, T.R.C. (1978). The importance of relative shortage of food in animal ecology. *Oecologia* 33:71–86.
- Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Bray, S., Fox, G., Nicolet, P. & Sear, D., (2004). Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation* 115:329–341. DOI:10.1016/S0006-3207(03)00153-8.
- Winkelmann, C., Hellmann, C., Worischka, S., Petzoldt, T. & Benndorf, J. (2011). Fish predation affects the structure of a benthic community. *Freshwater Biology* 56:1030–1046.
- Winter, B. (2013). Linear models and linear mixed effects models in R with linguistic applications. arXiv:1308.5499. URL: <http://arxiv.org/pdf/1308.5499.pdf>.
- Wootton, K.L. (2017). Omnivory and stability in freshwater habitats: Does theory match reality? *Freshwater Biology* 62:821–832. DOI: <https://doi.org/10.1111/fwb.12908>.
- Xiong, J.B., Nie, L. & Chen, J. (2019). Current understanding on the roles of gut microbiota in fish disease and immunity. *Zoological Research* 40:70–76.
- Ye, S., Li, Z., Lek-Ang, S., Feng, G., Lek, S., Cao, W. (2006). Community structure of small fishes in a shallow macrophytic lake (Niushan Lake) along the middle reach of the Yangtze River, China. *Aquatic Living Resources* 19:349–359.
- Yoshiyama, K., Mellard, J.P., Litchman, E. & Klausmeier, C.A. (2009). Phytoplankton competition for nutrients and light in a stratified water column. *American Naturalist* 174:190–203.

- Zacharias, I., Dimitriou, E., Dekker, A & Dorsman, E. (2007). Overview of temporary ponds in the Mediterranean region: Threats, management and conservation issues. *Journal of Environmental Biology* 28:1–9.
- Zacharias, I. & Zamparas, M. (2010). Mediterranean temporary ponds. A disappearing ecosystem. *Biodiversity and Conservation* 19:3827–3834.
- Zhang, Y., Cheng, L., Tolonen, K.E., Yin, H., Gao, J., Zhang, Z., Li, K. & Cai, Y. (2018). Substrate degradation and nutrient enrichment structuring macroinvertebrate assemblages in agricultural dominated Lake Chaohu Basins, China. *Science of the Total Environment* 627:57–66.
- Zhao, S., Fang, J., Peng, C., Tang, Z. & Piao S. (2006). Patterns of fish species richness in China's lakes. *Global Ecology and Biogeography* 15:386–394.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N. & Elphick, C.S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 1:3–14.
- Živković, A. (1987). Fauna Rotatoria jugoslovenskog dela Dunava i voda njegovog plavnog područja kod Apatina. Otišak iz Zbornika radova o fauni SR Srbije, IV, SANU, Odeljenje prirodno-matematičkih nauka, Beograd, pp. 7–115.



## ИЗВОД

У овом раду су анализирани ефекти вишеструких антропогених активности (стресора), интегрисаних индексом антропогеног стреса, на богатство и абундантност различитих заједница у барама (фитопланктон, макрофите, зоопланктон, бентосне и епифитске макроинвертебрате и рибе) и њихових трофичких група, са циљем да се упореде одговори различитих барских заједница на антропогени утицај, расветле начини на који антропогене активности доводе до промена биодиверзитета у барама (директно, изменом хемизма воде или каскадним путем са нижих трофичких нивоа на више) и одреде укупни ефекти антропогених стресора на биодиверзитет у оквиру целе трофичке мреже. Такође је анализиран значај ефеката природне варијабилности барских екосистема на варирање диверзитета барских хидробиоценоза.

Испитиване заједнице су узорковане у септембру 2016. године, са 18 локалитета распоређених у оквиру шест сталних бара које се међусобно разликују по начину постанка, повезаности, интензитету утицаја реке и степену окружености мањим барама.

Према резултатима линеарних мешовитих модела, ефекти антропогених активности су варирали у зависности од испитиване заједнице, од негативних ефеката на богатство и абундантност макрофита, доводећи тиме до смањења богатства епифитских макроинвертебрата, преко неутралних ефеката на бентосне макроинвертебрате, до позитивних ефеката на абундантност риба због повећања абундантности инвазивних врста. Такође је показано да су природне карактеристике истраживаних бара имале значајне ефекте на испитиване заједнице и физичко-хемијске параметре воде у већини случајева и да могу да модификују ефекте антропогених активности.

Моделовањем структуралних једначина је показано са су се механизми антропогеног утицаја разликовали између различитих трофичких нивоа, при чему су ефекти антропогених стресора на примарне продуценте остварени директним утицајем, док су ефекти на конзументе остварени углавном индиректним механизмима, и то повећањем концентрације нутријената на абундантност и богатство трофичких група бескичмењака (зоопланктона и макроинвертебрата), а каскадним ефектима на богатство и абундантност трофичких група риба. И поред варирања одговора различитих заједница и трофичких група, укупни ефекат антропогених стресора на биодиверзитет у оквиру целе трофичке мреже је био негативан.

## **SUMMARY**

This study deals with the effects of multiple anthropogenic activities (i.e. stressors) on the richness and abundance of phytoplankton, macrophytes, zooplankton, benthic and epiphytic macroinvertebrates, and fishes, and their trophic groups. Multiple anthropogenic stressors were integrated in one measure by calculating anthropogenic stress index. The aim was to compare the responses of different pond communities to anthropogenic impact, disentangle the potential mechanisms responsible for variations in pond biodiversity (direct, water-chemistry mediated, and cascading effects), and to quantify pond net-community response to anthropogenic impact. In addition, the importance of pond natural variability on the variations of biodiversity of pond hydrobiocenoses was analysed.

All communities were sampled in September 2016, from the 18 study sites distributed across the six permanent ponds that differ in origin, connectedness, the intensity of a river impact, and the level of pond coverage in surrounding area.

The effects of anthropogenic stressors varied across the distinct pond communities, from negative effects on the richness and abundance of macrophytes and on the richness of epiphytic macroinvertebrates, via neutral effects on benthic macroinvertebrates, to positive effects on fish abundance through predominance of the invasive species. The natural pond variability affected the pond communities and water chemistry in the majority of cases and it is expected to alter the effects of anthropogenic stressors on pond communities.

The underlying mechanisms of anthropogenic stressors clearly differed among different trophic levels. Direct effects were mainly detected within primary producers, while the consumers were mainly affected indirectly: the increase of nutrient concentrations in water affected abundance and richness of invertebrate trophic groups, while cascading effects were the most influential drivers of multitrophic diversity in the fish community. Despite the variable responses of different communities and their trophic groups, the total net-community effect of the anthropogenic stressors was negative.

## БИОГРАФИЈА АУТОРА С БИБЛИОГРАФИЈОМ

### БИОГРАФИЈА АУТОРА

Оливера Стаменковић је рођена 11. марта 1989. године у Сокобањи, где је завршила основну школу. Средњу Медицинску школу је завршила у Крушевцу 2008. године, након чега је уписала основне студије на Департману за биологију и екологију Природно-математичког факултета у Нишу. Након завршених основних студија 2011. године, на истом департману је уписала мастер академске студије на програму Екологија и заштита природе, које је завршила 2013. године с просечном оценом 10,00, чиме је стекла звање Мастер еколог. Докторске студије биологије на Природно-математичком факултету у Нишу је уписала 2014. године.

Као стипендиста Министарства просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије у периоду од 1. априла 2015. до 31. марта 2019. године била је распоређена на пројекту Биосенсинг технологије и глобални систем за континуирана истраживања и интегрисано управљање екосистемима (евиденциони број: ИИИ43002). Од јануара 2020. године је ангажована као истраживач-сарадник на Природно-математичком факултету Универзитета у Нишу према уговору о финансирању научно-истраживачког рада у 2020. и 2021. години.

У периоду од 27. јануара до 28. марта 2019. је боравила на институту INREA у Лиону, Француска, у оквиру COST акције „SMIRES“. Добитник је гранта фондације „Rufford“ из Велике Британије за реализацију пројекта „Успостављање конзервационог менаџмента слатина у Србији на основу мониторинга заједнице макроинвертебрата“ током 2015. и 2016. године.

Тренутно учествује у реализацији пројекта „EUROPONDS“ подржаног од стране Европске федерације за науку о копненим водама (енг. EFFS). Члан је Европске мреже за очување бара (енг. EPCN).

## БИБЛИОГРАФИЈА

### Радови у врхунским међународним часописима (M21):

**Stamenković O.**, Stojković Piperac M., Milošević Dj., Buzhdygan O.Y., Petrović A., Jenačković D., Đurđević A., Čerba D., Vlaičević B., Nikolić D., Simić V. Anthropogenic pressure explains variations in the biodiversity of pond communities along environmental gradients: a case study in south-eastern Serbia, *Hydrobiologia*, 2019, 838:65–83.

### Радови у истакнутим међународним часописима (M22):

**Stamenković, O.**, Simić V., Stojković Piperac, M., Milošević, Dj., Simić, S., Ostojić, A., Đorđević, N., Čerba D., Petrović, A., Jenačković Gocić, D., Đurđević, A., Koh, M., Buzhdygan, O.Y. Direct, water-chemistry mediated, and cascading effects of human-impact intensification on multitrophic biodiversity in ponds, *Aquatic Ecology*, 2021, 55:187–214.

### Радови у националним часописима (M53):

**Stamenković O.**, Simić, V., Milošević, Dj., Petrović, A., Stojković Piperac, M. Benthic macroinvertebrate community structure in Batušinac ponds (Serbia) relative to the distance from a river, *Biologica Nyssana*, 2021 (*in press*).

### Саопштења на научним скуповима међународног значаја штампана у изводу (M34):

**Stamenković, O.**, Stojković Piperac, M., Čerba, D., Milošević, Dj., Simić, V., Ostojić A., Buzhdygan, O.Y. Important drivers of zooplankton diversity and composition in shallow lentic ecosystems. Abstract Book, SEFS12. 12<sup>th</sup> Symposium for European Freshwater Sciences. Irish Freshwater Sciences Association, 2021, p. 413.

Fehlinger, L., Rimcheska, B., Mondav, R., Nash, L., Drohan, E., Misteli, B., Chaguaceda, F., Cunillera-Montcusi, D., Juvigny-Khenafou, N., Morant, D., Fahy, J., Martelo, J., Zamora Marín, J.M., **Stamenković, O.**, Chonova, T., Balibrea Escobar, A., Bonacina, L., Bozóki, T., Camacho-Santamans, A., Camacho Santamans, A., Calderó Pascual, M., Dąbrowski, D., Dinu, V., Englisch, C., Fekete, J., Fenoy, E., Freixinos Campillo, Z., Fytis, G., Garcia-Giron, J., Gerber, R., Guerrero Brotons, M., Haba, A., Halabowski, D., Henriques, J., Jakobsson, E., Köksal, Z., Kolář, V., Kuczyńska, K.,

Labat, F., Llorente, A., Maniezhilan, E., Mathieu-Resuge, M., Marle, P., Moza, M.I., Moras, S., Münzner, K., Nava, V., Nita, D., Nunes, S., Olenici, A., Osakpolor, S.E., Papatheodoulou, A., Pereira, N., Preet Parmar, T., Rontani, P.M., Rubio-Ríos, J., Sarkezi, M., Sánchez Dávila, J., Scotti, A., Sivess, L., Smiljanić, P., Soto García, P., Souto Souto, M., Sowa, A., Suarez, E., Timoner, P., Tirozzi, P., Tomás Martín, M., Vallefucio, F., Vanek, M., Vebrová, L., Vecchia, A.D., Zawadzka, M. Preliminary results of EUROPONDS: early researchers shedding light on overlooked water bodies. Abstract Book, SEFS12. 12<sup>th</sup> Symposium for European Freshwater Sciences. Irish Freshwater Sciences Association, 2021, pp. 95–96.

Fehlinger, L., Rimcheska, B., Tomás Martín, M., Soto García, P., Mondav, R., Nash, L., Drohan, E., Misteli, B., Chaguaceda, F., Cunillera-Montcusi, D., Juvigny-Khenafou, N., Morant, D., Fahy, J., Martelo, J., Zamora Marín, J.M., **Stamenković, O.**, Chonova, T., Balibrea Escobar, A., Bonacina, L., Bozóki, T., Camacho-Santamans, A., Camacho Santamans, A., Calderó Pascual, M., Dąbrowski, D., Dinu, V., Englisch, C., Fekete, J., Fenoy, E., Freixinos Campillo, Z., Fyttis, G., Garcia-Giron, J., Gerber, R., Guerrero Brotons, M., Haba, A., Halabowski, D., Henriques, J., Jakobsson, E., Köksal, Z., Kolář, V., Mathieu-Resuge, M., Marle, P., Moza, M.I., Moras, S., Münzner, K., Nava, V., Nita, D., Nunes, S., Olenici, A., Osakpolor, S.E., Papatheodoulou, A., Pereira, N., Preet Parmar, T., Rontani, P.M., Rubio-Ríos, J., Sarkezi, M., Scotti, A., Sivess, L., Smiljanić, P., Souto Souto, M., Sowa, A., Suarez, E., Timoner, P., Tirozzi, P., Vallefucio, F., Vanek, M., Vebrová, L., Vecchia, A.D., Zawadzka, M., Kuczyńska, K., Labat, F., Llorente, A., Maniezhilan, E. Ecological assessment of a renaturalised pond in the quarries of Alpedrete (Spain). Abstract Book, SEFS12. 12<sup>th</sup> Symposium for European Freshwater Sciences. Irish Freshwater Sciences Association, 2021, pp. 459–460.

Rimcheska, B., Fehlinger, L., Misteli, B., Chaguaceda, F., Cunillera-Montcusi, D., Juvigny-Khenafou, N., Morant, D., Chonova, T., Balibrea Escobar, A., Bonacina, L., Bozóki, T., Camacho-Santamans, A., Camacho Santamans, A., Calderó Pascual, M., Dąbrowski, D., Dinu, V., Drohan, E., Englisch, C., Fahy, J., Fekete, J., Fenoy, E., Freixinos Campillo, Z., Fyttis, G., Garcia-Giron, J., Gerber, R., Guerrero Brotons, M., Haba, A., Halabowski, D., Henriques, J., Jakobsson, E., Köksal, Z., Kolář, V., Kuczyńska, K., Labat, F., de Lima-Fernandes, E., Llorente, A., Maniezhilan, E., Mathieu-Resuge, M., Marle, P., Martelo, J., Moza, M.I., Mondav, R., Moras, S.,

Münzner, K., Nash, L., Nava, V., Nita, D., Nunes, S., Olenici, A., Osakpolor, S.E., Papatheodoulou, A., Pereira, N., Preet Parmar, T., Rontani, P.M., Rubio-Ríos, J., Sarkezi, M., Sánchez Dávila, J., Scotti, A., Sivess, L., Smiljanić, P., Soto García, P., Souto Souto, M., Sowa, A., **Stamenković, O.**, Suarez, E., Timoner, P., Tirozzi, P., Tomás Martín, M., Vallefucio, F., Vanek, M., Vebrová, L., Vecchia, A.D., Zamora Marín, J.M., Zawadzka, M. Overseen ecosystem services of ponds and their insects – their role for supporting terrestrial consumers and biodiversity "EUROPONDS". 5<sup>th</sup> Balkan Scientific Conference on Biology – Book of abstracts. Plovdiv University Press, 2021, pp. 60–61.

**Stamenković, O.**, Stojković Piperac, M., Milošević, Dj., Ostojić, A., Simić, S., Đorđević, N., Buzhdygan, O.Y. Effects of human pressure on diversity of phytoplankton and zooplankton communities in ponds. The Book of Abstracts and Programme of 9<sup>th</sup> International Symposium of Ecologist of Montenegro – ISEM9. Pešić, V. (Ed.). Institute for Biodiversity and Ecology, Podgorica, 2020, p. 11.

**Stamenković, O.**, Stojković Piperac, M., Milošević, Dj., Buzhdygan, O.Y., Petrović, A., Jenačković, D., Đurđević, A., Čerba, D., Vlaičević, B., Nikolić, D., Simić, V. Human impact intensity affects pond biodiversity along gradients of abiotic conditions. SEFS11 Abstract book. 11<sup>th</sup> Symposium for European Freshwater Sciences. Sertić Perić, M., Miliša, M., Gračan, R., Ivković, M., Buj, I., Mičetić Stanković, V. (Eds). Croatian Association of Freshwater Ecologists, Zagreb, Croatia, 2019, p. 176.

Саопштења на научним скуповима националног значаја штампана у изводу (M64):

**Stamenković, O.**, Milošević, Dj., Đurđević, A., Stanković, J., Savić Zdravković, D., Stojković Piperac, M. Uticaj blizine reke na sastav zajednice makrozoobentosa Batušinačkih bara. Knjiga sažetaka. Drugi kongres biologa Srbije, Kladovo, Srbija. Živić, M., Petković, B. (Ur.). Srpsko biološko društvo, Beograd, 2018, str. 94.

## ИЗЈАВЕ АУТОРА

### ИЗЈАВА О АУТОРСТВУ

Изјављујем да је докторска дисертација, под насловом

#### **ЕФЕКАТ ВИШЕСТРУКИХ СТРЕСОРА НА МУЛТИТРОФИЧКИ БИОДИВЕРЗИТЕТ БАРСКИХ ЕКОСИСТЕМА**

која је одбрањена на Природно-математичком факултету Универзитета у Нишу:

- резултат сопственог истраживачког рада;
- да ову дисертацију, ни у целини, нити у деловима, нисам пријављивао/ла на другим факултетима, нити универзитетима;
- да нисам повредио/ла ауторска права, нити злоупотребио/ла интелектуалну својину других лица.

Дозвољавам да се објаве моји лични подаци, који су у вези са ауторством и добијањем академског звања доктора наука, као што су име и презиме, година и место рођења и датум одбране рада, и то у каталогу Библиотеке, Дигиталном репозиторијуму Универзитета у Нишу, као и у публикацијама Универзитета у Нишу.

У Нишу, 28.5.2021.

Потпис аутора дисертације:

Оливера Стаменковић  
Оливера М. Стаменковић

**ИЗЈАВА О ИСТОВЕТНОСТИ ШТАМПАНОГ И ЕЛЕКТРОНСКОГ ОБЛИКА  
ДОКТОРСКЕ ДИСЕРТАЦИЈЕ**

Наслов дисертације:

**ЕФЕКАТ ВИШЕСТРУКИХ СТРЕСОРА НА МУЛТИТРОФИЧКИ  
БИОДИВЕРЗИТЕТ БАРСКИХ ЕКОСИСТЕМА**

Изјављујем да је електронски облик моје докторске дисертације, коју сам предао/ла за уношење у Дигитални репозиторијум Универзитета у Нишу, истоветан штампаном облику.

У Нишу, 28.5.2021.

Потпис аутора дисертације:

Оливера Стаменковић  
Оливера М. Стаменковић



## ИЗЈАВА О КОРИШЋЕЊУ

Овлашћујем Универзитетску библиотеку „Никола Тесла“ да у Дигитални репозиторијум Универзитета у Нишу унесе моју докторску дисертацију, под насловом:

### ЕФЕКАТ ВИШЕСТРУКИХ СТРЕСОРА НА МУЛТИТРОФИЧКИ БИОДИВЕРЗИТЕТ БАРСКИХ ЕКОСИСТЕМА

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

Моју докторску дисертацију, унету у Дигитални репозиторијум Универзитета у Нишу, могу користити сви који поштују одредбе садржане у одабраном типу лиценце Креативне заједнице (Creative Commons), за коју сам се одлучио/ла.

1. Ауторство (CC BY)

2. Ауторство – некомерцијално (CC BY-NC)

**3. Ауторство – некомерцијално – без прераде (CC BY-NC-ND)**


4. Ауторство – некомерцијално – делити под истим условима (CC BY-NC-SA)

5. Ауторство – без прераде (CC BY-ND)

6. Ауторство – делити под истим условима (CC BY-SA)

У Нишу, 28.9.2021.

Потпис аутора дисертације:

  
Оливера М. Стаменковић