

УНИВЕРЗИТЕТ У БЕОГРАДУ

БИОЛОШКИ ФАКУЛТЕТ

Душан З. Николић

**ЕКОТОКСИКОЛОГИЈА И
ХИСТОПАТОЛОГИЈА ГРГЕЧА (*Perca
fluviatilis*) ИЗ ВЕШТАЧКИХ ЈЕЗЕРА У
СРБИЈИ**

докторска дисертација

Београд, 2020

UNIVERSITY OF BELGRADE

FACULTY OF BIOLOGY

Dušan Z. Nikolić

**ECOTOXICOLOGY AND HISTOPATHOLOGY
OF EUROPEAN PERCH (*Perca fluviatilis*)
FROM RESERVOIRS IN SERBIA**

Doctoral Dissertation

Belgrade, 2020

МЕНТОРИ:

Др Јасмина Крпо-Ћетковић, ванредни професор,

Универзитет у Београду – Биолошки факултет

Др Стефан Скорић, виши научни сарадник,

Универзитет у Београду – Институт за мултидисциплинарна истраживања

КОМИСИЈА ЗА ПРЕГЛЕД, ОЦЕНУ И ОДБРАНУ:

Др Јасмина Крпо-Ћетковић, ванредни професор,

Универзитет у Београду – Биолошки факултет

Др Стефан Скорић, виши научни сарадник,

Универзитет у Београду – Институт за мултидисциплинарна истраживања

Др Божидар Рашковић, ванредни професор,

Универзитет у Београду – Пољопривредни факултет

Датум одбране: _____ 2020. године

Будућим генерацијама, колегама, породици, пријатељима и свима који се нису одрекли својих принципа, доброте и искрености, а зарад личне користи, положаја, моћи и богатства, као и интелектуалцима који су "отворене књиге" за дељење својих и разматрање туђих знања, мисли и критика.

Захвалан сам проф. др Јасмини Крпо-Ћетковић, др Стефану Скорићу и проф. др Божидару Рашковићу без чијег залагања, труда, знања, искуства и стрпљења дисертација не би имала овакву форму, целину и квалитет. На крају, захваљујем свима који су били и остали уз мене. Ви сте прави дискретни хероји и покретачка снага!

Истраживања су вршена у оквиру националних пројеката ОИ 173045 и ТР 37009, финансираних од стране Министарства просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије.

ЕКОТОКСИКОЛОГИЈА И ХИСТОПАТОЛОГИЈА ГРГЕЧА (*Perca fluviatilis*) ИЗ ВЕШТАЧКИХ ЈЕЗЕРА У СРБИЈИ

Сажетак

Истраживање је спроведено током лета 2017. године на шест вештачких језера у Србији изграђених са различитом наменом – водоснабдевање (Гараши), производња електричне енергије (Власина, Перућац, Заовине и Међувршје) и рекреација (Савско језеро), различитих карактеристика и ступњева еутрофикације. Анализа Ag, Al, As, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Se, Si, Sr и Zn у мишићу, шкргама и јетри гргеча, као и у узорцима воде и седимента, извршена је оптичком емисионом спектроскопијом са индуктивно спрегнутом плазмом (ICP-OES). Хистопатолошке (ХП) анализе шкрга и јетре и Фултонов фактор кондиције (CF) употребљени су као биомаркери. Испитана је корелација између CF и концентрације елемената у ткивима, као и између ХП индекса шкрга и јетре. Такође, израчунате су вредности индекса оптерећења загађењем (PLI), степена контаминације (C_d), потенцијалног еколошког ризика (RI) и ризика по здравље људи (THQ и TR). Акумулација елемената варира је значајно између ткива, као и између испитиваних вештачких језера. Шкрге су биле највише захваћене загађењем. Забележен је низак ниво ХП промена, без значајних разлика између испитиваних језера. Нису пронађене значајне корелације између CF и концентрације елемената у ткивима, као и између ХП индекса. Према вредности PLI, седимент свих испитиваних језера био је контаминиран, али су ниске вредности забележене за C_d и RI. Вештачка језера за производњу електричне енергије имала су веће вредности PLI, C_d , RI, и TR. THQ и TR били су већи за рибаре у поређењу са општом популацијом. Резултати су указали на то да су вештачка језера за производњу електричне енергије под највећим антропогеним притиском и/или имају лошију политику управљања загађењем у поређењу са осталим типовима вештачких језера.

Кључне речи: биоиндикација, биомаркери, акумулација елемената, хистолошке промене, потенцијални еколошки ризик, ризик по здравље људи, степен контаминације

Научна област: Екологија

Ужа научна област: Екотоксикологија, Хистологија, Екологија риба

УДК: [591.8+504]:597.556.33(497.11)(043.3)

ECOTOXICOLOGY AND HISTOPATHOLOGY OF EUROPEAN PERCH (*Perca fluviatilis*) FROM RESERVOIRS IN SERBIA

Abstract

This study was conducted during the summer of 2017 in six reservoirs in Serbia used for different purposes – water supply (Garaši), electricity generation (Vlasina, Perućac, Zaovine and Medjuvršje) and recreation (Lake Sava), with different characteristics and degrees of eutrophication. Analysis of Ag, Al, As, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Se, Si, Sr, and Zn in muscle, gills and liver of the European perch, as well as in water and sediment samples, was performed by inductively-coupled plasma optical emission spectroscopy (ICP-OES). Histopathological (HP) analysis of gills and liver and Fulton's condition factor (CF) were used as biomarkers. The correlations between the elemental accumulation and CF, as well as between HP indices for gills and liver were assessed. Also, the values of pollution load index (PLI), degree of contamination (C_d), potential environmental risk (RI), and human health risk (THQ and TR) were assessed. Elemental accumulation varied considerably both among tissues and reservoirs. The gills were most affected by pollution. Low levels of HP changes were observed, with no significant differences between the reservoirs. No significant correlations between the elemental accumulation and CF, as well as between HP indices were observed. The PLI indicated that sediments in all six reservoirs were contaminated, but C_d and RI were low. Higher values of PLI, C_d , RI, and TR were observed in electricity generation reservoirs. Results indicated that this type of reservoirs suffer from higher anthropogenic pressure and/or have a worse pollution management policy compared with other types of reservoirs included in this study, especially the drinking water supply reservoir.

Key words: bioindication, biomarkers, elemental accumulation, histological alterations, potential ecological risk, human health risk, degree of contamination

Scientific field: Ecology

Scientific subfield: Ecotoxicology, Histology, Fish ecology

UDK: [591.8+504]:597.556.33(497.11)(043.3)

САДРЖАЈ

1. УВОД.....	1
1.1. Објекат истраживања.....	1
1.1.1. Биологија и распрострањење врсте.....	1
1.1.2. Риболовни значај врсте.....	2
1.1.3. Гргеч у екотоксиколошким истраживањима.....	3
1.2. Рибе као биондикатори загађења акватичних екосистема.....	4
1.2.1. Токсични елементи и рибе.....	4
1.2.2. Значај риба као биоиндикатора загађења акватичних екосистема.....	5
1.2.3. Пuteви усвајања токсичних елемената.....	6
1.2.4. Пuteви екскреције токсичних елемената.....	6
1.2.5. Ткива од интереса у екотоксиколошким истраживањима.....	7
1.2.6. Рибе као објекат екотоксиколошких истраживања у Србији.....	8
1.3. Биомаркери.....	9
1.3.1. Појам, подела и значај.....	9
1.3.2. Примена.....	10
2. ЦИЉЕВИ ИСТРАЖИВАЊА.....	12
3. МАТЕРИЈАЛ И МЕТОДЕ.....	13
3.1. Опис истраживаних локалитета.....	13
3.1.1. Акумулација Гараши.....	13
3.1.2. Акумулација Власина.....	14
3.1.3. Акумулација Перућац.....	14
3.1.4. Акумулација Заовине.....	14
3.1.5. Акумулација Међувршје.....	14
3.1.6. Акумулација Савско језеро.....	15
3.2. Узорковање и припрема узорака.....	15
3.2.1. Вода и седимент.....	15
3.2.2. Риба.....	16
3.3. Анализа елемената.....	16
3.3.1. Индекс загађења металима (MPI) и индекс оптерећења загађењем (PLI)....	17
3.3.2. Фактор биоконцентрације (BCF) и фактор биоакумулације (BSAF).....	18
3.4. Хистопатолошке анализе шкрга и јетре.....	18

3.5.	Потенцијални еколошки ризик (RI) и степен контаминације (C _d)	19
3.6.	Ризик по здравље људи	20
3.6.1.	Количник циљане опасности (THQ)	20
3.6.2.	Циљни канцерогени фактор ризика (TR)	20
3.7.	Статистичке анализе	21
4.	РЕЗУЛТАТИ	22
4.1.	Дужина, тежина и кондиција риба	22
4.2.	Концентрација елемената у води и седименту	22
4.3.	Концентрација елемената у ткивима гргеча	23
4.3.1.	Индекс загађења металима (MPI) и индекс оптерећења загађењем (PLI)	29
4.3.2.	Фактор биоконцентрације (BCF) и фактор биоакумулације (BSAF)	31
4.4.	Хистопатолошке анализе шкрга и јетре	37
4.5.	Потенцијални еколошки ризик (RI) и степен контаминације (C _d)	43
4.6.	Ризик по здравље људи	44
4.6.1.	Количник циљане опасности (THQ)	44
4.6.2.	Циљни канцерогени фактор ризика (TR)	45
5.	ДИСКУСИЈА	47
5.1.	Концентрација елемената у води и седименту	47
5.2.	Концентрација елемената у ткивима гргеча	48
5.2.1.	Фактор кондиције	50
5.2.2.	Индекс загађења металима (MPI) и индекс оптерећења загађењем (PLI)	50
5.2.3.	Фактор биоконцентрације (BCF) и фактор биоакумулације (BSAF)	51
5.3.	Хистопатолошке анализе шкрга и јетре	52
5.4.	Потенцијални еколошки ризик (RI) и степен контаминације (C _d)	53
5.5.	Ризик по здравље људи	54
5.5.1.	Количник циљане опасности (THQ)	54
5.5.2.	Циљни канцерогени фактор ризика (TR)	55
6.	ЗАКЉУЧЦИ	56
7.	ЛИТЕРАТУРА	58
8.	ПРИЛОЗИ	73

1. УВОД

1.1. Објекат истраживања

Ordo: Perciformes

Familia: Percidae

Genus: *Perca*

Species: *P. fluviatilis* Linnaeus, 1758



Слика 1. Гргеч (*Perca fluviatilis* L., 1758)

1.1.1. Биологија и распрострањење врсте

Гргеч (бандар) насељава баре, све типове језера, потоке, реке и естуаре широм Европе и Азије. Вештачки је унет у Скадарско језеро, реку Амур, централну и јужну Италију, Шпанију, Аустралију и Јужну Африку (Simonović 2001; Kottelat & Freyhof 2007). Код нас настањује воде црноморског слива, слив Белог Дрима, у коме је присутан као алохтона врста, а претпоставља се да га има и у доњем делу реке Пчиње (Simonović 2001).

Код адултних јединки тело је високо и мало бочно спљоштено, док је код јувенилних јединки издужено. Глава (27-36% SL¹), очи (пречник ока износи 17-21,5% дужине главе) и уста су велики. Поседује два блиско постављена леђна пераја. Основа првог пераја, кога чине тврде и бодљикаве жбице, већа је од другог, састављеног од меких и гранатих жбица. Формула пераја² је: D1 XIII-XVII, D2 I-III + 12-15, A II + 7-10; P I + 9-13; V I + 5. Број крљушти у бочној линији је 54-77. Боја тела варира од жуто-зелене до тамнозелене, са 5-8 вертикалних црних пруга, обично у облику слова "Y". Боја репног, аналног и трбушних пераја варира од жуте (наранџасте) до црвене. Максимална

¹ SL – стандардна дужина тела (од врха главе до основе репног пераја).

² Значење симбола код формуле пераја: D – леђно; A – анално; P – грудна; V – трбушна; римски бројеви означавају број негранатих жбица, док је број гранатих жбица означен арапским бројевима.

дужина јединки износи 600 mm SL, у просеку око 200 mm SL; женке су крупније од мужјака (Simonović 2001; Kottelat & Freyhof 2007).

Максимални забележени животни век греча је 21 година, а обично живи око 6 година. Мужјаци улазе у репродукцију са 1-2 године старости, а женке са 2-4 године. Мрести се од фебруара до јула, зависно од географске ширине и надморске висине, при чему може доћи до краћих миграција. Јувенилне јединке живе у јатима, док су адулти солитарни. Греч има опортунистички начин исхране који се мења током развића. Ларве су позитивно фототаксичне, живе у отвореној води и хране се пелашким организмима – зоопланктоном. Јувенилне јединке се хране бескичмењацима бентоса, а одрасле јединке крупним бескичмењацима и рибом. Често постају писцивори када достигну дужину од 120 mm SL (Simonović 2001; Kottelat & Freyhof 2007).

Уочено је постојање субпопулација са различитим животним историјама – од литоралних предатора (углавном писцивори), преко бентивора, до пелашких зоопланктивора (Simonović 2001; Kottelat & Freyhof 2007; Skov *et al.* 2017). Статус угрожености ове врсте према IUCN класификацији јесте "најмања брига" (*least concern* – LC), како на глобалном нивоу (Freyhof & Kottelat 2008; Freyhof & Brooks 2011), тако и у Србији (Simonović 2001).

Греч обично насељава мезотрофна језера, али га има и у олиготрофним салмонидним водама и дистрофним шумским језерима (нпр. у Скандинавији), у којима се током лета храни у отвореним водама на рубу макрофитске вегетације до дубине термоклине (Thorpe 1977). У неким малим бореалним језерима уочено је да је греч једина присутна риба врста. Такве популације карактеришу се спорорастућим јединкама услед изражене интра- и интеркохортне конкуренције, док је популациона динамика регулисана углавном путем канибализма (Thorpe 1977; Persson *et al.* 2000). У рекама, греч је карактеристичан за делове са споријим током, тј. за зону мрене, као и за зону деверике (Thorpe 1977). Активан је када температура воде пређе 4 °C (Simonović 2001).

Бројни су фосилни налази греча из различитих геолошких периода – у Казахстану, области средњег Иртиша (Западни Сибир) и Бајкалског језера датирају још из миоцена, са Алтаја из миоплиоцена, из Аустрије и Белгије из плиоцена, а из Немачке и Сибира из плеистоцена (Thorpe 1977).

1.1.2. Риболовни значај врсте

Греч је цењена риболовна врста углавном на северу Европе (Järv *et al.* 2013; Thorpe 1977), врста од секундарног значаја у већини земаља Европе и бившег СССР-а (Thorpe 1977), али се издваја и као коровска врста у водама које су намењене спортском риболову (*ibid.*). Међутим, Simonović (2001) сврстава греча у III квалитетну групу рибе, указује на његов спортско-риболовни значај, али наглашава да се углавном лови стационарним мрежама. Сходно томе, риболовни притисак на ову врсту није равномеран дуж читавог њеног ареала, а највише се цени у областима које су релативно удаљене од приступа залихама свеже морске рибе (Thorpe 1977). С друге стране, узгој греча се, генерално, не врши у областима у којима је нативан. Углавном се узгаја за потребе рекреативног риболова, али и као храна за штуку и пастрмку (*ibid.*).

Чињеница да се греч не сматра типичним писциворним предатором имала је значајан утицај на мониторинг, заштиту и управљање овом врстом, за разлику од, на пример, смуђа (*Sander lucioperca*), сома (*Silurus glanis*) или штуке (*Esox lucius*) (Heermann

et al., 2013; Lyach & Remr 2019). Што се Србије тиче, података о улову гргеча нема, а Републички завод за статистику издаје годишње извештаје о улову шарана (*Cyprinus carpio*), сома, смуђа, толстолобика (*Hypophthalmichthys* sp.), деверике (*Abramis brama*) и бабушке (*Carassius gibelio*) (Преузето из: <https://data.stat.gov.rs/Home/Result/13030204-?languageCode=srCyril&displayMode=table>).

1.1.3. Гргеч у екотоксиколошким истраживањима

Значај гргеча као биоиндикатора у студијама које се баве животном средином огледа се у његовој:

- (1) трофичкој позицији – налази се на врху акватичних ланаца исхране (Simonović 2001; Kottelat & Freyhof 2007);
- (2) велика еколошка пластичност и онтогенетска промена еколошке нише (Thorpe 1977; Simonović 2001; Kottelat & Freyhof 2007; Skov *et al.* 2017);
- (3) заступљености – веома је честа врста у готово свим вештачким језерима у Србији;
- (4) нутриционим карактеристикама – има низак ниво масти у мишићном ткиву (око 1%) (Järv *et al.* 2013);
- (5) значајности за комерцијални и спортски риболов (Beardmore *et al.* 2011; Heermann *et al.* 2013; Järv *et al.* 2013; Skov *et al.* 2017; Lyach & Remr 2019);
- (6) могућности лова током читаве године, са прописаном минималном ловном мером од 10 cm SL (Službeni glasnik RS, 2015).

Постоје бројни литературни подаци о акумулацији елемената од стране гргеча. У неким истраживањима испитана је веза између акумулације елемената од стране ове врсте и њених интестиналних паразита (нпр. Sures *et al.* 1999; Brázová *et al.* 2012, 2015; Jankovská *et al.* 2012). У другим, акумулација елемената у ткивима гргеча испитивана је у оквиру насеља риба или акватичних мрежа исхране (Sures *et al.* 1999; Dušek *et al.* 2005; Tulonen *et al.* 2006; Poppek *et al.* 2009; Mazej *et al.* 2010; Petkovšek *et al.* 2012; Yazdi *et al.* 2012; Noël *et al.* 2013; Boalt *et al.* 2014; Jaćimović *et al.* 2015; Subotić *et al.* 2015; Djikanović *et al.* 2016b), док је у фокусу неких истраживања био гргеч као врста (Berninger & Pennanen 1995; Tkatcheva *et al.* 2000; Szefer *et al.* 2003; Klavins *et al.* 2009; Stanek *et al.* 2012, 2016, 2019; Järv *et al.* 2013; Miller *et al.* 2013; Yancheva *et al.* 2014; Hurta & Buchalová 2018). Заједничко за сва истраживања јесте то да се ова врста показала као добар индикатор загађења акватичних екосистема.

Dušek *et al.* (2005) бележе да се највише концентрације живе налазе у мишићном ткиву гргеча у поређењу са осталим истраживаним врстама риба, девериком (*A. brama*), бодорком (*Rutilus rutilus*) и кленом (*Squalius cephalus*), из реке Лабе (Чешка). То је потврђено и истраживањима спроведеним на Шалешким језерима у Словенији (Mazej *et al.* 2010; Petkovšek *et al.* 2012) и у заливу Парну у Балтичком мору (Järv *et al.* 2013). Poppek *et al.* (2009) налазе да су концентрације олова у ткивима гргеча више у поређењу са ткивима уклије (*Alburnus alburnus*), док Boalt *et al.* (2014) показују да гргеч боље биоакумулира олово и живу у односу на атлантску харингу (*Clupea harengus*). Такође, забележене су и високе корелације између концентрације живе и старости гргеча (Berninger & Pennanen 1995; Szefer *et al.* 2003). Miller *et al.* (2013) користе гргеча као биоиндикаторску врсту у истраживању временских и просторних трендова концентрације живе у акватичним екосистемима Шведске и Финске и бележе високе концентрације овог елемента у ткивима гргеча у односу на друге европске земље, мада је у Шведској тренд у опадању.

Испитивањем акумулације елемената у јединкама греча из језера различитог степена контаминације металима у Русији (Tkatcheva *et al.* 2000), Летонији (Klavins *et al.* 2009) и Словачкој (Hurta & Bucharová 2018), показало се да су јединке узорковане у близини извора загађења (рударско постројење или отпадне воде из градова) имале више концентрације токсичних елемената у својим ткивима у односу на језера у којима је антропогени притисак био мањи. Испитујући биоаккумуляцију елемената у јетри греча из акумулације Тополница у Бугарској, која је под јаким антропогеним притиском (експлоатација руде бакра у тој области), Yancheva *et al.* (2014) указују на појаву некрозе и хиперемие, као и на повишену активност ензима јетре (лактат дехидрогеназе, аланин аминотрансферазе и аспаргат аминотрансферазе).

Нема много истраживања која се баве проценом ризика по здравље људи везана за конзумацију меса греча. Strandberg *et al.* (2016) дају процену ризика и користи од конзумације греча тресетних и чистих језера у Финској, а као индикатор користе концентрацију Hg и две омега-3 масне киселине, док Łuczyńska *et al.* (2018a, 2018b) и Łuczyńska & Paszczyk (2019) дају процену количника циљане опасности за конзумацију греча из два језера у Пољској анализирајући концентрације Cd, као и Cu, Fe, Hg, Mn и Zn. Заједнички закључак за сва поменута истраживања јесте да конзумирање меса греча не би требало да има негативни ефекат по здравље људи.

Поменути разлози – широко распрострањење (а тиме и доступност) греча у Србији (Simonović 2001), могућност лова јединки већих од 10 cm SL током читаве године (Službeni glasnik RS, 2015) стационарним мрежама, удичарским и самоловним алатима (Simonović 2001), као и квалитетно месо (Järv *et al.* 2013) – утицали су да објекат истраживања дисертације буде овај члан породице Percidae. Додатно, трофички положај, велика еколошка пластичност и онтогенетска промена еколошке нише (Thorpe 1977; Simonović 2001; Kottelat & Freyhof 2007; Skov *et al.* 2017) утицали су на то да се греч посматра као потенцијални биоиндикатор стања језерских екосистема, што је у овој дисертацији и испитано.

1.2. Рибе као биондикатори загађења акватичних екосистема

1.2.1. Токсични елементи и рибе

Концентрације многих елемената повећане су током прошлог и овог века као последица интензивираних процеса индустријализације, урбанизације, пољопривреде, сагоревања фосилних горива, рударства, металургије итд. (Uysal *et al.* 2009; Yi *et al.* 2011; Weber *et al.* 2012; Milošković *et al.* 2013; Squadrone *et al.* 2013; Dević *et al.* 2014; Sunjog *et al.* 2016; Zuliani *et al.* 2019). Наведене активности представљају главне антропогене изворе As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb и Zn (Zuliani *et al.* 2019). Такође, високе концентрације ових елемената могу бити последица природе геолошке подлоге, вулканских емисија, као и атмосферских падавина (Wang *et al.* 2004; Mdegela *et al.* 2009; Djikanović *et al.* 2016b). У односу на терестричне екосистеме, ланци исхране су дужи у акватичним екосистемама, што покреће тренд акумулације токсичних елемената у већим количинама у животињама које се налазе на вишим нивоима ланаца исхране, као што су рибе (Di Giulio & Hinton 2008).

Одређивање концентрација токсичних елемената присутних у води, као и у седименту има важну улогу у разматрању биодоступности тих елемената. С друге

стране, анализа само воде или седимента не даје довољно информација о ефектима које токсични елементи имају на екосистем. Стога је употреба акватичних организама као биоиндикатора неопходна јер дају бољи увид у стање и услове који владају у екосистему (Milošković *et al.* 2016; Kostić *et al.* 2017; Zuliani *et al.* 2019).

Проблем загађења и акумулације токсичних елемената у ткивима риба представља тему којој је последњих деценија посвећен значајан број истраживања (нпр. Andres *et al.* 2000; Yılmaz *et al.* 2007; Deribe *et al.* 2011; Jarić *et al.* 2011; Salem *et al.* 2014; Jovičić *et al.* 2015; Monferrán *et al.* 2016; Rajeshkumar *et al.* 2018). Од посебног значаја јесу загађивачи обухваћени именом "тешки метали". Овај термин се користи генерички за метале и металоиде (а некада и за Se, који је неметал) који се доводе у везу са загађењем, токсичношћу и негативним утицајем на живи свет (Yi *et al.* 2011; Weber *et al.* 2012; Zrnčić *et al.* 2013; Abadi *et al.* 2015; Cui *et al.* 2015). Додатно, неки од ових елемената нису "тешки" – због тога што имају малу релативну густину (нпр. Zn), а нису ни увек токсични – неки су есенцијални (нпр. Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Se и Zn), а зависно од дозе и нивоа излагања могу испољити позитивни или негативни утицај на раст и метаболизам риба (Walker *et al.* 2012; Sfakianakis *et al.* 2015). С друге стране, As, Cd, Hg, Ni и Pb су неесенцијални и веома токсични чак и при ниским концентрацијама (Varol & Sünbül 2018). Они се не разлажу нити елиминишу из екосистема, а имају и потенцијал да се акумулирају како у седименту тако и у организмима (Rajkowska & Protasowicki 2013).

Све ово указује на то да термин "тешки метали" треба напустити и да је он прикладнији за назив правца у музици (Pourret, 2018). Било како било, проблем у вези са терминологијом не умањује потребу за мониторингом нивоа концентрације ових елемената у акватичним екосистемима због њиховог негативног утицаја на живи свет, укључујући и људе.

Разумевање еколошких импликација срединских стресора, као и помоћ у развијању стратегија управљања за очување и враћање интегритета природних екосистема морају бити циљеви екотоксиколошких истраживања. Познавање директних штетних ефеката токсичних елемената јесте и биће важан део поменутих циљева (Fleeger *et al.* 2003), а разумевање основних механизма токсиколошких процеса саставни је део процене ризика како по животну средину, тако и по здравље људи (Schlenk *et al.* 2008).

1.2.2. Значај риба као биоиндикатора загађења акватичних екосистема

Сматра се да су рибе једна од најзначајних и најчешће коришћених биоиндикаторских група организама за процену загађења акватичних екосистема (Di Giulio & Hinton 2008; Authman *et al.* 2015; Buah-Kwofie *et al.* 2018; Zuliani *et al.* 2019). Постоје бројни разлози за оправдање ове тврдње: (1) лако се узоркују; (2) имају дуг животни век; (3) акумулирају различите ксенобиотике током живота; (4) таксономија и физиологија риба добро су проучене; (5) на врху су акватичних ланаца исхране и (6) веома су важан извор хране за људе (Uysal *et al.* 2009; Salem *et al.* 2014; Has-Schön *et al.* 2015; Kroon *et al.* 2017; Djikanović *et al.* 2018; Milošković *et al.* 2018).

Употребом рибљег меса у исхрани смањује се ризик од развоја кардиоваскуларних болести, коагулације крви и дијабетеса (Hu *et al.* 2003; Erkkilä *et al.* 2004; Strandberg *et al.* 2016; Varol & Sünbül 2018; Zuliani *et al.* 2019), али рибе такође представљају и главни извор усвајања токсичних елемената (нарочито Hg) од стране

људи (Storelli 2008; Strandberg *et al.* 2016; Varol & Sünbül 2018). Стога су аспекти безбедности и квалитета рибљег меса од посебног значаја за људско здравље (Murtala *et al.* 2012), што је праћено законским актима на националном (Službeni glasnik RS, 2018), као и на међународном нивоу (ЕС 2006), који су углавном усаглашени.

1.2.3. Пuteви усвајања токсичних елемената

Рибе могу бити изложене токсичним елементима путем воде, хране, као и седимента, што се нарочито односи на оне врсте које проводе цео животни циклус близу дна (Morina *et al.* 2016a; Kostić *et al.* 2017; Djikanović *et al.* 2018). Рибе усвајају ксенобиотике путем шкрга, дигестивног тракта, коже и олфакторних органа (Erickson *et al.* 2008; Wood 2011; Zrnčić *et al.* 2013; Has-Schön *et al.* 2015; Monferrán *et al.* 2016).

У слатководним екосистемима, главни пут усвајања токсичних елемената од стране риба јесте преко шкрга. Постоји више разлога који иду у прилог овој тврдњи: (1) кроз шкрге пролази велика количина воде; (2) имају велику површину, (3) вода и крв су у шкргама раздвојене само танком мембраном шкржних капилара; (4) у оквиру њиховог ламеларног система, крв и вода теку у супротним смеровима, што побољшава размену материја између ова два медијума; (5) епително ткиво шкрга састављено је од бројних структура (нпр. транспортни протеини или јонски канали) који регулишу или на неки начин утичу на размену разних хемијских супстанци између крви и воде која пролази кроз шкрге и (6) као последицу наведених активности, шкрге стварају различито хемијско окружење у односу на околну воду – излучивањем угљен-диоксида и амонијака, рН на површини шкрга разликује се од рН околне воде, док су епителне ћелије шкрга покривене танким слојем слузи, која може да утиче на хемијску специјацију на површини шкрга и у околној води (Erickson *et al.* 2008; Wood 2011).

За разлику од маринских врста, усвајање токсичних елемената путем дигестивног тракта код слатководних риба, које слабо пију воду, врши се искључиво преко хране, истим механизмима као и код шкрга (Erickson *et al.* 2008; Wood 2011).

Усвајање токсичних елемената путем коже мање је заступљено у поређењу са усвајањем путем шкрга, зато што кожа има мању површину, дебљу и мање пропусну дифузну баријеру, као и мању прокрвљеност (Erickson *et al.* 2008).

Олфакторни пут усвајања најмање је заступљен, али може имати велики токсиколошки утицај, при чему одређени токсични елементи могу доспети директно до мозга (Wood 2011).

1.2.4. Пuteви екскреције токсичних елемената

Што се тиче начина на који токсични елементи напуштају тело риба, Wood (2011) наглашава улогу шкрга, бубрега, јетре (односно жучи) и црева, док Kleinow *et al.* (2008) додају и дермалну екскрецију и екскрецију путем гамета.

Шкрге се, из већ поменутих разлога, издвајају и као главни орган за екскрецију токсичних елемената (Kleinow *et al.* 2008; Wood 2011). Екскреција токсичних елемената путем бубрега релативно је мала, јер су вероватно токсични елементи чврсто везани за

макромолекуле у крвној плазми, од којих су многи превелики да би прошли кроз филтрациони систем гломерулуса (Wood 2011).

С друге стране, показало се да екскреција путем жучи може бити прилично значајна када су у питању Ag, Cd, Cr, Cu и Sr, а мање значајна за As, Fe, Hg, Ni и Zn. Треба поменути да сва жуч која је ускладиштена у жучној кеси није нужно и жуч која ће бити излучена у дигестивни тракт, као и то да чак не мора ни доћи до екскреције метала који се налазе у жучи која је излучена у црево, јер ти метали могу поново бити апсорбовани путем црева и враћени у јетру ентерохепатичном циркулацијом, што повећава њихов полуживот у риби (Wood 2011).

Екскреција токсичних елемената путем дигестивног тракта не може се квантификовати мерењем стопе екскреције метала путем фецеса, јер ти токсични елементи можда нису били асимиловани из хране или су можда додати из жучи. Овај тип екскреције подразумева токсичне елементе помешане са дигестивним соковима, транспортованим из крви у лумен црева или смештеним унутар ентероцита, који се затим избацују путем фецеса или ректалне течности (Wood 2011).

Мало је познато о интензитету и количини токсичних елемената и њихових метаболита који се елиминишу путем коже, међутим анатомски и физиолошки фактори који утичу на усвајање токсичних елемената путем овог органа такође могу имати улогу и у њиховој екскрецији (Kleinow *et al.* 2008).

Редистрибуција липофилних токсичних елемената из соматских складишта масти у гаметима и њихова елиминација путем мреста могу довести до тога да концентрација токсичних елемената у телу рибе буде смањења, повећана или да остане иста, а све у зависности од релативне концентрације токсичних елемената у гаметима у односу на остатак тела (*ibid.*).

1.2.5. Ткива од интереса у екотоксиколошким истраживањима

Биоаккумуляција токсичних елемената зависи како од абиотичких фактора, као што су тип акватичног екосистема, сливно подручје, величина језера, хемија воде, температура, рН, итд. (нпр. Evans *et al.* 2005; Kleinow, *et al.* 2008; Walker *et al.* 2012), тако и од биотичких фактора и карактеристика саме врсте, као што су трофичка позиција, понашање везано за исхрану, кондиција, пол, старост и величина (de Pinho *et al.* 2002; Farkas *et al.* 2003; Jarić *et al.* 2011; Weber *et al.* 2012; Subotić *et al.* 2013a; Djikanović *et al.* 2016a).

Чак и у оквиру истог организма, различита ткива могу акумулирати токсичне елементе различитом брзином, зависно од њихових метаболичких процеса (Yilmaz *et al.* 2007; Walker *et al.* 2012; Squadrone *et al.* 2013). У студијама које се баве проучавањем животне средине, три ткива код риба имају посебан значај (Kroon *et al.* 2017):

- (1) шкрге, које често одражавају ниво токсичних елемената у окружењу због директног контакта са околином (Van der Oost *et al.* 2003; Zhao *et al.* 2012; Rašković *et al.* 2018);
- (2) јетра, због своје улоге у акумулацији и биотрансформацији токсичних елемената (Van der Oost *et al.* 2003; Uysal *et al.* 2009; Weber *et al.* 2012; Salem *et al.* 2014);
- (3) мишић, јер се користи у људској исхрани (Uysal *et al.* 2009; Subotić *et al.* 2013a; Salem *et al.* 2014).

Истраживања акумулације елемената у другим ткивима риба (нпр. гонадама, цреву, мозгу), као и читавом организму мање су заступљена (Jovičić *et al.* 2015; Kroon *et al.* 2017).

1.2.6. Рибе као објекат екотоксиколошких истраживања у Србији

Србија спада у групу земаља сиромашних водним ресурсима, а потребе становништва за водоснабдевањем задовољавају се углавном из површинских извора воде (Dević *et al.* 2014). Потреба за водоснабдевањем, као и потреба за производњом електричне енергије утицале су на изградњу вештачких језера. Међутим, због ирационалног управљања, неадекватног надзора и одсуства еколошке заштите наметнуо се проблем њиховог очувања у времену и простору (Dević *et al.* 2014).

Примећено је да интензитет размене воде утиче на биоакумулацију метала, тако да је биоакумулација већа у лентичким (стајаћим) водама у односу на лотичке (текуће) воде (Has-Schön *et al.* 2015). Акумулација елемената код риба из речних екосистема у Србији добро је истражена, нарочито за реку Дунав (нпр. Jarić *et al.* 2011; Subotić *et al.* 2013a, 2013b, 2015; Zrnčić *et al.* 2013; Jovičić *et al.* 2015; Rašković *et al.* 2015, 2018; Milošković *et al.* 2016; Morina *et al.* 2016a; Sunjog *et al.* 2016, 2019; Kostić *et al.* 2017), али мало је научних радова које се баве овом темом у вештачким језерима (Milošković *et al.* 2013, 2014; Jaćimović *et al.* 2015; Djikanović *et al.* 2016a, 2016b, 2018; Sunjog *et al.* 2016; Rašković *et al.* 2018). Карактеристично за све поменуте радове јесте да се потенцијално штетан ефекат који може да настане услед конзумирања меса испитиваних врста риба, ако се он уопште и помиње, процењује на основу поређења концентрација токсичних елемената са одговарајућим максимално дозвољеним концентрацијама (МДК) у храни које су прописане законом. Ова информација је корисна, али често веома ограничена зато што не разматра ефекат дугорочног излагања токсичним елементима, као ни интраспецифичне варијације у људској популацији (стопа излагања, телесна тежина, величина obroka, итд.).

Међутим, у последње време у екотоксиколошким студијама озбиљније се приступа у процени ризика по здравље људи услед употребе рибљег меса у исхрани. На пример, поред поређења концентрација токсичних елемената са њиховим МДК вредностима, у раду Milošković *et al.* 2018 се, између осталог, анализира и количник циљане опасности (ТНQ) за Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb и Zn услед излагања људи овим елементима путем конзумације меса уклије (*Alburnus spp.*), као и индекс опасности (HI) који представља суму свих појединачних ТНQ индекса, док се у раду Zuliani *et al.* 2019, који се бави потенцијално токсичним елементима у мишићном ткиву различитих врста риба из реке Саве, пореди процењен дневни унос (EDI) за As, Hg и MeHg са одговарајућим толерантним дневним уносом (TDI).

1.3. Биомаркери

1.3.1. Појам, подела и значај

Биомаркери представљају било које хемијско једињење, продукт метаболизма или телесну промену који настају као резултат интеракције између ксенобиотика и циљног молекула, ћелије или ткива у неком организму, који се могу измерити и који указују на ћелијске или биохемијске промене, или промене структуре или функције (NRC 1987). Помоћу биомаркера може се утврдити да ли је дошло до излагања ксенобиотцима, који су путеви излагања и какви су ефекти излагања.

Комбинација биолошких одговора, тј. биохемијских, физиолошких, морфолошких, бихевиоралних и/или патолошких биомаркера, са аналитичким методама може бити веома корисна у студијама које се баве загађивањем животне средине (Schlenk *et al.* 2008; Walker *et al.* 2012) јер указује на повезаност између нивоа ксенобиотика у спољашњој средини, нивоа контаминације у ткивима и појаве штетних ефеката (Kroon *et al.* 2017). Ово се огледа у чињеници да биолошке анализе дају додатне информације које код хемијских метода изостају (Maggioni *et al.* 2012).

Имајући у виду да биомаркери указују на то да ли су у испитиваном екосистему полутанти присутни у концентрацијама које су довољно високе да изазову штетне ефекте, могу деловати као систем раног упозоравања. У случају да су концентрације довољно високе, даља истраживања у циљу процене природе и степена оштећења, као и њихових узрочника била би оправдана. У супротном, одговор биомаркера изостаје као последица ниских концентрација полутаната, па време и средства за додатна истраживања негативних ефеката загађења могу бити уштеђени (Walker *et al.* 2012).

Постоје бројне класификације биомаркера, а најзаступљенија је подела на:

- (1) биомаркере изложености;
- (2) биомаркере ефекта;
- (3) биомаркере осетљивости.

Биомаркери изложености указују на изложеност организма токсичним супстанцама без назнака степена штетних ефеката које оне изазивају, док биомаркери ефекта указују на штетне ефекте излагања организма токсичним супстанцама (Walker *et al.* 2012). NRC (1987) издвајају и биомаркере осетљивости који указују на урођену или стечену способност организма да реагује на изазове излагања одређеном токсичном елементу, укључујући генетичке факторе и промене на рецепторима чиме мењају осетљивост организма према таквом излагању. Ова група биомаркера помаже у објашњавању варијација у нивоу реакција на излагање токсичним елементима између различитих јединки (Van der Oost *et al.* 2003).

Први одговори који се детектују након дејства токсичних супстанци јављају се на молекуларном нивоу (Maggioni *et al.* 2012). Van der Oost *et al.* (2003) наводе да су на овом нивоу најбоље проучени ензими који су везани за биотрансформацију (нпр. цитохром П450) и антиоксидативни систем (нпр. супероксид дисмутаза, каталаза, глутатион пероксидаза, глутатион редуктаза), протеини стреса, метилотионеини. Такође, исти аутори издвајају и хематолошке (нпр. трансминазе, хемоглобин, хематокрит), имунолошке, репродуктивне и ендокрине, неуромускуларне (нпр. ацетилхолинестераза), генотоксичне, као и физиолошке и морфолошке (нпр. хистологија, кондициони фактор, гонадосоматски и хепатосоматски индекси) параметре који се јављају на вишим нивоима организације живог света. Додатно, Kroon

et al. (2017) издвајају и метаболизам и исхрану, унос хране и хватање плена, паразите, епидермалне болести, фототактичке одговоре, као и одговоре неуромаста бочне линије.

1.3.2. Примена

Један од кључних разлога употребе биомаркера у студијама о процени ризика по животну средину јесте тај што они указују на ефекте загађивача; њихова употреба је комплементарна биомониторингу који укључује одређивање нивоа ксенобиотика у животној средини (Walker *et al.* 2012).

Ограничење употребе биомаркера у мониторингу животне средине огледа се у немогућности екстраполације кроз нивое биолошке организације, у чему кључну улогу има недостатак предвидљивости последица које промене на једном нивоу изазивају на следећем нивоу, као и одсуство јасних узрочно-последичних веза између различитих нивоа (Schlenk *et al.* 2008).

Током овог истраживања коришћена су два биомаркера ефекта: (1) хистопатологија, као биомаркер који прати биолошке одговоре на нивоу органа (ткива), и (2) фактор кондиције, као биомаркер који указује на промене на нивоу организма.

Хистопатологија се као биомаркер широко користи у студијама о животној средини за проучавање негативних ефеката окружења и механизма њиховог дејства на рибе (Van der Oost *et al.* 2003; Gül *et al.* 2004; Schlenk *et al.* 2008; Rašković *et al.* 2015, 2018; Kostić *et al.* 2017) и спада у групу добрих метода биоиндикације, са оценом 3,5 од максималних 5 (Van der Oost *et al.* 2003; Rašković 2015). У прилог овој тврдњи наводи се висока токсиколошка значајност и релевантност методе, осетљивост на ниске концентрације ксенобиотика, као и могућност испитивања њихових хроничних и сублеталних ефеката (Van der Oost *et al.* 2003).

У загађеним екосистемима, независно од типа екосистема и географског положаја, витални органи показују одступање од нормалне структуре и на њима се могу уочити мање или веће хистопатолошке промене (Van der Oost *et al.* 2003; Rašković *et al.* 2018). Квантификација хистопатолошких промена представља једну од метода за утврђивање здравственог стања риба у биомониторингу стања животне средине (Van der Oost *et al.* 2003; Schlenk *et al.* 2008; Rašković *et al.* 2015, 2018). Акутне промене на ткивима могу се приметити када је ниво токсичних елемената довољно висок, а те промене могу остати и након престанка излагања (Van der Oost *et al.* 2003; Roberts & Rodger 2012; Rašković *et al.* 2018). Хистопатолошке промене се лако препознају (Van der Oost *et al.* 2003), али постоји проблем приликом њихове квантификације који се огледа у субјективности истраживача који ову методу примењује (Rašković 2013, Rašković & Poleksić 2017). Такође, можда већи проблем представља неспецифичност хистопатолошких промена у односу на токсичне елементе, као и чињеница да исти ткивни одговор може уследити и након деловања других фактора који не представљају загађење (нпр. Mallatt 1985; Wood 2001).

Потенцијално излагање и ефекат загађивача могу се проценити и на основу релативно једноставних показатеља кондиције организама. Кондиција може послужити за идентификацију најосетљивијих јединки у популацији одређене врсте рибе, а такође може дати и увид у енергетске резерве и способност организма да толерише токсичне елементе или друге стресоре у екосистему (Bervoets & Blust 2003;

Van der Oost *et al.* 2003; Froese 2006; de la Torre *et al.* 2007). Фактор кондиције се дуги низ година користи у рибарству и аквакултури, као и у студијама о животној средини, зато што представља неинвазиван метод који је једноставан за извођење (Van der Oost *et al.* 2003; Schlenk *et al.* 2008). Вредности фактора кондиције су најчешће у обрнутој пропорцији са интензитетом загађења, тј. загађење смањује кондицију риба (Schlenk *et al.* 2008).

Поменути биомаркери имају различите прагове осетљивости. Кондициони фактор је мање осетљив од хистопатолошких параметара и под утицајем је већег броја фактора који не представљају загађење – нпр. развој гонада, конкуренција за храну итд. (Van der Oost *et al.* 2003; Schlenk *et al.* 2008). Међутим, једноставност, брзина и економичност процене уврштава кондициони фактор у драгоцене алате биомониторинга (Van der Oost *et al.* 2003). Треба узети у обзир да могуће одсуство јасне везе између негативних ефеката и одговора биомаркера није разлог да се тај биомаркер избаци из употребе (Walker *et al.* 2012).

2. ЦИЉЕВИ ИСТРАЖИВАЊА

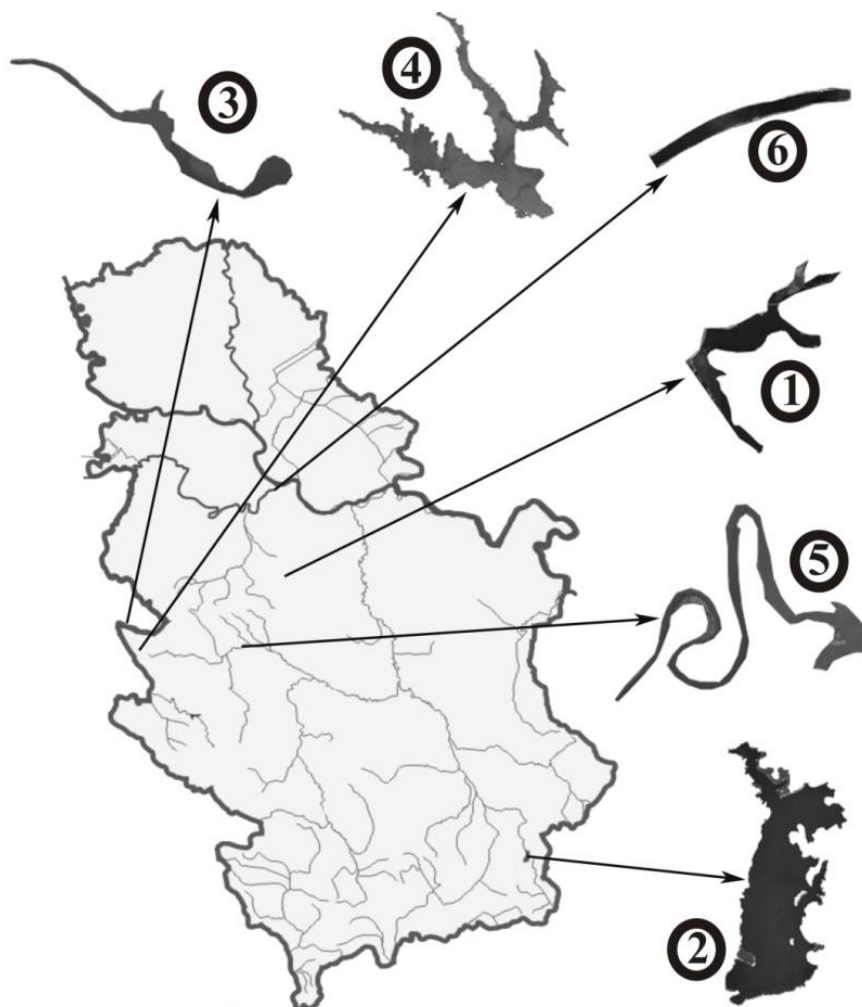
Предмет истраживања у овој дисертацији јесте испитивање потенцијала коришћења гргеча као биоиндикатора за процену загађења вештачких језера која се користе у различите сврхе (производња електричне енергије, водоснабдевање, спорт и рекреација) и која имају различите карактеристике (надморска висина, ниво еутрофикације). У том смислу, постављени су следећи циљеви:

- одређивање концентрација Ag, Al, As, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Se, Si, Sr и Zn у води, седименту, мишићу, шкргама и јетри гргеча из испитиваних вештачких језера;
- поређење добијених концентрација са максимално дозвољеним концентрацијама (МДК) прописаним националном и међународном легислативом;
- утврђивање нивоа хистопатолошких промена на шкргама и јетри гргеча из испитиваних вештачких језера;
- испитивање корелација између акумулације елемената у ткивима и кондиције риба, као и између хистопатолошких промена на шкргама и јетри;
- процена потенцијалног еколошког ризика и степена контаминације;
- процена ризика по здравље људи;
- утврђивање постојања веза између испитиваних појава и карактеристика вештачких језера и давање одговарајућих препорука и закључака.

3. МАТЕРИЈАЛ И МЕТОДЕ

3.1. Опис истраживаних локалитета

Теренска истраживања вршена су током лета 2017. године на шест вештачких језера (акумулација) у Србији: Гараши, Власина, Перућац, Заовине, Међувршје и Савско језеро (Слика 1). Вештачка језера се налазе на различитим надморским висинама, имају различите карактеристике, као и различите намене.



Слика 1. Мапа испитиваних локалитета: 1 – Гараши; 2 – Власина; 3 – Перућац; 4 – Заовине; 5 – Међувршје; 6 – Савско језеро.

3.1.1. Акумулација Гараши

Налази се у централној Србији ($44^{\circ}17'18.0''$ N, $20^{\circ}28'45.0''$ E, 400 m надморске висине). Настала је 1976. године подизањем бетонске бране на месту где се састају потоци Мала Букуља и Велика Букуља. Припада сливу Црног мора. Дужина бране износи 380 m. Максимална дубина акумулације је преко 20 m, а покрива површину од 0.65 km^2 . Служи као водозахват за водоснабдевање града Аранђеловца. Изложено је ниском антропогеном притиску, углавном путем пољопривредних отпадних вода.

3.1.2. Акумулација Власина

Налази се у југоисточној Србији, близу границе са Бугарском (42°42'00" N, 22°20'00" E, 1213 m надморске висине). Настала је у периоду од 1949. до 1954. године изградњом земљано-бетонске бране на месту на коме је река Власина истицала из тресаве назване Власинско блато. Брана је висока 34 m, дугачка 239 m, у основи широка 139 m, а у круни 5,5 m. Власинско језеро се храни водом падавина, из својих притока и извора, као и водом из акумулације Лисина. Припада црноморском сливу, у који је изградњом система Лисина пребачен део воде из егејског слива. Акумулација Власина је највеће вештачко језеро у Србији и налази се на највишој надморској висини од свих вештачких језера у Србији – дугачка је 9 km, широка 3,5 km, максималне дубине 35 m, површине 16,5 km² и запремине 165.000.000 m³. Стварање акумулације има за циљ производњу електричне енергије у систему хидроелектрана (ХЕ) "Врла I-IV", где се три хидроелектране налазе у долини реке Врле, а једна у долини Јужне Мораве. Ниво антропогеног притиска је мали и огледа се у испуштању отпадних вода из околних насеља и кампова у ово језеро. Такође, треба поменути да је до половине XX века овај крај био центар за производњу угља и прераду руде гвожђа.

3.1.3. Акумулација Перућац

Налази се у западној Србији (43°58'02.0" N, 19°24'11.0" E, 290 m надморске висине). Настала је 1967. године изградњом гравитационе, бетонске бране, дугачке 461 m и високе 90 m, на реци Дрини. Припада сливу Црног мора. Акумулација је дугачка 54 km, широка 1,1 km, максималне дубине 80 m, површине 12,4 km² и запремине 340.000.000 m³. Са акумулацијом Заовине чини реверзибилни систем изграђен за потребе ХЕ "Бајина Башта". Изложена је ниском антропогеном утицају који се манифестује повременом појавом плутајућег наноса.

3.1.4. Акумулација Заовине

Налази се у западној Србији, на планини Тари (43°52'58.0" N, 19°23'59.0" E, 881 m надморске висине). Настала је у периоду од 1975. до 1983. године изградњом насуте, камене бране на реци Бели Рзав. Брана је висока 130 m и дугачка 820 m. Заовинско језеро се напаја водом падавина, из својих притока, као и водом из акумулације Перућац. Припада сливу Црног мора. Акумулација је дугачка 4,1 km, широка 1,4 km, максималне дубине 110 m, површине 4,3 km² и запремине 150.000.000 m³. Представља реверзибилну акумулацију која је направљена за производњу електричне енергије у ХЕ "Бајина Башта". Осим великих варијација у нивоу воде, ова акумулација изложена је ниском антропогеном утицају, као и претходне.

3.1.5. Акумулација Међувршје

Налази се на излазу из Овчарско-Кабларске клисуре и представља највећу акумулацију на реци Западној Морави (43°54'43.07" N, 20°14'12.71" E, 273 m надморске висине). Настала је 1953. године изградњом гравитационе, бетонске бране дужине 190 m и висине 32 m. Припада сливу Црног мора. Акумулација је дугачка 11 km, широка 272 m, максималне дубине 12 m (по оснивању 23 m), површине 1,5 km² и запремине

4.500.000 m³ (по оснивању 18.500.000 m³). Направљена је за потребе ХЕ "Међувршје" и представља затворен систем омеђен са две бране. Акумулација је изложена великом антропогеном притиску и еутрофикацији (праћеним високим диверзитетом алги и макрофита) које изазивају бројна индустријска постројења и насеља у сливу Западне Мораве (Lenhardt *et al.* 2009), а која су без постројења за пречишћавање отпадних вода (Djikanović *et al.* 2016a, 2016b, 2018; Morina *et al.* 2016b).

3.1.6. Акумулација Савско језеро

Налази се на 4 km од центра Београда (44°47'02.0" N, 20°23'24.0" E, 73 m надморске висине). Настало је у периоду од 1967. до 1978. године преграђивањем рукавца реке Саве. Припада сливу Црног мора. Ова микроакумулација дугачка је 4.4 km, широка 0.5 km, максималне дубине 10 m, површине 0,9 km² и запремине 4.000.000 m³. Рекреативног је карактера. Под утицајем је интензивне еутрофикације која се огледа високим диверзитетом макрофита и фитоплактона и трпи јак антропогени притисак, зато што река Сава (која снабдева водом ову акумулацију) служи као прихват за отпадне воде из насеља, индустрије и пољопривреде. Представља мезотрофно-еутрофни екосистем настао у процесу сукцесије на месту некадашњег речног екосистема (Janković & Janković 1987; Blaženčić 1995; Jovanović *et al.* 2017).

3.2. Узорковање и припрема узорака

3.2.1. Вода и седимент

Узорци воде прикупљени су у стерилним полиетиленским боцама запремине 50 ml на дубини од 50 cm испод водене површине. Сви узорци су филтрирани два пута кроз мембране величине пора од 0,40 µm, чувани у мраку на 4 °C и фиксирани са 0,1 ml 65% HNO₃ (Merck, Немачка), до почетка анализа.

Из сваке акумулације узета су три узорка седимента употребом Екмановог багера у трансектној линији управној на обалу – један на обали акумулације, други у близини постављених мрежа за узорковање рибе и трећи у дубљим деловима акумулација (у средини или близу средине акумулација). Сва три узорка седимента из сваке акумулације помешани су како би се добио репрезентативни узорак за сваку акумулацију и извршила анализа акумулације елемената. Такви обједињени узорци (по један из сваке акумулације) стављени су у стерилне, деминерализоване полиетиленске боце запремине 50 ml и чувани на температури од 4 °C. У лабораторији, узорци су сушени на 150 °C до константне тежине и хомогенизовани (механички) како би се добио прах. Око 0,3 g сваког узорка сувог седимента из испитиваних акумулација процесуирани су у микроталасном дигестору (ETHOS EASY, Milestone, Италија), уз додавање 6 ml 65% HNO₃ (Merck, Немачка) и 4 ml 30% H₂O₂ (Merck, Немачка), коришћењем температурног програма 180–240 °C током 35 минута.

3.2.2. Риба

Јединке гргеча прикупљене су површинским и дубинским мрежама, димензија 30 × 2 m и промера окаца од 30 до 50 mm. Мреже су остављане у води да преноће. Рибе су жртвоване брзим ударцем у главу тупим предметом. Након мерења тоталне дужине (TL, cm) и тежине (W, g), рибе су дисековане. Одређен је и Фултонов фактор кондиције (CF) по формули:

$$CF = W TL^{-3} \times 100$$

где је W тежина рибе, а TL њена дужина (Ricker 1975) (Табела 1).

Узорак левог дорзалног мишића (испод дорзалног пераја) сваке јединке прикупљен је за одређивање концентрације елемената. Други шкржни лук са десне стране тела сваке рибе прикупљен је за хистопатолошке анализе, а шкржне ламеле са леве стране тела прикупљене су за анализу концентрације елемената. Слично томе, за поменуте анализе прикупљена су и два узорка јетре, при чему је средишњи регион узет за хистопатолошка истраживања.

Узорци намењени за анализу акумулације елемената (део мишића, шкрга и јетра) испрани су дестилованом водом, стављени у пластичне кесе и чувани на -20 °C, до почетка анализе. Узорци смрзнутог ткива су измерени, а потом лиофилизирани у ротационом вакуум концентратору (GAMMA 1-16 LSC, Немачка). Осушени узорци такође су измерени, а делови узорка масе од 0,2 до 0,4 g процесуирани су у микроталасном дигестору (ETHOS EASY, Milestone, Италија), уз додавање 6 ml 65% HNO₃ (Merck, Немачка) и 4 ml 30% H₂O₂ (Merck, Немачка), на програму Dried Fish (200 °C).

Након жртвовања рибе, узорци за хистопатолошку анализу (други шкржни лук и део јетре) одмах су фиксирани у 4% формалдехиду (Zorka Pharma, Србија). Након 48 h, формалдехид је замењен 70% етанолом. Сви узорци ткива третирани су на исти начин: обрађени су у аутоматском процесору ткива Leica TP 1020 (Leica, Nussloch, Немачка), где су дехидрирани у растућем градијенту етанола, прочишћени ксилолом и калупљени у парафину који је претходно растопљен на 60 °C. Микротом SM 2000R (Leica, Немачка) коришћен је за прављење пресека номиналне дебљине 5 µm. Ови пресеци су, након кратког времена проведеног у воденом купатилу, смештани на микроскопске плочице, рехидратисани и бојени комбинацијом хематоксилина и еозина у аутоматизованом центру за бојење препарата ST 4040 (Leica, Немачка). За прављење микрографија коришћен је микроскоп Leica DM LB (Leica, Немачка) опремљен DFC 295 камером (Leica, Немачка).

3.3. Анализа елемената

Анализа елемената извршена је помоћу оптичке емисионе спектроскопије са индуктивно спрегнутом плазмом (ICP-OES, Spectro Genesis EOP II, Spectro Analytical Instruments DmbH, Немачка). Процењене су концентрације следећих 26 елемената: Ag, Al, As, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Se, Si, Sr и Zn. Током анализе коришћене су следеће таласне дужине (λ, nm): Ag 328.068, Al 396.152, As 189.042, B 249.773, Ba 230.424, Ca 317.933, Cd 214.438, Co 228.616, Cr 267.716, Cu 324.754, Fe 238.204, Hg 184.950, K 766.491, Li 460.289, Mg 285.213, Mn 294.921, Mo 202.095, Na 589.592, Ni 231.604, P 214.914, Pb 220.353, S 182.034, Se 196.090, Si 251.612, Sr 460.733 и

Zn 213.856. Процена контроле квалитета аналитичког процеса вршена је анализом BCR-185R референтног материјала говеђе јетре и IAEA-336 референтног материјала пореклом од лишаја. Измерене концентрације биле су унутар 90–115% од сертифицираних вредности за све испитиване елементе. Након процесуирања, течни узорци ткива и седимента филтрирани су и разблажени дестилованом водом до укупне запремине од 25 ml. Бланк узорци (без ткива/седимента/воде) процесуирани су на исти начин као и узорци ткива, седимента и воде, а ради утврђивања и контроле присуства анализираних елемената у коришћеним хемикалијама.

Концентрације елемената у води изражене су у $\mu\text{g/ml}$, док су у седименту и ткивима изражене у $\mu\text{g/g}$ суве масе (sm). Такође, концентрације As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb и Zn изражене су и у $\mu\text{g/g}$ влажне масе (vm) ради израчунавања вредности одређених индекса.

Концентрације елемената у води упоређене су са прописаним максимално дозвољеним концентрацијама (МДК) за класу II квалитета површинских вода према националној регулативи (Службени гласник РС, 2012). Прописане МДК у води износе: за As 10 $\mu\text{g/l}$, за B 1000 $\mu\text{g/l}$, за Cr 50 $\mu\text{g/l}$, за Cu од 5 до 112 $\mu\text{g/l}$ (зависно од тврдоће), за Fe 500 $\mu\text{g/l}$, за Mn 100 $\mu\text{g/l}$ и за Zn од 300 до 2000 $\mu\text{g/l}$ (зависно од тврдоће).

Концентрације елемената у седименту упоређене су са прописаним максимално дозвољеним концентрацијама (МДК) за седимент према националној регулативи (Службени гласник, 50/2012). Прописане МДК у седименту износе: за As 42 $\mu\text{g/g}$, за Cd 6,4 $\mu\text{g/g}$, за Cr 240 $\mu\text{g/g}$, за Cu 110 $\mu\text{g/g}$, за Hg 1,6 $\mu\text{g/g}$, за Pb 310 $\mu\text{g/g}$, за Ni 44 $\mu\text{g/g}$ и за Zn 430 $\mu\text{g/g}$.

Концентрације елемената у мишићном ткиву ($\mu\text{g/g}$ vm) упоређене су са прописаним максимално дозвољеним концентрацијама (МДК) у рибљем месу према националној регулативи (Службени гласник РС, 2018), као и према регулативи Европске комисије (ЕС 2006). Треба напоменути да постоји усклађеност МДК поменутих регулатива за Cd (0,05 $\mu\text{g/g}$ vm), Hg (0,5 $\mu\text{g/g}$ vm) и Pb (0,3 $\mu\text{g/g}$ vm). Додатно, Национална регулатива Републике Србије прописала је МДК за As (2 $\mu\text{g/g}$ vm), Cu (30 $\mu\text{g/g}$ vm) и Zn (100 $\mu\text{g/g}$ vm).

3.3.1. Индекс загађења металима (MPI) и индекс оптерећења загађењем (PLI)

Индекс загађења металима (енгл. metal pollution index – MPI) и индекс оптерећења загађењем (енгл. pollution load index – PLI) користе се за процену укупног статуса токсичности узорка, где се MPI односи на концентрацију метала у ткивима (Usero *et al.* 1996, 1997), док се PLI односи на концентрацију елемената у седименту (Islam *et al.* 2015a):

$$\text{MPI} = (C_1 \times C_2 \times \dots \times C_n)^{1/n}$$

$$\text{PLI} = (Cs_1 \times Cs_2 \times \dots \times Cs_n)^{1/n}$$

где је C_n концентрација метала n у мишићном ткиву, док је Cs_n концентрација метала n у седименту, изражене у $\mu\text{g/g}$. Према Rajeshkumar *et al.* (2018), седимент се сматра контаминираним када је вредност PLI већа од 1.

3.3.2. Фактор биоконцентрације (BCF) и фактор биоакумулације (BSAF)

Фактор биоконцентрације (*енгл.* bioconcentration factor – BCF) и фактор биоакумулације (*енгл.* biota-sediment accumulation factor – BSAF) обично се користе како би се изразио обим хемијске биоакумулације:

$$BCF = C/C_w$$

$$BSAF = C/C_s$$

где C представља концентрацију елемента у организму ($\mu\text{g/g}$), C_w концентрацију елемента у води ($\mu\text{g/ml}$), а C_s се односи на концентрацију елемента у седименту ($\mu\text{g/g}$) (Mackay & Fraser 2000; Pollman & Axelrad 2014).

3.4. Хистопатолошке анализе шкрга и јетре

Семиквантитативни систем скоровања који је развијен од стране Bernet *et al.* (1999) коришћен је за квантификацију хистопатолошких (ХП) промена на шкргама и јетри. Генерално, могу се препознати четири различите групе промена (*енгл.* reaction pattern – rp) на испитиваним ткивима:

(1) циркулаторне:

- шкрге – телангиектазије, хиперемија, стазе, анеуризма (хематом) и едем примарног епитела;
- јетра – стазе и конгестија синусоида;

(2) регресивне:

- шкрге – некроза, едем секундарног епитела, поремећена архитектура (обухвата увијање секундарних ламела и деформисање површине секундарног епитела), појава мукозних ћелија у секундарним ламелама и присуство крупних, хипертрофисаних ћелија;
- јетра – некроза, присуство меланомacroфагних центара, масна дегенерација, пикноза једара, присуство цероидних материја, дилатација синусоида и вакуолизација хепатоцита;

(3) прогресивне:

- шкрге – пролиферација мукозних ћелија, хипертрофија епителних ћелија, хиперплазија епителних ћелија и хиперплазија целих ламела;
- јетра – фиброза перипорталних и порталних области;

(4) инфламаторне:

- шкрге – присуство гранулома и инфилтрација леукоцита;
- јетра – присуство гранулома и инфилтрација леукоцита.

Свакој ХП промени (*енгл.* alteration – alt) додељен је фактор значајности (*енгл.* importance factor – w), у распону од 1 до 3 (1 – минимални значај, 2 – умерени значај, 3 – велики значај), како би се указало на релевантност и значај одређене ХП промене. Фактор значајности сваке промене може се наћи у Табели 8. Додатно, вредност скорова (*енгл.* score value – a) (0 = без промене, 2 = блага, 4 = умерена и 6 = озбиљна промена) одређен је у зависности од степена и обима појединачне промене. На основу фактора значајности и вредности скорова добијене су вредности индекса органа, према следећим формулама (Bernet *et al.* 1999):

(1) Реакциони индекс органа:

$$I_{\text{org}} = \sum_{\text{alt}} (a_{\text{org rp alt}} \times w_{\text{org pr alt}})$$

(2) ХП индекс органа:

$$I_{\text{org rp}} = \sum_{\text{rp}} \sum_{\text{alt}} (a_{\text{org rp alt}} \times w_{\text{org pr alt}})$$

(3) Укупни хистопатолошки индекс јединке (сума индекса два органа):

$$I_{\text{T}} = \sum_{\text{org}} \sum_{\text{rp}} \sum_{\text{alt}} (a_{\text{org rp alt}} \times w_{\text{org pr alt}})$$

где се *org* односи на орган (*I_G* – шкрге; *I_L* - јетра), *rp* на групу промена, *alt* на промену, *a* је вредност скорa, док је *w* фактор значајности.

3.5. Потенцијални еколошки ризик (RI) и степен контаминације (C_d)

Потенцијални еколошки ризик (*енгл.* potential ecological risk – RI) и степен контаминације (*енгл.* degree of contamination – C_d) израчунати су коришћењем методологије коју је предложио Hakanson (1980):

$$RI = \sum E_r^i = \sum T_r^i C_f^i$$

$$C_f^i = C_s^i / C_n^i$$

$$C_d = \sum C_f^i$$

где је RI фактор потенцијалног еколошког ризика за вештачко језеро – представљен као сума свих фактора ризика за загађиваче у седименту: низак (RI < 150), умерен (150 ≤ RI < 300), знатан (300 ≤ RI < 600) и веома висок (RI ≥ 600); E_rⁱ фактор потенцијалног еколошког ризика за дату супстанцу (*i*): низак (E_rⁱ < 40), умерен (40 ≤ E_rⁱ < 80), знатан (80 ≤ E_rⁱ < 160), висок (160 ≤ E_rⁱ < 320) и веома висок (E_rⁱ ≥ 320); T_rⁱ је фактор "токсичног одговора" за одређену супстанцу (10 за As, 30 за Cd, 2 за Cr, 5 за Cu, 40 за Hg, 5 за Pb и 1 за Zn); C_fⁱ је фактор контаминације: низак (C_fⁱ < 1), умерен (1 ≤ C_fⁱ < 3), знатан (3 ≤ C_fⁱ < 6) и веома висок (C_fⁱ ≥ 6); C_sⁱ је концентрација метала *i* у седименту; C_nⁱ је референтна вредност за метал изражена у µg/g (15 за As, 1 за Cd, 90 за Cr, 50 за Cu, 0,25 за Hg, 70 за Pb и 175 за Zn); C_d представља степен контаминације: низак (C_d < 8), умерен (8 ≤ C_d < 16), знатан (16 ≤ C_d < 32) и веома висок (C_d ≥ 32) – у ком случају указује на озбиљност антропогеног загађења.

3.6. Ризик по здравље људи

У циљу процене здравственог ризика постављене су следеће претпоставке:

- процес кувања нема ефекат на загађиваче;
- доза уноса загађивача једнака је дози њихове апсорпције;
- просечна тежина тела за одрасле особе износи 70 kg;
- просечан животни век износи 70 година.

Здравствени ризик одређен је према методологији развијеној од стране USEPA (1989).

3.6.1. Количник циљане опасности (THQ)

Количник циљане опасности (*енгл.* total hazard quotients – THQ) процењен је према следећој формули:

$$\text{THQ} = \frac{\text{EFr} \times \text{ED} \times \text{FIR} \times \text{C}}{\text{BWa} \times \text{AT} \times \text{RfD}} \times 10^{-3}$$

где EFr представља фреквенцију изложености (365 дана/година), ED трајање изложености (еквивалентној дужини просечног животног века), FIR је стопа уноса хране (g/дан), C је концентрација елемента у риби ($\mu\text{g/g}$), BWa је просечна тежина тела (kg), AT је просечно време изложености за неканцерогене супстанце (365 дана/година \times број година излагања, претпостављајући 70 година), RfD је орална референтна доза (mg/kg/дан). RfD за As износи 0.0003, за Cd 0.001, за Cr 1,5, за Cu 0,04, за Hg 0,00016, за Pb 0,004 и за Zn 0,3 (USEPA 2009). Према Smederevac-Lalić (2013), просечна FIR за рибу износи 20 g/дан за општу популацију и 25 g/дан за рибаре у Србији.

$$\text{Total THQ (TTHQ)} = \sum \text{THQ}$$

3.6.2. Циљни канцерогени фактор ризика (TR)

Циљни канцерогени фактор ризика (*енгл.* target carcinogenic risk factor – TR) процењен је према следећој формули:

$$\text{TR} = \frac{\text{EFr} \times \text{ED} \times \text{FIR} \times \text{C} \times \text{CSF}_0}{\text{BWa} \times \text{AT}} \times 10^{-3}$$

где је AT просечно време изложености за канцерогене супстанце (365 дана/година \times ED), док је CSF_0 орални канцерогени фактор нагиба (mg/kg/дан) који износи 1,5 за As и 0,0085 за Pb (USEPA 2009).

3.7. Статистичке анализе

Сви подаци приказани су као средња вредност \pm стандардна девијација (SD). Када је концентрација елемента била испод границе детекције (*енгл.* not detected – ND), коришћена је вредност половине прага детекције спектрометра (ICP-OES) за одговарајући елемент (Прилог 1).

Нормалност дистрибуције података тестирана је помоћу Shapiro-Wilk теста. У случају када су подаци имали нормалну дистрибуцију, хомогеност варијанси тестирана је Levene-овим тестом, а статистичка значајност разлика испитана је једносмерним ANOVA тестом праћеним Tukey-евим HSD *post-hoc* тестом. У случајевима када подаци нису имали нормалну дистрибуцију, процена разлика између група вршена је помоћу непараметријског Kruskal-Wallis *H* теста. *Post-hoc* интергрупна поређења нивоа елемената, односно ХП података између парова акумулација вршена су коришћењем непараметријског Mann-Whitney *U* теста. Могући утицај кондиције риба на концентрацију елемената у ткивима, као и однос између ХП индекса шкрга и јетре испитан је коришћењем Spearman-овог корелационог теста рангова.

Подаци су обрађивани у програму STATISTICA Software Package, Version 7.0, StatSoft Inc. Ниво вредности вероватноће $p \leq 0,05$ сматрао се статистички значајним за све спроведене тестове.

4. РЕЗУЛТАТИ

4.1. Дужина, тежина и кондиција риба

Иако је за јединке из Савског језера забележена највећа просечна дужина и тежина тела, оне су имале најмање вредности кондиционог фактора (Табела 1). Најмања просечна дужина тела забележена је за рибе из акумулације Заовине, а најмања просечна тежина била је код риба из Међувршја (Табела 1). У најбољој кондицији биле су рибе из акумулације Гараши. Међутим, статистички значајне разлике у погледу вредности фактора кондиције нису утврђене.

Табела 1. Број јединки (n), тотална дужина тела (TL, cm), тежина (BW, g) и фактор кондиције (CF) јединки гргеча из шест испитиваних вештачких језера. Приказане су минималне и максималне вредности, као и средња вредност \pm стандардна девијација.

	n	TL (cm)	BW (g)	CF
		min-max sr.vr. \pm SD	min-max sr.vr. \pm SD	min-max sr.vr. \pm SD
Гараши	10	22,8 – 28,0 24,6 \pm 1,9	162,0 – 390,0 252,1 \pm 75,4	1,37– 1,82 1,65 \pm 0,16
Власина	10	21,0 – 29,8 26,5 \pm 2,9	132,0 – 404,0 273,3 \pm 92,9	1,16 – 1,55 1,42 \pm 0,11
Перућац	10	23,0 – 31,3 25,6 \pm 2,9	140,0 – 485,0 249,5 \pm 110,9	1,15 – 1,58 1,40 \pm 0,12
Заовине	10	21,0 – 28,4 22,9 \pm 3,5	131,0 – 352,0 192,0 \pm 105,1	1,13 – 1,71 1,43 \pm 0,17
Међувршје	8	19,8 – 27,6 23,8 \pm 2,4	109,0 – 255,0 188,9 \pm 49,0	1,21 – 1,53 1,38 \pm 0,09
Савско језеро	10	25,0 – 30,5 28,3 \pm 1,7	230,0 – 363,0 305,1 \pm 56,9	1,20 – 1,52 1,34 \pm 0,11

4.2. Концентрација елемената у води и седименту

Највеће концентрације у води забележене су за Ca, K, Mg, Na, P, S и Si (у већини случајева веће од 1 $\mu\text{g/ml}$) у свим вештачким језерима (Табела 2). С друге стране, најмање концентрације (мање од 0,01 $\mu\text{g/ml}$) бележе се за следеће елементе: Ag, As, Cd и Mo. Концентрације As, B, Cr, Cu, Fe, Mn и Zn нису прелазиле МДК вредности прописане за воду.

Највеће концентрације у седименту забележене су за Al, Ca, Fe, а затим следе K, Mg, Mn, Na, P, S и Si у узорцима седимента у свим вештачким језерима (Табела 3).

Најниже концентрације забележене су за Cd и Mo, док Ag и Hg нису детектовани ни у једном узорку. Концентрација Cr за Заовине, Cu за Међувршје и Ni за Перућац, Заовине и Међувршје прелазиле су МДК вредности прописане за седимент.

4.3. Концентрација елемената у ткивима гргеча

Највише концентрације Hg, K и S забележене су у мишићном ткиву, Ca, Li, Mn, P, Si и Sr у шкргама и Mo у јетри у свим вештачким језерима (Табела 4). С друге стране, најниже концентрације Cu, Fe, Na, Se и Zn забележене су у мишићу, Hg у шкргама и Ca и Mg у јетри код гргеча из свих вештачких језера.

Статистички тестови показали су постојање статистички значајних разлика ($p \leq 0,05$) између вештачких језера за све елементе, изузев Li и Na (Табела 4). Најниже концентрације Fe у шкргама и P у јетри, као и највише концентрације B у свим ткивима забележене су код риба из акумулације Перућац. Најниже концентрације Ni у шкргама, а највише концентрације P, S и Sr у мишићу, S у шкргама и Sr у јетри забележене су код гргеча из Међувршја. Нису пронађене статистички значајне корелације између акумулације елемената и кондиције риба.

Такође, забележене су статистички значајне разлике ($p \leq 0,05$) у концентрацијама Cd, Cr, Hg, Pb и Zn ($\mu\text{g/g}$ *wt*) у мишићу гргеча (Табела 5). Концентрације As, Cu и Zn ($\mu\text{g/g}$ *wt*) у мишићу нису прелазиле МДК вредности прописане од стране националне регулативе (Службени гласник, 2018), као и од стране регулативе Европске комисије (ЕС, 2006). Међутим, концентрације Cd код осам јединки из Власине (80%), две јединке из Заовина (20%), једне јединке из Међувршја (12,5%), затим Hg код две јединке из Гараша (20%) и једне јединке из Перућца (10%), као и Pb код једне јединке из Савског језера (10%) прелазиле су МДК вредности за поменуте елементе.

Табела 2. Концентрација елемената у води ($\mu\text{g/ml}$) из шест испитиваних вештачких језера.

	Гараши	Власина	Перућац	Заовине	Међувршје	Савско језеро
Ag	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002
Al	0,046	0,038	0,007	0,211	0,041	0,007
As	0,002	0,002	0,005	0,008	0,004	0,003
B	0,160	0,134	0,139	0,163	0,178	0,165
Ba	0,499	0,480	0,500	0,506	0,505	0,507
Ca	32,233	17,018	55,742	59,017	77,409	52,222
Cd	0,005	0,004	0,004	0,004	0,005	0,005
Co	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013
Cr	0,052	0,053	0,054	0,050	0,052	0,054
Cu	0,024	0,024	0,026	0,016	0,019	0,024
Fe	0,084	0,086	0,020	0,166	0,115	0,028
Hg	0,038	0,036	0,038	0,037	0,035	0,038
K	1,810	1,213	1,332	1,792	2,565	1,963
Li	0,001	0,009	0,004	0,021	0,007	0,014
Mg	5,708	2,421	6,692	7,522	14,238	12,891
Mn	0,014	0,009	0,024	0,021	0,010	0,028
Mo	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Na	6,959	3,334	2,906	3,521	8,544	11,443
Ni	0,022	0,021	0,022	0,013	0,015	0,008
P	0,199	0,825	0,131	0,523	1,454	0,559
Pb	0,036	0,041	0,042	0,040	0,043	0,043
S	10,007	4,638	4,680	4,888	10,062	9,909
Se	0,005	0,027	0,021	0,031	0,018	0,012
Si	1,604	1,431	0,197	0,340	4,741	0,155
Sr	0,010	0,078	0,006	0,005	0,082	0,029
Zn	0,014	0,024	0,006	0,019	0,025	0,013

Табела 3. Концентрација елемената у седименту ($\mu\text{g/g sm}$) из шест испитиваних вештачких језера. Ознака ND (није детектовано) значи да су концентрације биле испод прага детекције.

	Гараши	Власина	Перућац	Заовине	Међувршје	Савско језеро
Ag	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Al	20151,31	21626,90	20651,19	10732,81	20329,72	19733,23
As	7,30	1,49	3,02	1,08	8,31	3,56
B	90,00	151,90	124,92	217,44	131,11	113,53
Ba	48,61	132,28	61,67	67,58	84,85	98,02
Ca	3800,49	5511,51	26809,05	22484,47	22733,88	28432,12
Cd	0,82	1,57	1,03	1,33	0,98	0,79
Co	8,03	17,96	13,02	115,28	15,15	10,76
Cr	25,66	48,01	79,29	949,58	93,73	48,81
Cu	9,34	17,63	31,83	11,46	110,26	22,31
Fe	16491,80	29274,92	22385,87	29465,95	24089,66	20516,14
Hg	ND	ND	ND	ND	ND	ND
K	2635,82	3564,74	6726,51	1199,34	5049,35	4486,55
Li	103,77	192,47	148,41	310,47	162,21	134,02
Mg	3731,64	5350,58	5597,54	5862,87	5418,65	5304,11
Mn	520,74	1220,61	375,40	978,32	739,50	491,38
Mo	ND	1,90	1,59	2,99	2,36	1,11
Na	555,57	504,06	918,41	534,47	820,60	685,21
Ni	22,95	23,43	96,90	191,60	111,97	42,88
P	332,21	883,20	617,22	203,82	728,58	444,15
Pb	46,07	69,45	64,52	32,23	55,62	50,95
S	580,57	1058,28	824,92	644,35	955,05	201,03
Se	46,48	56,13	41,19	26,91	45,85	48,81
Si	342,54	366,64	349,37	364,70	362,95	319,07
Sr	15,74	23,43	103,25	23,26	73,37	59,97
Zn	43,85	89,82	198,97	65,20	114,82	62,66

Табела 4. Концентрација елемената у мишићу, шкргама и јетри гргеча ($\mu\text{g/g sm}$) из шест испитиваних вештачких језера. Вредности су представљене као средња вредност \pm стандардна девијација, док ND значи да су концентрације биле испод прага детекције.

Ткиво		Гараши	Власина	Перућац	Заовине	Међувршје	Савско језеро
Ag	Мишић*	0.003 \pm 0,01 ^a	0,01 \pm 0,01 ^{ab}	0,02 \pm 0,02 ^b	0,01 \pm 0,03 ^{ab}	0,01 \pm 0,00 ^{ab}	0,13 \pm 0,29 ^b
	Шкрге	ND	0,02 ^{**}	0,004 \pm 0,01	0,01 \pm 0,01	0,01 \pm 0,02	0,03 \pm 0,08
	Јетра	0,01 \pm 0,02	0,02 \pm 0,03	0,01 \pm 0,01	0,01 \pm 0,01	0,02 \pm 0,01	0,03 \pm 0,06
Al	Мишић*	20,29 \pm 16,38 ^a	20,52 \pm 14,66 ^a	26,04 \pm 16,67 ^{ab}	12,61 \pm 14,27 ^a	34,65 \pm 34,86 ^{ab}	38,23 \pm 15,38 ^b
	Шкрге	91,91 \pm 89,54	58,92 \pm 60,77	29,83 \pm 30,89	66,39 \pm 72,47	60,70 \pm 52,53	39,04 \pm 14,99
	Јетра*	31,04 \pm 26,46 ^{ab}	19,11 \pm 20,93 ^a	26,25 \pm 27,70 ^a	13,64 \pm 16,62 ^{ac}	56,31 \pm 37,16 ^{bc}	72,91 \pm 52,32 ^c
As	Мишић	0,15 \pm 0,18	0,23 \pm 0,19	0,19 \pm 0,19	0,40 \pm 0,30	0,41 \pm 0,38	0,35 \pm 0,39
	Шкрге*	0,06 \pm 0,09 ^a	0,28 \pm 0,24 ^{bc}	0,29 \pm 0,24 ^{bc}	0,66 \pm 0,37 ^c	0,18 \pm 0,24 ^{ab}	0,44 \pm 0,35 ^{bc}
	Јетра*	0,07, 1,02 ^{***a}	0,06 \pm 0,16 ^a	0,04 ^{***a}	0,60 \pm 0,40 ^b	0,46, 0,03 ^{***a}	0,23 \pm 0,36 ^{ab}
В	Мишић*	0,24 \pm 0,38 ^a	0,95 \pm 0,86 ^b	11,29 \pm 1,17 ^c	0,25 \pm 0,33 ^a	0,07 \pm 0,12 ^a	2,09 \pm 2,45 ^b
	Шкрге*	1,48 \pm 2,76 ^{ab}	1,24 \pm 0,60 ^b	8,27 \pm 6,50 ^c	0,45 \pm 0,14 ^a	7,10 \pm 15,15 ^{abc}	1,50 \pm 1,14 ^b
	Јетра*	0,79 \pm 0,98 ^a	1,42 \pm 1,39 ^{ab}	16,94 \pm 21,47 ^c	0,51 \pm 0,35 ^a	1,60 \pm 2,66 ^a	2,25 \pm 1,17 ^b
Ва	Мишић*	0,94 \pm 1,13 ^{abc}	2,22 \pm 3,47 ^{ab}	2,03 \pm 0,18 ^c	0,39 \pm 0,57 ^a	1,93 \pm 0,42 ^{bc}	2,03 \pm 0,68 ^{bc}
	Шкрге	0,99 \pm 1,23	1,19 \pm 1,05	0,69 \pm 0,39	0,95 \pm 0,55	0,31 \pm 0,50	0,17 \pm 0,33
	Јетра*	0,85 \pm 1,04 ^a	1,12 \pm 1,20 ^{ab}	2,22 \pm 0,67 ^b	0,97 \pm 0,94 ^a	2,35 \pm 2,73 ^{ab}	2,50 \pm 1,08 ^b
Са	Мишић*	3115,61 \pm 2541,10 ^b	2043,61 \pm 1734,20 ^{ab}	849,16 \pm 568,50 ^a	3999,35 \pm 4438,16 ^b	2669,22 \pm 2233,22 ^b	1903,45 \pm 1580,47 ^{ab}
	Шкрге*	24387,68 \pm 2645,06 ^b	15292,53 \pm 10511,30 ^a	24110,16 \pm 4037,63 ^b	30634,03 \pm 8240,92 ^c	24029,27 \pm 4255,74 ^{abc}	23756,74 \pm 2130,54 ^b
	Јетра	530,86 \pm 498,21	237,46 \pm 145,02	435,34 \pm 513,10	318,26 \pm 121,67	450,66 \pm 345,94	669,94 \pm 589,56
Cd	Мишић	0,12 \pm 0,05	0,16 \pm 0,05	0,14 \pm 0,04	0,07 \pm 0,09	0,14 \pm 0,06	0,09 \pm 0,08
	Шкрге	0,20 \pm 0,12	0,33 \pm 0,21	0,25 \pm 0,05	0,08 \pm 0,11	0,24 \pm 0,07	0,18 \pm 0,14
	Јетра*	0,04 \pm 0,07 ^{ac}	0,37 \pm 0,48 ^b	0,02 \pm 0,03 ^a	0,14 \pm 0,24 ^{abc}	0,45 \pm 0,63 ^{abc}	0,70 \pm 0,82 ^{bc}
Со	Мишић*	0,05 \pm 0,02 ^b	0,04 \pm 0,02 ^b	0,04 \pm 0,04 ^b	0,01 \pm 0,01 ^a	0,03 \pm 0,03 ^{ab}	0,04 \pm 0,05 ^{ab}
	Шкрге	0,11 \pm 0,28	0,01 \pm 0,02	0,02 \pm 0,01	0,01 \pm 0,01	0,01 \pm 0,03	0,01 \pm 0,01
	Јетра*	ND ^a	ND ^a	ND ^a	0,08 \pm 0,09 ^b	0,03 ^{**a}	0,73, 1,90 ^{***ab}
Cr	Мишић*	0,23 \pm 0,05 ^c	0,16 \pm 0,11 ^{abc}	0,21 \pm 0,08 ^{bc}	0,06 \pm 0,07 ^a	0,12 \pm 0,09 ^a	0,29 \pm 0,65 ^{ab}
	Шкрге*	0,46 ^{**ab}	0,07 \pm 0,12 ^{ab}	ND ^a	0,13 \pm 0,13 ^b	ND ^a	ND ^a
	Јетра	0,23 \pm 0,13	0,28 \pm 0,26	0,30 \pm 0,13	0,14 \pm 0,06	0,21 \pm 0,40	0,15 \pm 0,21
Cu	Мишић	0,02 ^{**}	ND	ND	0,10 ^{**}	ND	0,44 ^{**}

	Шкрге*	ND ^a	0,62±1,30 ^{ab}	ND ^a	0,62±0,58 ^b	ND ^a	13,63 ^{**ab}
	Јетра*	1,95±2,54 ^a	9,91±8,69 ^{ab}	6,97±3,26 ^b	12,90±9,28 ^b	17,96±21,29 ^b	12,88±9,86 ^b
Fe	Мишић	14,13±8,65	16,20±8,14	24,31±12,60	17,95±12,59	23,55±22,87	32,82±18,47
	Шкрге*	426,05±859,98 ^b	257,46±143,19 ^b	107,61±48,77 ^a	178,42±71,62 ^b	244,59±115,54 ^b	204,58±97,65 ^b
	Јетра	250,61±113,66	257,63±311,36	182,59±76,06	286,60±155,12	419,55±349,83	455,95±349,81
Hg	Мишић*	1,35±0,86 ^{ab}	0,52±0,23 ^a	1,16±0,47 ^b	1,07±0,34 ^b	0,59±0,17 ^a	1,19±0,47 ^b
	Шкрге*	0,54±0,63 ^{ab}	0,30±0,28 ^{ab}	0,35±0,15 ^b	0,50±0,17 ^b	0,19±0,14 ^a	0,44±0,30 ^{ab}
	Јетра	0,79±0,48	0,48±0,18	0,71±0,12	0,54±0,11	0,53±0,31	0,66±0,28
K	Мишић*	10025,68±858,57 ^{bcde}	7644,29±1493,97 ^a	8847,85±1490,84 ^{ab}	9920,57±1311,05 ^{cde}	9667,52±921,41 ^{bcd}	10709,93±520,0 ^e
	Шкрге*	6036,88±1050,64 ^{ab}	5688,50±1111,75 ^{ab}	5431,36±908,74 ^a	5998,11±1126,90 ^{ab}	5837,04±558,67 ^{ab}	6752,92±661,70 ^b
	Јетра*	7187,37±1911,62 ^{ab}	6807,85±1831,49 ^{ab}	5348,23±1131,58 ^a	5350,88±876,97 ^a	5702,44±2163,75 ^a	8495,47±468,02 ^b
Li	Мишић	0,37±0,48	0,40±0,49	0,58±0,37	0,20, 0,37 ^{***}	0,30±0,41	0,34±0,41
	Шкрге	2,55±4,24	1,30±1,10	1,05±0,62	1,72±0,92	1,26±0,51	1,49±0,59
	Јетра	0,60, 0,29 ^{***}	0,59±0,50	0,26±0,47	0,44±0,41	0,48±0,78	0,52±0,88
Mg	Мишић*	1295,77±135,27 ^b	1104,38±154,44 ^a	1007,73±161,12 ^a	1176,36±253,37 ^{ab}	1321,97±169,68 ^b	1382,46±79,72 ^b
	Шкрге*	1286,12±278,83 ^{ab}	1085,98±359,56 ^{ab}	1166,93±162,90 ^a	1067,27±129,54 ^a	1396,93±241,71 ^{bc}	1619,17±265,61 ^c
	Јетра*	687,56±204,35 ^{bc}	595,39±159,06 ^{ab}	434,65±103,53 ^a	469,47±188,11 ^{ab}	521,83±257,65 ^{ab}	893,40±113,43 ^c
Mn	Мишић*	0,23 ^{**a}	0,34±0,67 ^{ab}	0,18±0,21 ^{ab}	1,29±2,52 ^b	0,34 ^{**a}	0,32±0,60 ^{ab}
	Шкрге*	41,99±59,40 ^b	26,35±21,98 ^b	2,17±1,49 ^a	17,90±11,55 ^b	5,13±3,36 ^a	3,07±1,47 ^a
	Јетра*	5,12±3,93 ^b	1,98±1,85 ^{bc}	0,17±0,35 ^a	2,64±0,92 ^b	0,69±0,65 ^{ac}	2,71±1,72 ^b
Mo	Мишић*	0,08±0,04 ^a	0,11±0,16 ^a	0,09±0,08 ^a	0,20±0,15 ^{ab}	0,07±0,11 ^a	0,30±0,22 ^b
	Шкрге	0,16±0,10	0,29±0,36	0,14±0,09	0,33±0,17	0,20±0,12	0,28±0,16
	Јетра	0,49±0,23	0,50±0,39	0,41±0,20	0,41±0,14	0,58±0,33	0,67±0,29
Na	Мишић	2083,07±486,71	2378,86±492,75	2351,23±584,01	1873,11±449,14	2072,82±655,79	2269,31±415,46
	Шкрге	3529,69±407,65	3064,20±141,32	3380,33±476,88	3509,99±645,38	3417,61±656,73	3333,25±281,18
	Јетра	3332,52±564,71	3133,75±993,46	3081,58±624,31	2902,43±189,90	2976,19±1315,47	3359,10±338,66
Ni	Мишић	1,11±0,19	0,89±1,15	1,12±0,27	0,40±0,56	1,19±1,53	1,13±1,24
	Шкрге*	1,60±0,80 ^b	0,86±0,36 ^a	1,34±0,28 ^b	0,31±0,45 ^a	2,68±2,68 ^{ab}	0,94±0,59 ^a
	Јетра	1,33±0,40	1,00±0,56	1,33±0,46	1,17±0,32	0,95±1,28	1,23±1,67
P	Мишић*	8241,14±1948,75 ^{ab}	7367,22±1422,63 ^{ab}	7449,20±1525,96 ^a	11888,37±2266,87 ^c	9327,0±1710,10 ^b	8912,31±782,35 ^b
	Шкрге*	25611,85±5465,76 ^{abc}	21823,18±9948,27 ^a	25907,08±2899,27 ^{ab}	36140,67±11431,92 ^{bc}	28510,17±5086,68 ^{abc}	31719,55±5172,92 ^c
	Јетра*	9193,95±2555,96 ^{ab}	9037,20±1574,74 ^{ab}	6707,10±1318,57 ^a	10229,02±1730,90 ^{bc}	8451,87±3342,22 ^{ab}	12979,96±1667,06 ^c
Pb	Мишић*	0,05±0,06 ^a	0,18±0,16 ^{abc}	0,28±0,20 ^{bc}	0,06±0,11 ^a	0,28±0,15 ^c	1,45±4,45 ^{ab}
	Шкрге*	0,23±0,29 ^{ab}	0,43±0,35 ^{bc}	0,58±0,30 ^c	0,10±0,15 ^a	0,58±0,32 ^c	2,15±5,52 ^{bc}
	Јетра*	0,12±0,12 ^{ab}	0,32±0,23 ^c	0,26±0,25 ^{abc}	0,12, 0,29 ^{***a}	0,35±0,41 ^{bc}	2,95±9,05 ^{ab}

S	Мишић*	9530,79±918,47 ^c	7812,25±1838,11 ^{ab}	6872,86±1163,81 ^a	13390,62±3139,26 ^d	8551,06±1679,18 ^{bc}	8060,76±1134,05 ^{ab}
	Шкрге*	4969,82±1476,22 ^{ab}	6000,97±1513,26 ^b	4090,67±507,19 ^a	8349,44±2423,12 ^c	4155,0±943,15 ^a	4217,66±526,67 ^a
	Јетра*	6055,74±1716,24 ^{abc}	6917,93±1882,07 ^{bc}	4430,91±876,20 ^a	8090,21±1825,16 ^c	5156,35±2021,61 ^{ab}	7232,52±1246,93 ^{bc}
Se	Мишић*	3,30±1,83 ^a	4,91±1,20 ^{ab}	4,79±0,79 ^a	4,15±3,81 ^{ab}	5,95±1,25 ^b	3,92±1,65 ^a
	Шкрге*	9,86±4,24 ^a	10,49±3,62 ^{ab}	10,31±1,50 ^a	5,39±5,17 ^a	11,91±1,04 ^b	10,76±2,95 ^{ab}
	Јетра*	4,36±1,78 ^a	8,03±2,67 ^d	5,58±0,69 ^{abc}	4,23±2,09 ^{ab}	9,45±4,85 ^d	7,47±4,61 ^{cd}
Si	Мишић	29,76±28,81	17,78±21,54	30,63±49,90	23,97±33,10	23,04±19,47	21,84±17,08
	Шкрге*	238,18±296,44 ^c	82,55±89,18 ^{abc}	52,69±57,13 ^{ab}	82,43±106,82 ^{abc}	164,52±130,07 ^{bc}	38,77±23,42 ^a
	Јетра	26,46±25,63	12,31±21,48	12,08±23,61	26,31±18,68	25,66±25,60	18,98±14,15
Sr	Мишић*	ND ^a	ND ^a	ND ^a	0,36±0,45 ^b	ND ^a	ND ^a
	Шкрге*	36,38±10,00 ^b	28,66±21,43 ^{ab}	19,72±6,33 ^a	20,35±8,19 ^a	20,16±11,39 ^a	38,49±8,61 ^b
	Јетра*	ND ^a	ND ^a	0,07 ^{**a}	0,10±0,14 ^b	ND ^a	ND ^a
Zn	Мишић*	18,64±4,13 ^{ab}	18,88±5,01 ^a	22,85±5,27 ^{abc}	23,89±6,52 ^{abc}	27,27±9,28 ^c	23,22±7,18 ^{bc}
	Шкрге*	59,78±14,17 ^{bc}	71,10±17,61 ^{bc}	62,06±7,72 ^b	69,63±5,23 ^c	70,0±6,85 ^c	80,91±10,85 ^a
	Јетра*	58,76±10,74 ^a	71,28±33,30 ^a	57,36±8,55 ^a	77,41±24,23 ^{ab}	74,20±30,16 ^{ab}	101,0±11,27 ^b

^{a,b,c,d,e} Вредности са различитим словима у истом реду указују на статистички значајне разлике (Mann-Whitney U тест, $p \leq 0,05$ или Tukey HSD *post-hoc* тест, $p \leq 0,05$).

* Статистички значајне разлике између вештачких језера (Kruskal-Wallis H тест, $p \leq 0,05$ или једносмерна ANOVA $p \leq 0,05$).

** Концентрације изнад граница детекције само у једном узорку.

*** Концентрације изнад граница детекције само у два узорка.

Табела 5. Концентрација елемената у мишићу ($\mu\text{g/g}$ *wt*) из шест испитиваних вештачких језера. Вредности су представљене као средња вредност \pm стандардна девијација, док ND значи да су концентрације биле испод прага детекције.

	Гараши	Власина	Перућац	Заовине	Међувршје	Савско језеро
As	0,04 \pm 0,04	0,10 \pm 0,10	0,04 \pm 0,05	0,12 \pm 0,13	0,09 \pm 0,09	0,07 \pm 0,08
Cd*	0,03 \pm 0,01 ^{ab}	0,06 \pm 0,02 ^c	0,03 \pm 0,01 ^b	0,04 \pm 0,02 ^b	0,02 \pm 0,02 ^{ab}	0,02 \pm 0,02 ^a
Cr*	0,06 \pm 0,02 ^c	0,06 \pm 0,05 ^{bc}	0,06 \pm 0,04 ^{bc}	0,03 \pm 0,03 ^{abc}	0,01 \pm 0,01 ^a	0,06 \pm 0,013 ^{ab}
Cu	0,001**	ND	ND	ND	0,002**	0,01**
Hg*	0,32 \pm 0,21 ^{abc}	0,21 \pm 0,10 ^{abc}	0,28 \pm 0,11 ^c	0,17 \pm 0,06 ^a	0,19 \pm 0,12 ^b	0,25 \pm 0,10 ^{bc}
Pb*	0,01 \pm 0,02 ^a	0,07 \pm 0,07 ^{bc}	0,06 \pm 0,05 ^{bc}	0,08 \pm 0,04 ^b	0,01 \pm 0,03 ^a	0,29 \pm 0,90 ^{ac}
Zn*	4,45 \pm 0,93 ^a	7,28 \pm 1,45 ^d	5,56 \pm 1,20 ^{bc}	7,49 \pm 2,40 ^{cd}	4,25 \pm 2,15 ^{ab}	4,84 \pm 1,41 ^{ab}

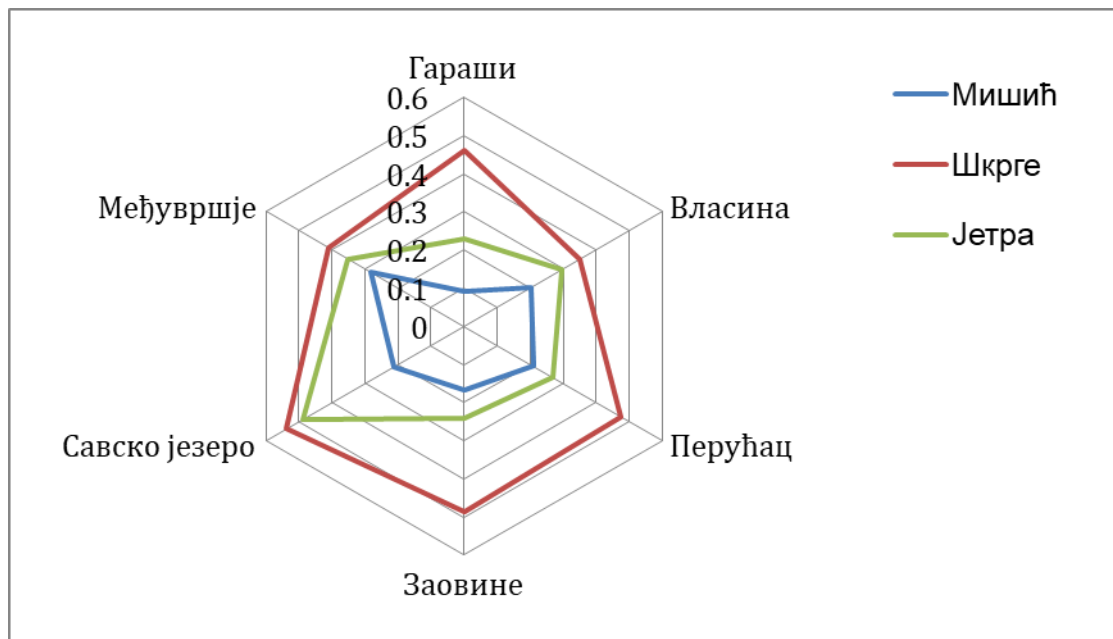
^{a,b,c,d} Вредности са различитим словима у истом реду указују на статистички значајне разлике (Mann-Whitney *U* тест, $p \leq 0,05$).

* Статистички значајне разлике између вештачких језера (Kruskal-Wallis *H* тест, $p \leq 0,05$).

** Концентрације изнад граница детекције само у једном узорку.

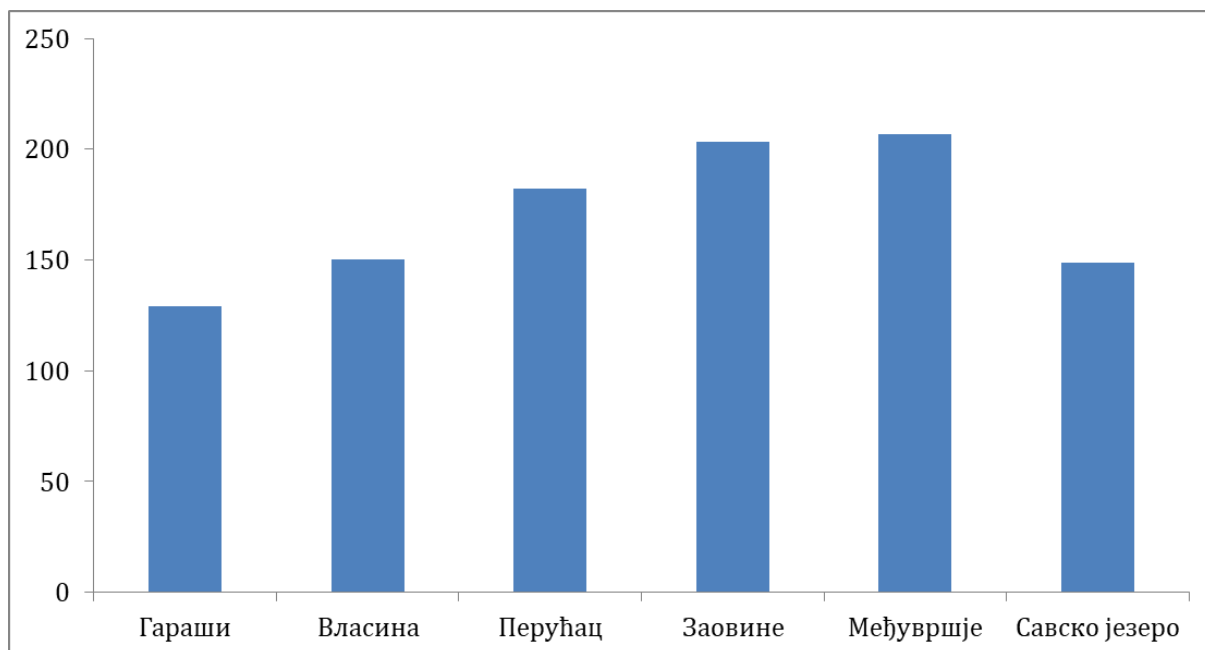
4.3.1. Индекс загађења металима (MPI) и индекс оптерећења загађењем (PLI)

Према вредностима MPI, мишић је ткиво које је најмање изложено притиску загађења металима у свим вештачким језерима, док су шкрге најизложеније поменутом загађењу (Слика 2). Такође, код јединки из акумулације Гараши уочен је најмањи утицај загађења металима (Слика 2).



Слика 2. Индекс загађења металима (MPI) за мишић, шкрге и јетру греча из шест испитиваних вештачких језера.

Према вредностима PLI, вештачка језера за производњу електричне енергије имала су веће загађење седимента од језера за водоснабдевање и рекреацију, према следећем редоследу: Garaši < Savsko jezero < Vlasina < Peruhać < Zovine < Međuvršje (Слика 3).



Слика 3. Индекс оптерећења загађењем (PLI) за шест испитиваних вештачких језера.

4.3.2. Фактор биоконцентрације (BCF) и фактор биоакумулације (BSAF)

Способност акватичних организама да акумулирају елементе из воде процењена је употребом BCF, који указује на потенцијал акумулације елемената од стране различитих ткива (Табела 6). Највеће BCF вредности за већину елемената забележене су за шкрге.

Према BCF за сва истраживана вештачка језера, Hg, K и S јесу елементи који имају највећи потенцијал акумулације у мишићима, Ca, Mn и Sr у шкргама, а Cu и Li у јетри. С друге стране, најмање BCF вредности забележене су за Cu и Fe за мишић, Cr и Hg за шкрге, а Ca и Mg за јетру (Табела 6).

Поређењем BCF вредности између вештачких језера, а узимајући у обзир сва ткива, може се уочити да се В највише акумулирао у рибама из Перућа, Ag и Pb у рибама из Савког језера, а As, Fe и Si у рибама узоркованим у Међувршју (Табела 6). Такође, највише стопе акумулације елемената из воде везане су за Међувршје – два до четири пута веће у поређењу са осталим вештачким језерима.

Табела 6. Фактор биоконцентрације (BCF) за мишић, шкрге и јетру греча из шест испитиваних вештачких језера.

	Ткиво	Гараши	Власина	Перућац	Заовине	Међувршје	Савско језеро
Ag	Мишић	0,50	2,39	2,03	1,54	5,95	12,41
	Шкрге	0,00	0,20	0,60	1,77	0,70	4,56
	Јетра	1,66	2,88	1,70	2,17	1,57	3,64
Al	Мишић	108,26	214,17	929,63	42,78	1869,10	195,36
	Шкрге	523,57	381,64	1301,87	80,55	2897,33	274,70
	Јетра	172,01	133,69	1175,93	75,17	598,03	403,50
As	Мишић	16,37	39,90	8,64	14,67	128,65	16,52
	Шкрге	6,28	26,74	17,54	6,09	60,19	28,80
	Јетра	11,21	5,96	0,23	1,29	57,54	12,16
В	Мишић	0,35	2,80	19,91	0,12	1,50	2,52
	Шкрге	2,42	2,23	17,71	12,46	0,79	2,39
	Јетра	1,18	2,82	39,53	2,36	0,92	2,88
Ва	Мишић	0,44	2,42	1,02	1,06	0,77	0,85
	Шкрге	0,50	0,55	0,40	0,17	0,56	0,10
	Јетра	0,43	0,62	1,39	1,26	0,56	1,13
Са	Мишић	22,59	46,34	4,00	13,91	76,58	5,07
	Шкрге	185,67	211,20	128,01	112,79	173,44	88,08

	Јетра	3,77	3,62	2,46	1,99	1,79	4,17
Cd	Мишић	6,52	13,87	7,47	9,23	25,73	4,22
	Шкрге	10,53	17,72	16,71	14,97	5,11	11,35
	Јетра	1,88	21,60	1,68	29,86	9,79	34,50
Co	Мишић	0,87	1,04	0,84	0,56	0,46	0,63
	Шкрге	2,19	0,12	0,33	0,28	0,20	0,26
	Јетра	0,00	0,00	0,00	0,05	1,81	4,61
Cr	Мишић	1,10	1,19	1,02	0,64	1,19	1,14
	Шкрге	0,24	0,33	0,00	0,00	0,73	0,00
	Јетра	1,14	1,39	1,71	1,17	0,76	0,64
Cu	Мишић	0,02	0,00	0,00	0,00	0,50	0,47
	Шкрге	0,00	5,84	0,00	0,00	7,51	21,05
	Јетра	20,61	102,77	85,18	316,66	156,90	157,64
Fe	Мишић	41,02	72,71	312,29	39,89	651,38	58,92
	Шкрге	1347,81	719,50	1584,11	407,35	1890,51	508,86
	Јетра	698,05	804,47	2832,52	675,39	3067,00	904,61
Hg	Мишић	8,34	5,70	7,38	4,50	28,07	7,00
	Шкрге	3,28	1,93	2,68	1,40	3,79	3,45
	Јетра	5,24	3,58	5,83	3,94	4,22	4,28
K	Мишић	1331,92	2454,40	1600,32	1498,92	5053,78	872,40
	Шкрге	822,60	1119,15	1207,96	896,68	888,28	754,05
	Јетра	951,27	1479,29	1239,69	898,13	796,68	760,65
Li	Мишић	57,22	17,63	32,98	3,97	6,00	10,25
	Шкрге	471,56	34,35	72,87	16,05	34,91	62,80
	Јетра	13,83	16,96	18,37	5,58	9,01	17,06
Mg	Мишић	54,66	177,66	36,47	48,61	91,25	20,30
	Шкрге	55,59	105,65	51,87	50,88	24,15	32,41
	Јетра	28,70	66,06	20,13	23,08	10,62	12,97
Mn	Мишић	0,34	12,01	1,75	0,35	45,76	6,99
	Шкрге	786,52	685,37	26,74	67,30	183,03	90,30
	Јетра	84,60	57,93	2,46	8,35	27,65	66,04
Mo	Мишић	23,21	77,96	25,93	28,70	257,77	114,59

	Шкрге	49,86	118,47	52,96	82,59	123,44	145,87
	Јетра	152,62	229,97	158,32	254,48	154,92	276,42
Na	Мишић	72,51	275,53	194,31	163,17	163,69	55,33
	Шкрге	124,22	217,38	344,46	269,11	90,26	111,89
	Јетра	116,61	254,51	328,48	233,22	74,53	90,12
Ni	Мишић	12,24	18,73	13,26	26,79	115,35	15,65
	Шкрге	17,97	9,18	18,52	55,08	11,01	18,49
	Јетра	14,71	12,62	19,20	19,94	42,04	19,30
P	Мишић	9917,44	3465,80	13530,40	4957,57	21254,28	1280,36
	Шкрге	31679,58	6199,55	58605,63	14932,74	18917,50	6231,93
	Јетра	11046,80	2943,25	15850,59	4567,03	5349,53	2054,69
Pb	Мишић	0,34	1,75	1,50	2,00	1,32	6,87
	Шкрге	1,43	2,33	4,12	4,05	0,62	15,02
	Јетра	0,77	2,08	1,91	2,39	0,34	16,13
S	Мишић	230,27	654,87	354,88	487,71	1351,36	167,10
	Шкрге	122,51	309,12	258,56	234,86	246,01	120,04
	Јетра	146,01	395,68	293,23	302,52	239,56	165,40
Se	Мишић	160,63	69,72	55,48	55,17	353,89	44,07
	Шкрге	482,59	90,46	142,24	107,09	132,17	167,85
	Јетра	211,45	78,99	81,81	86,46	105,60	93,98
Si	Мишић	4,64	4,87	36,04	18,49	197,14	0,95
	Шкрге	39,14	14,55	78,52	134,93	155,23	2,38
	Јетра	3,87	2,40	21,30	20,23	49,26	0,92
Sr	Мишић	0,00	0,00	0,00	0,00	12,23	0,00
	Шкрге	879,96	84,70	1037,41	1041,24	204,07	134,07
	Јетра	0,00	0,00	0,42	0,00	0,98	0,00
Zn	Мишић	319,78	308,20	861,85	386,76	1809,09	190,29
	Шкрге	1052,71	714,18	2858,88	991,93	1533,74	913,65
	Јетра	1018,87	819,76	2767,99	1071,82	1743,49	912,57

Веза између акумулације елемената у ткивима греча и седимента испитана је употребом BSAF (Табела 7). BSAF вредности за Ag и Hg за сва вештачка језера, као и за Mo за Гараше нису приказане зато што концентрације ових елемената нису детектоване у седименту. Мишић је имао највеће BSAF вредности за K и S, шкрге за Ca, Li, Mn и Sr, као и јетра за Cu у свим вештачким језерима. С друге стране, најмање BSAF вредности забележене су Cu и Fe за мишић, Cr за шкрге и Mg за јетру (Табела 7).

Поређењем BSAF између вештачких језера, а узимајући у обзир сва ткива, може се уочити да су забележене најниже вредности за K и Zn за Перућац, Fe за Власину и Mn за Заовине, док су највише вредности за Ca везане за Гараше, K и P за Заовине и Pb за Савско језеро (Табела 7).

Табела 7. Фактор биоакумулације (BSAF) за мишић, шкрге и јетру греча из шест испитиваних вештачких језера. ND – вредности BSAF нису одређене зато што концентрације одређених елемената у узорцима седимента нису детектоване.

	Ткиво	Гараша	Власина	Перућац	Заовине	Међувршје	Савско језеро
Ag	Мишић	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Шкрге	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Јетра	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Al	Мишић	0,0002	0,0004	0,0003	0,0008	0,0006	0,0004
	Шкрге	0,0012	0,0007	0,0004	0,0016	0,0010	0,0006
	Јетра	0,0004	0,0002	0,0004	0,0015	0,0002	0,0008
As	Мишић	0,0050	0,0658	0,0142	0,1094	0,0485	0,0203
	Шкрге	0,0019	0,0441	0,0288	0,0454	0,0227	0,0355
	Јетра	0,0034	0,0098	0,0004	0,0096	0,0217	0,0150
B	Мишић	0,0006	0,0025	0,0222	0,0001	0,0019	0,0039
	Шкрге	0,0043	0,0020	0,0197	0,0093	0,0010	0,0037
	Јетра	0,0021	0,0025	0,0441	0,0018	0,0012	0,0045
Ba	Мишић	0,0045	0,0088	0,0083	0,0079	0,0046	0,0044
	Шкрге	0,0051	0,0020	0,0032	0,0012	0,0033	0,0005
	Јетра	0,0044	0,0023	0,0113	0,0094	0,0034	0,0058
Ca	Мишић	0,1916	0,1431	0,0083	0,0365	0,1759	0,0138
	Шкрге	1,5747	0,6521	0,2662	0,2961	0,3984	0,2398
	Јетра	0,0319	0,0112	0,0051	0,0052	0,0041	0,0114

Cd	Мишић	0,0375	0,0396	0,0324	0,0304	0,1204	0,0241
	Шкрге	0,0605	0,0505	0,0724	0,0493	0,0239	0,0650
	Јетра	0,0108	0,0616	0,0073	0,0984	0,0458	0,1976
Co	Мишић	0,0014	0,0008	0,0009	0,0006	0,0004	0,0008
	Шкрге	0,0036	0,0001	0,0003	0,0003	0,0002	0,0003
	Јетра	0,0000	0,0000	0,0000	0,0001	0,0016	0,0057
Cr	Мишић	0,0022	0,0013	0,0007	0,0003	0,0007	0,0012
	Шкрге	0,0005	0,0004	0,0000	0,0000	0,0004	0,0000
	Јетра	0,0023	0,0015	0,0012	0,0006	0,0004	0,0007
Cu	Мишић	0,0001	0,0000	0,0000	0,0000	0,0001	0,0004
	Шкрге	0,0000	0,0080	0,0000	0,0000	0,0017	0,0178
	Јетра	0,0523	0,1399	0,0690	0,4365	0,0348	0,1336
Fe	Мишић	0,0002	0,0002	0,0003	0,0002	0,0007	0,0003
	Шкрге	0,0069	0,0021	0,0014	0,0023	0,0022	0,0028
	Јетра	0,0036	0,0024	0,0025	0,0038	0,0035	0,0051
Hg	Мишић	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Шкрге	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Јетра	ND	ND	ND	ND	ND	ND
K	Мишић	0,9146	0,8352	0,3169	2,2396	1,9647	0,4988
	Шкрге	0,5649	0,3808	0,2392	1,3398	0,3453	0,4311
	Јетра	0,6532	0,5034	0,2455	1,3420	0,3097	0,4349
Li	Мишић	0,0008	0,0008	0,0010	0,0003	0,0005	0,0005
	Шкрге	0,0065	0,0016	0,0021	0,0011	0,0031	0,0032
	Јетра	0,0002	0,0008	0,0005	0,0004	0,0008	0,0009
Mg	Мишић	0,0836	0,0804	0,0436	0,0624	0,2171	0,0545
	Шкрге	0,0850	0,0478	0,0620	0,0653	0,0574	0,0870
	Јетра	0,0439	0,0299	0,0241	0,0296	0,0253	0,0348
Mn	Мишић	0,0000	0,0001	0,0001	0,0000	0,0017	0,0001
	Шкрге	0,0212	0,0052	0,0017	0,0014	0,0070	0,0018

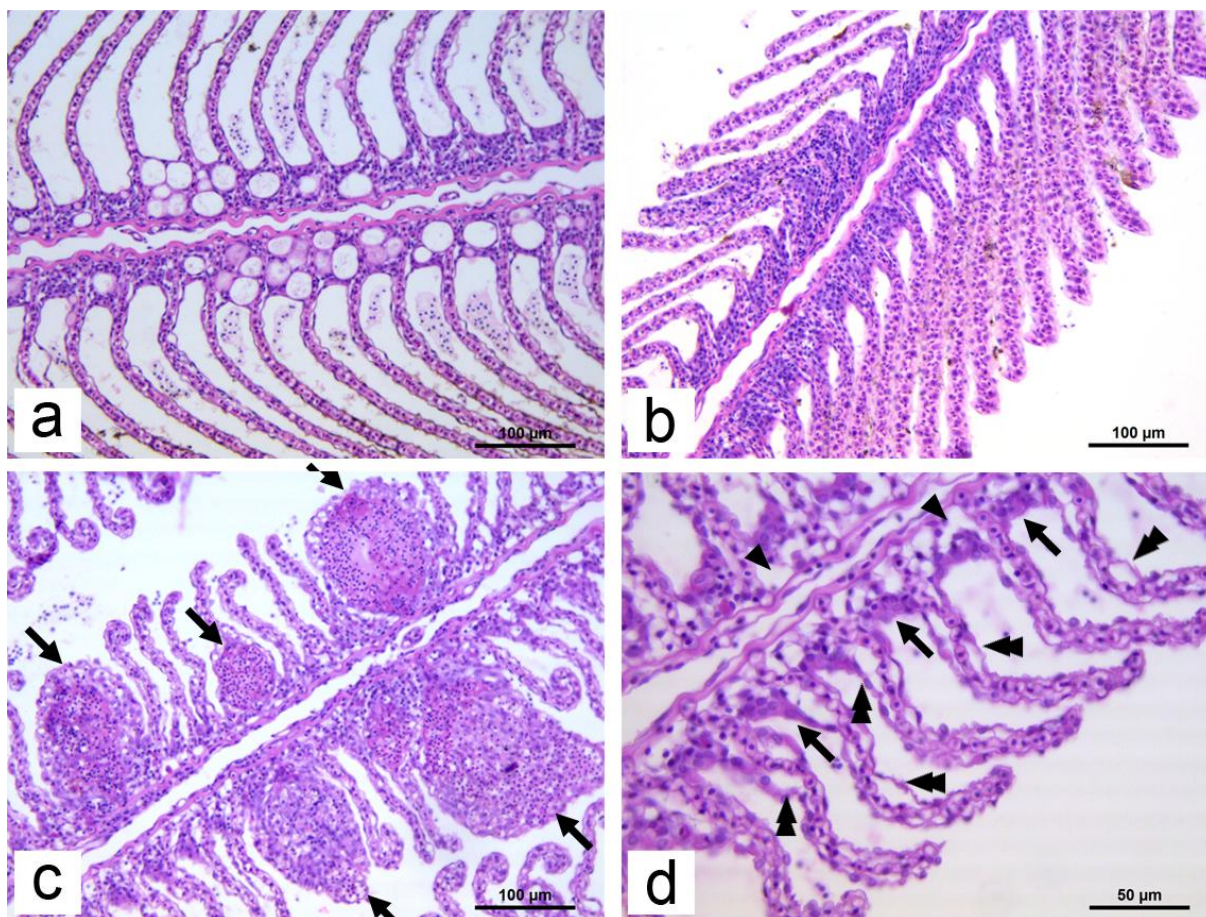
	Јетра	0,0023	0,0004	0,0002	0,0002	0,0011	0,0013
Mo	Мишић	ND	0,0240	0,0132	0,0062	0,0858	0,0574
	Шкрге	ND	0,0365	0,0270	0,0178	0,0411	0,0731
	Јетра	ND	0,0709	0,0808	0,0549	0,0516	0,1385
Na	Мишић	0,9083	1,8224	0,6148	1,0749	2,2826	0,6899
	Шкрге	1,5560	1,4378	1,0899	1,7729	1,2587	1,3952
	Јетра	1,4607	1,6834	1,0394	1,5364	1,0393	1,1237
Ni	Мишић	0,0118	0,0171	0,0029	0,0018	0,0083	0,0054
	Шкрге	0,0172	0,0084	0,0041	0,0037	0,0008	0,0064
	Јетра	0,0141	0,0115	0,0043	0,0013	0,0030	0,0066
P	Мишић	5,9312	3,2361	2,8812	12,7265	16,3171	4,1915
	Шкрге	18,9461	5,7886	12,4796	38,3335	14,5231	20,4015
	Јетра	6,6066	2,7482	3,3753	11,7239	4,1069	6,7264
Pb	Мишић	0,0003	0,0010	0,0010	0,0025	0,0010	0,0057
	Шкрге	0,0011	0,0014	0,0027	0,0051	0,0005	0,0126
	Јетра	0,0006	0,0012	0,0012	0,0030	0,0003	0,0135
S	Мишић	3,9691	2,8700	2,0133	3,6997	14,0209	8,3638
	Шкрге	2,1116	1,3547	1,4669	1,7816	2,5525	6,0083
	Јетра	2,5167	1,7341	1,6636	2,2949	2,4855	8,2789
Se	Мишић	0,0176	0,0341	0,0289	0,0629	0,0906	0,0166
	Шкрге	0,0527	0,0442	0,0741	0,1221	0,0338	0,0633
	Јетра	0,0231	0,0386	0,0426	0,0986	0,0270	0,0354
Si	Мишић	0,0217	0,0190	0,0203	0,0172	0,0844	0,0141
	Шкрге	0,1833	0,0568	0,0443	0,1257	0,0665	0,0354
	Јетра	0,0181	0,0094	0,0120	0,0188	0,0211	0,0137
Sr	Мишић	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0049	0,0000
	Шкрге	0,5613	0,2826	0,0570	0,2343	0,0811	0,1825
	Јетра	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0004	0,0000
Zn	Мишић	0,1015	0,0810	0,0279	0,1149	0,2080	0,0772

Шкрге	0,3342	0,1878	0,0927	0,2947	0,1764	0,3705
Јетра	0,3234	0,2155	0,0897	0,3185	0,2005	0,3700

4.4. Хистопатолошке анализе шкрга и јетре

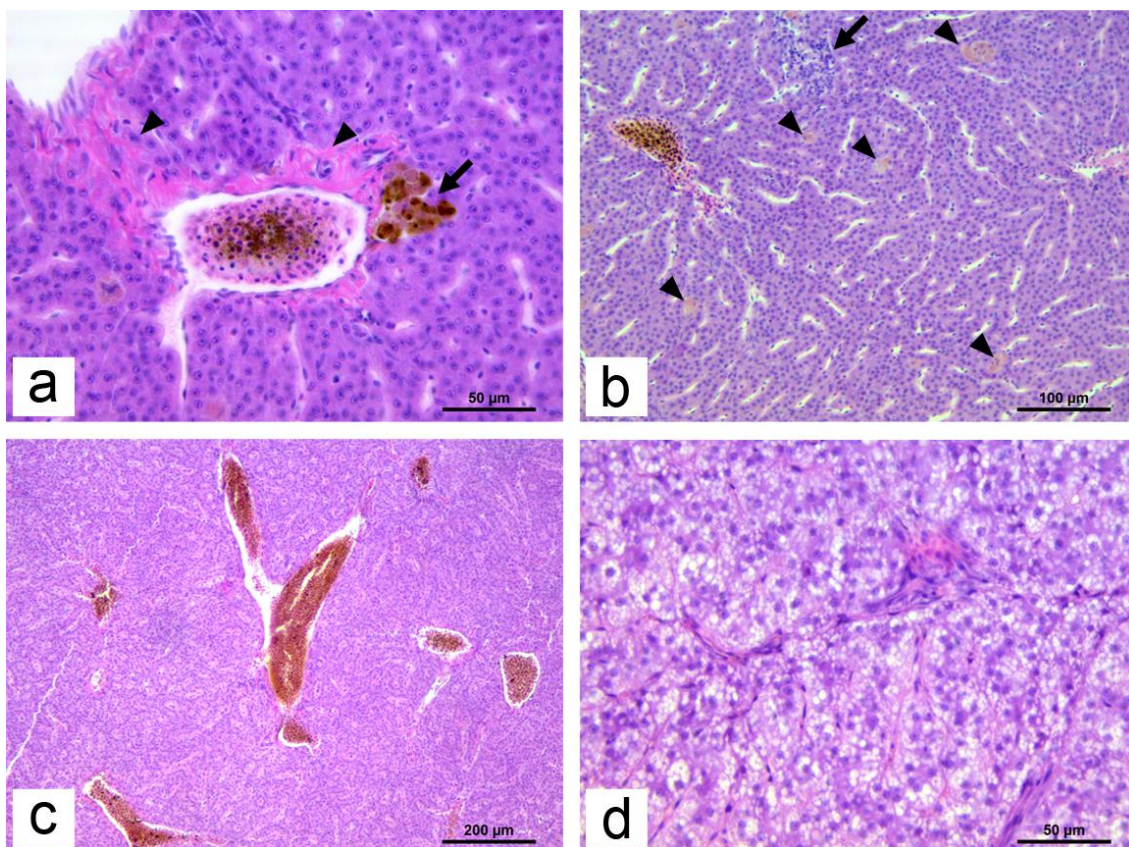
Нису добијене статистички значајне разлике између испитиваних вештачких језера, а у вези са ХП индексима за шкрге (I_G) и јетру (I_L), као и укупни ХП индекс (I_T) (Табела 8). Код узоркованих јединки из акумулације Власина пронађен је најнижи интензитет ХП промена. Такође, нису пронађене ни статистички значајне корелације између појединих ХП индекса.

Код шкрга, статистички значајне разлике ($p \leq 0,05$) забележене су код циркулаторног индекса (I_{GC}) за едем примарног епитела, регресивног индекса (I_{GR}) за едем секундарног епитела и некрозу, као и код инфламаторног индекса (I_{GI}) за инфилтрацију леукоцита (Табела 8). За едем примарног епитела шкрга код јединки из Власине добијени су најмањи ХП скорови у поређењу са осталим вештачким језерима (осим Међувршја). С друге стране, скорови за некрозу и едем секундарног епитела, као и за I_{GR} , указали су на то да су рибе из Савског језера биле најмање захваћене регресивним променама на шкргама у односу на рибе из других вештачких језера. Умерени нивои ХП промена (средња вредност између 2 и 4; у два случаја из Перућца високи нивои – 4,7 и 6) за хиперемiju, хипертрофију епителних ћелија, едем примарног и секундарног епитела и инфилтрацију леукоцита забележени су код риба из већине испитиваних вештачких језера (Слика 4).

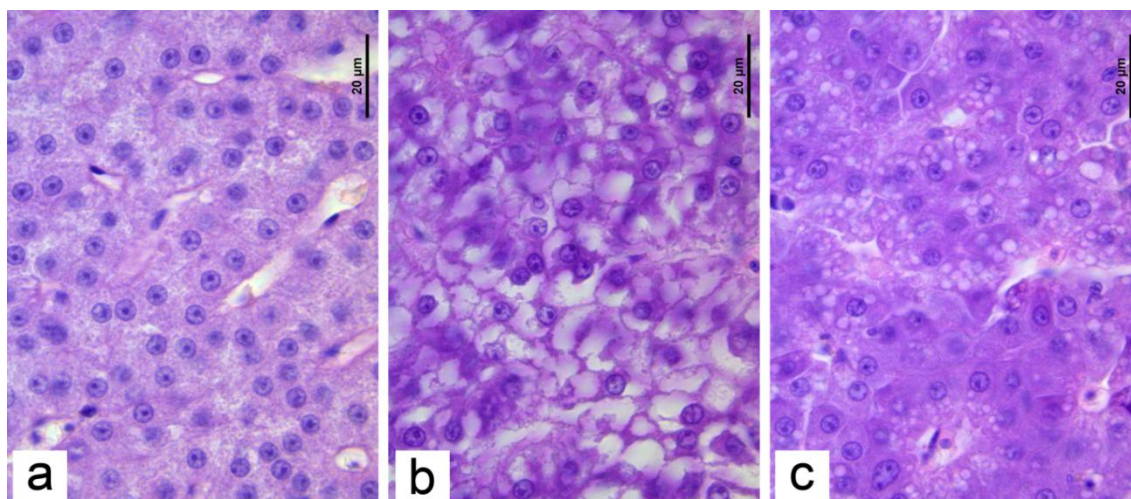


Слика 4. Хистопатолошке промене на шкргама греча: (a) присутне су крупне, хипертрофиране епителне и пехарасте ћелије (HE × 200); (b) присуство хиперемije у свим капиларима секундарних ламела на десној страни микрографије, као и инфилтрације леукоцита у примарном епителу (HE × 200); (c) пет анеуризми (стрелице) лоцираних на примарној ламели (HE × 200); (d) едем примарног (врхови стрелица) и респираторног (двоструки врхови стрелица) епитела и хипертрофија ћелија (дугачке стрелице) (HE × 400).

Код јетре, статистички значајне разлике ($p \leq 0,05$) између вештачких језера забележене су само за појаву масне дегенерације и вакуолизацију хепатоцита, где су рибе из Међувршја имале веће вредности у поређењу са рибама из Власине, Перућца и Савског језера (Табела 8). Скорови индекса регресивних промена (I_{LR}) за Власину и Перућац били су значајно мањи него за Међувршје и Савско језеро (Табела 8). Генерално, вредности ХП промена у јетри ретко су прелазиле 2 и ово ткиво је било мање захваћено променама у односу на шкрге. Неке од промена на јетри приказане су на Слици 5, а различит изглед хепатоцита приказан је на Слици 6.



Слика 5. Хистопатолошке промене на јетри гргеча: (а) присуство меланомacroфагног центра (дугачка стрелица) близу крвног суда и фиброза порталних и перипорталних области (врхови стрелица) (HE × 400); (b) дилатација синусоида на целом пресеку јетре, праћена инфилтрацијом леукоцита (дугачка стрелица) и присуство цероидних пигмената (врхови стрелица) (HE × 200); (c) стазе на великим крвним судовима (HE × 100); (d) инфилтрација липида у хепатоцитима и конгестија синусоида на целом пресеку јетре (HE × 400).



Слика 6. Различита морфологија хепатоцита код узоркованих јединки гргеча: (а) округла, еухроматска једра присутна у средини хепатоцита са базофилном цитоплазмом која садржи видљиве грануле, које вероватно представљају гликоген; (b) крупне вакуоле присутне у хепатоцитима са делимичним присуством једара која су померена у страну и значајно мањом површином цитоплазме; (c) инфилтрација липида у неким хепатоцитима са централно постављеним једром; HE × 1000.

Табела 8. Хистопатолошки (ХП) скорови приказани као средња вредност \pm стандардна девијација, са фактором значајности (IF) за промене на шкргама и јетри код гргеча из шест испитиваних вештачких језера. ХП скорови се крећу од 0 (без промена) до 6 (озбиљне ХП промене). Значење симбола: G – шкрге, L – јетра, P – прогресивна, C – циркулаторна, R – регресивна, I – инфламаторна.

Хистопатолошка промена	IF	Вештачко језеро					
		Гараши	Власина	Перућац	Заовине	Међувршје	Савско језеро
ШКРГЕ							
Телангиектазије	1	0,0 \pm 0,0	0,3 \pm 0,8	0,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,7	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Хиперемија	1	1,8 \pm 2,3	1,7 \pm 1,4	2,0 \pm 3,6	2,7 \pm 2,0	2,7 \pm 1,2	3,2 \pm 1,4
Хипертрофија епителних ћелија	1	3,5 \pm 2,8	2,9 \pm 2,5	6,0 \pm 0,0	2,2 \pm 2,1	1,3 \pm 1,2	1,0 \pm 1,1
Некроза	3	0,3 \pm 0,7 ^{ab}	0,3 \pm 0,8 ^{ab}	1,3 \pm 1,2 ^b	0,7 \pm 1,0 ^{ab}	0,0 \pm 0,0 ^a	0,0 \pm 0,0 ^a
Стазе	1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,7 \pm 1,2	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,8 \pm 1,4
Едем примарног епитела	1	4,0 \pm 2,4 ^b	0,6 \pm 1,5 ^a	4,7 \pm 2,3 ^b	2,9 \pm 1,5 ^b	2,0 \pm 2,0 ^{ab}	2,8 \pm 1,9 ^b
Едем секундарног епитела	1	3,5 \pm 2,3 ^{bc}	2,3 \pm 2,7 ^{abc}	4,0 \pm 3,5 ^{abc}	3,1 \pm 1,5 ^c	0,7 \pm 1,2 ^{ab}	0,8 \pm 1,0 ^a
Анеуризма	1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,4 \pm 0,9	0,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,6
Хиперплазија епителних ћелија	2	0,3 \pm 0,7	0,6 \pm 1,0	0,7 \pm 1,2	0,4 \pm 1,3	1,3 \pm 1,2	0,2 \pm 0,6
Поремећена архитектура	1	2,3 \pm 3,1	1,1 \pm 1,6	2,0 \pm 3,5	1,1 \pm 1,1	0,7 \pm 1,2	0,2 \pm 0,6
Пролиферација мукозних ћелија	1	0,3 \pm 0,7	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,7	0,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,6
Хиперплазија целих ламела	2	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Појава мукозних ћелија у секундарним ламелама	1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Присуство гранулома	1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Инфилтрација леукоцита	2	3,0 \pm 2,1 ^b	2,0 \pm 1,2 ^{ab}	0,7 \pm 1,2 ^a	2,0 \pm 1,7 ^{ab}	4,0 \pm 2,0 ^b	3,2 \pm 1,0 ^b

Присуство крупних, хипертрофисаних ћелија	1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	1,6 ± 2,3
I _{GP}		4,3 ± 3,3	4,0 ± 4,3	7,3 ± 2,3	3,3 ± 4,2	4,0 ± 3,5	1,6 ± 1,8
I _{GC}		5,8 ± 2,5 ^{ab}	2,6 ± 2,5 ^a	7,3 ± 4,2 ^{ab}	6,2 ± 2,5 ^{ab}	4,7 ± 1,2 ^{ab}	7,0 ± 3,2 ^b
I _{GR}		6,5 ± 5,4 ^{abc}	4,3 ± 5,6 ^{abc}	10,0 ± 6,9 ^c	6,2 ± 3,2 ^{bc}	1,3 ± 2,3 ^{ab}	2,6 ± 2,7 ^a
I _{GI}		6,0 ± 4,3 ^b	4,0 ± 2,3 ^{ab}	1,3 ± 2,3 ^a	4,0 ± 3,5 ^{ab}	8,0 ± 4,0 ^{ab}	6,4 ± 2,1 ^b
I _G		22,5 ± 10,4	14,9 ± 6,5	26,0 ± 7,2	19,8 ± 7,3	18,0 ± 3,5	17,6 ± 3,0

ЈЕТРА

Инфилтрација леукоцита	2	0,7 ± 1,0	0,4 ± 0,8	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,6
Некроза	3	0,4 ± 0,9	0,0 ± 0,0	0,4 ± 0,8	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,6
Стазе	2	1,1 ± 2,3	1,2 ± 1,7	1,4 ± 1,3	0,4 ± 1,3	0,7 ± 1,2	2,2 ± 2,0
Присуство меланомакрофагних центра	2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,6
Фиброза перипорталних и порталних области	2	0,7 ± 1,4	0,6 ± 1,0	2,0 ± 2,5	1,1 ± 1,5	1,3 ± 2,3	0,2 ± 0,6
Конгестија синусоида	1	2,9 ± 1,8	0,8 ± 1,0	1,0 ± 1,4	2,0 ± 1,4	1,3 ± 1,2	1,8 ± 2,2
Присуство гранулома	2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,6	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
Масна дегенерација	1	1,6 ± 1,9 ^{ab}	0,0 ± 0,0 ^a	0,0 ± 0,0 ^a	1,6 ± 2,4 ^{ab}	3,3 ± 1,2 ^b	0,8 ± 1,0 ^a
Пикноза једара хепатоцита	2	0,2 ± 0,7	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,4 ± 0,9	0,7 ± 1,2	0,6 ± 1,0
Вакуолизација хепатоцита	2	1,8 ± 1,6 ^{ab}	0,4 ± 0,8 ^a	0,4 ± 0,8 ^a	2,0 ± 2,4 ^{ab}	4,0 ± 2,0 ^b	0,8 ± 1,4 ^a
Присуство цероидних пигмената	1	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,6	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	1,0 ± 1,4
Дилатација синусоида	1	0,2 ± 0,7	2,4 ± 2,5	2,2 ± 2,2	1,3 ± 1,7	0,7 ± 1,2	3,6 ± 2,6

I _{LP}	1,3 ± 2,8	1,2 ± 1,9	4,0 ± 5,0	2,2 ± 2,9	2,7 ± 4,6	0,4 ± 1,3
I _{LC}	4,0 ± 3,6	2,0 ± 1,9	2,4 ± 1,8	2,4 ± 2,4	2,0 ± 2,0	4,0 ± 3,1
I _{LR}	7,1 ± 5,4 ^{ab}	3,4 ± 3,0 ^a	4,6 ± 3,9 ^a	7,8 ± 7,0 ^{ab}	13,3 ± 2,3 ^b	9,0 ± 4,0 ^b
I _{LI}	1,3 ± 2,0	0,8 ± 1,7	0,2 ± 0,6	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,4 ± 1,3
I _L	13,8 ± 6,7	7,4 ± 4,2	11,2 ± 7,7	12,4 ± 8,9	18,0 ± 8,7	13,8 ± 5,0
I _T	34,8 ± 12,8	21,7 ± 6,7	36,7 ± 10,1	32,8 ± 10,8	36,0 ± 5,3	31,4 ± 6,2

^{a, b, c} Вредности са различитим словима у истом реду указују на статистички значајне разлике (Mann-Whitney *U* тест, $p \leq 0,05$ или Tukey HSD *post-hoc* тест, $p \leq 0,05$).

4.5. Потенцијални еколошки ризик (RI) и степен контаминације (C_d)

Забележен је низак степен контаминације (C_d < 8) у свим испитиваним вештачким језерима (Табела 9). Највише вредности за C_d забележене су за вештачка језера за производњу електричне енергије. Умерен фактор контаминације (1 ≤ C_fⁱ < 3) забележен је за одређене елементе: Cd за Власину, Перућац и Заовине, Cr за Заовине и Међувршје и Cu за Међувршје (Табела 9).

Табела 9. Фактор контаминације (C_fⁱ) и степен контаминације (C_d) за шест испитиваних вештачких језера.

C _f ⁱ	Гараши	Власина	Перућац	Заовине	Међувршје	Савско језеро
As	0,49	0,10	0,20	0,07	0,55	0,24
Cd	0,82	1,57	1,03	1,33	0,98	0,79
Cr	0,29	0,53	0,88	1,06	1,04	0,54
Cu	0,19	0,35	0,64	0,23	2,21	0,45
Hg	-	-	-	-	-	-
Pb	0,66	0,99	0,92	0,46	0,79	0,73
Zn	0,25	0,51	0,57	0,37	0,66	0,36
C _d	2,69	4,06	4,24	3,52	6,23	3,10

Напомена: C_f^{Hg} није израчунат зато што Hg није детектована у седименту (видети Табелу 3); болдоване вредности указују на вештачка језера са умереном контаминацијом.

Забележен је низак потенцијални еколошки ризик (RI < 150) за сва испитивана вештачка језера, при чему су више вредности забележене за вештачка језера за производњу електричне енергије (Табела 10). Само је Cd за Власину представљао умерени фактор потенцијалног еколошког ризика (E_r^{Cd} (Власина) = 47.19).

Табела 10. Фактор потенцијалног еколошког ризика (E_r^i и RI) за шест испитиваних вештачких језера.

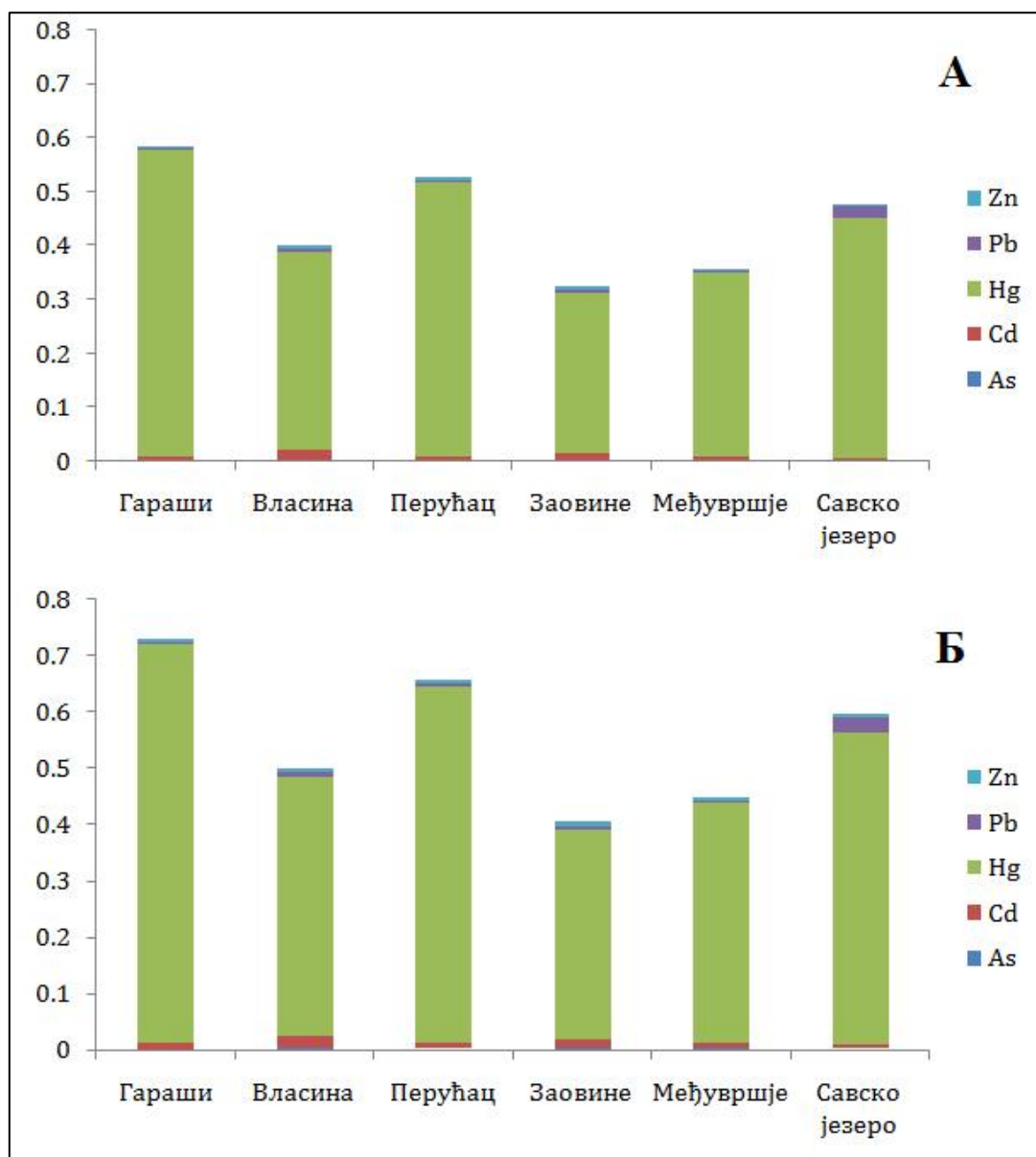
E_r^i	Гараши	Власина	Перућац	Заовине	Међувршје	Савско језеро
As	4,86	0,99	2,01	0,72	5,54	2,37
Cd	24,59	47,19	30,95	39,87	29,32	23,73
Cr	0,57	1,07	1,76	2,11	2,08	1,08
Cu	0,93	1,76	3,18	1,15	11,03	2,23
Hg	-	-	-	-	-	-
Pb	3,29	4,96	4,61	2,30	3,97	3,64
Zn	0,25	0,51	0,57	0,37	0,66	0,36
RI	34,50	56,48	43,08	46,52	52,59	33,42

Напомена: E_r^{Hg} није израчунат зато што Hg није детектована у седименту (видети Табелу 3); **болдоване вредности** указују на вештачка језера са умереном еколошким ризиком.

4.6. Ризик по здравље људи

4.6.1. Количник циљане опасности (THQ)

Вредности количника циљане опасности (THQ) за сваки елемент, као и тотални THQ за сва вештачка језера били су мањи од 1 – и за општу популацију, као и за рибаре (Слика 7). Такође, и код опште популације и код рибара, највећи допринос тоталном THQ уочен је за Hg за сва испитивана вештачка језера. С друге стране, за Cr и Cu уочен је најмањи допринос тоталном THQ (Слика 7).



Слика 7. Вредности количника циљане опасности (THQ) услед конзумирања рибе од стране опште популације (А) и рибара (Б). Претпоставка је да неоргански As износи 3% укупног As. Подаци за Cr и Cu нису приказани, јер су њихове THQ вредности прилично ниске у поређењу са другим THQ вредностима.

4.6.2. Циљни канцерогени фактор ризика (TR)

Више вредности TR забележене су за As у односу на Pb и код опште популације, као и код рибара (Табела 11). Најниже вредности TR за неоргански As и Pb забележене су за Гараши, док су највише забележене за вештачка језера за производњу електричне енергије (Табела 11). Такође, разматрајући сва вештачка језера, ниже TR вредности за оба елемента бележе се за општу популацију у поређењу са рибарима (Табела 11).

Табела 11. Циљни канцерогени фактор ризика (TR) за As и Pb за општу популацију и рибаре везан за конзумацију гргеча из шест испитиваних вештачких језера.

	Општа популација		Рибари	
	As*	Pb	As*	Pb
Гараши	$4,66 \times 10^{-7}$	$2,96 \times 10^{-8}$	$5,83 \times 10^{-7}$	$3,70 \times 10^{-8}$
Власина	$1,26 \times 10^{-6}$	$1,75 \times 10^{-7}$	$1,58 \times 10^{-6}$	$2,18 \times 10^{-7}$
Перућац	$5,51 \times 10^{-7}$	$1,52 \times 10^{-7}$	$6,88 \times 10^{-7}$	$1,90 \times 10^{-7}$
Заовине	$1,52 \times 10^{-6}$	$1,96 \times 10^{-7}$	$1,90 \times 10^{-6}$	$2,45 \times 10^{-7}$
Међувршје	$1,12 \times 10^{-6}$	$3,26 \times 10^{-8}$	$1,40 \times 10^{-6}$	$4,07 \times 10^{-8}$
Савско језеро	$9,31 \times 10^{-7}$	$7,11 \times 10^{-7}$	$1,16 \times 10^{-6}$	$8,89 \times 10^{-7}$

* Претпоставка: неоргански As чини 3% укупног As.

5. ДИСКУСИЈА

5.1. Концентрација елемената у води и седименту

Један од главних начина да контаминанти доспеју у акватичне организме јесте путем воде (Squadrone *et al.* 2012; Subotić *et al.* 2013a; Salem *et al.* 2014; Milošković *et al.* 2016; Monferran *et al.* 2016). Концентрације елемената у води биле су углавном ниже у поређењу са концентрацијама у ткивима греча и седименту, на шта указују вредности BCF и BSAF. Ово је потврђено бројним публикацијама, како за више концентрације у седименту (Weber *et al.* 2012; Milošković *et al.* 2016; Sunjog *et al.* 2016; Rajeshkumar *et al.* 2018), тако и у ткивима риба (Milošković *et al.* 2013, 2016; Subotić *et al.* 2013b; Djikanović *et al.* 2016b; Sunjog *et al.* 2016).

Испитивање параметара квалитета воде вештачких језера у Србији показало је значајну везу између хемијског састава воде и геолошке подлоге, тј. да процеси који се одвијају у матичним стенама вероватно представљају механизме контроле хемије воде (Dević *et al.* 2014).

Седимент је крањи таложник за различите токсичне елементе (Malferrari *et al.* 2009; Swarnalatha *et al.* 2013) и има значајну улогу у ремобилизацији контаминаната у акватичним системима путем природних и антропогених процеса (Pekey 2006; Davutluoglu *et al.* 2011) са могућношћу изазивања штетних ефеката како на квалитет воде, тако и на здравље људи (Yin *et al.* 2011). Штавише, за многе врсте риба директан пренос токсичних елемената из седимента у организме сада се сматра главним путем излагања (Rašković *et al.* 2015; Morina *et al.* 2016a).

Концентрације елемената биле су веће у седименту него у ткивима риба, осим за Ag и Hg, који нису детектовани у седименту. Ово је потврђено вредностима BSAF (< 1), MPI и PLI, као и литературним налазима (нпр. Weber *et al.* 2012; Milošković *et al.* 2013; Rajeshkumar *et al.* 2018). Ниске концентрације Hg у седименту такође су забележене и у Шалешким језерима (Mazej *et al.* 2010; Petkovšek *et al.* 2012), као и у San Roque акумулацији у Аргентини (Monferran *et al.* 2016), што указује да седимент није таложник овог метала. Hg може ући у слатководни екосистем путем природних процеса, атмосферском депозицијом, индустријским отпадним водама, као и сагоревањем фосилних горива (Tchounwou *et al.* 2003). С друге стране, не треба искључити могућност да поменути елементи нису детектовани због начина препарације узорака седимента. Тачније, Štrbac *et al.* (2013) наводе да сушење узорака седимената треба вршити на 60 °C како би се минимализовао губитак испарљивих елемената.

Високе концентрације Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S и Si у седименту свих испитиваних вештачких језера указују на то да се ради о акумулацији која је последица природних процеса. Акумулација одређених елемената (Co, Cu, Mn, Ni, Zn) у седименту везана је за глину (Weber *et al.* 2012), док су Cr и Ni уско повезани са присуством ултрамафита (серпентинита), односно офиолита, као и грубог седимента (Rowan & Kalff 1993), што указује на природну контаминацију седимента овим елементима (Alexakis 2011; Abuduwaili *et al.* 2015). Овим се могу објаснити концентрације Cr за Заовине, Cu за Међувршје и Ni за Перућац, Заовине и Међувршје које су прелазиле МДК вредности прописане за седимент. За разлику од Перућаца и Заовина које су под slabим антропогеним притиском, акумулацију Међувршје загађују отпадне воде из насеља, индустрије и пољопривреде (Djikanović *et al.* 2016a, 2016b, 2018; Morina *et al.* 2016b), па

се може очекивати да су Cu и Ni у седименту делом и антропогеног порекла. Додатно, Morina *et al.* (2016b) указују да се ваљаоница Cu налази у Севојну, граду на Западној Морави, узводно од ове акумулације.

5.2. Концентрација елемената у ткивима греча

Концентрације елемената у ткивима греча варирале су значајно између ткива, као и између вештачких језера. Статистички значајне разлике нађене су за Ag, Al, B, Ba, Ca, Co, Cr, Hg, K, Mg, Mn, Mo, P, Pb, S, Se, Sr и Zn у мишићу, за As, B, Ca, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Ni, P, Pb, S, Se, Si, Sr и Zn у шкргама, и за Al, As, B, Ba, Cd, Co, Cu, K, Mg, Mn, P, Pb, S, Se, Sr и Zn у јетри. Концентрације елемената у мишићном ткиву биле су углавном ниже у поређењу са шкргама и јетром, што је у складу са подацима објављеним у литератури (нпр. Djikanović *et al.* 2016b; Kostić *et al.* 2017). Јетра има већу способност биоакумулације услед присуства протеина (нпр. металотионена) који имају могућност везивања елемената (Uysal *et al.* 2009), као и шкрге које учествују у размени јона са спољашњом средином путем транспортних протеина или јонских канала (Erickson *et al.* 2008; Hinton *et al.* 2008; Wood 2011) у односу на мишић. Више концентрације (токсичних) елемената забележене су углавном код риба из вештачких језера намењених за производњу електричне енергије. Могуће објашњење јесте то да су вештачка језера за производњу електричне енергије под већим антропогеним притиском и/или је политика управљања загађењем лошија у поређењу са осталим типовима вештачких језера укључених у ово истраживање, нарочито у поређењу са језером за водоснабдевање.

Ниске концентрације одређених елемената у ткивима греча из Гараша, Власине, Заовина и Перућца, вештачких језера у којима нема антропогених активности или је њихов ниво мали, могу се објаснити природом геолошке подлоге на којима ова језера леже, а која је јако хетерогена како према старости стена, тако и према литолошком саставу – кристаласти шкриљци са уметнутим гранитоидима (Власина), гранитоиди и седиментне стене (Гараша), као и кречњаци и доломити, са вулканским и метаморфним стенама које се јављају спорадично (Заовине, Перућац) (Petrović *et al.* 2010). Такође, ниске концентрације елемената у ткивима греча могу се објаснити и развојем физиолошке резистентности риба на повишену концентрацију елемената у води и седименту (Klerks & Weis 1987; Chapman & Wang 2000). С друге стране, Међувршје и Савско језеро јесу језера под интензивном еутрофикацијом и одликује их висок диверзитет макрофита и фитопланктона (Blaženčić 1995; Lenhardt *et al.* 2009; Јовановић *et al.* 2017), што је у складу са представљеним резултатима који се односе на високе концентрације K, Mg, Na и P у води и ткивима риба из ова два језера.

Анализа концентрације елемената у мишићу, шкргама и јетри греча из Међувршја током лета 2012. године (Djikanović *et al.* 2016b) показала је да су концентрације Cd, Co, Mn, Ni и Pb биле ниже у поређењу са нашим истраживањем, али око 10 пута више за As, као и 2-3 пута више за B, Cu, Hg, Li и Sr у свим ткивима. С друге стране, нису уочене разлике у концентрацији Zn. Ове разлике могу бити узроковане присуством различитих субпопулација са различитим животним историјама у великим језерима, као што је раније поменуто у Уводу, или због евентуалних разлика у величини узоркованих риба. Djikanović *et al.* (2018) уочили су да се акумулација елемената у мишићу, шкргама и јетри скобаља (*Chondrostoma nasus*) из Међувршја значајно разликује међу јединкама различите величине. У поменутом истраживању

забележене су више концентрације Mn, Sr и Zn у мишићном ткиву и Zn у шкргама мањих у поређењу са крупнијим јединкама, док је за Ni и Cu у мишићу, као и Ba, Cu, Mo и Sr у шкргама уочен супротан тренд.

Резултати сличних истраживања спроведених на гречу током пролећа и јесени 2010. године у Савском језеру (Jaćimović *et al.* 2015) показали су да су B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Li, Ni, Pb и Se били испод граница детекције, док су Al и Mn детектовани једино у шкргама, а њихове концентрације биле су два пута мање у поређењу са нашим резултатима везаним за Савско језеро. С друге стране, Jaćimović *et al.* (2015) детектују Sr у свим ткивима. Концентрације As биле су преко 10 пута веће, Мо око пет пута веће, а концентрације Fe и Zn (у шкргама и јетри) биле су скоро два пута мање у поређењу са резултатима наше студије. Резултати анализа акумулације елемената код греча наглашавају значај различитих сезона/временских периода у биоакумулацији елемената у ткивима (Szefer *et al.* 2003; Yancheva *et al.* 2014; Stanek *et al.* 2016), што може бити разлог постојању разлика између резултата Jaćimović *et al.* (2015) добијених на основу два узорковања током марта и септембра 2010. године и наших резултата која су вршена током лета 2017. године.

Према истраживањима спроведеним од 1991. до 1996. године на 23 врсте риба са 13 локалитета који су под различитим антропогеним притиском (комунални и индустријски отпад) на реци Лаби у Чешкој, показало се да је греч (чак и младе јединке) најрепрезентативнији индикатор загађења живом (Dušek *et al.* 2005). У поменутој студији, биоакумулација живе у мишићном ткиву опадала је од греча, преко класичних предатора – сома (*S. glanis*) и штуке (*E. lucius*), и бентивора – деверике (*A. brama*), крупатице (*Blicca bjoerkna*) и бабушке (*Carassius auratus*), до планктиворних врста – бодорке (*R. rutilus*) и црвенперке (*Scardinius erythrophthalmus*). Осим тога, код риба, мишић представља циљни орган акумулације живе (нпр. Dušek *et al.* 2005; Jovičić *et al.* 2015; Subotić *et al.* 2015; Łuczyńska *et al.* 2018b; Łuczyńska & Paszczyk 2019). Резултати наше студије показали су да ниво Hg у мишићу опада са порастом надморске висине на којој се акумулација налази. Мањи антропогени утицај на вишим надморским висинама резултат је мањег броја насеља у овим областима.

Може се претпоставити да се Hg акумулира у ткивима риба као последица хроничног излагања током конзумације плена, али и из воде и седимента (иако овај елемент није детектован у седименту вероватно због начина припреме узорака, као што је раније наглашено). Захваљујући биомагнификацији, рибе које се налазе на вишим нивоима трофичких ланаца имају виши ниво Hg у мишићном ткиву у поређењу са рибама нижих трофичких нивоа (Fowler *et al.* 2015).

Разлог за бригу јесте велики број узорака у којима Cd прелази прописану МДК вредност, јер су акутна тровања људи овим елементом одговорна за промене на јетри, плућима и тестисима (Bertin & Averbek 2006). IARC (1993) класификује Cd као карциноген категорије 1, упркос томе што сам по себи не представља мутаген (Bertin & Averbek 2006). Овај елемент повезан је са раком плућа, простате и бубрега (Waalkes 2003). Унос и токсичност Cd повећана је у меким у односу на тврде воде са великом количином Ca (Wright & Welbourn 1994). Ово може бити разлог појаве великог броја јединки греча из Власине са концентрацијом Cd у мишићном ткиву које прелазе прописане МДК вредности, с обзиром да вода у овој акумулацији има низак ниво Ca, два до четири пута нижи у односу на друга испитивана језера.

5.2.1. Фактор кондиције

Иако је акумулација елемената у ткивима гргеча значајно варирала између вештачких језера, нису уочене разлике у односу на фактор кондиције испитиваних јединки. Одсуство статистички значајних разлика при поређењу вредности кондиционог фактора забележено је код више врста риба узоркованих како на локалитетима са различитим степеном загађења (de la Torre *et al.* 2007; Humphrey *et al.* 2007; Gravato *et al.* 2010; Serafim *et al.* 2012; Fonseca *et al.* 2014; Milošković *et al.* 2018), тако и у различитим сезонама – зима, пролеће и лето (Kostić *et al.* 2017), као и између кишног и сушног периода године (Ballesteros *et al.* 2017). Такође, утврђено је да кондициони фактор може варирати у зависности од стадијума животне историје (Gravato *et al.* 2010), али и од времена излагања риба ксенобиотицима (Kerambrun *et al.* 2012).

Kerambrun *et al.* (2012a, 2012b) бележе да су се вредности CF смањиле након излагања риба ксенобиотицима, док с друге стране, постоје и случајеви када се кондиција риба повећала (Fonseca *et al.* 2015). Како је CF индекс у многим истраживањима дао варијабилне резултате у погледу одговора риба на загађење, Kroon *et al.* (2017) предлажу да би специфичност и применљивост овог биомаркера требало детаљније испитати.

5.2.2. Индекс загађења металима (MPI) и индекс оптерећења загађењем (PLI)

MPI и PLI, за разлику од појединачних образаца акумулације метала, BCF и BSAF, узимају у обзир све метале синхронно и због тога представљају поузданије индексе у програмима мониторинга слатких вода, као и за изражавање статуса контаминације риба (Usero *et al.* 1996, 1997; Milošković *et al.* 2016).

Према MPI, јединке из Гараша изложене су најмањем утицају загађења металима, док су јединке из Савског језера биле изложене највећем загађењу. Овакав резултат за Гараше је очекиван, зато што се ово вештачко језеро користи за водоснабдевање и под малим је антропогеним притиском (Sunjog *et al.* 2016). С друге стране, Савско језеро је индиректно, преко реке Саве и због близине градског центра и интензитета градског саобраћаја, као што је већ поменуто, изложено јаком антропогеном утицају (Kostić *et al.* 2017). Следећа акумулација по величини MPI индекса јесте Међувршје које је такође под јаким антропогеним притиском (Djikanović *et al.* 2018).

Уочен је јасан образац у коме је мишић под најмањим утицајем контаминације у односу на остала ткива. Разлог је релативно мали потенцијал акумулације ксенобиотика мишићног ткива у поређењу са шкргама и јетром (Uysal *et al.* 2009). Према MPI вредностима, мишић јединки из Гараша био је под најмањим, а мишић јединки из Међувршја под највећим утицајем контаминације, што је у директној сразмери са степеном антропогеног притиска који делује на поменуте акумулације (Sunjog *et al.* 2016; Djikanović *et al.* 2018). Ово је потврђено у многим истраживањима спроведеним на гргечу, као и на другим врстама (нпр. Subotić *et al.* 2013a; Jovičić *et al.* 2015; Djikanović *et al.* 2016b; Kostić *et al.* 2017). Међутим, нису поређене MPI вредности између поменутих истраживања и резултата овог рада због тога што су за израчунавање MPI вредности коришћени различити елементи.

Све PLI вредности биле су веће од 1, што указује да је седимент у свим вештачким језерима контаминиран. Највећи допринос високим PLI вредностима имали су Al, Ca, Fe, K, Mg и Na. Yi *et al.* (2011) уочили су да се тешки метали акумулирају више у лентичким у поређењу са лотичким екосистемима због већег протока воде у рекама.

PLI даје реалистичнију слику у односу на MPI и BSAF, указујући да је седимент вештачких језера за производњу електричне енергије више загађен услед већег интензитета антропогеног утицаја на ова језера.

5.2.3. Фактор биоконцентрације (BCF) и фактор биоакумулације (BSAF)

Вредности фактора биоконцентрације варираше су значајно како између ткива, тако и између испитиваних вештачких језера без уочених јасних правилности, што је у складу са другим сличним студијама (Uysal *et al.* 2009; Subotić *et al.* 2013b, 2015; Milošković *et al.* 2014, 2016; Salem *et al.* 2014). BCF се сматра значајним када пређе вредност 100 или више (USEPA 1991). Током лета, са порастом температуре воде, стопа метаболизма код риба се повећава, доводећи до повећаног уноса елемената и њихове акумулације у ткивима (Di Giulio & Hinton 2008; Walker *et al.* 2012), што заузврат повећава вредности BCF. Највеће вредности BCF у овом истраживању забележене су за шкрге за већину анализираних елемената, што је у складу са резултатима које су добили Djikanović *et al.* (2016b) за греча из акумулације Међувршје. Такође, забележена је значајна вредност BCF (128,65) за As у мишићу греча из Међувршја, што може бити разлог за бригу, јер је As означен као људски канцероген класе A (Shakoor *et al.* 2017).

Веће вредности BCF за Међувршје у поређењу са другим акумулацијама највероватније су последица утицаја различитих контаминаната из индустријских постројења и насеља без система за пречишћавање отпадних вода на квалитет воде овог вештачког језера и његовог слива (Djikanović *et al.* 2016a, 2016b, 2018).

Слично као BCF, вредности фактора биоакумулације варираше су значајно између ткива, као и између вештачких језера без уочених значајнијих правилности. У процесу биоакумулације седимент у испитиваним језерима не треба посматрати као извор Ag и Hg. Међутим, као што је раније поменуто, не треба искључити могућност да ови елементи нису детектовани због начина припреме узорака седимента (Štrbac *et al.* 2013). Изузимајући ова два елемента, вредности BSAF биле су ниже од вредности BCF за остале елементе из разлога што су њихове концентрације у води биле знатно ниже у односу на седимент.

Код свих испитиваних језера вредности BCF и BSAF биле су највише за K и S за мишић, Ca, Mn и Sr за шкрге, Cu за јетру, а најниже за Cu и Fe за мишић, Cr за шкрге и Mg за јетру, што указује на сличну судбину биохемијских путева ових елемената. Калијум учествује у синтези протеина и угљених хидрата, као и у активацији многих ензима (Walker *et al.* 2012). Калцијум, елемент значајан за раст и хомеостазу код риба претежно се усваја путем шкрга (Flik *et al.* 1985, 1996). Овај вид усвајања Ca је активан и континуиран процес који је у великој мери независан од концентрације овог елемента у околној средини (Flik *et al.* 1996). Манган, такође биогени елемент (Walker *et al.* 2012; Rajkowska & Protasowicki 2013), учествује у бројним метаболичким процесима и синтези хемоглобина, мукополисахарида и холестерола (Birungi *et al.* 2007). Јони овог елемента у конкуренцији су са јонима Ca за везивање за активна места на површини шкрга (Birungi *et al.* 2007), што је случај и са неесенцијалним Sr (Chowdhury & Blust 2002, 2011). Тао & Gitlin (2003) наводе да јетра има кључну улогу у хомеостазу и излучивању Cu, како код риба, тако и код осталих група кичмењака (Grosell *et al.* 2004).

Највише BCF и BSAF вредности за Pb забележене су за Савско језеро у поређењу са осталим језерима. Узимајући у обзир однос стопе антропогене емисије према природној емисији Pb која износи 30:1, као и чињеницу да се овај елемент ослобађа у

животну средину путем отпадних вода из насеља, индустрије и пољопривреде (Kostić *et al.* 2017), као и сагоревањем горива са адитивима базираним на Pb (Walker *et al.* 2012), могло би се закључити да је интензитет поменутих процеса разлог високих вредности поменутих фактора.

5.3. Хистопатолошке анализе шкрга и јетре

Чињеница да је бранхијални апарат у константном контакту са воденом средином, узимајући у обзир и његову физиолошку улогу (усвајање кисеоника, ослобађање угљен-диоксида, осморегулација, екскреција азота, киселинско-базна регулација, метаболизам хормона, чулна функција), као и то да је његова грађа веома деликатна, чини овај орган најосетљивијим према загађивачима у води (Bernet *et al.* 1999; Roberts & Rodger 2012). Резултати овог истраживања иду у прилог поменутој тврдњи тиме што су скорови ХП индекса за шкрге (I_G) генерално били виши него ХП индекса за јетру (I_L). Треба међутим напоменути да су ткивни одговори органа на загађиваче у воденој средини неспецифични, што значи да различити загађивачи могу изазвати сличне ХП промене (Mallatt 1985).

Едем примарног и едем секундарног епитела јесу веома честе и реверзибилне промене у истраживањима хистопатологије шкрга, а јављају се брзо након излагања риба чак и ниским концентрацијама загађивача (Roberts & Rodger 2012; Rašković *et al.* 2018). Под артеријским притиском, крвни судови шкржних ламела прожимају се крвљу чиме показују сличност са гломерулусом бубрега. Тиме ће у оба органа доћи до ултрафилтрације, осим у случају када осмотски притисак колоида плазме у великој мери прелази осмотски притисак у ткивима или је мала пермеабилност стубастих (пилар) ћелија које формирају канале за размену (Perry *et al.* 1984). Пропустљивост протеина у капиларима у шкргама је висока, тако да постоји велика могућност ултрафилтрације или излучивања течности из шкржних капилара. Осим ако се ови ексудати ефикасно не уклоне из система, њихово накупљање може негативно деловати на дифузију, повећавајући дебљину баријере између крви и воде (*ibid.*). Такође, јони Са значајно смањују пермеабилност мембране шкрга (Roberts & Rodger 2012), те је негативни ефекат неких токсичних метала (нпр. Cu и Cd) већи у мекој води у којој је концентрација Са нижа (Pratar & Bonga 1993; Grémazy *et al.* 2017)

Некроза је друга најчесталија промена која се бележи у истраживањима шкрга код риба (Mallatt 1985), и јавља се чешће код риба које су изложене деловању метала него органском загађењу (Mallatt 1985; Wood 2001). Ова регресивна и неревверзибилна промена неповратно смањује функционисање бранхијалног апарата и може се јавити као последица директне интеракције између ткива и метала или путем инхибиције јонског транспорта (Wood 2001).

Још једна ХП промена која је издвојена као статистички значајна јесте инфилтрација леукоцита, који прелазе из крви у ткивну течност и паренхим органа. Ова промена сматра се једном од првих имунолошких одговора на смрт ћелије, а често настаје услед присуства ксенобиотица (Liebel *et al.* 2013).

Када се у води нађу ксенобиотици, код риба долази до смањења површине шкрга и повећања баријере између крви и воде, што представља одбрамбене механизме против штетних материја (Sollid & Nilsson 2006). Постоје два ткивна механизма преко којих се ова појава дешава. У првом случају долази до попуњавања простора између

ламела ћелијама, тј. јавља се хиперплазија шкржног епитела (Roberts & Rodger 2012). Други механизам настаје одвајањем респираторног епитела (појавом едема између секундарног епитела и пилар ћелија) и/или појавом хипертрофије епителних ћелија (*ibid.*). Наведене хистопатолошке промене су честе и карактеристичне када се "тешки метали" нађу у води (Mallatt 1985). Још једна промена са високим ХП скоровима била је хиперемија, тј. нагомилавање еритроцита у капиларима секундарних ламела. Настаје када је прокрвљеност ламела велика, а проток крви у њима мали (Rašković 2013).

Слично као I_G , нису уочене статистички значајне разлике ХП индекса за јетру (I_L) између испитиваних акумулација. За две ХП промене, вакуолизацију хепатоцита и масну дегенерацију, уочене су статистички значајне разлике индекса за јетру риба уловљених у Међувршју у поређењу са Власином, Перућцем и Савским језером. Ове промене у јетри често се јављају као последица излагања риба металима (Wolf & Wolfe 2005; Hermenean *et al.* 2015), али треба нагласити да обе промене могу бити узроковане исхраном риба, и на тај начин омогућити појаву лажних позитивних резултата (Wolf & Wolfe 2005), што је нарочито случај у летњем периоду (Roberts & Rodger 2012; Wolf *et al.* 2015). Промене у јетри за које су забележене високе вредности ХП скорова, али нису биле статистички значајне, биле су конгестија синусоида и дилатација синусоида. Конгестија синусоида је последица нагомилавања крви у синусоидима и успореног тока крви (Rašković 2013), слично као хиперемија код шкрга. Механизам који ово спречава јесте дилатација синусоида, која је регулисана хормонима надбубрежне жлезде. Вазодилатацију и вазоконстрикцију регулишу катехоламини, прецизније епинефрин и нор-епинефрин, а стресори (у које спадају и ксенобиотици) могу да утичу на проксимални део бубрега код риба, где се налазе хромафилне ћелије, или преко симпатичког система или преко хипоталамус-хипофизне осе и даље преко аденокортикотропног хормона (Wendelaar Bonga 1997).

Присуство токсичног утицаја метала пореклом из рудника у речном систему Кенти (Северна Карелија) регистровано је у јетри гргеча кроз повећање интерцелуларног простора између хепатоцита, повећање величине лизозома, смањење броја једрових пора и смањење величине митохондрија (Tkatcheva *et al.* 2000). Високе концентрације метала у траговима, као и велики степен хистопатолошких промена, забележени су у јетри гргеча из акумулације Тополница (Бугарска), која је контаминирана металима (Yancheva *et al.* 2014). Поменути аутори забележили су следеће промене на јетри: хиперемију, ћелијско отицање, отицање цитоплазме без вакуолизације и хидропску дегенерацију, као и вакуолизацију хепатоцита – чест одговор повезан са излагањем широком спектру токсиканата, као што је раније наглашено. Са друге стране, учесталост некроза била је ниска и ограничена на мале делове паренхима јетре и појединачних хепатоцита (Yancheva *et al.* 2014), као и у нашој студији.

5.4. Потенцијални еколошки ризик (RI) и степен контаминације (Ca)

Најмање један од поменутих елемената (Cd, Cr, Cu), који су препознати као умерени фактори контаминације може да изазове следеће негативне ефекте на живи свет: имуносупресију, дијабетес и компликације са бубрезима, коштане поремећаје, инхибицију раста, поремећај крвног притиска, поремећај нормалне неуротрансмисије и кретања код риба, као и поремећај метаболизма (IARC 1993; Arunkumar *et al.* 2000; Shariff *et al.* 2001; Vutukuru 2005; Linbo *et al.* 2006; Vieira *et al.* 2009).

Индекс ризика пружа брзу и једноставну квантитативну процену потенцијалног еколошког ризика одређене контаминације у испитиваном акватичном екосистему (Hakanson 1980; Yi *et al.* 2011). Веће вредности E_r^i за Cd у поређењу са осталим елементима у седименту испитиваних акумулација углавном представља последицу високог коефицијента токсичности овог елемента. У истраживањима спроведеним на другим језерима, Cd такође доприноси највећем еколошком ризику у односу на остале елементе (Zheng *et al.* 2010; Yin *et al.* 2011; Weber *et al.* 2012; Monferran *et al.* 2016). Однос стопе антропогене емисије према природној емисији Cd износи око 7:1, а већина прилива овог елемента у акватичне и терестричне екосистеме јесте из атмосферског таложења (Wright & Welbourn 1994). Од бројних антропогених извора Cd, данас се загађење природних екосистема овим елементом повећало употребом пољопривредних ђубрива и процесом пречишћавања блата, као и спаљивањем отпада (Bertin & Averbeck 2006). Постоји тежња да се Cd акумулира у седименту акватичних екосистема одакле може поново да уђе у водени стуб (Wright & Welbourn 1994). Додатно, седимент слатководних екосистема показује значајан капацитет за везивање Cd када садржи хумусну киселину (Wright & Welbourn 1994). Ово може бити разлог повећане концентрације Cd у Власини која је настала изградњом бране на месту на коме је река Власина текла из сада поплављеног тресетишта.

5.5. Ризик по здравље људи

5.5.1. Количник циљане опасности (ТНQ)

Вредности ТНQ за сваки елемент у свакој акумулацији биле су мање од 1 (праг количника циљане опасности), што указује на одсуство неканцерогеног ризика по здравље људи услед уноса испитиваних елемената (Chien *et al.* 2002; Zheng *et al.* 2007). Главни допринос ризику, и за општу популацију и за рибаре, у свим вештачким језерима била је Hg (више од 90%), вероватно због своје ниже оралне референтне дозе. Такође, највећи допринос Hg забележен је и у истраживању ризика по здравље људи које је спровео Storelli (2008) у Јадранском мору. С друге стране, вредности ТНQ за Cr и Cu биле су мање и за општу популацију и за рибаре, у свим вештачким језерима, што се може приписати њиховој већој оралној референтној дози. Додатно, телесна тежина људи има важан утицај на толеранцију према контаминантима (Vrhovnik *et al.* 2013).

Као што је раније поменуто, употреба контаминиране рибе у исхрани представља примарни пут излагања живи, тачније метил-живи (MeHg), како за писциворне рибе, тако и за људе (Tchounwou *et al.* 2003; Storelli 2008; Fowler *et al.* 2015; Strandberg *et al.* 2016). Докази указују на то да се Hg метилује у воденим телима активношћу бактерија и као таква се транспортује кроз ланце исхране (Gochfeld 2003; Walker *et al.* 2012). Акутна интоксикација људи метил-живом одговорна је за упалу слузокоже уста и појаву патолошких промена на бубрезима (Tchounwou *et al.* 2003). С друге стране, хронично излагање MeHg доводи до трајног оштећења централног нервног система, које између осталог карактерише церебрална парализа и ментална ретардација. Ове манифестације, као и слепило, такође су забележене код новорођенчади чије су мајке биле изложене високим нивоима Hg, а аутопсије су указале на то да су највише захваћени церебелум и окципитални кортекс (Gochfeld 2003; Davidson *et al.* 2004).

Тотални ТНQ (или индекс опасности) за сва вештачка језера био је мањи од 1 за обе испитиване групе, што такође указује на одсуство потенцијалног ризика по здравље људи употребом меса греча у исхрани из ових вештачких језера. Међутим, не би требало занемарити концентрације Cd у мишићном ткиву осам јединки из Власине, две јединке из Заовина и једне јединке из Међувршја, затим Hg код две јединке из Гараша и једне јединке из Перућца, као и Pb код једне јединке из Савског језера које су прелазиле прописане МДК вредности, као и високу вредност BCF за As у акумулацији Међувршје.

5.5.2. Циљни канцерогени фактор ризика (TR)

TR указује на растућу вероватноћу да се код одређеног човека развије канцер током животног циклуса, као резултат излагања потенцијалним канцерогенима. Неоргански As је према студијама спроведеним на животињама сврстан у класу А канцерогена код људи, док Pb припада класи Б2 канцерогена (вероватни канцероген) (USEPA 2009). Процењени TR при уносу Pb из хране био је очигледно нижи од прага ($<10^{-6}$ – занемарљив) за изазивање канцера (Islam *et al.* 2014), што указује на одсуство канцерогеног ризика за истраживана вештачка језера код обе испитиване групе. Међутим, већи TR забележен је за As за вештачка језера за производњу електричне енергије (осим Перућца) за обе испитиване групе, и за Савско језеро за рибаре. Генерално, канцерогени ризик између 10^{-6} и 10^{-4} сматра се толерантним (Islam *et al.* 2015b), мада ризик од конзумације рибе везан за As не треба бити занемарен. Забележено је да хронично излагање As код људи узрокује рак коже, бешике, јетре и бубрега (Hughes 2002; Stýblo *et al.* 2002).

6. ЗАКЉУЧЦИ

На основу представљених резултата може се закључити следеће:

- акумулација елемената у ткивима гргеча варијала је значајно између ткива, као и између вештачких језера; више концентрације токсичних елемената забележене су код риба из вештачких језера намењених за производњу електричне енергије;
- концентрације испитиваних елемената биле су ниже у узорцима воде него у узорцима седимента свих испитиваних језера, осим за Ag и Hg који нису констатовани у седименту;
- концентрација Cr за Заовине, Cu за Међувршје и Ni за Перућац, Заовине и Међувршје прелазиле су МДК вредности прописане за седимент; концентрације As, B, Cr, Cu, Fe, Mn и Zn нису прелазиле МДК вредности прописане за воду;
- ниво Cd у рибама из Власине, Заовина и Међувршја, Hg из Гараша и Перућаца, и Pb из Савског језера прелазили су МДК вредности прописане за ове елементе; разлог за бригу такође може бити и велики број узорака у којима Cd прелази прописану МДК вредност;
- процењене MPI вредности указале су на то да су вештачка језера у близини великих низијских река (Међувршје на Западној Морави и Савско језеро на Сави) оптерећенија металима;
- концентрације Hg у мишићном ткиву испитиваних јединки опадале су са порастом надморске висине;
- према вредностима индекса оптерећења металима (PLI), за вештачка језера за производњу електричне енергије забележено је веће загађење седимента у односу на језеро за водоснабдевање (Гараша) и језеро за рекреацију (Савско језеро), али је степен контаминације био мали; умерени степен контаминације (Cd) забележен је за Cd за Власину, Перућац и Заовине, Cr за Заовине и Међувршје, као и Cu за Међувршје;
- код свих испитиваних језера BCF и BSAF индекси имали су највише вредности за K и S за мишић, Ca, Mn и Sr за шкрге, Cu за јетру, као и најмање вредности за Cu и Fe за мишић, Cr за шкрге и Mg за јетру, указујући на сличну судбину биогеохемијских путева ових елемената;
- највеће BCF и BSAF вредности за Pb забележене су за Савско језеро у поређењу са осталим језерима; узимајући у обзир близину градског центра, могло би се закључити да су прилив отпадних вода из домаћинства и интензитет градског саобраћаја, као и отпадне воде пореклом из индустрије и пољопривреде које се испуштају у Саву узводно од Београда, разлози високих вредности поменутих фактора;
- најмањи афинитет за акумулацију елемената забележен је за мишићно ткиво; шкрге које су у директном контакту са водом, биле су највише захваћене загађењем;
- биомаркери коришћени у овом истраживању нису одражавали акумулацију елемената у ткивима риба, седименту и води, као ни вредности BCF, BSAF и MPI индекса;

- нису пронађене статистички значајне корелације између акумулације елемената и кондиције риба, као ни између ХП индекса;
- степен ХП промена био је низак, при чему су шкрге биле више захваћене променама у односу на јетру; јединке из акумулације Власина биле су најмање изложене ХП променама;
- низак потенцијални еколошки ризик (RI) забележен је за сва вештачка језера, при чему је Cd представљао доминантни фактор контаминације и еколошког ризика;
- тотални количник циљане опасности (ТТНQ) и циљни канцерогени фактор ризика (TR) били су виши за рибаре у поређењу са општом популацијом, при чему су TR вредности за Pb биле занемарљиве, а TR вредности за As прихватљиве за вештачка језера за производњу електричне енергије;
- више вредности PLI, Cd, RI и TR забележене су за вештачка језера која служе за производњу електричне енергије у поређењу са осталим типовима вештачких језера;
- резултати указују на то да су вештачка језера за производњу електричне енергије под већим антропогеним притиском и/или је политика управљања загађењем лошија у поређењу са осталим типовима вештачких језера укључених у ово истраживање, нарочито у поређењу са језером за водоснабдевање;
- за боље разумевање разлика у биоакумулацији елемената у ткивима гргеча потребна су даља истраживања која би обухватила већи број јединки различитих дужинских класа узоркованих у различитим сезонама, као и анализу исхране; да би се могли донети прецизнији закључци о конзумацији рибе из акумулација са различитим карактеристикама, такође би било неопходно укључити и истраживања на већем броју врста која би обухватила дужи временски период.

7. ЛИТЕРАТУРА

- Abadi, D.R.V., Dobaradaran, S., Nabipour, I., Lamani, X., Ravanipour, M., Tahmasebi, R., Nazmara, S., 2015. Comparative investigation of heavy metal, trace, and macro element contents in commercially valuable fish species harvested off from the Persian Gulf. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22(9), 6670-6678. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3852-1>.
- Abuduwaili, J., yong Zhang, Z., qing Jiang, F., 2015. Assessment of the distribution, sources and potential ecological risk of heavy metals in the dry surface sediment of Aibi Lake in Northwest China. *PloS One* 10(3): e0120001. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0120001>.
- Alexakis, D., 2011. Diagnosis of stream sediment quality and assessment of toxic element contamination sources in East Attica, Greece. *Environ. Earth Sci.* 63(6), 1369-1383. <https://doi.org/10.1007/s12665-010-0807-9>
- Andres, S., Ribeyre, F., Tourencq, J.N., Boudou, A., 2000. Interspecific comparison of cadmium and zinc contamination in the organs of four fish species along a polymetallic pollution gradient (Lot River, France). *Sci. Total Environ.* 248(1), 11-25. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00477-5](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00477-5).
- Arunkumar, R.I., Rajasekaran, P., Michael, R.D., 2000. Differential effect of chromium compounds on the immune response of the African mouth breeder *Oreochromis mossambicus* (Peters). *Fish Shellfish Immun.* 10(8), 667-676. <https://doi.org/10.1006/fsim.2000.0281>.
- Authman, M.M., Zaki, M.S., Khallaf, E.A., Abbas, H.H., 2015. Use of fish as bio-indicator of the effects of heavy metals pollution. *J. Aquac. Res. Dev.* 6(4), 1-13. <http://dx.doi.org/10.4172/2155-9546.1000328>.
- Ballesteros, M.L., Rivetti, N.G., Morillo, D.O., Bertrand, L., Amé, M.V., Bistoni, M.A., 2017. Multi-biomarker responses in fish (*Jenynsia multidentata*) to assess the impact of pollution in rivers with mixtures of environmental contaminants. *Sci. Total Environ.* 595, 711-722. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.203>.
- Beardmore, B., Haider, W., Hunt, L.M., Arlinghaus, R., 2011. The importance of trip context for determining primary angler motivations: are more specialized anglers more catch-oriented than previously believed? *North. Am. J. Fish. Manag.* 31, 861-879. <https://doi.org/10.1080/02755947.2011.629855>.
- Bernet, D., Schmidt, H., Meier, W., Burkhardt-Holm, P., Wahli, T., 1999. Histopathology in fish: proposal for a protocol to assess aquatic pollution. *J. Fish Dis.* 22(1), 25-34. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2761.1999.00134.x>.
- Berninger, K., Pennanen, J., 1995. Heavy metals in perch (*Perca fluviatilis* L.) from two acidified lakes in the Salpausselkä Esker area in Finland. *Water Air Soil Pollut.* 81(3-4), 283-294. <https://doi.org/10.1007/BF01104015>.
- Bertin, G., Averbek, D., 2006. Cadmium: cellular effects, modifications of biomolecules, modulation of DNA repair and genotoxic consequences (a review). *Biochimie* 88(11), 1549-1559. <https://doi.org/10.1016/j.biochi.2006.10.001>.
- Bervoets, L., Blust, R., 2003. Metal concentrations in water, sediment and gudgeon (*Gobio gobio*) from a pollution gradient: relationship with fish condition factor. *Environ. Pollut.* 126(1), 9-19. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(03\)00173-8](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00173-8).

- Birungi, Z., Masola, B., Zaranyika, M.F., Naigaga, I., Marshall, B., 2007. Active biomonitoring of trace heavy metals using fish (*Oreochromis niloticus*) as bioindicator species. The case of Nakivubo wetland along Lake Victoria. *Phys. Chem. Earth, Parts A/B/C* 32(15-18), 1350-1358. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2007.07.034>.
- Blaženčić, J., 1995. Floristic characteristics of the macrophytic vegetation in Lake Savsko near Belgrade (Serbia, Yugoslavia). *Glasn. Inst. Bot. Bašte Univ. Beograd* 29, 167-173.
- Boalt, E., Miller, A., Dahlgren, H., 2014. Distribution of cadmium, mercury, and lead in different body parts of Baltic herring (*Clupea harengus*) and perch (*Perca fluviatilis*): implications for environmental status assessments. *Mar. Pollut. Bull.* 78(1-2), 130-136. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.051>.
- Brázová, T., Torres, J., Eira, C., Hanzelová, V., Miklisová, D., Šalamún, P., 2012. Perch and its parasites as heavy metal biomonitors in a freshwater environment: the case study of the Ružín water reservoir, Slovakia. *Sensors* 12(3), 3068-3081. <https://doi.org/10.3390/s120303068>.
- Brázová, T., Hanzelová, V., Miklisová, D., Šalamún, P., & Vidal-Martínez, V.M., 2015. Host-parasite relationships as determinants of heavy metal concentrations in perch (*Perca fluviatilis*) and its intestinal parasite infection. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 122, 551-556. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.09.032>.
- Buah-Kwofie, A., Humphries, M.S., Pillay, L., 2018. Bioaccumulation and risk assessment of organochlorine pesticides in fish from a global biodiversity hotspot: iSimangaliso Wetland Park, South Africa. *Sci. Total Environ.* 621, 273-281. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.212>.
- Chapman, P.M., Wang, F., 2000. Issues in ecological risk assessment of inorganic metals and metalloids. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 6(6), 965-988. <https://doi.org/10.1080/10807030-091124392>
- Chien, L.C., Hung, T.C., Choang, K.Y., Yeh, C.Y., Meng, P.J., Shieh, M.J., Han, B.C., 2002. Daily intake of TBT, Cu, Zn, Cd and As for fishermen in Taiwan. *Sci. Total Environ.* 285(1-3), 177-185. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00916-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00916-0).
- Chowdhury, M.J., Blust, R., 2002. Bioavailability of waterborne strontium to the common carp, *Cyprinus carpio*, in complexing environments. *Aquat. Toxicol.* 58(3-4), 215-227. [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(01\)00230-2](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(01)00230-2),
- Chowdhury, M.J., Blust, R., 2011. Strontium. In: Wood CM, Farrell AP, Brauner CJ (Eds), *Fish Physiology 31(B): Homeostasis and Toxicology of Non-Essential Metals*. Academic Press, London, pp 351-390. [https://doi.org/10.1016/S1546-5098\(11\)31029-1](https://doi.org/10.1016/S1546-5098(11)31029-1).
- Crémazy, A., Wood, C.M., Ng, T.Y.T., Smith, D.S., Chowdhury, M.J., 2017. Experimentally derived acute and chronic copper Biotic Ligand Models for rainbow trout. *Aquat. Toxicol.* 192, 224-240. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.07.013>.
- Cui, L., Ge, J., Zhu, Y., Yang, Y., Wang, J., 2015. Concentrations, bioaccumulation, and human health risk assessment of organochlorine pesticides and heavy metals in edible fish from Wuhan, China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22(20), 15866-15879. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4752-8>.
- Davidson, P.W., Myers, G.J., Weiss, B., 2004. Mercury exposure and child development outcomes. *Pediatrics* 113(4), 1023-1029. <https://doi.org/10.1016/j.ntt.2016.1-0.011>.
- Davutluoglu, O.I., Seckin, G., Ersu, C.B., Yilmaz, T., Sari, B. 2011. Assessment of metal pollution in water and surface sediments of the Seyhan River, Turkey, using different indexes. *CLEAN–Soil, Air, Water* 39(2), 185-194. <https://doi.org/10.1002/clean.201000266>.

- de la Torre, F. R., Salibián, A., Ferrari, L., 2007. Assessment of the pollution impact on biomarkers of effect of a freshwater fish. *Chemosphere* 68(8), 1582-1590. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.02.033>.
- de Pinho, A.P., Guimarães, J.R.D., Martins, A.S., Costa, P.A.S., Olavo, G., Valentin, J., 2002. Total mercury in muscle tissue of five shark species from Brazilian offshore waters: effects of feeding habit, sex, and length. *Environ. Res.* 89(3), 250-258. <https://doi.org/10.1006/enrs.2002.4365>.
- Deribe, E., Rosseland, B.O., Borgström, R., Salbu, B., Gebremariam, Z., Dadebo, E., Norli, H.R., Eklo, O.M., 2011. Bioaccumulation of persistent organic pollutants (POPs) in fish species from Lake Koka, Ethiopia: the influence of lipid content and trophic position. *Sci. Total Environ.* 410, 136-145. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2-011.09.008>.
- Dević, G., Đorđević, D., Sakan, S., 2014. Freshwater environmental quality parameters of man-made lakes of Serbia. *Environ. Monit. Assess.* 186(8), 5221-5234. [10.1007/s10661014-3771-0](https://doi.org/10.1007/s10661014-3771-0).
- Di Giulio, R.T., Hinton, D.E., 2008. Introduction. In: Di Giulio, R.T., Hinton, D.E. (Eds.), *The Toxicology of Fishes*. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, pp. 3-7. <https://doi.org/10.1201/9780203647295>.
- Djikanović, V., Skorić, S., Jarić, I., Lenhardt, M., 2016a. Age-specific metal and accumulation patterns in different tissues of nase (*Chodrostoma nasus*) from the Medjuvršje Reservoir. *Sci. Total Environ.* 566, 185-190. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016-05.072>.
- Djikanović, V., Skorić, S., Gačić, Z., 2016b. Concentrations of metals and trace elements in different tissues of nine fish species from the Međuvršje reservoir (West Morava river basin, Serbia). *Arch. Biol. Sci.* 68(4), 811-819. <https://doi.org/10.2298/ABS15110406-9D>.
- Djikanović, V., Skorić, S., Spasić, S., Naunovic, Z., Lenhardt, M., 2018. Ecological risk assessment for different macrophytes and fish species in reservoirs using biota-sediment accumulation factors as a useful tool. *Environ. Pollut.* 241, 1167-1174. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.054>.
- Dušek, L., Svobodová, Z., Janous, D., Vykusová, B., Jarkovský, J., Šmíd, R., Pavlis, P., 2005. Bioaccumulation of mercury in muscle tissue of fish in the Elbe River (Czech Republic): multispecies monitoring study 1991-1996. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 61(2), 256-267. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2004.11.007>.
- Erickson, R.J., Nichols, J.W., Cook, P.M., Ankley G.T., 2008. Bioavailability of Chemical Contaminants in Aquatic Systems. In: Di Giulio, R.T., Hinton, D.E. (Eds.), *The Toxicology of Fishes*. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, pp. 9-45. <https://doi.org/10.1201/9780203647295>.
- Erkkilä, A.T., Lichtenstein, A.H., Mozaffarian, D., Herrington, D.M., 2004. Fish intake is associated with a reduced progression of coronary artery atherosclerosis in postmenopausal women with coronary artery disease. *The American J. Clin. Nutr.* 80(3), 626-632. <https://doi.org/10.1093/ajcn/80.3.626>.
- EU, 2006. Commission Regulation (EC) No. 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs (Text with EEA relevance). *Official Journal of the European Union* No. 1881/2006, 364: 5-24. <https://eurlex.europa.eu/eli/reg/2006/1881/oj> (Accessed 01.12.2019).

- Evans, M.S., Lockhart, W.L., Doetzel, L., Low, G., Muir, D., Kidd, K., Stephens, G., Delaronde, J., 2005. Elevated mercury concentrations in fish in lakes in the Mackenzie River Basin: the role of physical, chemical, and biological factors. *Sci. Total Environ.* 351, 479-500. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.12.086>.
- Farkas, A., Salánki, J., Specziár, A., 2003. Age-and size-specific patterns of heavy metals in the organs of freshwater fish *Abramis brama* L. populating a low-contaminated site. *Water Res.* 37(5), 959-964. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00447-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00447-5).
- Fleeger, J.W., Carman, K.R., Nisbet, R.M., 2003. Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *Sci. Total Environ.* 317(1-3), 207-233. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00141-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00141-4).
- Flik, G., Fenwick, J. C., Kolar, Z., Mayer-Gostan, N., Wendelaar Bonga, S.E., 1985. Whole-body calcium flux rates in cichlid teleost fish *Oreochromis mossambicus* adapted to freshwater. *Am. J. Physiol.* 249(4), R432-R437.
- Flik, G., Klaren, P.H., Schoenmakers, T.J., Bijvelds, M.J., Verbost, P.M., Bonga, S.E.W., 1996. Cellular calcium transport in fish: unique and universal mechanisms. *Physiol. Zool.* 69(2), 403-417.
- Fonseca, V.F., Vasconcelos, R.P., França, S., Serafim, A., Lopes, B., Company, R., Bebianno, M.J., Costa, M.J., Cabral, H.N., 2014. Modeling fish biological responses to contaminants and natural variability in estuaries. *Mar. Environ. Res.* 96, 45-55. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.10.011>.
- Fonseca, V.F., Vasconcelos, R.P., Tanner, S. E., França, S., Serafim, A., Lopes, B., Company, R., Bebianno, M.J., Costa, M.J., Cabral, H.N., 2015. Habitat quality of estuarine nursery grounds: Integrating non-biological indicators and multilevel biological responses in *Solea senegalensis*. *Ecol. Indic.* 58, 335-345. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.064>.
- Fowler, B.A., Alexander, A., Oskarsson, A., 2015. Toxic Metals in Food. In: Nordberg, G. F., Fowler, B. A., Nordberg, M. (Eds.), *Handbook on the Toxicology of Metals*, 4th ed. Academic press, London, pp. 123-137. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-59453-2.00006-8>.
- Froese, R., 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *J. Appl. Ichthyol.* 22, 241-253. <https://doi.org/10.111-1/j.1439-0426.2006.00805.x>.
- Freyhof, J., Kottelat, M., 2008. *Perca fluviatilis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T16580A6135168. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T16580A6135168.en>. (Приступљено: 20.02.2020.)
- Freyhof, J., Brooks, E., 2011. European red list of freshwater fishes. Luxembourg: Publications Office of the European Communities, pp. 1-60. <https://doi.org/10.2779/85903>.
- Gochfeld, M., 2003. Cases of mercury exposure, bioavailability, and absorption. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 56(1), 174-179. [https://doi.org/10.1016/S0147-6513\(03\)00060-5](https://doi.org/10.1016/S0147-6513(03)00060-5).
- Gravato, C., Guimarães, L., Santos, J., Faria, M., Alves, A., Guilhermino, L., 2010. Comparative study about the effects of pollution on glass and yellow eels (*Anguilla anguilla*) from the estuaries of Minho, Lima and Douro Rivers (NW Portugal). *Ecotox. Environ. Safe.* 73(4), 524-533. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.11.009>.
- Grosell, M., McDonald, M.D., Walsh, P.J., Wood, C.M., 2004. Effects of prolonged copper exposure in the marine gulf toadfish (*Opsanus beta*) II: copper accumulation, drinking

- rate and Na⁺/K⁺-ATPase activity in osmoregulatory tissues. *Aquat. Toxicol.* 68(3), 263-275. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2004.03.007>.
- Gül, Ş., Belge-Kurutaş, E., Yıldız, E., Şahan, A., Doran, F., 2004. Pollution correlated modifications of liver antioxidant systems and histopathology of fish (Cyprinidae) living in Seyhan Dam Lake, Turkey. *Environ. Int.* 30(5), 605-609. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00059-X](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00059-X).
- Hakanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Res.* 14(8), 975-1001. [https://doi.org/10.1016/00431354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/00431354(80)90143-8).
- Has-Schön, E., Bogut, I., Vuković, R., Galović, D., Bogut, A., Horvatić, J., 2015. Distribution and age-related bioaccumulation of lead (Pb), mercury (Hg), cadmium (Cd), and arsenic (As) in tissues of common carp (*Cyprinus carpio*) and European catfish (*Sylurus glanis*) from the Buško Blato reservoir (Bosnia and Herzegovina). *Chemosphere* 135, 289-296. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.04.015>.
- Heermann, L., Emmrich, M., Heynen, M., Dorow, M., König, U., Borchering, J., Arlinghaus, R., 2013. Explaining recreational angling catch rates of Eurasian perch, *Perca fluviatilis*: the role of natural and fishing-related environmental factors. *Fisheries Manag. Ecol.* 20(2-3), 187-200. <https://doi.org/10.1111/fme.12000>.
- Hermenean, A., Damache, G., Albu, P., Ardelean, A., Ardelean, G., Ardelean, D.P., Horge, M., Nagy, T., Braun M, Zsuga, M., Kéki, S., Costache, M., Dinischiotu, A., 2015. Histopatological alterations and oxidative stress in liver and kidney of *Leuciscus cephalus* following exposure to heavy metals in the Tur River, North Western Romania. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 119, 198-205. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.-2015.05.029>.
- Hinton, D.E., Segner, H., Au D.W.T., Kullman, S.W., Hardman, R.C., 2008. Liver Toxicity. In: Di Giulio, R.T., Hinton, D.E. (Eds.), *The Toxicology of Fishes*. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, pp. 328–379. <https://doi.org/10.1201/9780203647295>.
- Hu, F.B., Cho, E., Rexrode, K.M., Albert, C.M., Manson, J.E., 2003. Fish and long-chain ω-3 fatty acid intake and risk of coronary heart disease and total mortality in diabetic women. *Circulation* 107(14), 1852-1857. <https://doi.org/10.1161/01.CIR.0000062644.421-33.5F>.
- Hughes, M.F., 2002. Arsenic toxicity and potential mechanisms of action. *Toxicol. Lett.* 133(1), 1-16. [https://doi.org/10.1016/S0378-4274\(02\)00084-X](https://doi.org/10.1016/S0378-4274(02)00084-X).
- Humphrey, C.A., King, S.C., Klumpp, D.W., 2007. A multibiomarker approach in barramundi (*Lates calcarifer*) to measure exposure to contaminants in estuaries of tropical North Queensland. *Mar. Pollut. Bull.* 54(10), 1569-1581. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.06.004>.
- Hurta, V., Buchalová, Z., 2018. Biogenic and Metallic Element Accumulation in the European Perch (*Perca fluviatilis*) in the Largest Dam in Slovakia. *Pol. J. Environ. Stud.* 28(2), 657-667. <https://doi.org/10.15244/pjoes/83609>.
- <https://data.stat.gov.rs/Home/Result/13030204?languageCode=sr-Cyrl&displayMode=table>
(Приступљено: 04.02.2020.)
- IARC [International Agency for Research on Cancer], 1993. Beryllium, cadmium, mercury and exposures in the glass manufacturing industry, in: International Agency for Research on Cancer Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, vol. 58, IARC Scientific Publications, Lyon, pp. 119–237.

- Islam, M.S., Ahmed, M.K., Habibullah-Al-Mamun, M., Islam, K.N., Ibrahim, M., Masunaga, S., 2014. Arsenic and lead in foods: a potential threat to human health in Bangladesh. *Food Addit. Contam. A* 31(12), 1982-1992. <https://doi.org/10.1080/194-40049.2014.974686>.
- Islam, M.S., Ahmed, M.K., Raknuzzaman, M., Habibullah-Al-Mamun, M., Islam, M.K., 2015a. Heavy metal pollution in surface water and sediment: a preliminary assessment of an urban river in a developing country. *Ecol. Indic.* 48, 282-291. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.016>.
- Islam, M.S., Ahmed, M.K., Habibullah-Al-Mamun, M., 2015b. Determination of heavy metals in fish and vegetables in Bangladesh and health implications. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 21(4), 986-1006. <https://doi.org/10.1080/10807039.2014.950172>.
- Jaćimović, M., Lenhardt, M., Višnjić-Jeftić, Ž., Jarić, I., Gačić, Z., Hegediš, A., Krpo-Ćetković, J., 2015. Elemental concentrations in different tissues of European perch and black bullhead from Sava Lake (Serbia). *Slov. Vet. Res.* 52(2).
- Janković, M.M., Janković, I.M., 1987. Prilog poznavanju i rešavanju problema eutrofizacije i zaraščivanja Savskog jezera (Ada Ciganlija) kod Beograda, Glasnik instituta za botaniku i botaničke bašte Univerziteta u Beogradu, Tom XVI, pp. 1-42.
- Jankovská, I., Miholová, D., Lukešová, D., Kalous, L., Válek, P., Romočuský, Š., Vadlejch, J., Petrtýl, M., Langrová, I., Čadková, Z., 2012. Concentrations of Zn, Mn, Cu and Cd in different tissues of perch (*Perca fluviatilis*) and in perch intestinal parasite (*Acanthocephalus lucii*) from the stream near Prague (Czech Republic). *Environ. Res.* 112, 83-85. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2011.11.003>.
- Jarić, I., Višnjić-Jeftić, Ž., Cvijanović, G., Gačić, Z., Jovanović, L., Skorić, S., Lenhardt, M., 2011. Determination of differential heavy metal and trace element accumulation in liver, gills, intestine and muscle of sterlet (*Acipenser ruthenus*) from the Danube River in Serbia by ICP-OES. *Microchem. J.* 98(1), 77-81. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2010-11.008>.
- Järv, L., Kotta, J., Simm, M., 2013. Relationship between biological characteristics of fish and their contamination with trace metals: a case study of perch *Perca fluviatilis* L. in the Baltic Sea. *P. Est. Acad. Sci.* 62(3), 193-202. <https://doi:10.3176/proc.2013.3.05>.
- Jovanović, J., Trbojević, I., Subakov-Simić, G., Popović, S., Predojević, D., Blagojević, A., Karadžić, V., 2017. The effect of meteorological and chemical parameters on summer phytoplankton assemblages in an urban recreational lake. *Knowl. Manag. Aquat. Ec.* (418), 48. <https://doi.org/10.1051/kmae/2017038>.
- Jovanović, J., Kolarević, S., Milošković, A., Radojković, N., Simić, V., Dojčinović, B., Kračun-Kolarević, M., Paunović, M., Kostić, J., Sunjog, K., Timilijić, J., Djordjević, J., Gačić, Z., Žegura, B., Vuković-Gačić, B., 2018. Evaluation of genotoxic potential in the Velika Morava River Basin in vitro and in situ. *Sci. Total Environ.* 621, 1289-1299. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.099>.
- Jovičić, K., Nikolić, D.M., Višnjić-Jeftić, Ž., Đikanović, V., Skorić, S., Stefanović, S.M., Lenhardt, M., Hegediš, A., Krpo-Ćetković, J., Jarić, I., 2015. Mapping differential elemental accumulation in fish tissues: assessment of metal and trace element concentrations in wels catfish (*Silurus glanis*) from the Danube River by ICP-MS. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22(5), 3820-3827. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3636-7>.
- Kerambrun, E., Henry, F., Perrichon, P., Courcot, L., Meziane, T., Spilmont, N., Amara, R., 2012a. Growth and condition indices of juvenile turbot, *Scophthalmus maximus*, exposed to

- contaminated sediments: effects of metallic and organic compounds. *Aquat. Toxicol.* 108, 130-140. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.07.016>.
- Kerambrun, E., Henry, F., Courcot, L., Gevaert, F., Amara, R., 2012b. Biological responses of caged juvenile sea bass (*Dicentrarchus labrax*) and turbot (*Scophthalmus maximus*) in a polluted harbour. *Ecol. Indiř.* 19, 161-171. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.035>.
- Klavins, M., Potapovics, O., Rodinov, V., 2009. Heavy metals in fish from lakes in Latvia: concentrations and trends of changes. *B. Environ. Contam. Tox.* 82(1), 96-100. <https://doi.org/10.1007/s00128-008-9510-x>.
- Kleinow, K.M., Nichols, J.W., Hayton, W.L., McKim, J.M., Barron, M.G., 2008. Toxicokinetics in Fishes. In: Di Giulio, R.T., Hinton, D.E. (Eds.), *The Toxicology of Fishes*. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, pp. 55–152. <https://doi.org/10.1201/978-0203647295>.
- Klerks, P.L., Weis, J.S., 1987. Genetic adaptation to heavy metals in aquatic organisms: a review. *Environ. Pollut.* 45(3), 173-205. [https://doi.org/10.1016/02697491\(87\)9005-7-1](https://doi.org/10.1016/02697491(87)9005-7-1).
- Kostić, J., Kolarević, S., Kraćun-Kolarević, M., Aborgiba, M., Gaćić, Z., Paunović, M., Višnjiić-Jeftić, Ź., Rašković, B., Poleksić, V., Lenhardt, M., Vuković-Gaćić, B., 2017. The impact of multiple stressors on the biomarkers response in gills and liver of freshwater breams during different seasons. *Sci. Total Environ.* 601, 1670-1681. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.273>.
- Kottelat, M., Freyhof, J., 2007. Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat, Cornol, Switzerland, pp. 1–646. <https://doi.org/10.1007/s10228-007-0012-3>.
- Kroon, F., Streten, C., Harries, S., 2017. A protocol for identifying suitable biomarkers to assess fish health: A systematic review. *PLoS ONE* 12(4), e0174762. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174762>.
- Liebel, S., Tomotake, M.E.M., Ribeiro, C.A.O., 2013. Fish histopathology as biomarker to evaluate water quality. *Ecotoxicol. Environ. Contam.* 8(2), 9-15. <https://doi.org/10.5132/eec.2013.02.002>.
- Lenhardt, M., Marković, G., Gaćić, Z., 2009. Decline in the index of biotic integrity of the fish assemblage as a response to reservoir aging. *Water Resour. Manag.* 23, 1713-1723. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-008-9348-3>.
- Linbo, T.L., Stehr, C.M., Incardona, J.P., Scholz, N.L., 2006. Dissolved copper triggers cell death in the peripheral mechanosensory system of larval fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 25(2), 597-603. <https://doi.org/10.1897/05-241R.1>.
- Łuczyńska, J., Paszczyk, B., 2019. Health risk assessment of heavy metals and lipid quality indexes in freshwater fish from lakes of Warmia and Mazury region, Poland *Int. J. Environ. Res. Public Health* 16, 3780. <https://doi.org/10.3390/ijerph16193780>.
- Łuczyńska, J., Paszczyk, B., Łuczyński, M.J., 2018a. Determination of cadmium in muscles and liver of freshwater fish species from Mazurian Lake District, and risk assessment of fish consumption (Poland). *Turk. J. Fish. Aquat. Sci.* 19(11), 935-945. <http://doi.org/10.4194/1303-2712-v19 11 05>.
- Łuczyńska, J., Paszczyk, B., Łuczyński, M.J., 2018b. Fish as a bioindicator of heavy metals pollution in aquatic ecosystem of Pluszne Lake, Poland, and risk assessment for consumer's health. *Ecotox. Environ. Safe.* 153, 60-67. <https://doi.org/10.1016/j.ecoen.2018.01.057>.

- Lyach, R., Remr, J. 2019. The effects of environmental factors and fisheries management on recreational catches of perch *Perca fluviatilis* in the Czech Republic. *Aquat. Living Resour.* 32, 15. <https://doi.org/10.1051/alr/2019013>.
- Mackay, D., Fraser, A., 2000. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. *Environ. Pollut.* 110(3), 375-391. [https://doi.org/10.1016/S02697491\(00\)00162-7](https://doi.org/10.1016/S02697491(00)00162-7).
- Maggioni, T., Hued, A.C., Monferrán, M.V., Bonansea, R.I., Galanti, L.N., Amé, M.V., 2012. Bioindicators and biomarkers of environmental pollution in the middle-lower basin of the Suquía River (Córdoba, Argentina). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 63(3), 337-353. <https://doi.org/10.1007/s00244-012-9785-0>.
- Mallatt, J., 1985. Fish gill structural changes induced by toxicants and other irritants: a statistical review. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42(4), 630-648. <http://dx.doi.org/10.1139/f85-083>.
- Malferrari, D., Brigatti, M.F., Laurora, A., Pini, S., 2009. Heavy metals in sediments from canals for water supplying and drainage: mobilization and control strategies. *J. Hazard. Mater.* 161(2-3), 723-729. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.04.014>.
- Mazej, Z., Al Sayegh-Petkovšek, S., Pokorny, B., 2010. Heavy metal concentrations in food chain of lake Velenjsko jezero, Slovenia: an artificial lake from mining. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 58(4), 998-1007.
- Mdegela, R.H., Braathen, M., Pereka, A. E., Mosha, R.D., Sandvik, M., Skaare, J.U., 2009. Heavy metals and organochlorine residues in water, sediments, and fish in aquatic ecosystems in urban and peri-urban areas in Tanzania. *Water Air Soil Pollut.* 203(1-4), 369-379. <https://doi.org/10.1007/s11270-009-0019-7>.
- Miller, A., Bignert, A., Porvari, P., Danielsson, S., Verta, M. 2013. Mercury in perch (*Perca fluviatilis*) from Sweden and Finland. *Water Air Soil Pollut.* 224(3), 1472. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1472-x>.
- Milošković, A., Branković, S., Simić, V., Kovačević, S., Ćirković, M., Manojlović, D., 2013. The accumulation and distribution of metals in water, sediment, aquatic macrophytes and fishes of the Gruža Reservoir, Serbia. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 90(5), 563-569. <https://doi.org/10.1007/s00128-013-0969-8>.
- Milošković, A., Dojčinović, B., Simić, S., Pavlović, M., Simić, V., 2014. Heavy metal and trace element bioaccumulation in target tissues of three edible predatory fish species from Bovan Reservoir (Serbia). *Fresen. Environ. Bull.* 23(8A), 1884-1891.
- Milošković, A., Dojčinović, B., Kovačević, S., Radojković, N., Radenković, M., Milošević, D., Simić, V., 2016. Spatial monitoring of heavy metals in the inland waters of Serbia: a multispecies approach based on commercial fish. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23(10), 9918-9933. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6207-2>.
- Milošković, A., Milošević, Đ., Radojković, N., Radenković, M., Đuretanić, S., Veličković, T., Simić, V., 2018. Potentially toxic elements in freshwater (*Alburnus* spp.) and marine (*Sardina pilchardus*) sardines from the Western Balkan Peninsula: An assessment of human health risk and management. *Sci. Total Environ.* 644, 899-906. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.041>.
- Monferrán, M.V., Garnero, P., de los Angeles Bistoni, M., Anbar, A.A., Gordon, G.W., Wunderlin, D.A., 2016. From water to edible fish. Transfer of metals and metalloids in the San Roque Reservoir (Córdoba, Argentina). Implications associated with fish consumption. *Ecol. Indic.* 63, 48-60. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.048>.

- Morina, A., Morina, F., Djikanović, V., Spasić, S., Krpo-Četković, J., Kostić, B., Lenhardt, M., 2016a. Common barbel (*Barbus barbus*) as a bioindicator of surface river sediment pollution with Cu and Zn in three rivers of the Danube River Basin in Serbia. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23(7), 6723-6734. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-5901-9>.
- Morina, A., Morina, F., Djikanović, V., Spasić, S., Krpo-Četković, J., Lenhardt, M., 2016b. Seasonal variation in element concentrations in surface sediments of three rivers with different pollution input in Serbia. *J. Soils Sediments* 16(1), 255-265. <https://doi.org/10.1007/s-11368-015-1211-6>.
- Murtala, B.A., Abdul, W.O., Akinyemi, A.A., 2012. Bioaccumulation of heavy metals in fish (*Hydrocynus forskahlii*, *Hyperopisus bebe occidentalis* and *Clarias gariepinus*) organs in downstream Ogun coastal water, Nigeria. *J. Agr. Sci.* 4(11), 51. <https://doi.org/10.553-9/jas.v4n11p51>.
- Noël, L., Chekri, R., Millour, S., Merlo, M., Leblanc, J. C., Guérin, T., 2013. Distribution and relationships of As, Cd, Pb and Hg in freshwater fish from five French fishing areas. *Chemosphere* 90(6), 1900-1910. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.10.01-5>.
- NRC: Committee on Biological Markers of the National Research Council, 1987. Biological markers in environmental health research. *Environ. Health Perspect.* 74, 3-9. <https://doi.org/10.1289/ehp.74-1474499>.
- Pekey, H., 2006. The distribution and sources of heavy metals in Izmit Bay surface sediments affected by a polluted stream. *Mar. Pollut. Bull.* 52(10), 1197-1208. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.02.012>.
- Perry, S.F., Davie, P.S., Daxboeck, C., Ellis, A.G., Smith, D.G., 1984. Perfusion Methods for the Study of Gill Physiology. In: Hoar, W.S., Randall D.J. (Eds), *Fish physiology*. Academic Press, London, Vol. 10, Part B, pp. 325-388.
- Persson, L., Byström, P., Wahlström, E., 2000. Cannibalism and competition in Eurasian perch: Population dynamics of an ontogenetic omnivore. *Ecology* 81(4), 1058-1071. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[1058:CACIEP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[1058:CACIEP]2.0.CO;2).
- Petkovšek, S.A.S., Grudnik, Z.M., Pokorny, B., 2012. Heavy metals and arsenic concentrations in ten fish species from the Šalek lakes (Slovenia): assessment of potential human health risk due to fish consumption. *Environ. Monit. Assess.* 184(5), 2647-2662. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2141-4>.
- Petrović, T., Zlokolica-Mandić, M., Veljković, N., Vidojević, D., 2010. Hydrogeological conditions for the forming and quality of mineral waters in Serbia. *J. Geochem. Explor.* 107(3), 373-381. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2010.07.009>.
- Pollman, C.D., Axelrad, D.M., 2014. Mercury bioaccumulation factors and spurious correlations. *Sci. Total Environ.* 496, vi-xii. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.0-7.050>.
- Popek, W., Kłęczar, K., Nowak, M., Epler, P., 2009. Heavy metals concentration in the tissues of perch (*Perca fluviatilis*) and bleak (*Alburnus alburnus*) from Czarna Orawa River, Poland. *AAFL Bioflux* 2(2). <http://www.bioflux.com.ro/docs/2009.2.205-208.pdf>.
- Pratap, H.B., Bonga, S.W., 1993. Effect of ambient and dietary cadmium on pavement cells, chloride cells, and Na⁺/K⁺-ATPase activity in the gills of the freshwater teleost *Oreochromis mossambicus* at normal and high calcium levels in the ambient water. *Aquat. Toxicol.* 26(1-2), 133-149. [https://doi.org/10.1016/0166445X\(93\)900-10-X](https://doi.org/10.1016/0166445X(93)900-10-X).

- Pourret, O., 2018. On the necessity of banning the term "Heavy Metal" from the scientific literature. *Sustainability* 10(8), 2879. <https://doi.org/10.3390/su10082879>.
- Rajeshkumar, S., Liu, Y., Zhang, X., Ravikumar, B., Bai, G., Li, X., 2018. Studies on seasonal pollution of heavy metals in water, sediment, fish and oyster from the Meiliang Bay of Taihu Lake in China. *Chemosphere* 191, 626-638. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.078>.
- Rajkowska, M., Protasowicki, M., 2013. Distribution of metals (Fe, Mn, Zn, Cu) in fish tissues in two lakes of different trophy in Northwestern Poland. *Environ. Monit. Assess.* 185(4), 3493-3502. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2805-8>.
- Rašković, B., 2013. Histološka građa jetre, creva, škrge i bubrega šarana (*Cyprinus carpio* L., 1758) gajenog u poluintenzivnom sistemu: efekti različitih tipova dodate hrane. Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Srbija, pp. 1–182.
- Rašković, B., Poleksić, V., Višnjić-Jeftić, Ž., Skorić, S., Gačić, Z., Djikanović, V., Jarić, I., Lenhardt, M., 2015. Use of histopathology and elemental accumulation in different organs of two benthophagous fish species as indicators of river pollution. *Environ. Toxicol.* 30(10), 1153-1161. <http://dx.doi.org/10.1002/tox.21988>.
- Rašković, B., Poleksić, V., 2017. Fish histopathology as biomarker in ecotoxicology. In: Berillis, P. (Eds), *Trends in Fisheries and Aquatic Animal Health*. Bentham Science Publishers, Shrijah, UAE, pp. 155-181. <https://doi.org/10.2174/97816810858071170101>.
- Rašković, B., Poleksić, V., Skorić, S., Jovičić, K., Spasić, S., Hegediš, A., Vasić, N., Lenhardt, M., 2018. Effects of mine tailing and mixed contamination on metals, trace elements accumulation and histopathology of the chub (*Squalius cephalus*) tissues: Evidence from three differently contaminated sites in Serbia. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 153, 238-247. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.01.058>.
- Ricker, W.E. (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *J. Fish. Res. Board Can.*, 191, 1-382.
- Roberts, R.J., Rodger, H.D., 2012. The pathophysiology and systematic pathology of teleosts. In: Roberts, R. J. (Eds.), *Fish pathology*, 4th ed. W.B. Saunders, London, pp. 62–143. <https://doi.org/10.1002/9781118222942.ch3>.
- Rowan, D.J., Kalff, J., 1993. Predicting sediment metal concentrations in lakes without point sources. *Water Air Soil Pollut.* 66(1-2), 145-161. <https://doi.org/10.1007/BF004770-66>.
- Salem, Z. B., Capelli, N., Laffray, X., Elise, G., Ayadi, H., Aleya, L., 2014. Seasonal variation of heavy metals in water, sediment and roach tissues in a landfill draining system pond (Etueffont, France). *Ecol. Eng.* 69, 25-37. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.0-72>.
- Schlenk, D., Handy, R., Steinert, S., Depledge, M.H., Benson, W. (2008). Biomarkers. In: Di Giulio, R.T., Hinton, D.E. (Eds.), *The Toxicology of Fishes*. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, pp. 683–731. <https://doi.org/10.1201/9780203647295>.
- Serafim, A., Company, R., Lopes, B., Fonseca, V.F., Franca, S., Vasconcelos, R.P., Bebianno M.J., Cabral, H.N., 2012. Application of an integrated biomarker response index (IBR) to assess temporal variation of environmental quality in two Portuguese aquatic systems. *Ecol. Indic.* 19, 215-25. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.08.009>.
- Shakoor, M. B., Nawaz, R., Hussain, F., Raza, M., Ali, S., Rizwan, M., Oh, S. E., Ahmad, S., 2017. Human health implications, risk assessment and remediation of As-contaminated

- water: A critical review. *Sci. Total Environ.* 601, 756-769. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.223>.
- Shariff, M., Jayawardena, P.A.H.L., Yusoff, F.M., Subasinghe, R., 2001. Immunological parameters of Javanese carp *Puntius gonionotus* (Bleeker) exposed to copper and challenged with *Aeromonas hydrophila*. *Fish Shellfish Immun.* 11(4), 281-291. <https://doi.org/10.1006/fsim.2000.0309>.
- Simonović, P., 2001. *Ribe Srbije*. NNK International, Zavod za zaštitu prirode Srbije, Beograd (Biološki fakultet), pp. 204–206.
- Skov, C., Jansen, T., Arlinghaus, R., 2017. 62 years of population dynamics of European perch (*Perca fluviatilis*) in a mesotrophic lake tracked using angler diaries: The role of commercial fishing, predation and temperature. *Fish. Res.* 195, 71-79. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.06.016>.
- Službeni glasnik Republike Srbije No. 50/2012, 2012. Uredba o граниčnim vrednostima zagađujućih materija u površinskim i podzemnim vodama i sedimentu i rokovima za njihovo dostizanje. Preuzeto iz <http://www.rdvode.gov.rs/doc/dokumenta/podzak/Uredba%20o%20granicnim%20vrednostima%20zagadjujucih%20materija%20u%20povrsinskim%20i%20podzemnim%20vodama%20i%20sedimentu%20i%20rokovima%20za%20njihovo%20dostizanje.pdf>
- Službeni glasnik Republike Srbije No. 56/2015, 2015. Naredba o merama za očuvanje i zaštitu ribljeg fonda. Preuzeto iz www.pravnoinformacionisistem.rs/SlGlasnikPortal/eli/rep/sgrs/ministarstva/naredba/2015/56/1/reg
- Službeni glasnik Republike Srbije Nos. 22/2018 & 90/2018, 2018. Pravilnik o maksimalno dozvoljenim količinama ostataka sredstava za zaštitu bilja u hrani i hrani za životinje i o hrani i hrani za životinje za koju se utvrđuju maksimalno dozvoljene količine ostataka sredstava za zaštitu bilja. Prilog 5 – Maksimalno dozvoljene količine određenih kontaminanata u hrani i hrani za životinje biljnog i životinjskog porekla Preuzeto iz www.pravno-informacioni-sistem.rs/SlGlasnikPortal/prilozi/5.html&doctype=reg&abc=cba&eli=true&eliActId=427071®actid=427071
- Smederevac-Lalić, M., 2013. Socio-ekonomske i biološke karakteristike privrednog ribolova na Dunavu. Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Srbija, pp. 1–214.
- Squadrone, S., Prearo, M., Brizio, P., Gavinelli, S., Pellegrino, M., Scanzio, T., Guarise, S., Benedetto, A., Abete, M.C., 2013. Heavy metals distribution in muscle, liver, kidney and gill of European catfish (*Silurus glanis*) from Italian Rivers. *Chemosphere* 90(2), 358-365. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.07.028>.
- Stanek, M., Stasiak, K., Janicki, B., Bernacka, H., 2012. Content of Selected Elements in the Muscle Tissue and Gills of Perch (*Perca fluviatilis* L.) and Water From a Polish Lake. *Pol. J. Environ. Stud.* 21(4).
- Stanek, M., Andrzejewski, W., Mazurkiewicz, J., Janicki, B., Cygan-Szczegielniak, D., Roślewska, A., Stasiak, K., Waszak, I., 2016. Seasonal Investigation of Selected Mineral Contents in Meat, Gills, and Liver of Perch (*Perca fluviatilis* L.) from Western Poland. *Pol. J. Environ. Stud.* 25(1).
- Stanek, M., Dąbrowski, J., Gackowski, G., Róžański, S., Długosz, J., 2019. Content of selected essential metals in the meat of perch (*Perca fluviatilis*) from North-central Poland. *J. Elem.* 24(1). <https://doi.org/10.5601/jelem.2018.23.2.1667>.
- Strandberg, U., Palviainen, M., Eronen, A., Piirainen, S., Laurén, A., Akkanen, J., Kankaala, P., 2016. Spatial variability of mercury and polyunsaturated fatty acids in the European

- perch (*Perca fluviatilis*) – Implications for risk-benefit analyses of fish consumption. Environ. Pollut. 219, 305-314. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.050>.
- Storelli, M.M., 2008. Potential human health risk from metals (Hg, Cd, and Pb) and polychlorinated biphenyl's (PCBs) via seafood consumption: Estimation of target hazard quotients (THQs) and toxic equivalents (TEQs). Food Chem. Toxicol. 46, 2782–2788. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2008.05.011>.
- Stýblo, M., Drobná, Z., Jaspers, I., Lin, S., Thomas, D.J., 2002. The role of biomethylation in toxicity and carcinogenicity of arsenic: a research update. Environ. Health Persp. 110(Suppl 5), 767-771. <https://doi.org/10.1289/ehp.02110s5767>.
- Subotić, S., Jeftić, Ž. V., Spasić, S., Hegediš, A., Krpo-Četković, J., Lenhardt, M., 2013a. Distribution and accumulation of elements (As, Cu, Fe, Hg, Mn, and Zn) in tissues of fish species from different trophic levels in the Danube River at the confluence with the Sava River (Serbia). Environ. Sci. Pollut. Res. 20(8), 5309-5317. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1522-3>.
- Subotić, S., Spasić, S., Višnjić-Jeftić, Ž., Hegediš, A., Krpo-Četković, J., Mićković, B., Skorić, S., Lenhardt, M., 2013b. Heavy metal and trace element bioaccumulation in target tissues of four edible fish species from the Danube River (Serbia). Ecotoxicol. Environ. Saf. 98, 196-202. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.08.020>.
- Subotić, S., Višnjić-Jeftić, Ž., Spasić, S., Hegediš, A., Krpo-Četković, J., Lenhardt, M., 2015. Concentrations of 18 Elements in Muscle, Liver, Gills, and Gonads of Sichel (*Pelecus cultratus*), Ruffe (*Gymnocephalus cernua*), and European Perch (*Perca fluviatilis*) in the Danube River near Belgrade (Serbia). Water Air Soil Pollut. 226(9), 287. <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2544-x>.
- Sunjog, K., Kolarević, S., Kračun-Kolarević, M., Višnjić-Jeftić, Ž., Skorić, S., Gačić, Z., Lenhardt, M., Vasić, N., Vuković-Gačić, B., 2016. Assessment of status of three water bodies in Serbia based on tissue metal and metalloid concentration (ICP-OES) and genotoxicity (comet assay). Environ. Pollut. 213, 600-607. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.03.008>.
- Sunjog, K., Kolarević, S., Kračun-Kolarević, M., Višnjić-Jeftić, Ž., Gačić, Z., Lenhardt, M., Vuković-Gačić, B., 2019. Seasonal variation in metal concentration in various tissues of the European chub (*Squalius cephalus* L.). Environ. Sci. Pollut. Res. 1-12. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04274-3>.
- Sures, B., Steiner, W., Rydlo, M., Taraschewski, H., 1999. Concentrations of 17 elements in the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*), in different tissues of perch (*Perca fluviatilis*), and in perch intestinal parasites (*Acanthocephalus lucii*) from the subalpine lake Mondsee, Austria. Environ. Toxicol. Chem. 18(11), 2574-2579. <https://doi.org/10.1002/etc.5620181126>
- Swarnalatha, K., Letha, J., Ayoob, S., Sheela, A.M., 2013. Identification of silicon (Si) as an appropriate normaliser for estimating the heavy metals enrichment of an urban lake system. J. Environ. Manage. 129, 54-61. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.039>.
- Szefer, P., Domagała-Wieloszewska, M., Warzocha, J., Garbacik-Wesołowska, A., & Ciesielski, T. (2003). Distribution and relationships of mercury, lead, cadmium, copper and zinc in perch (*Perca fluviatilis*) from the Pomeranian Bay and Szczecin Lagoon, southern Baltic. Food Chemistry, 81(1), 73-83. [https://doi.org/10.1016/S0308-8146\(02\)00380-1](https://doi.org/10.1016/S0308-8146(02)00380-1).

- Štrbac, S., Šajnović, A., Budakov, Lj., Vasić, N., Kašanin-Grubin, M., Simonović, P., Jovančičević, B., 2013. Metals in the sediment and liver of four fish species from different trophic levels in Tisza River, Serbia. *Chem. Ecol.* <http://dx.doi.org/10.1080/02757540.2013.841893>.
- Tao, T.Y., Gitlin, J.D., 2003. Hepatic copper metabolism: insights from genetic disease. *Hepatology* 37(6), 1241-1247. <https://doi.org/10.1053/jhep.2003.50281>.
- Tchounwou, P.B., Ayensu, W.K., Ninashvili, N., Sutton, D., 2003. Environmental exposure to mercury and its toxicopathologic implications for public health. *Environ. Toxicol.* 18(3), 149-175. <https://doi.org/10.1002/tox.10116>.
- Thorpe, J., 1977. Synopsis of biological data on the perch *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 and *Perca flavescens* Mitchill, 1814. FAO Fisheries Synopsis 113, 1-138.
- Tkatcheva, V., Holopainen, I.J., Hyvärinen, H., 2000. Heavy metals in perch (*Perca fluviatilis*) from the Kostomuksha region (North-western Karelia, Russia). *Boreal Environ. Res.* 5(3), 209-220.
- Tulonen, T., Pihlström, M., Arvola, L., Rask, M., 2006. Concentrations of heavy metals in food web components of small, boreal lakes. *Boreal Environ. Res.* 11(3), 185-194.
- USEPA, 1989. Risk assessment guidance for superfund. In: Human Health Evaluation Manual Part A, Interim Final, vol. I. United States Environmental Protection Agency, Washington DC. EPA/540/1-89/ 002.
- USEPA, 1991. Technical Support Document For Water Quality-based Toxics Control (EPA/505/2-90-001), Washington, DC.
- USEPA, 2009. Risk-based Concentration Table. Philadelphia PA: United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Usero J, Gonzalez-Regalado E, Gracia I. 1996. Trace metals in bivalve molluscs *Chameleo gallina* from the Atlantic Coast of southern Spain. *Mar. Pollut. Bull.* 32, 305-310.
- Uysal, K., Köse, E., Bülbül, M., Dönmez, M., Erdoğan, Y., Koyun, M., Ömeroğlu, Ç., Özmal, F., 2009. The comparison of heavy metal accumulation ratios of some fish species in Enne Dame Lake (Kütahya/Turkey). *Environ. Monit. Assess.* 157(1-4), 355-362. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-008-0540-y>.
- Van der Oost, R., Beyer, J., Vermeulen, N.P., 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 13(2), 57-149. [https://doi.org/10.1016/S1382-6689\(02\)00126-6](https://doi.org/10.1016/S1382-6689(02)00126-6).
- Varol, M., Sünbül, M.R., 2018. Multiple approaches to assess human health risks from carcinogenic and non-carcinogenic metals via consumption of five fish species from a large reservoir in Turkey. *Sci. Total Environ.* 633, 684-694. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.218>.
- Vieira, L.R., Gravato, C., Soares, A.M.V.M., Morgado, F., Guilhermino, L., 2009. Acute effects of copper and mercury on the estuarine fish *Pomatoschistus microps*: linking biomarkers to behaviour. *Chemosphere* 76(10), 1416-1427. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.06.005>.
- Vrhovnik, P., Arrebola, J.P., Serafimovski, T., Dolenc, T., Šmuc, N. R., Dolenc, M., Mutch, E., 2013. Potentially toxic contamination of sediments, water and two animal species in Lake Kalimanci, FYR Macedonia: Relevance to human health. *Environ. Pollut.* 180, 92-100. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.004>.

- Vutukuru, S., 2005. Acute effects of hexavalent chromium on survival, oxygen consumption, hematological parameters and some biochemical profiles of the Indian major carp, *Labeo rohita*. *International J. Environ. Res. Public Health* 2(3), 456-462.
- Waalkes, M.P., 2003. Cadmium carcinogenesis. *Mutat. Res.* 533(1-2), 107-120. <https://doi.org/10.1016/j.mrfmmm.2003.07.011>.
- Walker, C.H., Sibly, R.M., Hopkin, S.P., Peakall, D.B., 2012. *Principles of ecotoxicology*, 4th ed. CRC press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, pp. 1-352.
- Wang, Q., Kim, D., Dionysiou, D. D., Sorial, G. A., Timberlake, D., 2004. Sources and remediation for mercury contamination in aquatic systems—a literature review. *Environ. Pollut.* 131(2), 323-336. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.01.010>.
- Weber, P., Behr, E.R., Knorr, C.D.L., Vendruscolo, D.S., Flores, E.M., Dressler, V.L., Baldisserotto, B., 2012. Metals in the water, sediment, and tissues of two fish species from different trophic levels in a subtropical Brazilian river. *Microchem. J.* 106, 61-66. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2012.05.004>.
- Wendelaar Bonga, S.E., 1997. The stress response in fish. *Physiol. Rev.* 77(3), 591-625. <https://doi.org/10.1152/physrev.1997.77.3.591>.
- Wolf, J.C., Wolfe, M.J., 2005. A brief overview of nonneoplastic hepatic toxicity in fish. *Toxicol. Pathol.* 33(1), 75-85. <http://dx.doi.org/10.1080/01926230590890187>.
- Wolf, J.C., Baumgartner, W.A., Blazer, V.S., Camus, A.C., Engelhardt, J.A., Fournie, J.W., Frasca Jr, S., Groman, D.B., Kent, M.L., Khoo, L.H., Law, J.M., Lombardini, E.D., Ruehl-Fehlert, C., Segner, H.E., Smith, S.A., Spitsbergen, J.M., Weber, K., Law, J.M., 2015. Nonlesions, misdiagnoses, missed diagnoses, and other interpretive challenges in fish histopathology studies: a guide for investigators, authors, reviewers, and readers. *Toxicol. Pathol.* 43(3), 297-325. <https://doi.org/10.1177/0192623314540-229>.
- Wood, C.M., 2001. Toxic responses of the gill. In: Schlenk, D., Benson, W. H. (Eds), *Target organ toxicity in marine and freshwater teleosts*. Taylor & Francis Group, London, pp. 1-89.
- Wood, C.M., 2011. An introduction to metals in fish physiology and toxicology: basic principles. In: Wood, C.M., Farrell, A.P., Brauner, C.J. (Eds.), *Fish Physiology*. Academic Press, Cambridge, Vol. 31, Part A, pp. 1-51. [https://doi.org/10.1016/S15465098\(11\)3-1001-1](https://doi.org/10.1016/S15465098(11)3-1001-1).
- Wright, D.A., Welbourn, P.M., 1994. Cadmium in the aquatic environment: a review of ecological, physiological, and toxicological effects on biota. *Environ. Rev.* 2(2), 187-214. <https://doi.org/10.1139/a94-012>.
- Yancheva, V.S., Georgieva, E.S., Velcheva, I.G., Iliev, I.N., Vasileva, T.A., Petrova, S.T., Stoyanova, S.G., 2014. Biomarkers in European perch (*Perca fluviatilis*) liver from a metal-contaminated dam lake. *Biologia* 69(11), 1615-1624. <http://dx.doi.org/10.2478/s11756-014-0460-y>.
- Yazdi, R. B., Ebrahimpour, M., Mansouri, B., Rezaei, M. R., Babaei, H. (2012). Contamination of metals in tissues of *Ctenopharyngodon idella* and *Perca fluviatilis*, from Anzali Wetland, Iran. *B. Environ. Contam. Tox.* 89(4), 831-835. <https://doi.org/10.1007/s0-0128-012-0795-4>.
- Yi, Y., Yang, Z., Zhang, S., 2011. Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. *Environ. Pollut.* 159(10), 2575-2585. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.06.011>.

- Yin, H., Gao, Y., Fan, C., 2011. Distribution, sources and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from Lake Taihu, China. *Environ. Res. Lett.* 6(4), 044012. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/6/4/044012>.
- Yilmaz, F., Özdemir, N., Demirak, A., Tuna, A.L., 2007. Heavy metal levels in two fish species *Leuciscus cephalus* and *Lepomis gibbosus*. *Food Chem.* 100(2), 830-835. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2005.09.020>.
- Zhao, S., Feng, C., Quan, W., Chen, X., Niu, J., Shen, Z., 2012. Role of living environments in the accumulation characteristics of heavy metals in fishes and crabs in the Yangtze River Estuary, China. *Mar. Pollut. Bull.* 64(6), 1163-1171. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.03.023>.
- Zheng, N., Wang, Q., Zhang, X., Zheng, D., Zhang, Z., Zhang, S., 2007. Population health risk due to dietary intake of heavy metals in the industrial area of Huludao city, China. *Sci. Total Environ.* 387(1-3), 96-104. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.07.044>.
- Zheng, L.G., Liu, G.J., Kang, Y., Yang, R.K., 2010. Some potential hazardous trace elements contamination and their ecological risk in sediments of western Chaohu Lake, China. *Environ. Monit. Assess.* 166(1-4), 379-386. <https://doi.org/10.1007/s10661-0091009-3>.
- Zrnčić, S., Oraić, D., Čaleta, M., Mihaljević, Ž., Zanella, D., Bilandžić, N., 2013. Biomonitoring of heavy metals in fish from the Danube River. *Environ. Monit. Assess.* 185(2), 1189-1198. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2625-x>.
- Zuliani, T., Vidmar, J., Drinčić, A., Ščančar, J., Horvat, M., Nečemer, M., Piria, M., Simonović, P., Paunović, M., Milačić, R., 2019. Potentially toxic elements in muscle tissue of different fish species from the Sava River and risk assessment for consumers. *Sci. Total Environ.* 650, 958-969. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.083>.

8. ПРИЛОЗИ

Прилог 1. Вредности прага детекције спектрометра (ICP-OES) за испитиване елементе.

Ag 0,00471	Al 0,00763	As 0,0198	B 0,00266
Ba 0,00165	Ca 0,00664	Cd 0,00073	Co 0,0035
Cr 0,0151	Cu 0,0325	Fe 0,00272	Hg 0,00532
K 0,0308	Li 0,111	Mg 0,00178	Mn 0,00337
Mo 0,0027	Na 0,00051	Ni 0,00308	P 0,0525
Pb 0,0205	S 0,0298	Se 0,0212	Si 0,0109
Sr 0,00312	Zn 0,0152		

БИОГРАФИЈА АУТОРА

Душан З. Николић рођен је 10.10.1991. године у Врању, Република Србија. Основну школу и гимназију, природно математички смер завршио је у Врању као добитник Вукове дипломе.

Школске 2010/2011. године уписао је Биолошки факултет Универзитета у Београду, одсек Биологија, смер Екологија. Дипломирао је 2014. године са просечном оценом 9,30. Исте године уписао је мастер академске студије на Биолошком факултету Универзитета у Београду, одсек Екологија, модул Заштита животне средине. Мастер рад са темом "Сезонска варијабилност бројности и диверзитета риба реке Дунав код Београда (1168-1170 ркм)", одбранио је 30. септембра 2015. године са оценом 10 (десет), док је просечна оцена током мастер студија износила 9,91.

Докторске академске студије на Биолошком факултету Универзитета у Београду, одсек Екологија, модул Хидрокологија, уписао је 2015. године. Априла 2016. године постаје стипендиста Министарства ПНТР, а од априла 2018. године запослен је на Институту за мултидисциплинарна истраживања Универзитета у Београду. Од школске 2016/2017. године укључен је у реализацију наставе на предметима Екологија животиња и Хидрокологија за студенте основних академских студија на Биолошком факултету, као сарадник у настави. Савладао је програм сталног усавршавања "Train (Training and Research for Academic Newcomers)". Члан је Удружења токсиколога Србије.

До сада је био учесник 8 националних и 2 међународна пројекта. Аутор је и коаутор 3 међународне публикације и 9 саопштења са конгреса у земљи и иностранству. Такође, коаутор је два програма управљања рибарским подручјем и једног извештаја о мониторингу стања рибљег фонда.

Прилог 1.

Изјава о ауторству

Потписани-а Душан Николић

број индекса E3001/2015

Изјављујем

да је докторска дисертација под насловом

Екотоксикологија и хистопатологија греча (*Perca fluviatilis*) из вештачких језера у Србији

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

Потпис докторанда

У Београду, 23.03.2020.



Прилог 2.

Изјава о истоветности штампане и електронске верзије докторског рада

Име и презиме аутора Душан Николић

Број индекса Е3001/2015

Студијски програм Екологија - Хидроекологија

Наслов рада Екотоксикологија и хистопатологија греча (*Perca fluviatilis*) из
вештачких језера у Србији

Ментори:

Проф. др Јасмина Крпо-Ћетковић, ванредни професор Биолошког факултета
Универзитета у Београду

др Стефан Скорић, виши научни сарадник Института за мултидисциплинарна
истраживања Универзитета у Београду

Потписани/а Душан З. Николић

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

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

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

Потпис докторанда

У Београду, 23.03.2020.



Прилог 3.

Изјава о коришћењу

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

Екотоксикологија и хистопатологија греча (*Perca fluviatilis*) из вештачких језера у Србији

која је моје ауторско дело.

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

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

1. Ауторство

2. Ауторство - некомерцијално

3. Ауторство – некомерцијално – без прераде

4. Ауторство – некомерцијално – делити под истим условима

5. Ауторство – без прераде

6. Ауторство – делити под истим условима

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

Потпис докторанда

У Београду, 23.03.2020.



1. Ауторство - Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце, чак и у комерцијалне сврхе. Ово је најслободнија од свих лиценци.

2. Ауторство – некомерцијално. Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела.

3. Ауторство - некомерцијално – без прераде. Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, без промена, преобликовања или употребе дела у свом делу, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела. У односу на све остале лиценце, овом лиценцом се ограничава највећи обим права коришћења дела.

4. Ауторство - некомерцијално – делити под истим условима. Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела и прерада.

5. Ауторство – без прераде. Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, без промена, преобликовања или употребе дела у свом делу, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца дозвољава комерцијалну употребу дела.

6. Ауторство - делити под истим условима. Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца дозвољава комерцијалну употребу дела и прерада. Слична је софтверским лиценцама, односно лиценцама отвореног кода.