



УНИВЕРЗИТЕТ У НОВОМ САДУ
ПРИРОДНО-МАТЕМАТИЧКИ ФАКУЛТЕТ



**ПРОЦЕНА РИЗИКА СИСТЕМА
СЕДИМЕНТ/ВОДА КОЈИ
САДРЖИ ТОКСИЧНЕ МЕТАЛЕ
У ТОКУ ИЗМУЉИВАЊА И
ДЕПОНОВАЊА СЕДИМЕНТА**

ДОКТОРСКА ДИСЕРТАЦИЈА

Ментор:

проф. др Дејан Крчмар

Кандидат:

Милош Дубовина

Нови Сад, 2021 године

УНИВЕРЗИТЕТ У НОВОМ САДУ
ОБРАЗАЦ – 5а
НАВЕСТИ НАЗИВ ФАКУЛТЕТА ИЛИ ЦЕНТРА

КЉУЧНА ДОКУМЕНТАЦИЈСКА ИНФОРМАЦИЈА¹

Врста рада:	Докторска дисертација
Име и презиме аутора:	Милош Дубовина
Ментор (титула, име, презиме, звање, институција)	др Дејан Крчмар, редовни професор, Универзитет у Новом Саду, Природно-математички факултет
Наслов рада:	Процена ризика система седимент/вода који садржи токсичне метале у току измуљивања и депоновања седимента
Језик публикације (писмо):	Српски (ћирилица)
Физички опис рада:	Унети број: Страница 199 Поглавља 7 Референци 457 Табела 29 Слика 132 Графикона 0 Прилога 12
Научна област:	Заштита животне средине
Ужа научна област (научна дисциплина):	Заштита животне средине
Кључне речи / предметна одредница:	тешки метали, процена ризика, измуљивање/депоновање седимента, ремобилизација метала, мобилност метала
Резиме на језику рада:	Резултати истраживања ове дисертације размотрили су вишекритеријумски приступ процене ризика по акватични екосистем и остале медијуме животне средине током активности измуљивања и депонвања седимента, којег карактеришу високе концентрације токсичних тешких метала. Квантификација ризика од мобилности

¹ Аутор докторске дисертације потписао је и приложио следеће Обрасце:

5б – Изјава о ауторству;

5в – Изјава о истоветности штампане и електронске верзије и о личним подацима;

5г – Изјава о коришћењу

Ове Изјаве се чувају на факултету у штампаном и електронском облику и не кориче се са тезом.

метала, испитана је на више истражних локација на подручју АП Војводине, а добијени резултати су представљени кроз три фазе истраживања. Прва фаза окарактерисала је квалитет и ризик од неизмуљених водотокова односно Великог Бачког и Бегејског канала. Карактеризацијом истражних седимената испитана је дистрибуција органских и неорганских загађујућих материја. Детекција високих концентрација метала Ni, Zn, Cr и Cu указала је на доминантно антропогену деградацију истражних водотока и потребу за неопходном ревитализацијом. Применом синтетичких органских и неорганских индикатора окарактерисани су извори порекла метала и РАН-ова, као и нивои потенцијалних еколошких ризика. У другој фази истраживања, размотрена је потенцијална ремобилизација метала током измуљивања и депоновања седимента на више различитих истражних локација на подручју АП Војводине. Карактеризација седимента пре његове дислокације, указала је на квалитет I и II класе, док су поједине локације сугерисале на загађен седимент металима Ni и Cu. Индикатор порекла метала (I_{geo}) показао је доминантно природно порекло Ni, док су поједини метали попут Cu и Hg окарактерисани антропогеним. Током процеса измуљивања и промене физичко-хемијских услова у систему седимент/вода, ризик од ослобађања метала у површинску воду није детектован. Процена квалитета депонованог седимента на једанаест истражних депонија, оценила је седимент незнатно загађеним. Применом алгорита за безбедно измуљивање загађеног седимента на Бегеју, трећа фаза истраживања окарактерисала је потенцијалне ризике током активности измуљивања и одлагања седимента у животну средину. Почетни ниво загађујућих материја указао је на високе концентрације метала Ni, Cd и Cu у седименту, а карактеризацијом околног приобалног земљишта утврђене су повишене концентрације Cu, Zn, Pb и Cd. Ризик од поменутих метала у седименту, размотрен је применом индикатора гео-акумулације (I_{geo}) и еколошког ризика (RI). Карактеризација фракција седимента испитана је секевенцијалном екстракцијом (BCR), која је указала на доминантно везивање метала за органску материју, сулфиде и минерале. Тестом токсичности на бактеријама *Vibrio Fischeri* утврђен је висок проценат инхибиције, међутим примена TCLP теста и разматрање седимента као отпада, његово одлагање у животну средину је окарактерисано безбедним. Почетни квалитет подземних вода карактерише високу заступљеност метала Zn и As, док су површинске воде указале на II и III класу воденог тела, низводно/узводно у односу на уставу Итебеј. Током процеса измуљивања седимента није детектована значајна ремобилизација метала, а суспендовани нанос је сугерисао на повишене концентрације Hg, Cu, As, Zn и Cr, међутим детектована концентрација суспендованих материја је била ниска, па сходно томе ризик по акватични екосистем није значајан. Након депоновања седимента у животну средину и његове карактеризације, утврђен је ризик од високих концентрација Cd и Cu. Сазревањем депонованог матрикса у периоду од 2017-2019. године запажа се

	<p>експоненцијални пад концентрација који указује на смањење садржаја метала током старења депоније. Примењени индикатори I_{geo} и RI окарактерисали су смањење укупног ризика током сазревања депоније, док је тест токсичности на бактеријама <i>Vibrio fischeri</i> сугерисао на благо токсичне седimente са потенцијалним негативним ефектом по живе организме. Разматрањем различитих фракција у седименту применом секвенцијалне екстракције (BCR) идентификовано је смањење биодоступности поменутих метала током сазревања седимента на депонији. Рендегенске технике XRF и EDS указале су на тренд раста Si, што је утицало на формирање нових минералних форми. Рендгенска дифракциона анализа (XRD) омогућила је идентификацију нових минерала као што су кварц, мусковит, албит, илит и фиропилит који низом геохемијских процеса показују висок афинитет инкорпорирања метала Cu и Cd. Карактеризацијом оцедних вода формираних након одлагања измуљеног седимента на депонију, детектован је висок ризик од растворљивог органског загађења као што је БПК₅ и ХПК, укупног азота и амонијака, док су концентрације метала указале на продукцију гвожђа, мангана и бакра. Двогодишњим мониторингом потенцијалног утицаја депоније на квалитет подземних вода, нису детектовани високи континуални ризици од дифундирања загађујућих материја.</p>
<p>Датум прихватања теме од стране надлежног већа:</p>	<p>14.12.2017.</p>
<p>Датум одбране: (Попуњава одговарајућа служба)</p>	
<p>Чланови комисије: (титула, име, презиме, звање, институција)</p>	<p>Председник: др Божо Далмација, редовни професор, Универзитет у Новом Саду, Природно-математички факултет</p> <p>Члан: др Јасмина Агбаба, редовни професор, Универзитет у Новом Саду, Природно-математички факултет</p> <p>Члан: др Ђурђа Керекз, ванредни професор, Универзитет у Новом Саду, Природно-математички факултет</p> <p>Члан: др Миљана Прица, редовни професор, Универзитет у Новом Саду, Факултет техничких наука</p>
<p>Напомена:</p>	

**UNIVERSITY OF NOVI SAD
FACULTY OR CENTER**

KEY WORD DOCUMENTATION²

Document type:	Doctoral dissertation
Author:	Miloš Dubovina
Supervisor (title, first name, last name, position, institution)	Dr. Dejan Krčmar, Full Professor, University of Novi Sad Faculty of Sciences
Thesis title:	Risk assessment of a sediment/water system containing toxic metals during dredging and sediment disposal at a landfill
Language of text (script):	Serbian language (cyrillic)
Physical description:	Number of: Pages 199 Chapters 7 References 457 Tables 29 Illustrations 132 Graphs 0 Appendices 12
Scientific field:	Environmental protection
Scientific subfield (scientific discipline):	Environmental protection
Subject, Key words:	heavy metals, risk assessment, sedimentation / deposition, metal remobilization, metal mobility,
Abstract in English language:	The research results of this dissertation considered a multi-criteria approach to risk assessment for the aquatic ecosystem and other environmental media during the activity of dredging and sedimentation, which is characterized by high concentrations of toxic heavy metals. Quantification of the risk of metal mobility was considered at several

² The author of doctoral dissertation has signed the following Statements:

5a – Statement on the authority,

5b – Statement that the printed and e-version of doctoral dissertation are identical and about personal data,

5r – Statement on copyright licenses.

The paper and e-versions of Statements are held at the faculty and are not included into the printed thesis.

research sites in the Autonomous Province of Vojvodina (Serbia), and the obtained results were presented through three phases of research. The first phase characterized the quality and risk of undisturbed watercourses, ie the Veliki Bački and Bega canals. The distribution of organic and inorganic pollutants was examined by characterization of exploratory sediments. Detection of high concentrations of metals Ni, Zn, Cr and Cu indicated the dominant anthropogenic degradation of the exploration watercourses and the need for the necessary revitalization. The use of synthetic organic and inorganic indicators characterized the sources of origin of metals and PAHs, as well as the levels of potential environmental risks. In the second phase of the research, the potential remobilization of metals was examined, during the activities of dredging and sediment deposition at several different research locations in the area of AP Vojvodina. The characterization of the sediment before the conducted activities indicated the quality of I and II class, while some locations suggested contaminated sediment with Ni and Cu metals. The indicator of metal origin (I_{geo}) showed the dominant natural origin of Ni at all exploration sites, while it characterized certain metals such as Cu and Hg as anthropogenic. During sediment destabilization activities, the risk of metal release into surface water was not detected. After dredging and mixing of sediment at the landfill, most of the results indicate insignificantly contaminated sediment, classified in categories I and II. Applying the algorithm for safe dredging of contaminated sediment at the Itebej na Begeju constitution, the third phase of the research characterized the potential risks during the activities of dredging and sediment disposal in the environment. The initial level of pollutants indicated high concentrations of metals Ni, Cd and Cu in the sediment, and the characterization of the surrounding coastal soil suggested high concentrations of Cu, Zn, Pb and Cd. High concentrations of metals in the sediment were considered using indicators (I_{geo}) and environmental risk (RI). By characterizing different sediment fractions using sequential extraction (BCR), the dominant binding of detected metals to organic matter, sulfides and minerals was determined. The toxicity test on *Vibrio fischeri* bacteria indicated a high percentage of inhibition, however, the application of the TCLP test and considering the sediment as a waste, its disposal was characterized as safe. The initial characterization of pollutants in groundwater indicated high concentrations of Zn and As, and the quality of surface waters was characterized by class II and III, downstream-upstream in relation to the Itebej constitution. No significant metal remobilization was detected during sediment dredging activities, while the suspended sediment indicates elevated metal concentrations Hg, Cu, As, Zn and Cr, however, the concentration of suspended matter was low, so no risk to the aquatic ecosystem was detected. After sediment deposition in the environment and its characterization, high concentrations of Cd and Cu were detected. With the maturation of the deposited matrix in the period from 2017 to 2019, an exponential drop in concentrations is observed, which indicates a decrease in the metal content during the aging of the landfill. Applied indicators I_{geo} and RI characterized a reduction in overall risk during landfill maturation, while a toxicity test on *Vibrio fischeri* bacteria

	<p>suggested mildly toxic sediments with a potential negative effect on living organisms. Consideration of different fractions in the sediment using sequential extraction (BCR) identified a decrease in the bioavailability of these metals during landfill maturation. X-ray tenics XRF and EDS showed a growth trend of Si during sediment maturation, which contributed to the formation of new mineral forms. X-ray diffraction analysis (XRD) enabled the identification of minerals such as quartz, muscovite, albite, illite and firopilite, which through a series of geochemical processes show a high affinity for the incorporation of Cu and Cd metals. Characterization of leachate at the landfill revealed a high risk of soluble organic pollution such as BOD₅ and HPK, total nitrogen and ammonia, while metal concentrations in leachate indicate the production of iron, manganese and copper. Two-year monitoring of the potential impact of the landfill on groundwater quality did not detect high continuous risks of diffusion of pollutants</p>
Accepted on Scientific Board on:	14.12.2017.
Defended: (Filled by the faculty service)	
Thesis Defend Board: (title, first name, last name, position, institution)	<p>President: Dr. Bozo Dalmacija, Full Professor University of Novi Sad Faculty of Sciences</p> <p>Member: Dr. Jasmina Agbaba, Full Professor University of Novi Sad Faculty of Sciences</p> <p>Member: Dr. Djurdja Kerkez, Associate Professor University of Novi Sad Faculty of Sciences</p> <p>Member: Dr Miljana Prica, Full Professor, Faculty of Technical Sciences, Novi Sad</p>
Note:	

*Сматрај сваки дан као један цео, отпочет и завршен живот.
Одживи га као целину а не као део. Нек се сваки твој дан одрони
од тебе као цео један човек с којим ћеш желети да се опет
састанеш као с пријатељем и да га без стида покажеш васиони.*

Свети владика Николај Велимировић

Захвалница

Ова дисертација је резултат истраживања рађених у Лабораторији за хемијска испитивања животне средине “др Милена Далмација“ на Департману за хемију, биохемију и заштиту животне средине, Природно-математичког факултета у Новом Саду.

Желим да изразим захвалност ментору рада, професору др Дејану Крчмару који ме је увео у проблематику процене ризика животне средине током активности измуљивања и депоновања седимента. Захваљујем се на помоћи и саветима током израде дисертације.

Професору др Божи Далмацији захвалан сам на безрезервној подршци, стрпљењу и великом ангажовању приликом израде овог рада. Дугогодишњи разговори и дискусије са њим на тему науке и живота, будили су у мени инспирацију и неисцрпан извор ентузијазма.

Др Ненаду Грби, научном сараднику, дугујем неизмерну захвалност на несебичној помоћи и пренетом знању током тумачења резултата са аспекта геохемијског квалитета седимента.

Професорки др Јасмини Азбаби, редовном професору, захвалан сам на разумевању и подршци током свих ових година.

Захваљујем се др Горану Китићу и др Јовани Станојев са Института BioSens, на анализи узорака применом скенирајуће електронске микроскопије и рендгенске флуоресцентне анализе. Такође, захваљујем се проф. др Срђану Ракићу са Департмана за физику, Природно-математичког факултета у Новом Саду, на помоћи током снимања и обраде резултата рендгенске дифракционе анализе.

Свим својим колегама са Катедре за Хемијску технологију и заштиту животне средине, хвала на колегијалности, помоћи и подршци.

Посебну захвалност исказујем својој професорици Јелени Далмацији која ме је усмерила на пут хемијских наука.

Највећу захвалност дугујем својој породици, мајци Зорици, брату Лазару и тетци Наташи, за стрпљење, разумевање и љубав коју ми пружају.

Посебно бих истакао захвалност своме оцу, који је увек веровао у мене. Њему посвећујем ову докторску дисертацију.

Милош Дубовина

САДРЖАЈ

РЕЗИМЕ.....	XIII
ABSTRACT.....	XV
1. УВОД.....	1
2. ОПШТИ ДЕО.....	4
2.1. Седимент.....	4
2.1.1. Процес формирања седимената.....	4
2.1.1.1. Количина и квалитет органске материје.....	5
2.1.1.2. Доступност електрон-акцептора.....	5
2.1.1.3. Структурне карактеристике седимената.....	5
2.1.1.4. Циклус храњивих материја и трофични услови система седимент/вода.....	6
2.1.1.5. Дубина и мешање водене фазе.....	6
2.1.1.6. Температура.....	7
2.1.1.7. Вредност рН и концентрација неорганског угљеника у систему седимент/вода.....	7
2.1.1.8. Биота у систему седимент/вода.....	7
2.1.2. Извори и врсте загађења система седимент/вода.....	8
2.2. Неорганске загађујуће материје у систему седимент/вода.....	10
2.2.1. Тешки метали.....	10
2.2.2. Загађење седимента токсичним „тешким” металима.....	11
2.2.3. Облици и везивање метала у систему седимент/вода.....	11
2.2.4. Мобилност метала у седименту.....	13
2.2.5. Биоаккумуляција метала у систему седимент/вода.....	15
2.2.6. Појединачна расподела и миграција тешких метала.....	16
2.2.7. Азот и Фосфор у систему седимент/вода.....	22
2.3. Перзистентни органски загађивачи у систему седимент/вода.....	23
2.4. Уклањање (измуљивање) загађеног седимента.....	25
2.4.1. Технологија измуљивања седимента.....	28
2.4.2. Депоновање (одлагање) измуљеног седимента.....	31
2.4.3. Алгоритам за безбедно измуљивање седимента.....	35
2.5. Критеријуми квалитета седимента.....	36
2.5.1. Граничне вредности за оцену квалитета седимента.....	38
3. ЕКСПЕРИМЕНТАЛНИ ДЕО.....	43
3.1. Циљ истраживања.....	43
3.2. План истраживања.....	43
3.3. Опис истражних подручија.....	48
3.3.1. Велики Бачки канал.....	48
3.3.2. Канал Бегеј.....	49
3.3.3. Канал Дунав-Тиса-Дунав (ДТД).....	50
3.3.4. Опис локација и активности спроведених у оквиру Пилот истраживања измуљивања и депоновања седимента канала Бегеј.....	51

3.3.5. Методе узорковања и анализе квалитета седимента, земљишта и воде	53
3.3.6. Органски и неоргански индикатори загађења	58
3.3.6.1. Индекс гео-акумулације (I_{geo}), еколошки фактор ризика (ER_i) и индекс еколошког ризика (RI)	58
3.3.6.2. Органски индикатори потенцијалних извора и канцерогености РАН-ова у седименту	59
4. РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА	62
4.1. Квалитет седимента угрожених неизмуљених водотокова у АП Војводини	62
4.1.1. Квалитет седимента угрожених неизмуљених локалитета	62
4.1.1.1. Неоргански индикатори загађења и еколошког ризика	71
4.1.1.2. Органски индикатори загађења	78
4.1.1.3. Корелација органских и неорганских параметара	86
4.2. Процена мобилности метала током активности измуљивања и депоновања седимент	91
4.2.1. Процена квалитета седимента пре активности измуљивања	91
4.2.2. Процена мобилности метала током активности измуљивања седимента.....	96
4.2.3. Процена квалитета депонованог седимента након измуљивања	102
4.3. Пилот истраживање измуљивања и депоновања, загађеног седимента на каналу Бегеј.....	107
4.3.1. Карактеризација почетног стања животне средине.....	108
4.3.1.1. Карактеризација земљишта.....	108
4.3.1.2. Карактеризација седимента.....	109
4.3.1.3. Почетни квалитет подземних вода	117
4.3.1.4. Почетни квалитет површинских вода	120
4.3.2. Мониторинг утицаја на животну средину током активности измуљивања..	121
4.3.3. Мониторинг утицаја на животну средину након измуљивања и депоновања седимента.....	127
4.3.3.1. Депоновани седимент	127
4.3.3.2. Оцедне воде са депоније.....	139
4.3.3.3. Квалитет подземних вода након депоновања седимента	141
5. ЗАКЉУЧАК	146
6. ЛИТЕРАТУРА.....	153
7. ПРИЛОГ	184

РЕЗИМЕ

Резултати истраживања ове дисертације размотрили су вишекритеријумски приступ процене ризика по акватични екосистем и остале медијуме животне средине током активности измуљивања и депонвања седимента, којег карактеришу високе концентрације токсичних тешких метала. Квантификација ризика од мобилности метала, испитана је на више истражних локација на подручју АП Војводине, а добијени резултати су представљени кроз три фазе истраживања. Прва фаза окарактерисала је квалитет и ризик од неизмуљених водотокова односно Великог Бачког и Бегејског канала. Карактеризацијом истражних седимената испитана је дистрибуција органских и неорганских загађујућих материја. Детекција високих концентрација метала Ni, Zn, Cr и Cu указала је на доминантно антропогену деградацију истражних водотока и потребу за неопходном ревитализацијом. Применом синтетичких органских и неорганских индикатора окарактерисани су извори порекла метала и РАН-ова, као и нивои потенцијалних еколошких ризика. У другој фази истраживања, размотрена је потенцијална ремобилизација метала током измуљивања и депоновања седимента на више различитих истражних локација на подручју АП Војводине. Карактеризација седимента пре његове дислокације, указала је на квалитет I и II класе, док су поједине локације сугерисале на загађен седимент металима Ni и Cu. Индикатор порекла метала (I_{geo}) показао је доминантно природно порекло Ni, док су поједини метали попут Cu и Hg окарактерисани антропогеним. Током процеса измуљивања и промене физичко-хемијских услова у систему седимент/вода, ризик од ослобађања метала у површинску воду није детектован. Процена квалитета депонованог седимента на једанаест истражних депонија, оценила је седимент незнатно загађеним. Применом алгоритма за безбедно измуљивање загађеног седимента на Бегеју, трећа фаза истраживања окарактерисала је потенцијалне ризике током активности измуљивања и одлагања седимента у животну средину. Почетни ниво загађујућих материја указао је на високе концентрације метала Ni, Cd и Cu у седименту, а карактеризацијом околног приобалног земљишта утврђене су повишене концентрације Cu, Zn, Pb и Cd. Ризик од поменутих метала у седименту, размотрен је применом индикатора гео-акумулације (I_{geo}) и еколошког ризика (RI). Карактеризација фракција седимента испитана је секевенцијалном екстракцијом (BCR), која је указала на доминантно везивање метала за органску материју, сулфиде и минерале. Тестом токсичности на бактеријама *Vibrio Fischeri* утврђен је висок проценат инхибиције, међутим примена TCLP теста и разматрање седимента као отпада, његово одлагање у животну средину је окарактерисано безбедним. Почетни квалитет подземних вода карактерише високу заступљеност метала Zn и As, док су површинске воде указале на II и III класу воденог тела, низводно/узводно у односу на уставу Итебеј. Током процеса измуљивања седимента није детектована значајна ремобилизација метала, а суспендовани нанос је сугерисао на повишене концентрације Hg, Cu, As, Zn и Cr, међутим детектована концентрација суспендованих материја је била ниска, па сходно томе ризик по акватични екосистем није значајан. Након депоновања седимента у животну средину и његове карактеризације, утврђен је ризик од високих концентрација

Cd и Cu. Сазревањем депонованог матрикса у периоду од 2017-2019. године запажа се експоненцијални пад концентрација који указује на смањење садржаја метала током старења депоније. Примењени индикатори I_{geo} и RI окарактерисали су смањење укупног ризика током сазревања депоније, док је тест токсичности на бактеријама *Vibrio fischeri* сугерисао на благо токсичне седименте са потенцијалним негативним ефектом по живе организме. Разматрањем различитих фракција у седименту применом секвенцијалне екстракције (BCR) идентификовано је смањење биодоступности поменутих метала током сазревања седимента на депонији. Рендегенске тенике XRF и EDS указале су на тренд раста Si, што је утицало на формирање нових минералних форми. Рендгенска дифракциона анализа (XRD) омогућила је идентификацију нових минерала као што су кварц, мусковит, албит, илит и фиропилит који низом геохемијских процеса показују висок афинитет инкорпорирања метала Cu и Cd. Карактеризацијом оцедних вода формираних након одлагања измуљеног седимента на депонију, детектован је висок ризик од растворљивог органског загађења као што је БПК5 и ХПК, укупног азота и амонијака, док су концентрације метала указале на продукцију гвожђа, мангана и бакра. Двогодишњим мониторингом потенцијалног утицаја депоније на квалитет подземних вода, нису детектовани високи континуални ризици од дифундирања загађујућих материја.

ABSTRACT

The research results of this dissertation considered a multi-criteria approach to risk assessment for the aquatic ecosystem and other environmental media during the activity of dredging and sedimentation, which is characterized by high concentrations of toxic heavy metals. Quantification of the risk of metal mobility was considered at several research sites in the Autonomous Province of Vojvodina (Serbia), and the obtained results were presented through three phases of research. The first phase characterized the quality and risk of undisturbed watercourses, ie the Veliki Bački and Bega canals. The distribution of organic and inorganic pollutants was examined by characterization of exploratory sediments. Detection of high concentrations of metals Ni, Zn, Cr and Cu indicated the dominant anthropogenic degradation of the exploration watercourses and the need for the necessary revitalization. The use of synthetic organic and inorganic indicators characterized the sources of origin of metals and PAHs, as well as the levels of potential environmental risks. In the second phase of the research, the potential remobilization of metals was examined, during the activities of dredging and sediment deposition at several different research locations in the area of AP Vojvodina. The characterization of the sediment before the conducted activities indicated the quality of I and II class, while some locations suggested contaminated sediment with Ni and Cu metals. The indicator of metal origin (I_{geo}) showed the dominant natural origin of Ni at all exploration sites, while it characterized certain metals such as Cu and Hg as anthropogenic. During sediment destabilization activities, the risk of metal release into surface water was not detected. After dredging and mixing of sediment at the landfill, most of the results indicate insignificantly contaminated sediment, classified in categories I and II. Applying the algorithm for safe dredging of contaminated sediment at the Itebej na Begeju constitution, the third phase of the research characterized the potential risks during the activities of dredging and sediment disposal in the environment. The initial level of pollutants indicated high concentrations of metals Ni, Cd and Cu in the sediment, and the characterization of the surrounding coastal soil suggested high concentrations of Cu, Zn, Pb and Cd. High concentrations of metals in the sediment were considered using indicators (I_{geo}) and environmental risk (RI). By characterizing different sediment fractions using sequential extraction (BCR), the dominant binding of detected metals to organic matter, sulfides and minerals was determined. The toxicity test on *Vibrio fischeri* bacteria indicated a high percentage of inhibition, however, the application of the TCLP test and considering the sediment as a waste, its disposal was characterized as safe. The initial characterization of pollutants in groundwater indicated high concentrations of Zn and As, and the quality of surface waters was characterized by class II and III, downstream-upstream in relation to the Itebej constitution. No significant metal remobilization was detected during sediment dredging activities, while the suspended sediment indicates elevated metal concentrations Hg, Cu, As, Zn and Cr, however, the concentration of suspended matter was low, so no risk to the aquatic ecosystem was detected. After sediment deposition in the environment and its characterization, high concentrations of Cd and Cu were detected. With the maturation of the deposited matrix in the period from 2017 to 2019, an exponential drop in concentrations is observed, which indicates a decrease in the metal content during the aging of the landfill.

Applied indicators Igeo and RI characterized a reduction in overall risk during landfill maturation, while a toxicity test on *Vibrio fischeri* bacteria suggested mildly toxic sediments with a potential negative effect on living organisms. Consideration of different fractions in the sediment using sequential extraction (BCR) identified a decrease in the bioavailability of these metals during landfill maturation. X-ray tenics XRF and EDS showed a growth trend of Si during sediment maturation, which contributed to the formation of new mineral forms. X-ray diffraction analysis (XRD) enabled the identification of minerals such as quartz, muscovite, albite, illite and firopilite, which through a series of geochemical processes show a high affinity for the incorporation of Cu and Cd metals. Characterization of leachate at the landfill revealed a high risk of soluble organic pollution such as BOD₅ and HPK, total nitrogen and ammonia, while metal concentrations in leachate indicate the production of iron, manganese and copper. Two-year monitoring of the potential impact of the landfill on groundwater quality did not detect high continuous risks of diffusion of pollutants.

1. УВОД

Доступност воде данас представља велики изазов за човечанство, као последица индустријског развоја и ослобађања загађујућих материја у животну средину са још непознатим последицама по организме. Развој индустрије, пољопривреде и сточарства проузроковали су већи степен загађености отпадних вода, а тиме и негативне ефекте који настају испуштањем непречишћене воде у реципијент. Многе земље са дугом индустријском традицијом, а наручито земље у транзицији, као што је случај са Р. Србијом, имају проблем испуштања отпадних вода без адекватно третмана и као последица тога често долази до загађења различитих медијума животне средине. У Р. Србији основни извори загађења површинских вода су насеља, индустрија и пољопривреда. Последњих година, велика је забринутост за водене екосистеме због чињенице да многе токсичне и биоакумулативне хемијске супстанце доспевају у реципијент. Присуство поменутих загађујућих материја у површинским водама може сугерисати на ниске концентрације, док се анализом седимента могу детектовати знатно више концентрације, па сходно томе седимент је често окарактерисан као основни показатељ квалитета вода.

Седимент представља кључан фактор за истраживање животне средине због директне везе с процесима еутрофикације, хемијским загађењем, седиментацијом и таложењем у акватичним екосистемима. Седименти су у основи неконсолидовани материјали, настали као производи модификације стена и органске материје под утицајем временских услова, транспорта, трансформације и таложења на дну акватичних екосистема. Интеграција седимента у акватичне екосистеме имплицира комуникацији са биотом и пружа станиште и супстрат широком спектру организама. Карактерише их вертикално и хоризонтално зонирање, формирајући површински и дубински слој. Површински слој је у директном контакту са воденим стубом. Најчешће на самој површини присутни су кисеоник и већа количина органских и хранљивих материја као и бентоских организама, па се сматра биолошки активним слојем. Дубинске седimente карактерише боља компактонст, где преовлађују услови аноксије односно смањеног садржаја кисеоника. Способност седимента, да акумулира загађујуће материје током времена у дубинским слојевима, пружа могућност историјске детекције загађења. Такође површинским слојем седимента утврђује се тренутно загађење, с тим да су у овој зони загађујуће материје подложније поновном отпуштању у водену фазу услед промена физичко-хемијских услова у систему седимент/вода. Међу загађењем које се јавља у воденом окружењу, највише забрињава оно које је подложно ремобилизацији, биоакумулацији и процесима биомагнификације, попут тешких метала и органских загађивача.

Доспевање метала у водене екосистеме може проузроковати разноврсне физичке, хемијске и биолошке промене у њему. Метали се не разграђују, већ остају депоновани у природној средини утичући на све врсте у екосистему. Из наведених разлога метали су често окарактерисани као "дуготрајне хемијске бомбе". Биоконцентрација и биомагнификација у воденим организмима доводи до дуготрајног

угрожавања стања самих екосистема и здравља људи. Такође расподела и миграција метала у систему седимент/вода контролише се карактером седимента у воденој маси. Физичко-хемијски услови водене масе утичу на облике миграције метала: суспендовани, колоидни, растворени јонски и у виду комплексних једињења.

У АП Војводини спроводи се редовно одржавање каналске мреже, односно уклањање наталоженог седимента који смањује протицајни профил. Седименти на појединим локацијама могу бити оптерећени загађеним и опасним материјама које при процесу измуљивања, као последица мешања воде и седимента, могу да се ресуспензују и на тај начин ослободе у околину. Заступљеност поменутих материја не допушта уобичајено депоновање седимента и условљава њихов третман и одлагање на посебно уређене водонепропусне депоније за ту намену. Карактеристика природно непропусних депонија је висок проценат глиновитог слоја подтла, а идеалне су за одлагање загађеног седимента због своје способности да спрече ширење контаминанта у земљиште и подземне воде. Након измуљивања и депоновања седимента неопходно је спровести мониторинг утицаја на животну средину. Програм мониторинга најчешће се базира на процени квалитета седимента на депонији након промене физичко-хемијских услова, анализи формираних оцедних вода и мониторингу подземних вода као кључном показатељу потенцијалног дифундирања загађујућих материја.

Предмет овог истраживања базиран је на процени ризика по акаватични екосистем и остале медијуме животне средине током активности измуљивања и депоновања седимента, којег карактеришу високе концентрације токсичних тешких метала. Остварени резултати ће указати на дистрибуцију и природно/антропогено порекло метала у седименту на најугроженијим водотоковима. Кроз систематско праћење активности измуљивања и депоновања седимента широм АП Војводине размотриће се ризици услед примењених активности. Вишекритеријумским приступом процене ризика различитих медијума животне средине, испитаће се мобилност метала током измуљивања и депоновања седимента на деоници канала Бегеј. Примењена истраживања значајно ће допринети у дефинисању оптималне методологије измуљивања и депоновања седимента загађеног металима.

Истраживања у овој дисертацији обухватила су три фазе:

Прва фаза истраживања заснована је на процени квалитета и ризика од неизмуљених водотокова у АП Војводини тј. Великог Бачког и Бегејског канала. У ту сврху размотрена је дистрибуција органских и неорганских загађујућих материја, а поређењем са легислативом у области животне средине односно критеријумима за квалитет седимента као и са вредностима природног фона утврђен је ризик на истражним локацијама. Применом литературно доступних синтетичких индикатора загађења, размотрено је порекло загађујућих материја и нивои еколошких ризика. Статистичком обрадом података, груписани су подаци од интереса са циљем да се утврди могућа корелација метала и органских полутанта као и њихова расподела у седименту.

Друга фаза истраживања карактерише мониторинг мобилности метала, током активности измуљивања и депоновања седимента на више истражних локација у АП Војводини. Физичко-хемијска карактеризација и примена синтетичких индикатора загађења омогућила је разматрање процене ризика седимента пре и након његове дислокације. Мониторинг површинских вода на узводним и низводним профилима у односу на позицију измуљивања, окарактерисао је ризик од потенцијалне ремобилизације метала и утицаја активности измуљивања на деградацију акватичног екосистема.

Трећа фаза представља пилот истраживање са циљем процене ризика на животну средину током активности измуљивања и депоновања загађеног седимента канала Бегеј. Како би се утврдио почетни ниво загађујућих материја доминантно тешких метала, спроведена је карактеризација различитих медијума животне средине (седимента, земљиште, подземних и површинских вода). Променом физичко-хемијских услова у систему седимент/вода проузрокованих активностима измуљивања, размотрен је квалитет површинских вода на низводно/узводним локацијама, као и садржај тешких метала везан за суспендован нанос низводно од активности измуљивања. Одлагањем измуљеног седимента на депонију, утврђена је дистрибуција и ниво ризика на основу садржаја тешких метала у седименту. Дугорочним мониторингом у периоду од три године испитан је утицај сазревања депонованог матрикса и размотрен механизам инкорпорирања метала у минералним фракцијама седимента. Карактеризацијом формираних оцедних вода на депонији испитан је ризик од њиховог испуштања у реципијент и потенцијалног дифундовања у подземне слојеве. Кроз двогодишњи мониторинг током три периода праћења, размотрен је утицај депоније на квалитет подземних вода путем контролних и референтних пијезометра имплементираних на истражном подручју.

2. ОПШТИ ДЕО

2.1. Седимент

Под утицајем река, океана, ветрова и киша долази до испирања еродирајућих стена што продукује материјал различите гранулације. Када енергија транспортне струје није довољно јака да носи поменути материјал започиње процес седиментације тј. таложења седимента (*Kranck, 1975; McCave, 1984*). Поред еолског наноса у формирању седимента на дну акватичних екосистема, учествују честице доспеле последицом испуштања индустријских и комуналних отпадних вода, остаци труљења вегетације као и продукти настали услед микробиолошке разградње доспелог загађења у систем седимент/вода (*Baldock et al., 1989*). Формирање акватичног седимента углавном зависи од облика корита и слива, такође значајну улогу имају поплаве, ерозија као и падавине (*Wood and Armitage, 1997*). Седимент се може дефинисати као хетерогена група сорбената укључујући органску материју, оксиде, сулфиде, карбонате и глину који зависе од фактора као што су рН, редокс услови, хидролошки режим и таложење у животној средини (*Burton et al., 2006a*).

Опште прихваћена дефиниција седимента је да представља есенцијалну, динамичку компоненту акватичних система, коју чине биохемијски, биолошки и хемијски депозити са снажно израженом тенденцијом да физичко-хемијским процесима везују контаминанте антропогеног порекла који доспевају у акватичне системе (*USEPA, 2001; Zoumis et al., 2001*). Према свом пореклу, седименти могу да садрже честице различитих величина, облика, минералних и хемијских састава (*Mudroch and Macknight, 1994*), а сходно својој природи честице се таложе на различите начине. Најгрубљи материјали, попут песка и шљунка, акумулирају се у близини обале, док се честице попут глине таложе на дну корита (*Mudroch et al., 1996*).

2.1.1. Процес формирања седимената

У процесу формирања седимента учествују неконсолидовани материјали, еолски наноси и органска материја под утицајем временских услова, транспорта, трансформације и таложења у копненим и воденим екосистемима. Акватични седименти могу примити велике количине алохтоних органских материја углавном насталих услед антропогених активности и аутохтоних органских материја чији извори су алге, биљаке и друге животиње које потичу из самог воденог окружења (*Palmer et al., 1997*). Такође седименте карактерише процес минерализације односно претварање органске материје у неорганску стварајући растворљива једињења, гасове и енергију (*Megonigal et al., 2005*). Минерализација је сложен процес посредован са неколико фактора као што су: количина и квалитет органске материје, доступност електрон-акцептора (нпр. кисеоника, нитрата, гвожђа, мангана и сулфата), структурне карактеристике седимената (гранулометрија, садржај воде, порозност, густина),

трофичких услова система, дубине и режима мешања воденог стуба, температуре, рН, концентрације неорганског угљеника и биоте (*Forsberg, 1989*).

2.1.1.1. Количина и квалитет органске материје

Органска материја присутна у воденим екосистемима углавном се састоји од протеина, липида, угљених хидрата, хуминских супстанци (нпр. хуминске и фулвинске киселине), биљних ткива (богатих целулозом и хемицелулозом), животиња као и других киселина различитих молекуларних тежина (*Benner, 2003*). Количина и квалитет органске материје у седименту зависи од низа фактора, као што је релативни допринос аутохтоних извора (органска материја из примарне производње, обично лабилнија и лако се разграђује) и алохтоних извора (антропогени утицај и спорија разградња). Такође количина и квалитет органске материје представљају резултат процеса који се дешавају у воденом стубу, као што су делимична минерализација органске материје воденим микроорганизмима (*Cole, 1999*) и фотодеградација (*Von Wachenfeldt and Tranvik, 2008*).

2.1.1.2. Доступност електрон-акцептора

Разградња органске материје у седименту одвија се путем редокс реакција за које је карактеристично смањене енергије, од више оксидативних (веће ослобађање енергије) до мање оксидативних (мање ослобађање енергије) уз присуство електрон-акцептора (*Fenchel et al., 2012*). У површинском слоју заступљене су реакције смањења кисеоника (аеробно дисање), све док се кисеоник не потроши. Након тога долази до редукције нитрата (нитрификације), мангана, гвожђа, сулфата и метана. Производи анаеробне минерализације (CH_4 , HS^- , Fe^{2+} , Mn^{2+}) могу да се разблаже у воденој фази или дифундирају у горње слојеве седимента, где је могућа поновна оксидација различитим врстама бактерија. Генерално, акцептори електрона немају хомогену дистрибуцију и уско су повезани са пореклом и формирањем акватичних седимената (*Samuelsson, 2004*).

2.1.1.3. Структурне карактеристике седимената

У седиментима се налазе различите компоненте, које се крећу од глине ($< 3,9 \mu\text{m}$) до шљунка ($>256 \text{mm}$) (*Mudroch and Macknight, 1994*). Величина зрна присутних компоненти је битна карактеристика због своје повезаности са супстратом и бентоским организмима у акватичном систему (*Strayer et al., 1997*). Квантификација различитих величина честица (гранулометрија) седимента, указује на његово порекло и биохемију. Глиновити седименти имају способност за јонску измену што има фундаменталну улогу као хемијски регулатор у систему седимент/вода и директно утиче на концентрације хранљивих материја као и процесе минерализације органске материје. Акватичне седименте разликујемо на основу геометријске форме и хемијског састава (*Mudroch and Macknight, 1994*). Карактерише их тенденција да формирају агрегате, који су комбинација минерала, органске материје, ваздуха, воде и микроорганизма. У

агрегатима седимената постоје празнине између честица, које се називају поре, и које такође могу формирати вода и ваздух. Вода која се налази у интерстицијалном простору између честица седимента назива се порна вода и користи се за утврђивање критеријума квалитета седимента (*Van Dijk et al., 2016*). Густина пора у честицама седимента је такође важна. Честице седимента са мање пора (компактније), имају тенденцију да се гушће и брже таложе у воденој фази, док оне са већим порамма дуже остају суспендоване (*Mendonça et al., 2012*).

2.1.1.4. Циклус хранљивих материја и трофични услови система седимент/вода

Органске и неорганске материје, међу којима су углавном угљеник, азот и фосфор, готово континуирано се транспортују у водене екосистеме, а касније прелазе у седименте (*Forsberg, 1989*). Када су брзине седиментације веће од трансформације поменуте материје се трансформишу хемијским, физичким и биолошким процесима и складиште у седиментима (*Mudroch and Macknight, 1994*). Циклус хранљивих материја зависи и од спољних фактора као што су морфолошке карактеристике, хидролошки услови и време задржавања воде у систему седимент/вода, као и релативног доприноса различитих алохтоних и аутохтоних извора хранљивих материја у седименту (*Esteves, 2011*). Трофички услови водених екосистема заузврат управљају доступношћу ових хранљивих састојака и директно утичу на стопе минерализације органске материје у седименту (*Fenchel et al., 2012*). На пример, у седиментима олиготрофних екосистема постоји нижа примарна производња, коју углавном одржавају бентонске алге. Због ових фактора, више кисеоника стиже и остаје у седименту, јер се у воденој фази не троши у потпуности, што погодује аеробним процесима минерализације. Међутим, с обзиром да хранљиве материје такође ограничавају микроорганизме, иако у седиментима има више кисеоника, стопе минерализације можда неће бити веће. С друге стране у више еутрофичним системима, где је на располагању више хранљивих материја, примарна производња је већа, што је углавном одржано макроалгама и фитопланктоном. Ови организми и други, попут риба, безкичмењака и зоопланктона, користе део хранљивих материја и кисеоника још увек у воденој фази ограничавајући његов прилив у седимент. Са мање кисеоника који допире до седимената, постоји ограничење енергичнијих процеса минерализације (аеробни), а други организми и акцептори електрона, осим кисеоника, почињу да делују у процесу минерализације органске материје у седиментима, али са нижим енергетски балансом. Будући да превладава аноксично стање, производња и емисија гасова са ефектом стаклене баште, углавном метана, постаје могућа само у аноксичним условима (*Mudroch and Macknight, 1994*).

2.1.1.5. Дубина и мешање водене фазе

Дубина акватичних екосистема такође је суштински фактор минерализације органске материје у седиментима. Дубљи системи имају ниске режиме мешања као и термално-хемијске стратификационе услове током већег дела године (*Kalff, 2001*). Термичка и хемијска слојевитост воденог стуба може да подстакне услове ниских

температура и аноксије у хиполимниону и седименту. Ови услови утичу на стопу минерализације органске материје чинећи их, у већини случајева, споријом због нижих температура (*Gudasz et al., 2010*), а мање енергетски ефикасну услед аноксије (*Megonigal et al., 2005*). Повећањем дубине воденог стуба повећава се шанса да органске компоненте буду делимично или потпуно разграђене од стране организама, пре доласка до седимента. С друге стране, плитки системи се мешају више пута годишње, углавном због њихове морфометрије и климатских услова као што су ветар и падавине. У овим системима стопа таложења има тенденцију да буде нижа, а потрошња кисеоника у седименту константна. Овакви услови омогућавају улазак органске материје у већим количинама и квалитетима (мање разграђеним) у седименте. С друге стране, више кисеонични седименти погодују настанку процеса минерализације са већом енергетском ефикасношћу (аеробни процеси) (*Kalff, 2001*).

2.1.1.6. Температура

Температура у систему седимент/вода утиче на многе хемијске и биолошке процесе, укључујући разградњу органске материје (*Kirschbaum, 2006*) и метаболизам водених организама (*Yvon-Durocher et al., 2010*). Истраживања показују да пораст температуре повећава стопу минерализације органске материје у седиментима различитих тропских (*Cardoso et al., 2014*) и умерених региона (*Gudasz et al., 2010*). Важно је напоменути да и други фактори као што су доступност хранљивих материја и електрон-акцептори у седименту могу деловати синергистички са температуром у контроли стопе минерализације органске материје (*Cardoso et al., 2014*).

2.1.1.7. Вредност рН и концентрација неорганског угљеника у систему седимент/вода

Вредност рН је дефинисан као негативни логаритам концентрације јона водоника. Његова скала варира између 0 и 14 и указује на киселост (између 0 и 7), неутралну (7) или алкалност (између 7 и 14). Утиче на неколико хемијских процеса који се одвијају у систему седимент/вода, а његово прецизно мерење може пружити драгоцене информације о биохемији система. Варијације рН могу утицати на концентрације различитих облика неорганског угљеника, као што су: CO_2 , H_2CO_3 , HCO_3^- , и CO_3^{2-} (*Esteves, 2011*). Поменути облици угљеника су врло значајни као пуферска једињења одговорна за стабилизацију наглих промена рН вредности у систему седимент/вода, утицају на одређивање количине угљеника доступног за фотосинтезу, подршка у формирању јонских веза и за уклањање угљеника из водене фазе таложењем у агрегат CaCO_3 (*Kalff, 2001*).

2.1.1.8. Биота у систему седимент/вода

Минерализација органских материја јавља се у првих десет центиметара седимента (*Forsberg, 1989*). На овој дубини у већини случајева је граница на којој се седименти могу мењати услед мешања са воденом фазом у плитким системима (*Wetzel,*

1983). Овај површински слој се такође сматра најактивнијим слојем због присуства бентоских организама. У релативно плитким системима са мало суспендованог материјала у води, може се јавити и интензивна фотосинтетска активност. Поменути активност углавном обављају цијанобактерије, бентоске алге и макрофити (фитобентоси). Због своје фотосинтетске активности, организми могу утицати на дневне промене у O_2 и концентрацији CO_2 у седиментима и допринети делимичној дифузији поменутих гасова у водену фазу. Поред примарних организама који се налазе у првом слоју седимента, постоје и неке групе протозоа, гљивица и вируса, који такође помажу у разградњи органске материје. Иако је њихово постојање већ поменуто у неким истраживањима, њихова еколошка улога у трофичким ланцима седимента још увек није добро позната (Fenchel et al., 2012). Бентоски бескичмењаци, који седимент користе као супстрат и храну, налазе се на површинским и дубљим слојевима седимента. Они углавном помажу у механичкој разградњи органске материје (Forsberg, 1989). Најактивнија и најважнија заједница за процес минерализације органске материје у седименту је микробна заједница. Састоји се од неколико група са различитим функцијама и у основи хетеротрофним активностима (Fenchel et al., 2012). Ови организми могу да спроведу синтезу и минерализацију органских материја дисањем, денитрификацијом, редукицијом сулфата, метаногенезом и ферментацијом, које се разликују у њиховој појави и интензитету, зависно од хемијских и физичких карактеристика седимента. Поменути процеси, изузев процеса оксидације и нитрификације сулфида и сулфата, укључују промене концентрације CO_2 који заузврат могу прећи у водену фазу.

2.1.2. Извори и врсте загађења система седимент/вода

Индустријализација у сваком друштву представља главни покретач развоја и урбанизације. Последице брзог технолошког развоја и интензивне експлоатације површинских вода доводе до повећане емисије полутаната у животну средину што је проузроковало деградацију како водених ресурса тако и квалитета седимента (Rana et al., 2017). У акватичним екосистемима седимент има значајну улогу у транспорту и складиштењу загађујућих материја (Ayogu et al., 2019). Идентификација антропогених загађујућих материја, детектованих у седименту, омогућава схватање потенцијалних извора и путева њиховог транспорта у акватичне екосистеме. Главни путеви транспорта загађујућих полутаната у систем седимент/вода најчешће представљају испуштања непречишћених индустријских и комуналних отпадних вода, ерозија и површински отицај, депозиција полутаната у подземним водама/атмосфери и дијагенетски процеси који се одигравају у седименту (Schwarzbauer, 2010). Извори ризичних полутаната у животној средини могу се класификовати у две групе (Breivik et al., 2004). У прву групу спадају полутанти која су произведени за посебне сврхе, као на пример перзистентни органски загађивачи (POPs-Persistent Organic Pollutants) као што су пестициди и индустријске хемикалије. Другу групу чине полутанти настали као последица људских активности као на пример нуспроизводи индустријских процеса или остаци сагоревања попут полицикличних ароматичних угљоводоника (PAH-Polycyclic Aromatic Hydrocarbon). Поред поменутих извора, велики број полутаната

доспева у акватичне екосистеме природним путем услед биогеохемијских процеса нпр. метали (Alderton, 1985). Класификација емисије загађивача водених екосистема дели се на тачкасте и дифузне изворе загађења (Withers et al., 2009; Bradley et al., 2015).

Тачкасти извори загађења представљају активности код којих се отпадне воде усмеравају директно у реципијент на пример, испусним цевима где се могу лако мерити и контролисати. Када контаминација потиче из једног извора назива се тачкастим загађењем као што су отпадне воде које произвођач, рафинерија нафте или постројење за пречишћавање отпадних вода легално или илегално испушта. Иако тачкасто загађење потиче са одређеног места, оно може утицати на километре пловних путева (O'Shea, 2002).

Дифузну емисију карактеришу загађујуће материје које услед временских утицаја, попут падавина (киша, снег), се спирају и процесима инфилтрације доспевају у површинске/подземне воде. Употреба ђубрива и пестицида у пољопривреди, за остале загађујуће материје попут нафте и уља на асфалтним површинама као и атмосферско таложење загађујућих материја, који се испуштају из индустрије могу представљати потенцијални извор дифузног загађења акватичних екосистема. По самој својој природи управљање дифузним загађењем је сложено и захтева пажљиву анализу и разумевање различитих природних и антропогених процеса (Moss, 2008; Withers et al., 2014). Савремена пољопривредна пракса често захтева висок ниво ђубрива и стајњака, што доводи до вишка хранљивих компоненти (нпр. азота и фосфора) који се процесом спирања пољопривредних површина односно дифузним процесима транспортују у акватичне екосистеме (Donald et al., 2011). Прекомерне концентрације хранљивих компоненти изазивају нежељене ефекте попут еутрофикације, што проузрокује губитак биљних и животињских врста. Оптерећење хранљивим материјама узрокује брзо повећање примарне производње фитопланктона (Drupp et al., 2011), што резултира опсежним променама физичких, хемијских и биолошких карактеристика акватичног екосистема (Carneiro et al., 2014). Неке врсте алги, које производе токсине, фаворизују се када има више органске материје него што се може потрошити или разградити (Carpenter, 2005). Фитопланктон је група организама који су осетљиви на промене хранљивих компоненти и из тог разлога су важна индикаторска група еутрофикације (Cottingham et al., 1998). Губици биодиверзитета, загађење вода, повећање емисије гасова са ефектом стаклене баште и трошкова пречишћавања воде неке су од еколошких и економских последица еутрофикације (Tilman et al., 2001). Иако азот и фосфор доприносе еутрофикацији, класификација трофичног статуса обично се фокусира на ону хранљиву материју која је ограничавајућа. У већини случајева фосфор је ограничавајући хранљиви састојак. Иако су ефекти еутрофикације попут цветања алги лако видљиви, процес еутрофикације је сложен и његово мерење је тешко. Пестициди представљају групу загађујућих материја које имају широку примену у пољопривреди, а утицајем падавина могу доспети у површинске и подземне воде. Не само да угрожавају дивље животиње и здравље људи, већ прекомерно отицање талоба са пољопривредног земљишта резултира мутним водама и зачепљењем мрестилишта, што заузврат доводи до губитка водених станишта (Bradley et al., 2015). Микробни патогени из фекалија животињског порекла могу представљати значајан ризик за јавно

здравље и здравље животиња. Високе концентрације могу ограничити употребу воде за рекреацију и водоснабдевање, проузроковати болести и губитак продуктивности код говеда и ограничити аквакултуру шкољки. Негативни утицаји свих ових пољопривредних загађивача погоршавају се употребом воде за пољопривреду (првенствено наводњавање) која карактерише високе концентрације поменутих загађујућих материја (*Barry and Foy, 2016*). Присуство хранљивих састојака, пестицида, талога и фекалних микроба у воденим телима такође доводи до трошкова третмана воде тамо где се врши захватање за снабдевање пијаћом водом.

2.2. Неорганске загађујуће материје у систему седимент/вода

2.2.1. Тешки метали

Под изразом "тешки метали" подразумева се велика група прелазних елемената који испољавају изузетну токсичност по живе организме, односно животну средину. Иако не постоји одређена дефиниција тешког метала, литература га је дефинисала као природни елемент који има велику атомску тежину и густину која је пет пута већа од воде (*Banfalvi, 2011*). Нова тежња у терминологији ових елемената је да се они означе као "елементи у траговима", јер се у природи налазе у малим количинама, а у употреби је све чешће и термин „потенцијално токсични елементи“ (ПТЕ). У нашем законодавству (*Sl.Glasnik RS, br. 23/94*) ови елементи су означени као штетне (бакар, цинк и бор) и опасне материје (кадмијум, олово, жива, арсен, хром, никл и флуор) (*Zeremski, 2005*). Њихова заступљеност као полутаната у животној средини представља озбиљан здравствени и еколошки проблем зато што су токсични, нису биоразградљиви, имају веома дуго полувреме живота у земљишту (*Ram et al., 2000*) и акумулирају се у живи систем кроз активни ланац исхране (*Merian, 1991*). Тешки метали најчешће доспевају у ланац исхране конзумацијом загађених биљака. Већина метала је неопходна за живот, међутим када достигну високе концентрације у организму могу бити токсични (*Förstner and Wittmann, 1981; Mason, 2013*). У тешке метале од значаја за прооксидативни ефекат се убрајају: кадмијум (Cd), олово (Pb), жива (Hg), арсен (As), хром (Cr), никл (Ni), али и биометали, као што су бакар (Cu), гвожђе (Fe), цинк (Zn), манган (Mn), кобалт (Co) и селен (Se). Токсично дејство тешких метала је у томе што стимулишу формирање слободних радикала и реактивних кисеоничних деривата у организму што узрокује оксидативни стрес и доводи до липидне пероксидације мембране чиме се нарушава њена функционалност и селективност при транспорту материја. На тај начин могу да изазову оштећење ћелија, функције ензима или генетичког матерјала односно дезоксирибонуклеинске киселине (ДНК). Сматра се да тешки метали представљају континуирану опасност као карциногени за организам људи (*Kokilavani, 2005*).

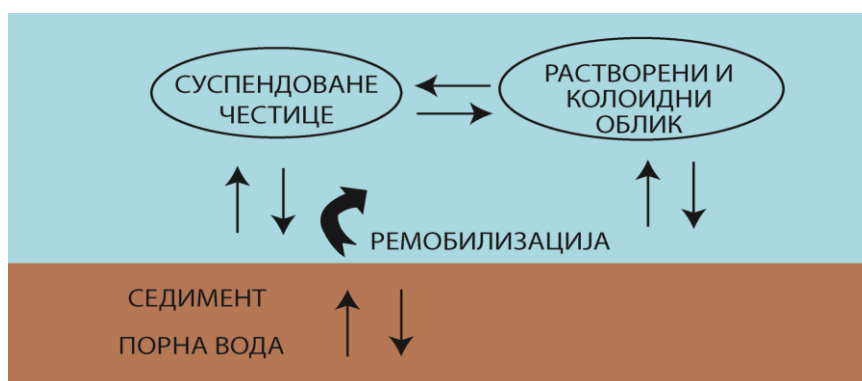
2.2.2. Загађење седимента токсичним „тешким” металима

Загађење седимента токсичним металима представља глобални проблем са тенденцијом раста (*Fernandes et al., 2008a; Birch, 2017*) и сматра се да због своје перзистентности, токсичности и способности биоаккумуляције кроз ланац исхране доводе до дуготрајног угрожавања стања самих екосистема и здравља људи (*Guédron et al., 2014; Valdes et al., 2014; Liu et al., 2016*). Већина метала је неопходна за живот, међутим када достигну високе концентрације у организму могу бити токсични (*Fostner and Wittmann, 1983; Mason, 2013*). Метали могу проузроковати смртоносне ефекте, али такође и леталне/хроничне ефекте, попут смањења раста и плодности, мењања састава врста и смањења разноликости и густине популације (*Moore and Ramamoorthy, 2012*). Наведени разлози метале често карактеришу као "дуготрајне хемијске бомбе" (*Stigliani et al., 1993*). Људи утичу на циклус поменутих загађивача повећавајући њихову доступност у животној средини (*Mason, 2013*), али и кроз процесе закишељавање и еутрофикације, који утичу на понашање метала и њихов транспорт од река до океана (*Salomons and Förstner, 1984*). Метали могу бити дисперговани у земљишту, води, седименту и ваздуху. Од највећег значаја су метали дисперговани у седименту/земљишту, растворени у површинској/подземној води као и у порној води седимента (*Dalmacija i Agbaba, 2008*). Дистрибуција метала у слатководним екосистемима има неколико извора, укључујући природне и антропогене. Тешки метали природно су присутни у седиментима као производи биогеохемијских процеса и вулканских активности (*Zhang et al., 2013*), а њихова повећана концентрација настаје услед утицаја антропогенних активности (*Salomons and Förstner, 1984; Alloway and Ayres, 1997*). Антропогени извори најчешће укључују атмосферске полутанте из моторних возила настали сагоревањем фосилних горива, депоније урбаних и индустријских отпада, канализацијског муља, емисије прашине, аеросола и летећег пепела са места индустријске прераде метала итд. Метало прерађивачка индустрија, галваноиндустрија и топионице руда драстично доприносе ширењу тешких метала у руралне области, као и у пољопривредно земљиште. Пољопривредно земљиште, са друге стране, може бити загађено тешким металима као последица ђубрења канализацијским муљем или повећаном употребом фосфатних и органских ђубрива као и пестицида (*Huttermann et al., 1999*). С обзиром да се тешки метали налазе као нечистоће у ђубривима (Cd, Cr, Mo, Pb, U, V, Zn и др.), канализационом муљу (Cd, Ni, Cu, Pb, Zn), пестицидима (Cu, As, Pb), па чак и стајском ђубриву (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn), употреба ових пољопривредних средстава треба да је под строгим контролом. Третирано земљиште се у развијеним пољопривредним регионима подвргава честом мониторингу на оптерећеност тешким металима (*Kabata-Pendias and Pendias, 1992*).

2.2.3. Облици и везивање метала у систему седимент/вода

Транспортом у акватичне екосистеме, метали могу бити у суспендованом, колоидном и раствореном облику (*Luoma and Rainbow, 2008*). Генерално, суспендоване честице су веће од 100 μm , растворене честице су мање од 1 μm , а колоидне 1-100 μm (*Luoma and Rainbow, 2008*). Суспендоване и колоидне честице се састоје од (1)

једињења или хетерогене смеше метала у облику хидроксида, оксида, силиката или сулфида или (2) глине, силиката или органских материја за које су метали везани апсорпцијом, јонском изменом или комплексирањем. (*Dalmacija i Agbaba, 2008*). Неутралне вредности рН у води доприносе растварању и везивању метала за суспендоване честице, услед чега садржај метала у овом облику бива доминантнији у односу на растворени и колоидни облик, а све то резултира интензивнијем таложењу метала на површини седимента (*Luoma and Rainbow, 2008*). Најједноставнији облик метала карактеришу растворени јони (нпр. Fe^{2+}) (*Weiner, 2008*). Директним таложењем металних једињења (хидр)оксида, карбоната и сулфида када је њихов производ растворљивости прекорачен (*Forstner and Wittmann, 1981; Fergusson, 1990*), или везивањем са лиганде, растворени јони се трансформишу у суспендоване честице (*Luoma and Rainbow, 2008*). На слици 1 приказана је трансформација различитих облика метала у ситему седимент/вода.



Слика 1. Трансформација различитих облика метала у ситему седимент/вода (*Fergusson, 1990*)

Везивање метала за лиганде карактерише два процеса, а то су адсорпција и копреципитација (*Linge, 2008*). Адсорпција металних јона одиграва се процесом катјонске измене при чему негативно наелектрисање површине лиганата привлачи позитивно наелектрисане јона метала (*Forstner and Wittmann, 1981; Du Laing et al., 2009*). Интензивнија адсорпција се јавља са већом специфичном површином честица услед чега се повећава капацитет размене катјона и концентрација металних јона у раствореном облику. Копреципитација металних јона представља процес услед којег се метални јони таложе на већ присутном талогу седимента. Главни лиганди за везивање метала у оксидационим условима су: гвожђе и манган, (хидр)оксиди, минерали глине, органска материја, карбонати и у редукционим условима сулфиди. У оксидационим условима (хидр)оксиди гвожђа и мангана преципитирају се из раствора када се прекорачи њихов производ растворљивости (*Luoma and Rainbow, 2008*). Ови (хидр)оксиди, чак и када су у малим количинама, имају значајну способност везивања метала, посебно гвожђе (хидр)оксид који има сорпциони капацитет преко десет пута већи од манган (хидр)оксида (*Forstner and Wittmann, 1981*). Минерали глине су мале честице (<math><4 \mu\text{m}</math>) са великом специфичном површином за катјонску измену на којој се јони метала адсорбују (*Forstner and Wittmann, 1981; Fergusson, 1990*). Метални (хидр)оксиди и органска материја такође могу да обложе минерале глине и тако

повећају везивање метала (*Luoma and Rainbow, 2008*). Органске материје унутар акватичних екосистема могу бити како из аутохтоних, тако и из алохтоних извора, а састоје се од хуминске и фулвинске киселине, неразграђене биљне масе (детритуса), хлорофила и микроорганизама. Могу бити присутне у облику дискретних честица или адсорбоване на глиненим минералима или металним (хидр)оксидима (*Forstner and Wittmann, 1981; Luoma and Rainbow, 2008*). Метали се адсорбују или комплексирају на разним једињењима органске материје (*Forstner and Wittmann, 1981; Du Laing et al., 2009*). Карбонати, који преципитирају из раствора када је производ растворљивости прекорачен у истом процесу као (хидр)оксиди гвожђа и мангана, важни су лиганди за везивање метала када су (хидр)оксиди гвожђа и мангана и органске материје мање заступљени. У аноксичним условима, сулфати се редукују у сулфиде на којима се метали копреципитирају и формирају стабилне нерастворне талоге металних сулфида (*Forstner and Wittmann, 1981; Luoma and Rainbow, 2008*). Лиганди за које се вежу метали имају утицај на понашање и биорасположивост метала, на пример метали везани за карбонате су мобилнији него везани за органску материју (*Du Laing et al., 2009*).

2.2.4. Мобилност метала у седименту

Физичко-хемијски поремећаји, механички утицаји попут измуљивања седимента или биохемијска трансформација представљају промене услова околине које могу изазвати ослобађање металних јона у порну воду, повећавајући тако њихову биорасположивост и екотоксиколошки ризик. Оваква појава у систему седимент/вода указује да контаминирани седименти могу представљати секундарни извор загађења акватичних екосистема (*Zoumis et al., 2001; Alonso Castillo et al., 2013; Xu et al., 2016a*). Физичко-хемијски поремећаји који утичу на ремобилизацију и дифундирање металних јона из седимента у порну воду деле се на:

- ✓ **Смањење рН вредности** може проузроковати “отпуштање” металних јона односно десорпцију (супротан процес од адсорпције) из лиганда због повећане конкуренције водоникових јона. Поменута промена рН такође утиче на растварање карбонатних и сулфидних једињења, што резултира ослобађањем металних јона (*Forstner and Wittmann, 1981; Weiner, 2008; Du Laing et al., 2009*).
- ✓ **Промене редокс услова** могу настати као последице процеса еутрофикације. Промене редокс услова резултују променом хемијског облика метала, а самим тим и променом у растворљивости метала у води. Услед редукционих услова у порној води, метали се јављају у облику сулфидних комплекса, органских комплекса гвожђа и никла, хлоридних комплекса мангана и хидроксидних комплекса хрома (*Weiner, 2008; Du Laing et al., 2009*). Развојем оксидационих услова, на растворљивост метала утиче постепено превођење металних сулфида у карбонате, хидроксиде, оксихидроксиде, оксиде или силикате (*Dalmacija i Agbaba, 2008*).

- ✓ **Повећана концентрација соли** односно алкалних и земноалкалних катјона може проузроковати конкуренцију у адсорпцији на чврстим честицама и стога измештање адсорбованих металних јона.
- ✓ **Присуство комплексирајућих агенаса** доводи до формирања стабилних растворених металних комплекса који се иначе адсорбују на чврстим честицама.
- ✓ **Биохемијска трансформација** проузрокује пренос метала из седимента у водену фазу или њиховог конзумирања од стране водених организама и постепено ослобађање преко продуката разлагања (*Dalmacija i Agbaba, 2008*).

Расподела металних јона у систему седимент/вода зависи од мобилност и биорасположивости метала. Биорасположивост се односи на количину доступних метала у околини који интерагују са контакт површином организма и потенцијално су доступни за апсорпцију (или адсорпцију). Доступни метал из околине је укупна количина метала која је доступна за физичке, хемијске и биолошке промене утицаја (нпр. судбина и транспорт) и није повучена у матрицу животне средине (*Fairbrother et al., 2007*). Само одређивање укупне концентрације метала у седиментима могу пружити информације о њиховој мобилности и биорасположивости. Поред тога, шема дистрибуције метала у седиментима може временом да варира у зависности од физичких, хемијских и хидролошких услова (нпр. плима и осека, рН, јонска измена). Због тога је проучавање динамике концентрација и комплекса метала у различитим фазама седимента од пресудне важности за разумевање потенцијалних штетних ефеката контаминираних седимената на регионалном или локалном нивоу (*Párraga-Aguado et al., 2017; Król, et al., 2020*). Мобилност метала у седименту процењује се методама кинетичке и секвенцијалне екстракције (*Jesús-Gismera et al., 2004*). Студија кинетичке екстракције пружа информације о концентрацијама и константама брзине дисоцијације слабих и јаких комплекса метала у седименту. Поступци секвенцијалне екстракције оперативно процењују концентрације метала у различитим фракцијама седимента. Сходно томе, често се анализирају фракције у којима се метали јављају у следећим облицима (*Ure et al., 1993*):

- ✓ **Измењива фракција (Ф1)** представља метале адсорбоване на површини седимената који могу прећи у водену фазу услед промене у јонском саставу воде или промене равнотеже сорпције-десорпције. У овој фракцији метали су доступни и релативно мобилни.
- ✓ **Карбонатна фракција (Ф2)** карактерише метале који се јављају у облику карбоната или се таложе са карбонатима. Смањењем рН вредности, метали у овој фракцији се ослобађају у водену фазу.
- ✓ **Фракција хидратизованих оксида гвожђа и мангана (Ф3)** представља метале адсорбоване на површини таложних хидратисаних оксида гвожђа и мангана при анаеробним (редуктивним) условима. Као последица редукције гвожђа и мангана у талогу могуће је растварање металних јона и прелазак у водену фазу.

- ✓ **Фракција метала везаних за органску материју (Ф4)** представља метале адсорбоване или везане за површину органске материје. Услед минерализације седимента привремено су имобилисани.
- ✓ **Резидуална фракција (Ф5)** представља метале уграђене у кристалну мрежу секундарних и примарних минерала. У овој фракцији метали су трајно имобилизовани и не представљају ризик за екосистем (*Tessier, 1979*).

2.2.5. Биоакумулација метала у систему седимент/вода

Процена токсичности и акумулације метала у воденој биоти или седименту углавном се врши у сврху процене квалитета површинских вода, као и због усклађености са прописаним директивама. Параметри токсичности и акумулације користе се за различите програме мониторинга животне средине као што су испуштања отпадних вода или различите процене ризика од природних и антропогених утицаја (поплаве или измуљивање) (*Schäfer et al., 2015*). Све више студија различитих органских и неорганских хемијских биоакумулација/биоконцентрација у слатководним организмима открива индуковане штетне ефекте, посебно тешких метала (Hg, As, Cd, Zn, Fe, Pb, Fe, Mn, итд.) (*Schneider, 2009; El-Moselhy, 2014*) и металних наночестица (*Zhu, 2010*). Биоакумулација и даље остаје тема о којој се дуго расправља. Према програму хидрологије токсичних супстанци Америчког геолошког завода (*USGS-United States Geological Survey*), биоакумулација представља „биолошко одвајање супстанце у већој концентрацији од оне у којој се дешава у околном окружењу или медијуму“. Загађујуће материје, организам може уносити директно из околине или гутањем честица (*Gobas, 2001*), а акумулација се дешава када организам апсорбује токсичну хемикалију брже него што се хемикалија метаболише.

Супротно томе, биоконцентрација се односи на усвајање хемикалија само из воде, што се може проценити у лабораторијским условима. Разумевање процеса биоакумулације је важно јер би упорни загађивачи (као што су метали) могли повећати токсични потенцијални ризик од биоакумулације у екосистему, што би изазвало дугорочни ефекат на екосистем који се не може проценити лабораторијским испитивањима токсичности (*Vădineanu, 1990*). Сматра се да висок потенцијал биоакумулације не подразумева нужно висок потенцијал токсичности, и као резултат тога, токсични ефекти треба да се процењују одвојено. Поред тога, направљена је разлика између акумулације у малом опсегу концентрација која се јавља због физиолошких потреба (нпр. Zn) и очигледно неконтролисане акумулације (нпр. Cd) (*Iordache, 2009*). Пренос метала у воденом прехранбеном ланцу је још једна занимљива еколошка тема из многих разлога, попут акумулације метала у воденим организмима који би се могли пренети на људе, што доводи до потенцијалног ризика за јавно здравље конзумирањем контаминиране рибе (*Baby, 2010; Saha, 2013*). Познато је да водени организми могу бити изложени високим или ниским концентрацијама метала као резултат континуираног или случајног испуштања, што узрокује дугорочне ефекте. Главни путеви усвајања метала у воденим организмима су директни кроз гутање честица хране или седимента и воде преко епидермиса и шкрга, а затим се

транспортују унутар ћелија кроз биолошке мембране и јонске канале (*Ashish and Amitabh, 2014*). Биоконцентрација и биоакмулација метала у трофичном ланцу се јавља ако се метали излучују у воду или уколико су контаминирани организми храна за неке друге грабљивице (*Rainbow et al., 2006; David et al., 2012*).

2.2.6. Појединачна расподела и миграција тешких метала

Кадмијум (Cd)

Кадмијум је релативно редак елемент у природи и налази се дубоко испод земљине коре. Према хемијским својствима врло је сличан металима попут живе и цинка, који су присутни у 12. групи. Карактерише га висока токсичност и његова комерцијална употреба била је забрањена до краја 19. века (*Fthenakis, 2004*). Најзначајнија примена кадмијума је у никл-кадмијум батеријама, као пуњивим или секундарним изворима напајања који показују велику снагу, дуг век трајања, слабо одржавање и високу толеранцију на физички и електрични притисак. Кадмијум је такође присутан у више производа, укључујући, детерџенте и рафиниране нафтне деривате. Поред тога, киселе кише и последично закисељавање тла и површинских вода повећали су геохемијску мобилност кадмијума, и као резултат тога концентрације кадмијума у површинским водама имају тенденцију повећања како се рН воде смањује (*Campbell, 2006*). Кадмијум се обично не налази као чист елемент у животној средини, а најчешће се добија као нуспроизвод приликом добијања цинка и олова (*Bi et al., 2006*). Због побољшања технологија прераде, производња кадмијума у Европи се смањила, што је резултирало значајним смањењем емисије (*Lambert, 2009*). Примена фосфатних ђубрива, пестицида и канализацијског муља у пољопривреди као и одлагање индустријског отпада или таложења атмосферских загађивача доприноси повећању концентрације кадмијума у земљишту (*Wegglar et al., 2004*). Према својој природи није есенцијалан, већ изузетно штетан по људско тело, посебно за кости (*Joseph, 2009*). У животној средини је такође токсичан на микроорганизме, биљке и животиње, јер је хемијски једноставан и постојан елемент у природи, па се у околини не може лако трансформисати у мање токсична једињења. Примарно таложење кадмијума врши се у три медијума животне средине, а то су ваздух, земљиште и вода. Емисије кадмијума су интензивније у ваздуху него у води, а најмање у земљишту (*Kaličanin, 2009*). Генерално, концентрација кадмијума у земљишту се креће у распону од 0,1–0,5 ppm, али као последица утицаја седиментних стена могућа је акумулација већих концентрација (*Jackson and Macgillivray, 1995*). Ерозија и временски услови узрокују да се кадмијум у великим количинама транспортује у акватичне екосистеме. Ерупција вулкана и шумски пожари такође су природни извори емисије кадмијума у животну средину (*Nriagu, 1990*). Антропогене емисије кадмијума у ваздуху углавном су извор сагоревања угља и горива, топлења обојених метала, челика и гвожђа, спаљивања комуналног чврстог отпада као и индустријских фосфатних ђубрива и цемента. Кадмијум се и даље у великој мери испушта у животну средину услед људских активности, а у акватични екосистем често доспева као последица примене бродског горива и боја. Због високе токсичности има неповољан утицај на квалитет

воде (Bro-Rasmussen, 1996). Забележене су високе концентрације кадмијума у животињским органима као што су јетра и бубрези (Satarug et al., 2003).

Олово (Pb)

Олово (Pb) је природни, плавкасто-сиви, метал који се експлатише у виду минерала у комбинацији са другим елементима попут сумпора (PbS, PbSO₄) или угљеника (PbCO₃) (USDHHS, 1999). Руда олова налази се у концентрованим и лако доступним налазиштима која су распрострањена широм света (Raskin, 2000). Природно олово је мешавина четири стабилна изотопа тј.: ²⁰⁴Pb (1,4%), ²⁰⁶Pb (24,1%), ²⁰⁷Pb (22,1%), и ²⁰⁸Pb (52,4%) (Hansmann and Köppel, 2000). У последњих 50 година потрошња олова драстично је порасла услед примене као адитива за бензин (Adriano, 2001). Упркос смањеној употреби “оловног бензина”, у многим земљама олово и даље доспева у атмосферу услед процеса рударења, топљења, сагоревања фосилних горива, утицаја индустријских процеса, спаљивања отпада и емисијом издувних гасова из аутомобила (Nriagu, 1990; Adriano, 2001). Олово формира једињења са оксидационим стањем +2 и +4. У животној средини углавном је заступљено у неорганским једињењима са оксидационим стањем +2. Јединења олова са оксидационим стањем +4 су релативно нестабилна и формирају се при јаким оксидационим условима. Главна органска једињења олова, детектована у животној средини, су тетраметил-свинец и тетраетил-свинец док је олово коришћено као адитив у бензину (Craig, 1986). Примарни фактори који одређују биолошку доступност олова у акваичним екосистемима зависе првенствено од његових хемијских особина. Хемијска и физичка својства површинских вода (нпр. укупна тврдоћа, рН), седимената (минералоски састав, величина зрна, порозност, електропроводљивост, рН, садржај органске материје), и физичко-хемијска својства суспендованих честица одређују капацитет везивања олова. Хемијски облици олова у акваичним екосистемима показују малу растворљивост. Оловни карбонати, сулфати и сулфиди заступљени су у седиментима, а концентрације раствореног олова у површинским водама су ниске (Nriagu, 1979). Олово природног порекла показује ниску геохемијску вредност и везано је за инертне фазе у седиментима (Salomons and Forstner, 1980).

Бакар (Cu)

Вакар (Cu) је црвенкасто-браон прелазни метал. Представља 25. најраспрострањенију компоненту земљине коре и 3. најкоришћенији метал на свету (Karlin and Tyeklár, 2012). Око 2/3 бакра у земљи јавља у магматским/вулканским стенама, док се приближно 1/4 бакра налази у седиментним стенама (USGS, 2019). Заступљен је у минералима који током процеса експлоатације служе као руде бакра: 78% у дигениту (Cu₉S₅), 66% у ковелиту (CuS), 63% у бориту (2Cu₂S x CuS·FeS), 58% у малахиту (CuCO₃ x Cu(OH)₂), 55% у азуриту (2CuCO₃ x Cu(OH)₂), 52% у тенантиту (Cu₁₂As₄S₁₃), 32-45% у тетраедриту (Cu₃SbS₃ + x (Fe,Zn)₆Sb₂S₉), 38% у хрисоколи (CuO x SiO₂ x 2H₂O) и 34% у халкопириту (CuFeS₂) (Huang et al., 2019a; Kettanah, 2019). Легуре бакра сматрају се изузетно корисним због њихове широке примене у

електранама, производњи жица, поморској индустрији, измењивачима топлоте, расхладним торњевима, цевоводима и плочама у електронској индустрији (Umar et al., 2019; USGS, 2019). Висока електрична и топлотна проводљивост, велика отпорност на корозију, лакоћа ковања и обрада су позитивна својства бакра (Mortadi et al., 2019; Yim and Park, 2019). Бакар се генерално сматра „инертним“ металом, јер се не раствара у већини растварача, осим у киселинама у присуству оксидационог средства (Ameh and Sayes, 2019). Дистрибуција бакра као токсичног метала у животној средини није повезана само са повећањем индустријских активности, већ и као последица обраде метала, употребе муља, примене галванизације, боја, ђубрива, фунгицида и пестицида (Vogelweith and Thiéry, 2018; USGS, 2019). Емисија бакра заступљена је у свим медијумима животне средине углавном захваљујући људским активностима. Често је присутан у акватичним екосистемима, а према Америчкој агенцији за заштиту животне средине (EPA-Environmental Protection Agency) сматра се приоритетним загађивачем (Sruthi et al., 2018). Природне концентрације бакра у земљишту су у опсегу 14-109 mg/kg, а просечна концентрација, широм света, износи око 38,9 mg/kg (Kabata-Pendias and Pendias, 2011). Загађење земљишта баком, постојно је дужи низ година због мале мобилности и растворљивости метала бакра (Yruela, 2009). Неорганска једињења бакра у земљишту (око 80%) јављају се у виду сулфида и оксида, а карактерише их нерастворљивост и ниска фиторасположивост (Mihaljević et al., 2019). Преосталих 20% бакра у земљишту присутно је у облику хидроксида и карбоната који су углавном доступни биљкама. Такође бакар карактерише висок афинитет везивања за глину и органски садржај (Fernández-Calviño et al., 2008b) што доприноси смањењу његове мобилности. Растворени облици бакра могу се јавити у комбинацији са другим лигандима као што су NH_3 , $\text{H}_2\text{PO}_4^{2-}$, SO_4^{2-} , NO_3^- , OH^- , Cl^- (Karlsson et al., 2006).

Никл (Ni)

Никл (Ni) је тврди, сребрно-бели чврсти метал високе термичке и електричне проводљивости. Може да формира једињења у којима има оксидационе бројеве (+2, +3 и +4), међутим у једињењима са оксидационим бројем +2 је најраспрострањенији у животној средини и биолошким системима (Muñoz and Costa, 2012). Никл припада феромагнетним елементима и природно је присутан у земљиној кори обично у комбинацији са кисеоником и сумпором у виду оксида и сулфида. У комбинацији са другим елементима, никл може бити присутан у земљишту, метеоритима и емитован из вулкана. Једињења од велике комерцијалне важности су никл-хлорид, карбонат, нитрат, сулфат, ацетат, хидроксид и оксид. Никл и једињења никла имају многе индустријске и комерцијалне намене захваљујући хемијским својствима, сјају и ниској цени. Захваљујући јединственим физичким и хемијским својствима, никл се користи у модерним металургијама у широком спектру металуршких процеса, као што су производња легура, галванизација, у производњи никл-кадмијумских батерија и као катализатор у хемијској и прехранбеној индустрији. Велико ширење производа који садрже овај метал неизбежно доводи до загађења животне средине никлом и његовим секундарним производима у свим фазама производње, рециклаже и одлагања (Song and Kenston, 2017). Никл је потенцијално опасан и токсичан за водене организме (Kähkönen

and Kairesalo, 1998) и налази се на листи приоритетних супстанци према Оквирној директиви о водама Европске уније (2000/60/EC). Ензими или кофактори који садрже никл нису познати код виших организама, али ензими на бази никла добро су познати у бактеријама, алгама, примитивним еукариотима и биљкама (Maroney and Ciurli, 2014; Desguin et al., 2018). Никл је неопходан за правилан раст и развој биљака и има виталну улогу у широком спектру морфолошких и физиолошких функција, као што су клијаво семе и продуктивност. Међутим, на високим нивоима никл мења метаболичке активности биљака инхибирајући ензимску активност, фотосинтетски пренос електрона и биосинтезу хлорофила (Srekanth et al., 2013). Ензими никла имплицирају употребу и/или производњу гасова (CO , CO_2 , CH_4 , H_2 , NH_3 и O_2) који играју важну улогу у глобалним циклусима угљеника, азота и кисеоника (Ragsdale, 2007; Maroney and Ciurli, 2014).

Хром (Cr)

Хром (Cr) је релативно заступљен елемент у земљиној кори, састављен из три стабилна изотопа ^{52}Cr , ^{53}Cr и ^{54}Cr , међу којима је ^{52}Cr највише заступљен. Као примарни рудни производ експлатише се у облику минералног хромита (FeCr_2O_4). Може да формира једињења са оксидационим стањем (од -2 до +6), међутим једињења Cr(III) и Cr(VI) представљају најстабилније облике у животној средини (Kotás and Stasicka, 2000). Хромит ($[\text{Fe},\text{Mg}]\text{Cr}_2\text{O}_4$) је најчешћи минерал који садржи Cr(III), док знатно редак минерал крокоит (PbCrO_4) представља природни извор Cr(VI) на земљи (Emsley, 2001). Загађење акватичних екосистемима хромом потиче из природних извора (минерала) (Beukes et al., 2017), или као после-дица антропогених активности (Smith et al., 1995). Главни извори антропогеног загађења хромом укључују испуштање из процеса галванизације и одлагање контаминиранг отпада (Smith et al., 1995). У акватичним екосистемима, хром се природно јавља у кишници, површинским/подземним водама и седименту (WHO, 2003; 2019). Хром(VI) је доминантан у акватичним екосистемима са аеробним условима. Најзаступљенији облици Cr(VI) су хромат (CrO_4^{2-}) и дихромат ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) које карактерише интензивно таложење у присуству металних катјона (посебно Ba^{2+} , Pb^{2+} и Ag^+). При ниским рН (<4) вредностима, Cr(III), предствљају доминантан облик и при таквим условима подложен је формирању комплекса са OH^- , Cl^- , F^- , CN^- , SO_4^{2-} јонима и органским лигандима (Chrostowski et al., 1991). Термин „укупан хром“ односи се на суму свих облика хрома, односно Cr(III) и Cr(VI). Хром, као низ тешких метала, има карактеристике које се крећу од елемента у траговима, биолошки инертног једињења (метални хром), до отровног елемента због својих карактеристика генотоксичности и карциногенезе (DesMarias and Costa, 2019). Тривалентни хром је релативно нерастворљив, слабо се апсорбује у ћелијска ткива и практично се не акумулира (US EPA, 1998). Есенцијалан је у траговима за метаболизам шећера и липида, а често се користи као додаток исхрани код људи (Vincent, 2017). С друге стране, хексавалентне врсте хрома су мобилне, лако их апсорбују ћелијска ткива, са великим афинитетом транспорта до биолошких мембрана (Rai et al., 1989; Hiller and Leggett, 2020), па сходно томе класификоване су као посебно опасни по животну средину. Америчка агенција за заштиту животне

средине (EPA) није класификовала укупни хром као канцероген за људе (USEPA, 2012), међутим појединачни хексавалентни хром сматра се приоритетним загађивачем акватичних екосистема. Хексавалентни хром окарактерисан је као мутаген и канцероген (CoE, 2006; CoE, 2008). Такође Cr(VI) се може редуковати до Cr(III) у животној средини и биолошким системима (Ranieri and Gikas, 2014). Хром има низ индустријских примена, а често се користи у производњи боја и пигмената (Verger et al., 2018), превлачењу метала (Protsenko et al., 2019), индустрији штављења коже (Laurenti et al., 2017), индустрији челика (Fahim et al., 2019), као средство за заштиту дрвета (Ali and Hashim, 2019), као катализатор (Luizon Filho et al., 2020) и у нанопорозним фотокатализаторима (Huang et al., 2019b).

Цинк (Zn)

Цинк (Zn) је један од најзаступљенијих елемената на земљи. Присутан је у земљишту, биљкама и биоти, делујући као есенцијални и токсични елемент за организме, у зависности од концентрације и спецификација у раствору (Whitton, 1970; Campbell, 1995). Многе људске активности стварају и мобилишу широко распрострањене количине цинка у животној средини. Индустрија и постројења за пречишћавање отпадних вода испуштају отпадне воде загађене цинком директно у реке. Емисије након обраде метала (рударство и топљење) главни су извор цинка у атмосфери и земљишту (Nriagu and Pacyna, 1988). Облагање челика галванизацијом „врхним потапањем“ или галванизацијом са цинком може да представља извор емисије цинка у животној средини. Остали извори загађења цинком укључују одлагање ђубрива и третмане заштите усева у обрађеним подручјима (Eriksson, 2001). Цинк се такође преноси у атмосферу и земљиште сагоревањем угља и спаљивањем отпада (Abanades et al., 2002; Xu et al., 2004). Ови различити доприноси цинка, депоновани у животној средини у облику честица или у већим наслагама, испирају се кишом и даљим транспортом доспевају високе концентрације Zn у акватичне екосистеме. Стога је контрола концентрације Zn у површинским водама главно питање животне средине и јавног здравља. Пољопривредне радње попут сточарства и ратарског узгоја концентришу велике количине метала, посебно цинка, који се накупљају у површинском слоју тла. Посебни извори цинка су прскана неорганска и органска ђубрива и третмани за заштиту усева, посебно за винову лозу (Gouzu and Brignon, 2014). Канализациони муљ, из постројења за пречишћавање отпадних вода, који се користи као ђубриво садржи углавном више од 500 mg/kg цинка (Eriksson, 2001; Meeddat, 2009). Органска ђубрива такође укључују животињски отпад од стајњака. Ефлуенти из узгоја свиња садрже неколико стотина mg/kg цинка (Levasseur, 2005).

Жива (Hg)

Жива представља једини течни метал на собној температури. Карактерише је тачка топљења -13,6 °C и тачка кључања 357 °C, а обично се добија као нуспродукт прераде руде (Smith et al., 1995). Ослобађање Hg из сагоревања угља главни је извор

контаминације у животну средину. Након емисије у животну средину, најчешће је присутна у облику (Hg^{2+}), (Hg_2^{2+}) и елементарном (Hg^0), или као алкиловани облик (метил/етил жива). Редокс потенцијал и рН система, одређују у ком облику ће бити присутна жива. Жива је најотровнија у алкилованим облицима који су растворљиви у води и испарљиви у ваздуху (*Smith et al., 1995*). Жива (II) формира јаке комплексе са низом неорганских и органских лиганата, чинећи је веома растворљивом у оксидованим воденим системима (*Bodek et al., 1988*). Примена сорпције на земљишту, седиментима и хумовним материјалима важан је механизам за уклањање Hg. Сорпција зависи од рН и расте како се рН повећава. Жива се такође може уклонити из раствора копреципитацијом са сулфидима. У анаеробним условима, органски и неоргански облици Hg могу се микробиолошком активношћу претворити у алкиловане облике, попут бактерија које редукују сумпор. Елементарна жива такође може настати у анаеробним условима деметилацијом метил живе или редукцијом Hg (II). Кисели услови ($\text{pH} < 4$) такође фаворизују стварање метил живе, док веће вредности рН фаворизују преципитацију $\text{HgS}(s)$ (*Smith et al., 1995*). Жива је повезана са оштећењем бубрега (*Scragg, 2006*).

Арсен (As)

Арсен је металоид из VA, групе који се јавља у широком спектру минерала, углавном као As_2O_3 , а може се добити и прерадом руда које углавном садрже Cu, Pb, Zn, Ag и Au. Присутан је у пепелу приликом сагоревања угља. Арсен карактерише тачка топљења $817\text{ }^\circ\text{C}$ и тачка кључања $613\text{ }^\circ\text{C}$ и показује прилично сложену хемију. Заступљен у неколико оксидационих стања (-3, 0, +3, +5) (*Smith et al., 1995*). У аеробном окружењу доминира As (V), обично у облику арсената (AsO_4^{3-}) као и у различитим протонацијским стањима: H_3AsO_4 , H_2AsO_4^- , HAsO_4^{2-} , и AsO_4^{3-} . Арсенат и други ањонски облици арсена понашају се као хелати и могу се таложити када су присутни метални катјони (*Bodek et al., 1988*). Комплекси металноарсената су стабилни само под одређеним условима. Арсен (V) се такође може копреципитирати или апсорбовати на оксидоксидима гвожђа под киселим и умерено редукујућим условима. Копреципитати су непокретни у овим условима, али мобилност арсена се повећава са повећањем рН (*Smith et al., 1995*). У условима редукције доминира As (V), у облику арсенита (AsO_4^{3-}), и његови протонирани облици H_3AsO_4 , H_2AsO_4^- , HAsO_4^{2-} , и AsO_4^{3-} . Арсенит може да адсорбује или копреципитира металним сулфидима и има висок афинитет за друга сумпорна једињења. Елементарни арсен и арсин, AsH_3 , могу бити присутни у екстремним условима. Биотрансформација (путем метилације) арсена ствара метиловане деривате арсина, као што су диметиларсин $\text{HAs}(\text{CH}_3)_2$ и триметиларизин $\text{As}(\text{CH}_3)_3$, који су веома испарљиви. Будући да је арсен често присутан у ањонском облику, он не ствара комплексе са једноставним ањонима као што су Cl^- и SO_4^{2-} . Специјација арсена такође укључује органометалне облике попут метиларсинске киселине $(\text{CH}_3)\text{AsO}_2\text{H}_2$ и диметиларзинске киселине $(\text{CH}_3)_2\text{AsO}_2\text{H}$. Многа једињења As јако се адсорбују у земљиште и због тога се преносе само на малим удаљеностима у подземним и површинским водама. Арсен је повезан са оштећењем коже, повећаним ризиком од рака и проблемима са циркулаторним системом (*Scragg, 2006*).

2.2.7. Азот и Фосфор у систему седимент/вода

Унос хранљивих компоненти, попут азота и фосфора, као последица антропогених активности често представља један од извора деградације односно еутрофикације акватичних екосистема (Brown et al., 1998; Dokulil and Teubner, 2000). Главне компоненте који утичу на квалитет воде и трофичну ланчану реакцију су макронутријенти, као што су: фосфор (P), азот (N), силицијум (Si) и микроелементи попут: калијум (K), сумпор (S) и калцијум (Ca). Такође су значајни магнезијум (Mg), гвожђе (Fe) и молибден (Mo). Азот, фосфор и калијум се сматрају примарним хранљивим компонентама, а азот и фосфор су главни ограничавајући хранљиви састојци у већини акватичних екосистема (Ansari et al., 2011; USEPA, 2016). Резултати прилива хранљивих компоненти у акватичним екосистемима доводе до цветања алги које узрокују високу замућеност воде, повећану аноксију у дубљим зонама водене фазе, што повећава киселост и модификацију водених екосистема (Carpenter, 2005). Све ове промене утичу на погоршање квалитета воде, проблеме са третманом воде за пиће и смањење перцептивне естетске вредности водног тела (Smith et al., 1999; USEPA, 2007).

Азот представља макронутријент и прехранбену потребу свих организама као битан састојак у протеинима и нуклеинским киселинама. Биљке се састоје од приближно 7,5% азота (суве масе). У зависности од својстава воде азот може бити заступљен у облику растворљивог органског N, $\text{NH}_4\text{-N}$ (амонијум), $\text{NO}_3\text{-N}$ (нитрат), $\text{NO}_2\text{-N}$ (нитрит) и N повезан са седиментом као замењиви $\text{NH}_4\text{-N}$ или органски -N (Brown et al., 1998; Dokulil and Teubner, 2000). Циклус азота је изузетно динамичан и сложен, посебно микробиолошки процеси одговорни за минерализацију, фиксацију и денитрификацију азота. Генерално се у земљишту азот из органских макромолекула као што су протеини, аминокиселине и нуклеинске киселине процесом амонификације трансформише у амонијак који ступа у различите хемијске реакције са разноврсним солима у земљишту и на тај начин формира амонијумове соли (Papazotos et al., 2020). Присуством хемосинтетских бактерија (*Nitrosomonas* и *Nitrobacter*) и азотних једињења у земљишту, амонијумове соли имају способност да се трансформишу у нитрате/нитрите током процеса нитрификације. Супротан процес од нитрификације је денитрификација. Денитрификација се дешава у аноксичним условима, као што су мочваре, где се нитрати у присуству амонијум соли редукују у различите гасовите облике. Циклус азота у великој мери контролишу бактерије, па сходно томе брзина циклуса зависи од фактора као што су влага земљишта, температура, pH итд. Нитрат (NO_3^-) је крајњи производ аеробног распадања азота и увек је растворен и мобилан (Farazaki and Gikas, 2019). Из перспективе квалитета воде, амонијум-јон (NH_4^+) се може адсорбовати на честице глине и транспортовати у акватични екосистем током ерозије. Оно што је још важније, NH_4^+ и NO_3^- су растворљиви и мобилишу се кроз земљиште у подземне воде током падавина, процесом испирања. Спречавање загађења површинских и подземних вода азотом у великој мери зависи од способности одржавања NO_3^- у земљишту само до нивоа који усев може да усвоји и смањења количине NO_3^- задржаног у земљишту након жетве (Zhou and Hosomi, 2008).

Фосфор је најраспрострањенији елемент на земљи и попут азота неопходан је за раст биљака и животиња. Разликује се од азота по томе што је високо реактиван и многа његова једињења нису лако растворљива. У земљишту се као раствор јавља врло мали удео фосфора, јер је већина чврсто везана за честице земљишта или органске материје. У воду улази првенствено у комбинацији са честицама земљишта где постаје доступан за раст биљака (еутрофикација) (*Westheimer, 1987; Smil, 1999*). Пољопривреда доприноси око 50% фосфора који улази у површинске воде и може бити главни извор у неким областима (*Smil, 1999*). Други главни извор фосфора је пречишћена вода која се регенерише пречишћавањем канализације. Како се побољшава квалитет испуштања отпадних вода, све већи значај добија на релативном доприносу дифузних пољопривредних извора фосфора (*Brandvold, 1994; Lue-hing, 1998*). Пољопривредни отицај се јавља само по влажном времену када је разблажење највеће. Животињски отпад и пречишћени канализацијски муљ су добри извори фосфора (као и азота и калијума), а њихова употреба као ђубриво штеди новац фармера (*De Conti et al., 2015*). Фосфор из канализационог муља углавном долази из отпадака хране, урина и детерџената. У земљишту је заступљен у органским и неорганским облицима. Органски фосфор постоји у нераспаднутим биљним остацима, микробима и органским материјама у тлу. Неоргански фосфор је обично повезан са једињењима алуминијума (Al), гвожђа (Fe) и калцијума (Ca) различите растворљивости и доступности биљкама (*Reddy et al., 2013; Bhomia and Reddy, 2018*). Фосфор се може брзо фиксирати у релативно нерастворљиве облике у земљишту и због тога бити недоступан биљкама. У којој мери се ово дешава зависи од рН и врсте тла, укључујући садржај Al, Fe и Ca. Када се фосфор примењује као компонента ђубрива у виду растворљивих једињења, већи део њега адсорбује земљиште (*Condron and Newman, 2011*). За разлику од азота, већина фосфора који се губи из земљишта повезана је са честицама земљишта (док се азот губи у раствору или као гас). Губитак фосфора у пољопривредном отицају јавља се у седиментима и у знатно мањој мери у раствореним облицима. Фосфор се такође може лако транспортовати у песковитим, киселим, органским или тресетним земљиштима која имају малу способност везивања или задржавања фосфора и у земљиштима где преференцијални проток воде може брзо да се одвија кроз макропоре и пољске одводе. Супротно томе, површинско отицање траве, шуме и необрађеног земљишта носи мало седимента и стога генерално доминира растворени фосфор (*Withers and Haygarth, 2007; Chadwick et al., 2015*).

2.3. Перзистентни органски загађивачи у систему седимент/вода

Перзистентни органски загађивачи (POPs) представљају широку групу хемијских једињења са различитим физичко-хемијским својствима и токсиколошким карактеристикама. Одликују их токсична органска једињења која су отпорна на већину процеса разградње у животnoj средини. Изузетно су постојни, а карактерише их висока биоаккумуляција од стране организама као и биомагнификација у прехранбеном ланцу (*Liu et al., 2017*). Упркос чињеници да су отпорни на већину процеса разградње у животnoj средини, могуће су неке молекуларне промене које не морају нужно довести

до једноставнијих и мање токсичних једињења. Неки од (POPs) метаболита су једнако сложени и чак токсичнији од матичних молекула. Већини процеса разградње (POPs) помажу микроорганизми. Ипак, полуживотни процеси биоразградње су знатно дужи, што објашњава њихову дугу постојаност у животној средини. Такође ова једињења карактерише изражена хидрофобност (Wan et al., 2011; Tobiszewski and Namieśnik, 2012) и сходно томе имају тенденцију да се вежу за суспендоване честице у акватичним екосистемима (Zennegg et al., 2007).

Приоритетну листу (POPs) чине пестициди као што су дихлордифенилтрихлоретан (*DDT-Dichlorodiphenyltrichloroethane*), хексахлоро-циклохексан (*HCH-Hexachlorocyclohexane*) и хексахлоробензен (*HCВ-Hexachlorobenzene*), индустријске хемикалије попут полихлоровани бифенили (PCB) и нуспродукти индустријских процеса као што су полихлоровани дибензодиоксини и дибензофурани (*PCDDs/PCDFs-Polychlorinated-dibenzo-p-dioxins/Polychlorinated-dibenzofurans*) и полициклични ароматични угљоводоници (PAH) (UNEP, 2017). Извори ових органских једињења који могу да се емитују у животну средину пољопривредним и индустријским активностима, представљају претњу за екосистеме (Pariatamby and Kee, 2016). Извори емисије (POPs) у акватичне екосистеме доминантно су антропогеног порекла. Главни извори загађења пестицидима најчешће су последица неконтролисаних пољопривредних активности, транспорта и складиштења. Такви пестициди имају високу токсичност, као и потенцијал биоакумулације и широко су распрострањени у животној средини узрокујући масовну контаминацију. Пестициди су детектовани у свим медијумима животне средине, укључујући земљу, воду (површинску/подземну и воду за пиће), узрокујући девастацију животне средине средине (Katsoyiannis and Samara, 2004; Miranda-García et al., 2011).

Полихлоровани бифенили (*PCB-Polychlorinated Biphenyls*) користе се као расхладне течности код кондензатора и трансформаторима, а приликом изливања и испаравања могу доспети у животну средину. Такође бројна једињења попут диоксина/фурана, полицикличних ароматичних угљоводоника (PAH) и хексахлоробензена настају као нуспродукти индустријских термичких процеса (сагоревање горива, спаљивање отпада, производње кокса и алуминијума, издувни аутомобилски гасови, хемијска синтеза хлорисаних супстанци итд) (Kakareka, 2000).

Полициклични ароматични угљоводоници (PAH) добијају се непотпуним сагоревањем фосилних горива, изливањем нафте и других органских једињења (Organization, 1998; Lawal, 2017). Представљају групу постојаних органских загађивача и карактеришу се као опасни због своје токсичности, мутагености и канцерогености (Kalf et al., 1997). У акватичне екосистеме PAH-ови доспевају услед атмосферског таложења, испуштањем отпадних вода са индустријских локација или површинским спирањем урбаних или индустријских подручја (Heetken et al., 2000). Петрогени PAH-ови су они који су добијени из нафтних деривата, док пирогени PAH-ови потичу из процеса сагоревања. (Tobiszewski and Namieśnik, 2012). PAH-ови се преференцијално акумулирају у седиментима након уласка у водотоке због своје хидрофобности (Douglas et al., 1996; Page et al., 1999). За разлику од PAH-ова са 2–3 ароматична

прстена који путем микроорганизама се могу метаболирати, ПАХ-ови са 4–6 ароматична прстена сматрају се релативно стабилним у матрицама седимента. Ова акумулација у седименту може се модулисати саставом и карактеристикама седимента (нпр. величина честица, садржај органског угљеника) (*Tobiszewski and Namieśnik, 2012*).

Полихлоровани бифенили (РСВ) су група синтетичких једињења отпорних на процесе биоразградње. Интензивно се користе у многим индустријским применама, попут диелектрика, хидрауличних течности, мазива и пластификатора (*Hens and Hens, 2018; Weber et al., 2018*). Производња и употреба РСВ-а забрањена је у САД-у и Европи пре више од три деценије. Међутим, због њиховог дугог полураспада у околини и њихове липофилне природе, они се и даље детектују у земљишту (*Devi et al., 2018; Wu et al., 2018*), подземним водама (*Nguyen et al., 2017; Indelicato et al., 2017*), ваздуху (*Hogarth et al., 2018*) у ткивима дивљих животиња (*Corsolini and Sarà, 2017*) и домаћих животиња (*Kamarianos et al., 2003; Bogdal et al., 2017*), узорцима хране (*Manning et al., 2017*), као и у људским телима (*Pirard et al., 2018*). Због различитих степена хлорисања, могуће је детектовати чак 209 сродника РСВ-а, који се разликују по својим физичким и хемијским својствима (*Hens and Hens, 2018*). Међу њима, РСВ-153 је један од најзаступљенијих сродника РСВ-а у серуму човека (*Pirard et al., 2018*), док РСВ-30 представља најзаступљенију загађујућу материју у животној средини (*Harris et al., 2014*). Док су нивои РСВ-а у животној средини полако опадали, нивои њихових метаболита, хидроксилисаних РСВ-а су расли (*Marek et al., 2013*). Емисија РСВ-а у акватичне екосистеме заступљена је из директних излива (*Abarnou et al., 1987; Duursma et al., 1989*), или из атмосферског таложења након испаравања (*Granier and Chevreuil, 1997*). У атмосфери РСВ-ови су претежно присутни у гасовитој фази, након чега се атмосферским таложењем вежу за честице (*Granier and Chevreuil, 1997*). Слично ПАХ-овима, РСВ-и су хемијски стабилни и само се минимално трансформишу током процеса таложења. Због своје липофилне природе, РСВ се акумулирају у земљишту и седиментима везујући се за fine честице богате органском материјом (ОМ) (*Gschwend and Wu, 1985*).

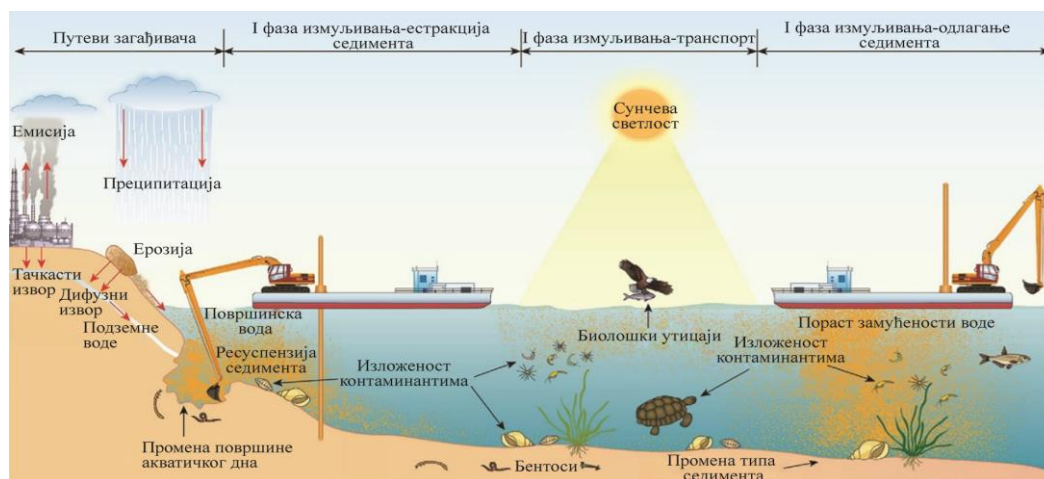
2.4. Уклањање (измуљивање) загађеног седимента

Измуљивање/уклањање седимента представља активност која се спроводи у оквиру редовног одржавања водених токова у циљу смањења ризика од поплава и одржавања пловних путева. Када се процени да постоји значајна деградација акватичног система као последица акумулације загађеног седимента, неопходно је измуљити односно уклонити акумулирани нанос (*Oros and Bierbauer, 1994; Blazquez et al., 2001; Sheehan et al., 2010*). Током измуљивања долази до ослобађања полутаната, при чему количина губитка зависи од примењене технологије измуљивања. Разликујемо два основна пута губитка полутаната (*USEPA, 1996*): Током процеса измуљивања јавља се ризик од ресуспензије седимента, услед промене физичко-хемијских услова система седимент/вода. Ресуспензија седимента и промена физичко-хемијских услова могу проузроковати ослобађање загађујућих материја у водену фазу,

што као последица ових активности може проузроковати испољавање потенцијалне токсичности. Полутанти везани за суспендоване честице бивају транспортовани и поново исталожени на локацијама удаљеним од места измуљивања (*Palermo et al., 2008; Turekian et al., 2010*). Ресуспензија седимента представља нуспроизвод сваког процеса измуљивања, а у којем обиму и количини ће бити заступљена зависи од низа фактора као што су (*Palermo et al., 2008*):

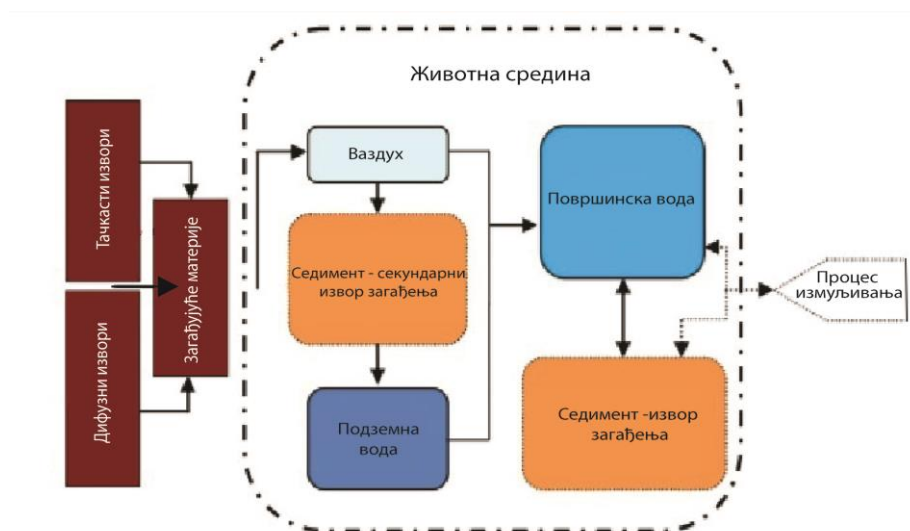
- ✓ **Карактеристике седимента** попут запреминске густине, гранулометрије и минералогije. Ресуспензија муљевитих седимента се значајно разликује од седимената са већим садржајем глине и песка. Такође карактеристична је и раслојеност седимената, па стопе ресуспензије и концентрације загађујућих материја могу драстично да се разликују између слојева.
- ✓ **Хидролошки услови** на локалитету измуљивања попут дубине, таласа и водених струја.
- ✓ **Природа површине** дна речног корита, односно присуство стена/камења или неких других препрека може утицати на процес измуљивања и стопу ресуспензије седимента.
- ✓ **Оперативни аспекти** као што су количина уклањања, дебљина захвата седимента, врста опреме за измуљивање, начин рада и вештина руковања су неки од фактора који могу допринети стопи продукције ресуспензије.

Променом физичко-хемијских услова у систему седимент/вода, проузрокованих процесом измуљивања седимента, може довести до десорпције полутаната односно ослобађања полутаната у раствору облику што настаје као последица мешања површинске воде са порном водом седимента (*Dalmacija, 2012*). Веза између извора и путање загађења као и рецептора у акватичном екосистему представља концептуални модел који омогућава да се схвате потенцијалних ризици при измуљивању седимента. Према томе неопходно је узети у обзир изворе, путеве и циљеве загађења приликом идентификовања мера за смањење негативних утицаја измуљивања (*Eisma, 2006; Oste and Hin, 2010*). Концептуални модел карактерише порекло и изворе загађења као и путеве транспорта загађујућих материја услед промене физичко-хемијских услова система седимент/вода. На слици 2 приказан је илустративни пример концептуалног модела са примерима потенцијалних, физичких, хемијских и биолошких утицаја у зависности од транспорта седимента и избора технологије измуљивања. Разумевање степена контаминације акватичног екосистема захтева додатна истраживања на тему порекла (природног/антропогеног) и извора загађења (тачкастих/дифузних) доспели загађујућих материја (*Norpadzlihatun and Voulvoulis, 2015*).



Слика 2. Илустративни приказ концептуалног модела повезаности извора, путева транспорта и циља потенцијалног загађења акватичног екосистема (Norpadzlihatun and Voulvoulis, 2015)

Кроз контаминиране падавине, апсорпцију или директне утицаје из тачкастих и дифузних извора, загађивачи се задржавају или транспортују директно у површинске/подземне воде и даљим транспортом у систему седимент/вода могу се адсорбовати на честицама седимента (Jain and Ram, 1997). Последице контаминације система седимент/вода и активности измуљивања, могу проузроковати биоакumulацију загађујућих материја на присутне акватичне организме (De Nobili et al., 2002). Процес уклањања седимента је у узајамно зависној вези са транспортом загађивача у свим медијумима животне средине укључујући седимент, ваздух, подземну и површинску воду као што је представљено на слици 3.



Слика 3. Шематски приказ узајамно зависне везе процеса уклањања седимента са транспортом загађивача у све медијуме животне средине укључујући седимент, ваздух, подземну и површинску воду (Norpadzlihatun, 2013)

Након процеса измуљивања, седимент се транспортује на контролисану депонију предвиђену за његово трајно одлагање. Разумевање извора, пута и крајњег

утицаја загађења у акватичном екосистему пржа могућност смањења или ублажавања негативних утицаја на животну средину током процеса измуљивања. Ове мере се могу применити применом контроле нивоа загађујућих материја из тачкастих и дифузних извора, управљањем путева загађења применом еколошки прихватљивих технологија или избегавањем еколошки осетљивих станишта (*Eisma, 2006; Oste and Hin, 2010*). Измуљивање седимента суштински представља сложен процес и као такав обухвата уклањање и депоновање загађеног седимента применом рентабилне и брзе технике на тај начин да приоритет буде на заштити животне средине, уз минимално разастирање контаминираног материјала на околне терене (*Dalmacija i Rončević, 2013*).

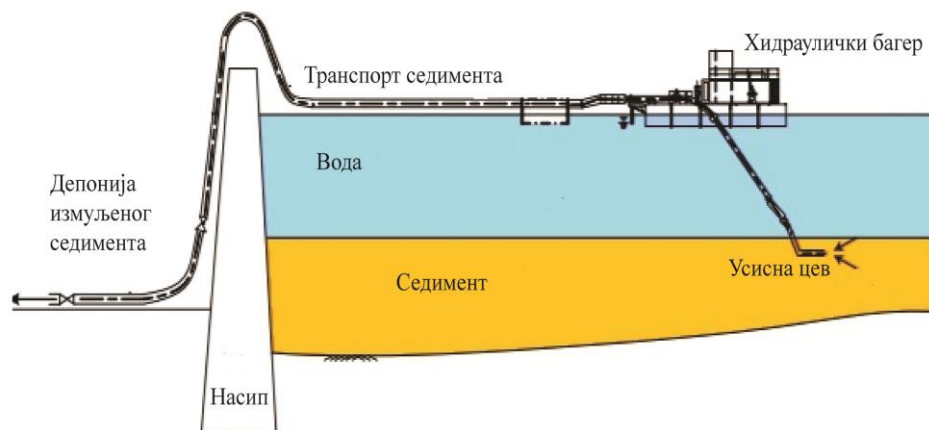
2.4.1. Технологија измуљивања седимента

Измуљивање, транспорт и одлагање седимената представљају главне процесе током којих се уклања акумулирани талог са дна акватичних екосистема. Поменути процеси сукцесивно се понављају све док се не уклони циљана количина седимента (*Thorn, 1975*). Развојом техника измуљивања, технологије су се побољшале, и данас је доступно више типова багера за уклањање различитих облика седимента (*Fujimoto and Tadasu, 1998; Den Herder, 2010*). Процес вађења талога започиње ископавањем на локацији од интереса, применом хидрауличких и/или механичких багера (*Yuhai and Hongwei, 2010*). Избор најприкладније методе измуљивања зависи од различитих фактора околине као нпр. запремине, физичких и геотехничких карактеристика седимента, присуства загађивача на различитим дубинама, дубине ископавања и удаљености потенцијалне локације за депоновања седимента (*Fujimoto and Tadasu, 1998; Den Herder, 2010*). За мала подручја попут језера карактеристична је примена сидрених багера који се крећу сидром и/или хидрауличном лопатицом односно делом багера који је потопљен у воду, како би задржао стабилност током измуљивања (*Reba, 1975; Mostafa, 2012*). Код измуљивања речних корита најчешће се користе механички багери за површински ископ (*Highley et al., 2007; Padmalal, 2008*). Међу осталим врстама багера који имају честу примену, заступљени су: ровокопачи, вучно-усисни багери и усисни багер секачи (*Guo, 2011; Lefever and Van Wellen, 2011*). Механички багери имају широку примену за уклањање седимента, а принцип рада заснива се на употреби кашике којом се захвата талог са дна речног корита (*Becker et al., 2015*). Транспорт захваћеног седимента одвија се путем водених пловила, најчешће у виду барже, до крајње тачке депоновања. Према облику кашике и начину рада ископавања седимента, механичке багере делимо на две групе. Прву групу багера карактерише кашика повезана са жицом којом се извлачи седимент са дна корита, а друга група чине багери са фиксном зглобном кашиком у виду ровокопача (слика 4) (*Palermo et al., 2008*).



Слика 4. Мехнички багер са жичаном (лево) и зглобном (десно) кашиком (Fuglevand and Webb, 2012)

Примена механичких багера најчешће је заступљена тамо где не постоје услови за рад хидрауличних багера (пристаништа бродова или остале ограничене области) или где је депоновање измуљеног седимента предалеко од места измуљивања. Процес измуљивања започиње копањем помоћу кашике у отвореном положај са тачке изнад воде (Otten, 2008). Конвенционални механички багери подложни су ресуспензији талога када кашика удари у дно, током могућих турбуленција при дизања кашике и услед губитака током подизања и спуштања кашике у воденом стубу (Wallingford, 2003; Palermo, 2003). На концентрације ресуспензије седимента могу значајно утицати различити оперативни параметри, као што су: препуњење кашике, прекомерна брзина продирања кашике при додиру са дном и брзина подизања кашике са дна. На губитак растреситих и финих седимената најчешће утичу прилегање и стање кашике, брзина дизања и својства седимента (Hayes, 2000). Принцип рада хидрауличних багера заснива се на извлачењу талога као мешавине воде и седимента. Талог се усисним цевима транспортује до жељеног места (подручја одлагања). Хидраулички багери раде са готово непрекидним циклусом измуљивања. Погодни су за одржавање лука и канала, у ситуацијама када се уклоњени материјал мора испумпати на обалу (нпр. за рекултивацију) или је неопходно транспортовати измуљени седимент на велике удаљености приликом депоновања. Најчешћи типови хидрауличних багера који се користе су стационарни и секачки усисни багери засновани на систему разбијања масе наноса (Iolanda, 2016). Стационарни усисни багер је најједноставнија врста хидрауличног багера. Усисна цев се спушта на дно, а акумулирани нанос усисава путем пумпе багера. Овом техником може се уклонити само релативно раширени зрнасти нанос или муљ. Уклањање седимента применом хидро-усисног измуљивања (слика 5) спроводи се додавањем воденог млаза у близини усисне цеви услед чега се знатно побољшава ефикасност усисавања наноса.



Слика 5. Шематски профил хидро-усисног система (*Annex No.5: Verification Test for Hydro-Suction System for Sediment Removal, 2007*)

Багере са хидро-усисним системом карактерише значајна ресуспензија и непрецизно уклањање седимента због релативно неконтролисаног процеса усисавања. Према томе усисни багер је мање погодан за селективно измуљивање. Побољшана прецизност може се постићи само коришћењем посебних оперативних мера предострожности односно модификацијом улаза усисне главе (*Annex No.5: Verification Test for Hydro-Suction System for Sediment Removal, 2007*). Усисни багери са секачем представљају ефикасне и свестране измуљиваче седимената који имају широку примену. Користе различите врсте ротирајуће резне главе (или системе за разбијање) монтиране на крају усисног цевовода за уклањање широког спектра материјала са дна, укључујући глину, муљ, песак, шљунак, чвршће кохезивне седименте и мекше стене (*EUDA, 2014; Iolanda, 2016*). Током рада, пловни багер секача се њише са једне на другу страну наизменично користећи потпорни отвор и десни бок као стожер. Добра прецизност места багерирања може се постићи јер се кретање главе багера контролише са фиксне тачке (радног удара). Сајле причвршћени за сидра са сваке стране багера омогућавају контролу бочних кретања. Ресуспензија наноса изазвана радом хидрауличног багера показује релативно једноставан транспорт (*Randall, 2017*). Главна ресуспензија седимента настаје као последица поремећаја дна око багера, јер нису сви истиснути седименти увучени у усисни вод (*Van Rijn, 1993*). Транспорт издубљеног материјала са дна на површину у потпуности је затворен у усисну цев, а ако не дође до цурења цевовода, не би требало доћи до губитака седимента. Значајно испуштање наноса може се десити и током фаза утовара у багер услед преливања или могућег цурења из цеви испумпаних седимената као високо разблажене смеше (*Randall, 2017*). У поређењу са већином других хидрауличних багера, очекује се да ће стопа ресуспендирања седимента са усисних багера секача бити релативно константна током главног дела процеса (посебно када се хомогени материјали морају уклонити) (*Van Rijn, 1993*). Како се багер приближава крају, стопа ресуспендирања наноса може се смањити. Различити услови рада, као што су: ротација резне главе, брзина њихања, брзина пумпе, висина насипа, дубина воде, облик резача, дебљина и смер сечења (посебно ако није дозвољена прекомерна дубина) такође могу утицати на ресуспендирање талог (*USEPA, 2005*). Велика брзина усисавања седимента може

повећати ресуспензију када су струје и енергија таласа велике, јер глава багера може да одбаци и ухвати веће количине талоба. Пораст суспендованих материја изазван операцијама измуљивања не зависи само од употребљених техника, применом механичких или хидрауличких багера, већ може бити повезан и са геотехничким својствима и садржајем воде ископаних седимената (тј. ликвидношћу, густином, порозношћу или пластичности и природе ситнозрнастог седимента). Често заостале неидентификоване препреке као што су отпадни остаци, калдрма и стене могу проузроковати повећање ресуспензије (*Crannell et al., 2004*). Од ових препрека, отпадни остаци представљају највећи проблем за ресуспензију када се користе механички багери. Такође остаци могу спречити затварање или заптивање цеви, узрокујући значајно цурење или губитак измуљеног материјала у водену фазу. Заостали материјали у речном кориту такође могу утицати на поремећај захватања седимента и значајно допринети повећању дисперзије (*USACE, 2008*). У оваквиим ситуацијама се одвојеним поступком уклањања препрека, која може ресуспендовати онолико талоба колико се захвати и поступаком измуљивања, чиме се може повећати ликвидност материјала за накнадно ископавање (*Bridges et al., 2008*). Као што је већ наведено за механичке багере, ресуспензија се може свести на минимум коришћењем посебних оперативних мера предострожности, правилним одабиром и модификовањем опреме и радних техника или задржавањем ресуспендованог талоба путем муљних завеса. Доступност опреме понекад је ограничена, али примена оперативне контроле може се размотрити за широк спектар опреме (*USACE, 2008*).

Примена механичких багера представља мањи ризик по животну средину од хидрауличних багера. Утицаји измуљивања варирају у складу са хемијским, биолошким и физичким параметрима водене средине (*Coll et al., 2012*). Низак ризик по животну средину према биолошким параметрима обично је повезан са малом контаминацијом, док хемијски параметри указују на висок ризик без обзира на одабир технологије измуљивања. Повећање хемијских параметара који се јављају приликом измуљивања и одлагања седимента показују да промене физичко-хемијских услова у систему седимент/вода излажу екосистем загађивачима (*Pirotta et al., 2013*). Такође дистрибуција органских и неорганских једињења повећава ризик од загађивача који могу негативно утицати на флору и фауну (*Lou et al. 2000*).

2.4.2. Депоновање (одлагање) измуљеног седимента

Након процеса измуљивања седимент се транспортује помоћу камионских приколица или усисних цеви на предвиђену локацију за његово безбедно одлагање (*Nippon, 1996; Duran Neira, 2011*). Пожељно је уклоњени седимент одложити на локацију у близини измуљивања због транспортних трошкова. Депоновање седимента спроводи се применом неколико метода, укључујући агитационо одлагање, бочно избацивање, одлагање у рециклажним базенима, операције рециклаже у танку или директно испумпавање на обалу. Директно испумпавање на обалу је најекономичнији и широко коришћен метод (*Katsiri et al., 2009; Kizyaev et al., 2011*). Одлагањем измуљеног седимента на обалу, за задржавање суспендованих материја користе се

завесе за муљ или барикаде, како би се спречила дифузија контаминаната и помогла седиментација (Elander and Hammar, 1998). Барикада најчешће представља тешку структуру која садржи пластични поклопац, конекторе, делове за оптерећење и тежину баласта који се закачи на ваздушни или чврсти пловак (Dreyer, 2006). Уроњена или плутајућа завеса за муљ састоји се од дела за оптерећење баласта, сидра и завесе (Ishizaki and Rikitake, 2010; Trang and Keat, 2010). Међутим због потенцијалног ризика од дифузије контаминаната употреба барикада и завеса приликом депоновања седимента је ограничена (Thibodeaux and Duckworth, 2001; Su, 2002).

Седимент који је контаминиран након измуљивања може да изазове негативан утицај на животну средину. Први и најозбиљнији је оцедном водом из седимента која може да доспе у подземне воде на локацији где се седимент депонује. Приликом руковања са високо контаминираним седиментима, одлагање на отвореном није дозвољено без примене ремедијационих техника као на пример мешања и аерације (Kensetsu et al., 1994; Kim, 2004). Остале технике ремедијације укључују секвенцијалне технике екстракције, предтретман, физичке сепарације, задржавање, прање, термичку екстракцију, биоремедијацију, солидификацију/стабилизацију и хемијску оксидацију (Pensaert et al., 2008). Многе од ових техника су често економски неисплативе, међутим прецизно измуљивање може смањити трошкове одређивањем дубине измуљивања на основу нивоа нивоа загађености седимента (Zhang et al., 2014). Да би се избегле или минимизовале штете неопходно је да се измуљени седимент безбедно одложи, односно да се формира тзв. санитарна депонија. Санитарна депонија, својом конструкцијом, обезбеђује да контаминација из седимента не продире у околну медијуму животне средине. Приликом одабира локације за формирање санитарне депоније неопходно је узети у обзир карактеристике (Dalmacija i Rončević, 2013):

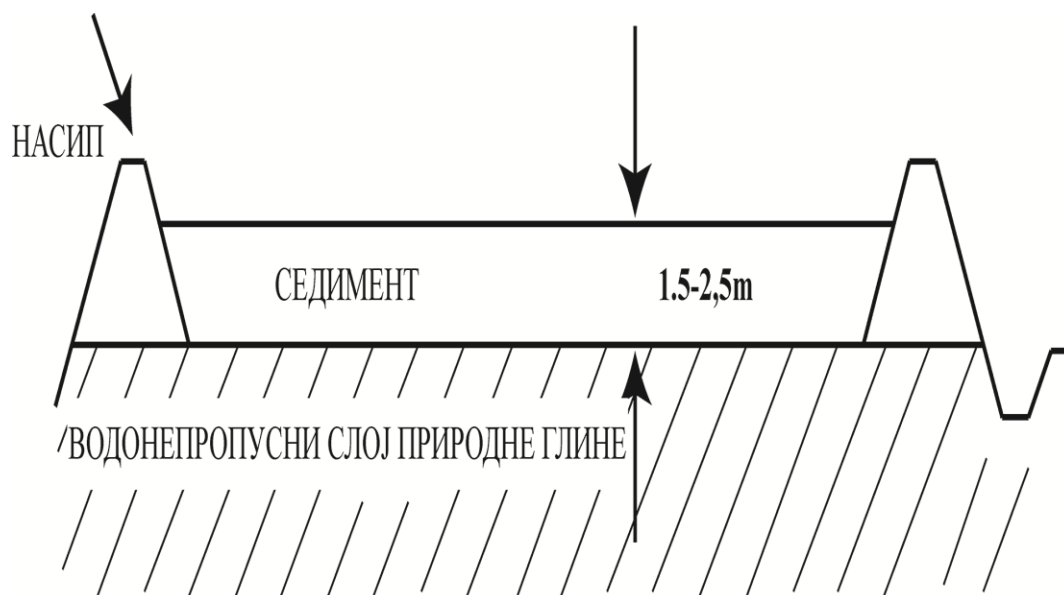
- ✓ **Особине земљишта.** Ретенциони насипи и слојеви депонованог наноса могу значајно да оптерете подлогу (подтло) и изазову проблеме са консолидовањем и стабилношћу. За сваку локацију морају да се знају подаци о чврстоћи земљишта, стабилности, особинама консолидовања и пропустљивости. Тип земљишта (нпр. глина, песак, оранице) је главна варијабилна која утиче на стопе и путеве кретања подземних вода. Важна променљива за оцењивање кретања тешких метала је pH вредност (степен киселости), као и капацитет размене катјона.
- ✓ **Ниво подземних вода.** За предвиђање правца кретања подземних вода и падова нивоа воденог огледала важно је да се воде сезонске мапе са хидроизохипсама и пијезометријским површинама. Посебно треба водити рачуна да не дође до поремећаја овог процеса када се подземна вода користи за потребе водоснабдевања.
- ✓ **Ток подземне воде.** За предвиђање брзина и праваца тока подземних вода важно је имати потребне информације о пропустљивости и порозности подповршинских слојева, у комбинацији са подацима о падовима нивоа воденог огледала.
- ✓ **Метеоролошки и климатски услови.** Падавине, са годишњим, сезонским или месечним кишама и снежним падавинама, су још један важан фактор за одређивање биланса вода за дату локацију. За утврђивање биланса вода локације, важну улогу има и испаравање. Зато треба да се прати температура по годишњим добима,

ветрови, итд. Поред утицаја на подземне воде, објекти за одлагање могу да имају потенцијалан негативни утицај на еколошке и визуелне аспекте.

- ✓ **Еколошки аспекти.** Све потенцијалне локације се требају бирати на основу ниске вредности коришћења земљишта-некултивисано неплодно земљиште тако да се изградњом објекта за одлагање не утиче негативно на екологију испод горњег слоја. Пошто су у питању увек затворене депоније, горњи део депоније може да се користи за различите намене (осим за гајење ратарских култура). Најважнији аспект је спречити улазак контаминираних супстанци у ланац исхране. Из тог разлога, објекат за одлагање треба да буде добро изолован.
- ✓ **Визуелни аспекти.** У општем изгледу крајолика, објекат за одлагање обично изгледа као брежуљкаст елемент у генерално равном простору. У коначном решењу, вегетација постављена на и испред објекта може да стоји конструкцију у околни пејзаж. Величина и дизајн објекта за одлагање је специфично условљена изабраним простором и зависи од саме локације, природе подтла, природе и количине наноса који треба да се депонује и како ће објекат за одлагање да се користи или функционише када се једном кроз попуни и када се у њега више не буде одлагао измуљен материјал.

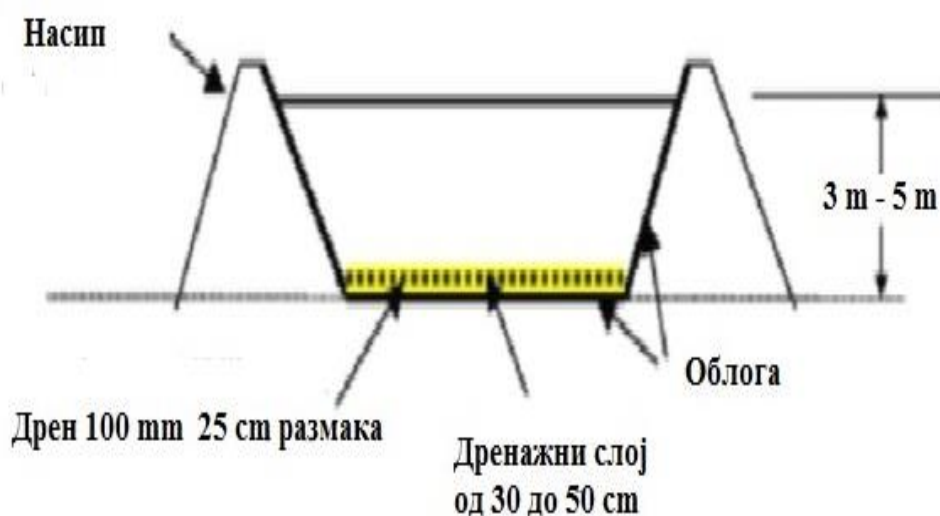
Санитарна депонија за седимент, који се измуљује, попуњава се по целој површини, од дна на горе. То значи, да се депонија мора направити као лагуна (земљани резервоар), било да се лагуна формира ископом земљишта и на тај начин оформи простор за лагуну (што је далеко скупље, па се обично не ради), или да се лагуна формира тако што се насипом „огради“ одређена површина земљишта и тако формира базен, односно резервоар. Након што се израчуна укупна површина потребног депонијског простора, тај депонијски простор подели се на мања депонијска поља, са пролазима за манипулацију (USACE, 2008; Dalmacija i Rončević, 2013). Депонијски простор у коме се налази измуљени седимент мора се изоловати од околине. То се чини тако да се дно и стране депоније хидроизолују, обично превлачењем са слојем природне глине, која је слабо водопропусан материјал или постављењем пластичних фолија уз додатну дренажу оцедних вода. Горња површина депоније која је изложена атмосферилијама насипа се земљом, а преко тога се поставља водонепропусан слој.

Водонепропусне депоније са природно глиновитим слојем су са економског аспекта најисплатљивији начин одлагања седимента. Глина као површински слој дна депоније је веома непропустан материјал који гарантује природну изолацију и спречава дифузију контаминираних вода у подземне воде (слика 6). У ситуацијама када дно планиране депоније није глиновито, могућ је транспорт глине са најближег локалитета и формирање водонепропусног дна. Такође ивице депоније морају бити обложене истим материјалом (Dalmacija i Rončević, 2013).



Слика 6. Водонепропусна депонија са природним слојем глине (*Dalmacija i Rončević, 2013*)

У ситуацији када није могуће обезбедити природан слој глине, једно од алтернативних решења је постављање вештачких изолационих облога са циљем спречавања инфилтрације атмосферске воде у подтло (слика 7). Пошто су дно и стране депоније хидроизоловани, мора да постоји дренажни систем (колектор од перфорисаних цеви) за сакупљање процедурних вода, као и постројење за третман процедурних вода које се поставља непосредно уз депонију. Овакав систем депоновања седимента је много скупљи од природних депонија са глиновитом подлогом (*USEPA, 2005; Dalmacija i Rončević, 2013*).



Слика 7. Депонија са вештачком изолационом облогом и дренажом (*Dalmacija i Rončević, 2013*)

Након депоновања седимента, неопходно је да се успоставити систем мониторинга, како би се пратио евентуални негативан утицај контаминираних

седимента на околину (могући продор оцедних вода из депоније у околно тло или подземне воде, као и потенцијална емисија депонијског гаса у атмосферу) (NAVFAC, 2003; USEPA, 2005). Током времена депоније су изложене многим природним утицајима који могу да наруше структуру депоније (атмосферски утицаји, подземне и површинске воде, ерозија земљишта). Према свим наведеним разлозима мора се током времена пратити стање саме депоније, и утицај депоније на околину (USEPA, 2005). Систем мониторинга се састоји од одговарајуће опреме за прикупљање узорака воде (пијезометри избушени у телу депоније и на околном земљишту), опреме за узорковање депонијског гаса у околној атмосфери, као и опреме за детекцију и анализу загађења у узорцима процедурне воде и депонијског гаса (*Dalmacija i sar.*, 2011a).

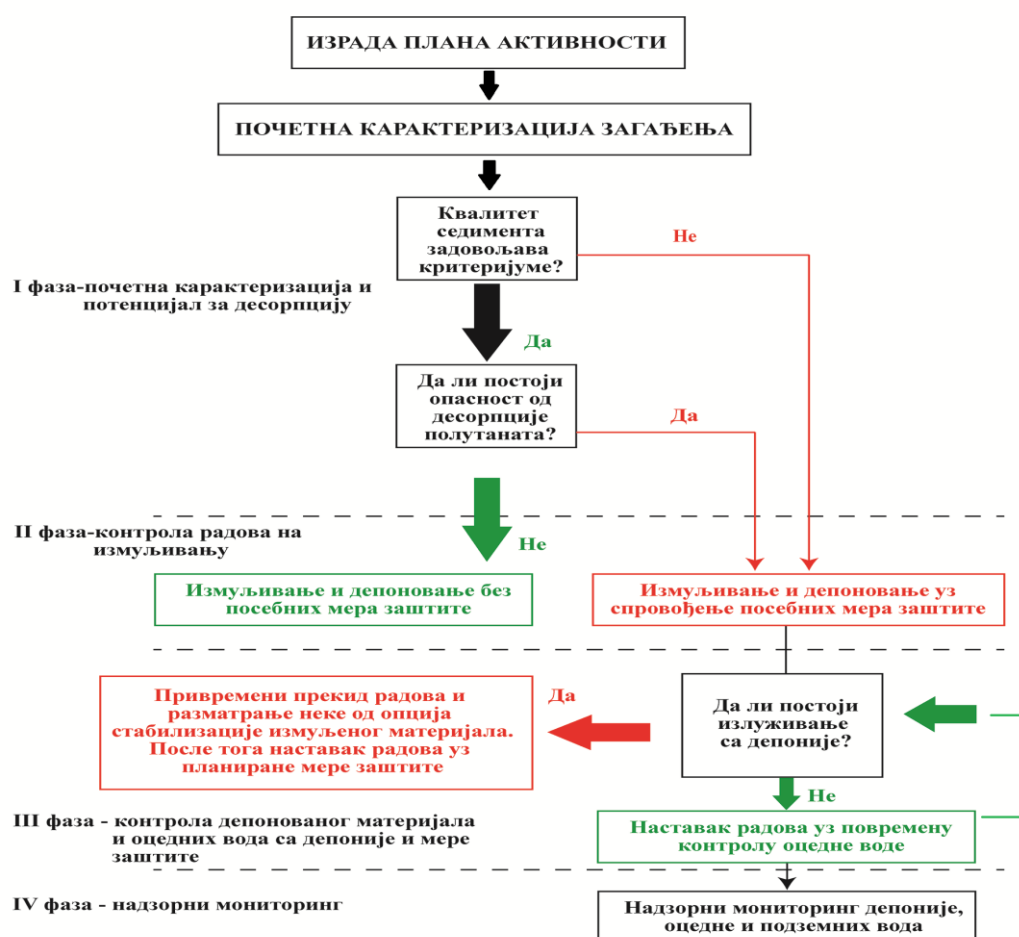
2.4.3. Алгоритам за безбедно измуљивање седимента

Први корак у оквиру процеса санације загађених локалитета јесте процена ризика животне средине. Физичко-хемијска карактеризација седимента представља важан корак у доношењу адекватних одлука како и на који начин поступати са загађеним седиментом током активности измуљивања. Технологија измуљивања, третмана и крајњег депоновања седимента, мора у себи да садржи принцип имобилизације и онемогућавања ширења загађујућих материја у животну средину кроз ваздух, воду (било површинску и/или подземну) и земљиште (*Dalmacija i sar.*, 2011a). На слици 8 представљен је алгоритам за безбедно измуљивање и депоновање загађеног седимента. Примена алгоритма дефинише низ корака са циљем успостављања минималних ризика од негативних утицаја, а сам концепт се састоји од четири фазе процеса (*Dalmacija i Rončević*, 2013):

- ✓ **Прва фаза** обухвата почетну карактеризацију седимента и процену ризика, како би се размотрили и минимизирали потенцијални негативни утицаји од ослобађања загађујућих материја у животну средину. Такађе ову фазу карактерише и разматрање почетног стања осталих медијума животне средине као што је квалитет оклоног земљишта, подземних и површинских вода. Утврђивање почетног квалитета животне средине представља подлогу за разматрање негативних утицаја детектованих након активности измуљивања и депоновања седимента у животну средину.
- ✓ **Друга фаза** заснива се на контроли радова током активности измуљивања. Уколико се карактеризацијом седимента утврди да постоји ризик од високих концентрација загађујућих материја, неопходно је процес измуљивања спровести уз хемијску анализу воде и суспендованих материја на низводним локацијама у односу на активност дестабилизације седимента.
- ✓ **Трећа фаза** представља мониторинг депонованог матрикса и формиране оцедне воде. Карактеризацијом седимента и оцедне воде, утврђује се ризик од нивоа загађујућих материја и потенцијалног дифундирања загађења у ниже слојеве земљиште, подземних и површинских вода. Уколико физичко-хемијска карактеризација укаже на висок ризик по остале медијуме животне средине

неопходно је успоставити надзорни мониторинг депоније или размотрити неку од ремедијационих технологија.

- ✓ **Четврта фаза** укључује надзорни мониторинг депоније и подземних вода односно периодичну анализу депонованог матрикса, оцедне и подземне воде. Учесталост испитивања првенствено зависи од процењеног ризика. Надзорни мониторинг се спроводи све док постоји ризик од ширења загађујућих материја у околину, тј. све док су концентрације загађујућих материја у депонованом материјалу и/или оцедној води такве да могу представљати ризик. У том случају могу се размотрити неке од опција третмана измуљеног материјала, у колико у претходној фази то није учињено.



Слика 8. Алгоритам за безбедно измуљивање и депоновање седимента (Dalmacija i Rončević, 2013)

2.5. Критеријуми квалитета седимента

Класификација седимента на основу детектоване концентрације загађивача обично се користи као средство за идентификацију потенцијалног ризика акватичног

екосистема. Заснива се на токсичности, процени ризика по животну средину као и дефинисању прихватљивих граничних вредности за поједине загађиваче присутне у седименту (Tyohemba, et al., 2020; Xia et al., 2021; Zhang et al., 2021). Према Директиви о водама (WFD-Water Framework Directive, 2000/60/EC) примењеној у државама које су чланице Европске уније (ЕУ), развијен је и имплементиран стандард квалитета животне средине (EQS-Environmental Quality Standard) са циљем да се постигне „добар статус“ за све подземне и површинске воде (Collins et al., 2012). У ту сврху процена квалитета седимента окарактерисана је као поуздан показатељ квалитета вода (Powers, 2001). Према Директиви свака земља чланица треба да изврши идентификацију загађених седимената који захтевају ремедијацију. Уколико је квалитет седимента лош и утиче на постизање доброг еколошког статуса, држава чланица дужна је да иницира одговарајућу акцију јер загађени седименти могу представљати препреку у постизању доброг еколошког статуса водног тела. Специфична мера контроле загађења у циљу постизања доброг статуса јесте постављање стандарда квалитета животне средине (EQS) (Carere et al., 2012).

Директивом (2008/105/EC2), која је “ћерка Директива” Оквирне Директиве о водама, постављени су EQS за 41 супстанцу, укључујући 33 приоритетне супстанце за површинску воду, док су за живу, хексахлорбензен и хексахлорбутадиен, за које није могуће осигурати заштиту од посредних утицаја и секундарног тровања, осим ових, установљени и EQS за биоту (Crane and Babut, 2007; Brils, 2008). Државе чланице би требале успоставити стандарде квалитета животне средине за седимент и/или биоту на националном нивоу и применити поменуте стандарде квалитета животне средине. Питање одрживог управљања седиментом, поред дефинисања његовог квалитета, захтева и дефинисање конкретних мера које је дозвољено или треба предузети са измуљеним материјалом (Casper, 2008). Већи део ЕУ легислативе се односи на седимент као измуљени материјал који се третира као отпад. Ако се примени оквирна Директива о отпаду (75/442/EEC3, модификована одлукама 91/156/EEC4 и 96/350/EEC5), произилази да седимент након измуљивања аутоматски постаје отпад без обзира на ниво контаминације (EC, 1975). Поменуто теоријско виђење измуљеног седимента је далеко од хидролошког и еколошког сагледавања проблематике, јер занемарује природни извор седимената и његову значајну улогу у акватичним срединама за оцену еколошког статуса (станиште је бројних организама). Стриктна примена Директиве практично значи да се огромне количине седимената које нису загађене не могу једноставно преместити у друге водотокове упркос минималном еколошком утицају и минималним трошковима који из овога произилазе (Dalmacija i Rončević, 2013). Чак и седименти који су сувише загађени да би били премештени у другу водену средину, не морају аутоматски бити класификовани као опасан отпад. Постоје мишљења да због карактеристика и еколошке улоге седимената у природним водама, примена регулативе која се односи на отпад није у потпуности применљива и одговарајућа за седименте.

Европска Директива о депонијама (1999/31/EC) регулише одлагање отпада на депоније, укључујући и измуљени материјал, ако се жели извршити његово одлагање и не планира даља употреба. Према овој Директиви није могуће депоновати течни отпад

што захтева да измуљени материјал мора бити подвргнут третману, барем обезводњавања. Овакав приступ несумљиво доводи до повећања трошкова одлагања и углавном представља озбиљну баријеру у спровођењу програма ремедијације загађених подручја. Уобичајена алтернатива јесте привремено депоновање у посебно конструисаним депонијама у којима су загађени седименти чувани у складу са принципима онемогућавања ширења загађујућих материја у околину. Међутим, овакве депоније захтевају веома пажљиво управљање и сталан мониторинг (*Dalmacija i Rončević, 2013*).

2.5.1. Граничне вредности за оцену квалитета седимента

Методологија за оцену статуса и тренда квалитета седимента заснива се на сету граничних вредности који укључују циљну вредност, максимално дозвољену концентрацију и ремедијациону вредност. Циљна вредност представља граничну вредност за концентрацију загађујућих супстанци у седименту испод које су негативни утицаји на околину занемарљиви и она представља дугорочни циљ квалитета седимента. Максимално дозвољена концентрација представља граничну вредност за концентрацију загађујуће супстанце у седименту изнад које су негативни утицаји на околину вероватни. Уколико је прекорачена максимално дозвољена концентрација за бар једну загађујућу супстанцу у запремини од 25 m³ седимента на датом локалитету, неопходно је иницирати истраживачки мониторинг у оквиру кога би се утврдило да ли постоје негативни екотоксични ефекти на резиденцијалну биоту. У карактеристичним случајевима због специфичних услова везаних за дати локалитет и због синергистичког деловања присутних загађујућих супстанци, могуће је да концентрација загађујуће супстанце која је између циљне вредности и максимално дозвољене концентрације изазива негативне екотоксичне ефекте на резиденцијалну биоту. Ако постоје било какве сумње да такви ефекти постоје, неопходно је спровести истраживачки мониторинг у циљу процене стварног ризика по акватичну средину. Ремедијациона вредност представља граничну вредност изнад које постоји неприхватљив ризик или ризик од преношења загађења путем акватичне средине. Уколико је прекорачена ремедијациона вредност за бар једну загађујућу супстанцу у запремини од 25 m³ на датом локалитету, неопходно је размотрити опције дислокације и/или ремедијације седимента.

У Републици Србији је прилагођен и усвојен је холандски систем класификације седимента који подразумева четири класе на основу ризика по околину и обухвата тешке метале и органске полутанте. Базиран је на три нивоа ризика на основу података за токсичност и екотоксичност. Према Уредби о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање („*Službeni glasnik RS*”, *br. 50/12*), приказане су вредности за оцену статуса и тренда квалитета седимента за параметре као што су тешки метали и минерална уља (табела 1) и полициклични ароматични угљоводоници (ПАН) и полихлоровани бифенили (ПСВ) (Табела 2).

Табела 1. Граничне вредности за оцену статуса и тренда квалитета седимента (тешки метали и минерална уља)

Параметар	Ni	Pb	Zn	Cr	Cu	Cd	As	Hg	Мин. уља
Циљна вредност	35	85	140	100	36	0,8	29	0,3	50
Максимално дозвољена концентрација	44	310	44	240	110	6,4	42	1,6	3000
Ремедијациона вредност	210	530	720	380	190	12	55	10	5000

Табела 2. Граничне вредности за оцену статуса и тренда квалитета седимента (полициклични ароматични угљоводоници (ПАН) и полихлоровани бифенили (PCB)) („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12)

Параметар	Циљна вредност	Максимално дозвољена концентрација	Ремедијациона вредност
Полициклични ароматични угљоводоници (ПАН) ⁽¹⁾	1	10	40
Нафтален	0,001	0,1	
Фенантрен	0,005	0,5	
Антрацен	0,001	0,1	
Бензо(а)антрацен	0,003	0,4	
Флуорантен	0,03	3	
Кризен	0,1	11	
Бензо(к)флуорантен	0,02	2	
Бензо(а)пирен	0,003	3	
Бензо(г,х,и)перилен	0,08	8	
Индено(1,2,3-цд)пирен	0,06	6	
Полихлоровани бифенили (PCB) ⁽²⁾	20	200	1
Дихлородифенилдишлороетан (DDD)	0,02	2	
Дихлородифенилдишлороетилен (DDE)	0,01	1	
Дихлор-дифенил тришлороетан (DDT)	0,09	9	
DDT укупни (3)	10	-	4000
Алдрин	0,06	6	
Диелдрин	0,5	450	
Ендрин	0,04	40	
Циклодиен пестициди (4)	μg/kg	5	4000
α-НСН(α-хексахлороциклохексан)	3	20	
β-НСН(β-хексахлороциклохексан)	9	20	
γ-НСН(γ-хексахлороциклохексан) (линдан)	0,05	20	
НСН укупни(5)	10	-	2000
Алфа-ендосулфан	0,01	1	4000
Хептахлор	0,7	68	4000
Хептахлор-епоксид	0,0002	0,002	4000

Напомена:

(1) параметар се односи на суму следећих једињења: нафтален, антрацен, фенантрен, флуорантен, бензо(а)антрацен, кризен, бензо(к)флуорантен, бензо(а)пирен, бензо(г,х,и)перилен, индено(1,2,3-цд)пирен.

(2) параметар се односи на суму следећих појединачних једињења: PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 и 180.

(3) параметар се односи на суму DDT, DDD и DDE.

(4) параметар се односи на суму алдрина, диелдрина и ендрина

(5) параметар се односи на суму четири изомера хексахлороциклохексана: α-НСН, β-НСН, γ-НСН, δ-НСН

Први ниво ризика је „занемарљив ризик“ (са овог нивоа су изведене циљне вредности, а када су природне концентрације више, неопходно их је узети у обзир). Следећи ниво је „максимално дозвољени ризик“ који је везан за концентрације при којима нема ефеката (*NOEC-No Observed Effect Concentration*) и на основу тих вредности изведене су тзв. „средње вредности“. Трећи ниво ризика представља

„изузетно висок ризик“ изведен на основу НОЕС за краткотрајне ефекте на организме и максимално дозвољеног ризика за људе. Овај ниво ризика одговара интервентној вредности. Детектоване концентрације изнад ове вредности значе да постоји законска обавеза ремедијације седимента. Да бисмо могли поредити резултате анализе седимента са граничним вредностима за оцену статуса и тренда квалитета седимента неопходно је вршити одговарајуће корекције детектованих концентрација на основу садржаја органске материје и удела глине. На основу овог математичког модела којим се врши корекција резултата, рачуна се крајња класа квалитета седимента. Најлошији резултат по појединачним параметрима одређује коначну класу седимента (*Ministry of Transport and Public Works Water evaluation bill, 1994; Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1998; Ministry of Housing, 2000*). Константе за корекцију према различитој врсти метала дате су Табели 3. За корекцију граничних вредности за садржај метала у зависности од садржаја глине и органске материје у датом седименту користи се следећа корекциона формула:

$$ГБк = ГВст \frac{А + Б * \% \text{ глине} + В * \% \text{ ОМ}}{А + Б * 25 + В * 10} \quad (1)$$

Где су :

- ГБк – коригована гранична вредност за одређени седимент када се у обзир узме садржај глине и садржај органске материје.
- ГВст – гранична вредност за стандардни седимент са 25 % глине и 10 % органске материје (вредности из табела 1 , 2 , 5 и 6).
- % глине – измерени садржај глине (минералне фракције < 2 μm) у датом седименту, изражен у процентима у односу на масу сувог седимента.
- % ОМ – измерени садржај органске материје у датом седименту, изражен у процентима у односу на масу сувог седимента.
- А, Б и В – константе које зависе од врсте метала (табела 3)

Табела 3. Константе у зависности од врсте метала („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12)

Метал	Константа		
	А	Б	В
As	15	0,4	0,4
Cd	0,4	0,007	0,021
Cr	50	2	0
Cu	15	0,6	0,6
Hg	0,2	0,0034	0,0017
Pb	50	1	1
Ni	10	1	0
Zn	50	3	1,5

За корекцију граничних вредности за све органске супстанце, осим за полицикличне ароматичне угљоводонике (ПАН), у зависности од садржаја органске материје у датом седименту, користи се следећа корекциона формула:

$$ГВк = ГВст \frac{\%ОМ}{10} \quad (2)$$

Где су:

- ГВ_к –коригована гранична вредност за одређени седимент када се у обзир узме садржај органске материје.
- ГВ_{ст} – гранична вредност за стандардни седимент са 25% глине и 10% органске материје (вредности из табела 1, 2, 5 и 6).
- % ОМ – измерени садржај органске материје у датом седименту изражен у процентима у односу на масу сувог седимента.

Приликом уклањања седимента из водотока, Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским/подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12), дефинише дозвољене начине поступања са измуљеним материјалом. У табели 4 и 5 приказане су граничне вредности (циљана вредност, вредност лимита, верификациони ниво и ремедијациона вредност) које се користе за оцену квалитета седимента при измуљивању из водотока.

Табела 4. Граничне вредности за оцену квалитета седимента при измуљивању седимента из водотока (тешки метали и минерална уља) („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12)

Параметар	Ni	Pb	Zn	Cr	Cu	Cd	As	Hg	Мин. уља
Циљна вредност	35	85	140	100	36	0,8	29	0,3	50
Вредност лимита	35	530	480	380	36	2	55	0,5	1000
Верификациони Ниво	45	530	720	380	90	7,5	55	1,6	3000
Ремедијациона вредност	210	530	720	380	190	12	55	10	5000

Табела 5. Граничне вредности за оцену квалитета седимента при измуљивању седимента из водотока (полициклични ароматични угљоводоници (ПАН) и полихлоровани бифенили (PCB)) („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12)

Параметар	Циљна вредност	Вредност лимита	Верификациони ниво	Ремедијациона вредност	
Полициклични ароматични угљоводоници (ПАН) ¹	mg/kg	1	1	10	40
Полихлоровани бифенили (PCB) ²	mg/kg	0,02	/	0,2	1
DDT укупни ³		10	10	40	4000
Циклодиен пестициди ⁴		5	/	/	4000
НСН укупни ⁵		10	/	/	2000
Алфа-ендосулфан	μg/kg	0,01	/	/	4000
Хептахлор		0,7	/	/	4000

Наставак табеле 5.

Хептахлор- епоксид	0,0002	/	/	4000
Напомена:				
1 параметар се односи на суму следећих једињења: нафтаген, антрацен, фенантрен, флуорантен, бензо(а)антрацен, кризен, бензо(к)флуорантен, бензо(а)пирен, бензо(г,х,и)перилен, индено(1,2,3-цд)пирен				
2 параметар се односи на суму следећих појединачних једињења: PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 и 180.				
3 параметар се односи на суму DDT, DDD и DDE				
4 параметар се односи на суму алдрина, диелдрина и ендрина				
5 параметар се односи на суму четири изомера хексахлорциклохексана: a-HCH, b-HCH, g-HCH, d-HCH				

Граничне вредности које се поред циљне и интервентне вредности користе за класификацију седимента при измуљивању, вредност лимита и верификациони ниво, за метале, арсен и органске супстанце односе се на стандардни седимент који садржи 10% органске материје и 25% глине. Граничне вредности за стандардни седимент приказане у табели 5 се морају кориговати узимајући у обзир измерени садржај органске материје и глине у датом седименту. Критеријуми за класификацију и начин руковања са измуљеним седиментом приказани су у табели 6. Класификација се врши за сваку загађујућу супстанцу или класу супстанци које су дате у табели 4 и 5. Коначна класа седимента одређује се на основу класе најлошије класификоване загађујуће супстанце.

Табела 6. Критеријуми за оцену квалитета седимента и дозвољени начини поступања са измуљеним седиментом („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12)

Класа	Критеријум	Начин поступања са измуљеним седиментом
0	≤ Циљна вредност	Концентрације загађујућих материја у седименту су на нивоу природног фона. Седименти могу бити дислоцирани без посебних мера заштите.
1	> Циљна вредност и ≤ Вредност лимит	Седимент је незнатно загађен. Приликом дислокације дозвољено је одлагање без посебних мера заштите у појасу ширине до 20 m у околини водотока
2	> Вредност лимит и ≤ Верификациони лимит	
3	> Верификациони ниво ≤ Ремедијациона вредност	Седимент је загађен. Није дозвољено његово одлагање без посебних мера заштите. Неопходно је чување у контролисаним условима уз посебне мере заштите како би се спречило распрострањавање загађујућих материја у околину
4	> Ремедијациона вредност	Изузетно загађени седименти. Обавезна је ремедијација или чување измуљеног материјала у контролисаним условима уз посебне мере заштите како би се спречило распрострањавање загађујућих материја у околину.

3. ЕКСПЕРИМЕНТАЛНИ ДЕО

Предмет истраживања ове докторске дисертације базиран је на решавању комплексне проблематике процене ризика система седимент/вода, засноване на алгоритму безбедног измуљивања и депоновања седимента. Резултати истраживања, усмерени су ка доприносу у процени ризика и развоју јединствене методологије систематског решавања проблема измуљивања и безбедног одлагања седимента у животну средину, који према својој карактеризацији сугерише на доминантно оптерћење тешким металима.

3.1. Циљ истраживања

Циљеви истраживања овог рада су:

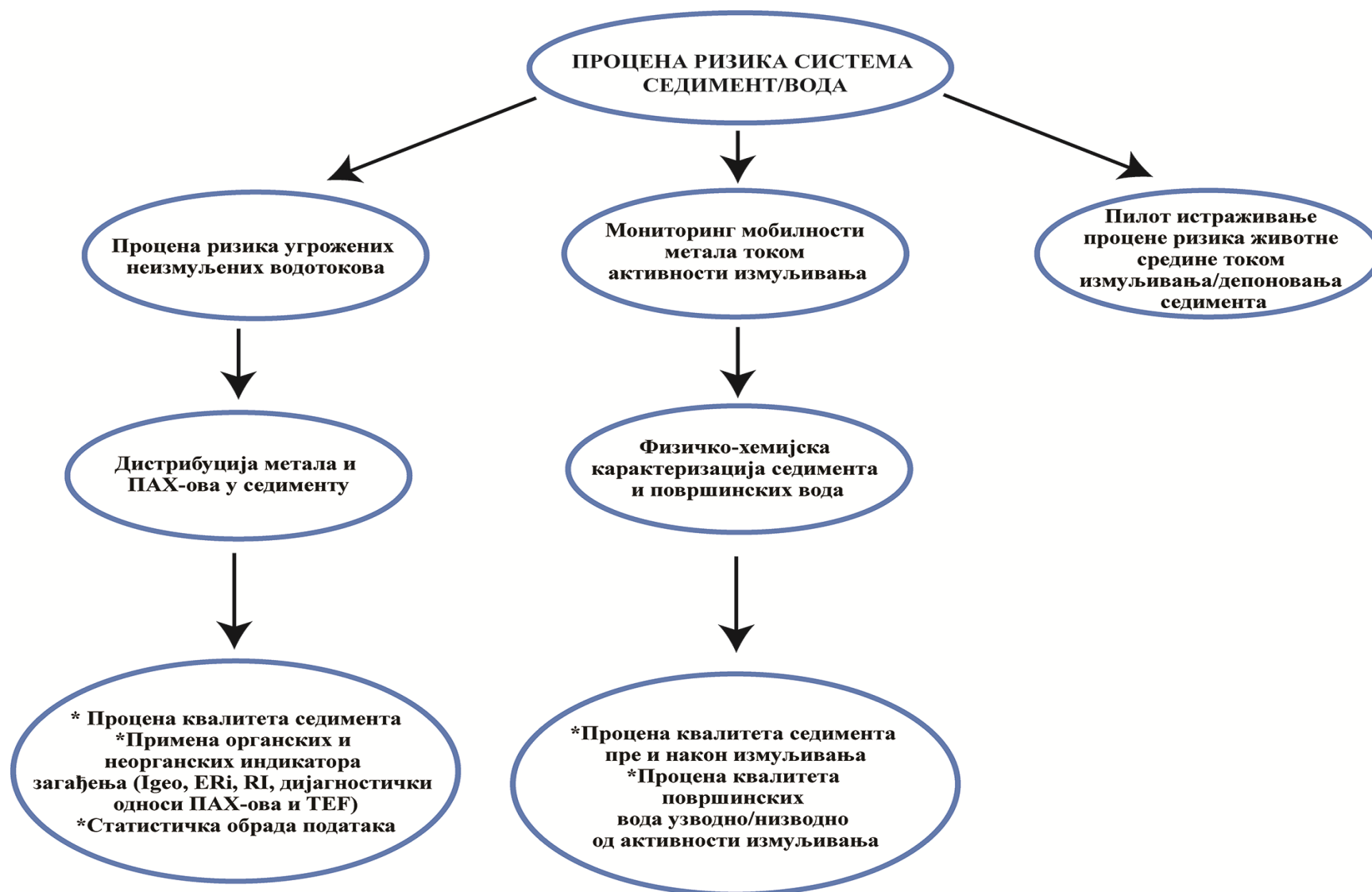
- ✓ Испитивање дистрибуције органских и неорганских загађујућих материја на угроженим неизмуљеним деловима водотокова у АП Војводини, тј. на Великом Бачком и Бегејском каналу. На испитиваним деоницама утврдиће се порекло природно и/или антропогено метала и размотрити потенцијални еколошки ризици по акватични екосистем. Истражне локације које укажу на повишене концентрације органских полутаната (полицикличних ароматичних угљоводоника (РАН)), размотриће се са аспекта процене њиховог извора порекла и канцерогености. Применом статистичке обраде података, испитаће се потенцијална корелација метала са РАН-овима у седименту.
- ✓ Процена квалитета седимента, пре и након спроведених активности измуљивања, на више истражних локација широм АП Војводине. Карактеризацијом седимента, идентификоваће се потенцијални извори загађења као и нивои еколошких ризика. Током активности измуљивања, пратиће се потенцијални ризик од ремобилизације метала и дегерације квалитета површинских вода.
- ✓ Пилот истраживање измуљивања и депоновања седимента, деонице канала Бегеј, коју карактерше висок садржај токсичних тешких метала акумулираних услед дугогодишњих антропогених утицаја. Кроз вишекритеријумски приступ процене ризика различитих медијума животне средине, испитаће се мобилност метала и размотрити оптимална методологија систематског решавања комплексне проблематике засноване на безбедном одлагању измуљеног седимента у животну средину.

3.2. План истраживања

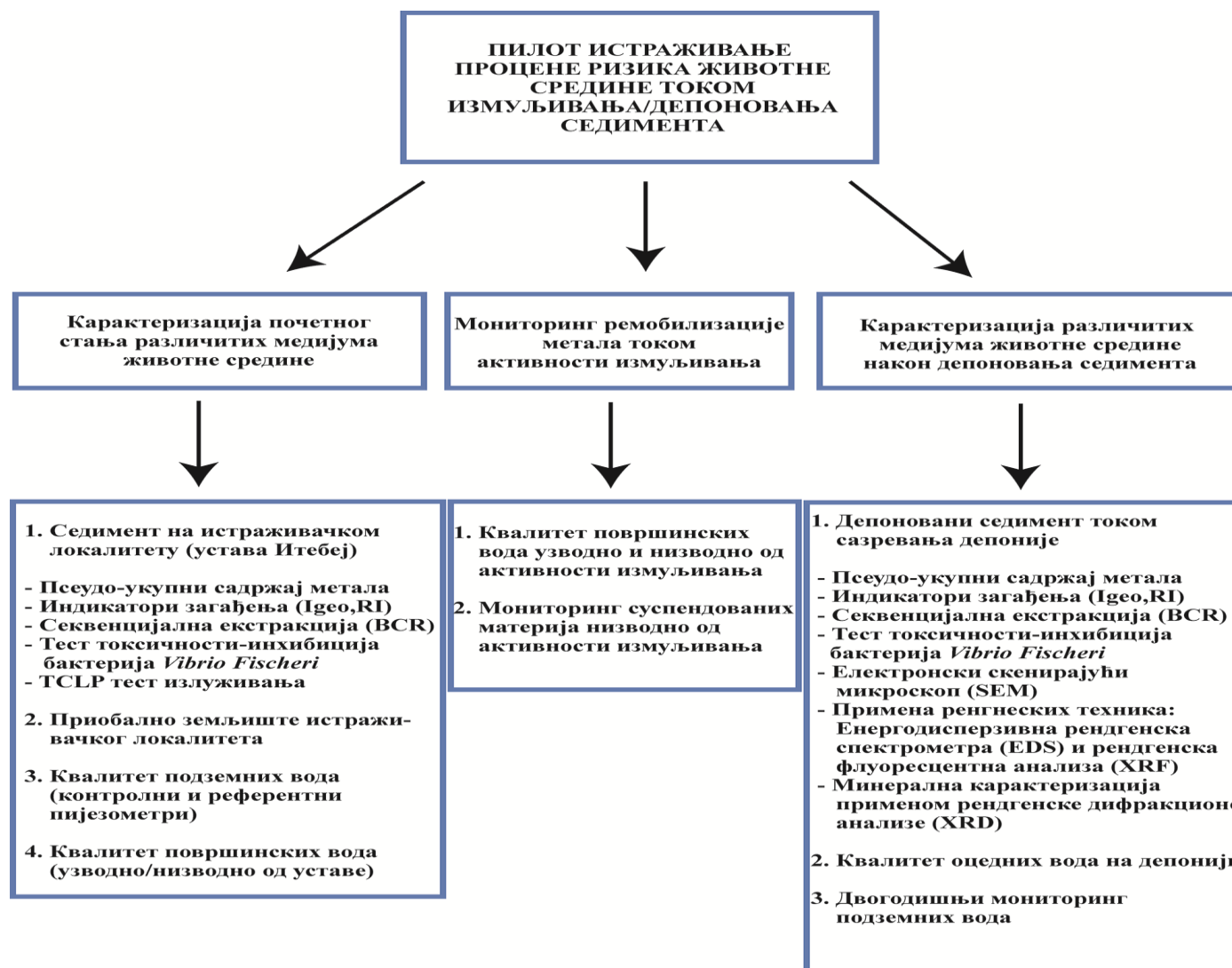
Шематски приказ плана истраживања процене ризика система седимент/вода је приказан на слици 9. Слика 10 карактерише структуру примењених активности и техника током Пилот истраживања измуљивања и депоновања седимента на каналу Бегеј. План истраживања је обухватио следеће фазе:

- ✓ Прва фаза истраживања базира се на приказу дистрибуције метала и полицикличних ароматичних угљоводоника (ПАН) на угроженим неизмуљеним деоницама водотокова у АП Војводини. У ту сврху спроведен је програм мониторинга и карактеризација седимента дела Великог Бачког и Бегејског канала. Добијени резултати поређени су са националним и међународним критеријумима за квалитет седимента као и са вредностима природног фона. Литературно доступни индикатори загађења (индекс геоакумулације (I_{geo}), еколошки фактор потенцијалне токсичности по биоту (ER_i) и индекс еколошког ризика (RI)), указали су на порекло (природно и/или антропогено) метала и размотрили процену еколошког ризика на истражним локацијама. Органски синтетички индикатори (дијагностички однос ПАН-ова и фактори токсичне еквиваленције (TEF)) указали су на порекло и канцерогеност органских загађујућих материја, доминанто полицикличних ароматичних угљоводоника (ПАН). Статистичка обрада података, заснована на анализи главних компоненти и факторској анализи (PCA/FA) идентификовала је односе и груписање унутар група података од интереса, са циљем да се утврди могућа корелација метала са органским полутантима у седименту. Ови подаци послужиће као главна смерница у доношењу одлука о начину измуљивања и депоновања седимента на истражним локацијама.
- ✓ Кроз истраживачки мониторинг на подручју АП Војводине, друга фаза истраживања размотрила је ризик од мобилности метала и еколошких утицаја услед редовног одржавања каналске мреже. Процењом квалитета седимента пре његове дислокације, размотрена је дистрибуција метала и класификација према степену загађености. Примењени индикатори геоакумулације (I_{geo}) и еколошког ризика (RI), указали су на потенцијалне изворе порекла метала и класификацију нивоа еколошког ризика за сваки истражни локалитет. Током активности измуљивања, праћен је квалитет површинских вода како би се испитала потенцијална ремобилизација метала услед промене физичко-хемијских услова у систему седимент/вода. Задњу етапу друге фазе истраживања, карактерише процена ризика депонованог измуљеног седимента по животну средину. Услед дестабилизације и промене структуре седимента током активности измуљивања и депоновања у приобалном подручју, испитан је његов квалитет. Ниво ризика по животну средину окарактерисан је применом индикатора загађења I_{geo} и RI. Сви добијени резултати су упоређени са одговарајућом законском регулативом.
- ✓ Трећа фаза представља пилот истраживање засновано на вишекритеријумском приступу процени ризика током активности измуљивања и депоновања седимента из канала Бегеј. Услед дугогодишњих антропогених утицаја, истражни седимент карактерише висока акумулација токсичних тешких метала. У првој етапи истраживања, окарактерисан је почетни квалитет стања животне средине. У ту сврху испитан је ниво тешких метала у земљишту, седименту, површинским и подземним водама пре спроведених активности измуљивања. Псеудо-укупни садржај тешких метала, указао је на ниво загађености седимента. Применом индикатора геоакумулације (I_{geo}) размотрени су извори порекла метала, а ниво ризика по биоту идентификован је путем еколошког ризика (RI). Метали који су

сугерисали на доминантно висок ризик, размотрени су са аспекта биодоступности применом технике секвенцијалне екстракције. Токсичност истражних профила, окарактерисана је применом теста акутне токсичности на бактеријама *Vibrio fischeri*. Разматрање истражног седимента као отпада, који би се након измуљивања одложио у животну средину, испитан је помоћу TCLP теста излуживања и националног правилника о класификацији отпада. Мониторинг утицаја на животну средину током активности измуљивања односно промене физичко-хемијских услова у систему седимент/вода размотрен је карактеризацијом квалитета површинске воде и суспендованог наноса на низводним профилима у односу на позицију дестабилизације седимента услед његове дислокације. Трећу етапу истраживања карактерише процена ризика од потенцијалне деградације животне средине након депоновања седимента. У ту сврху физичко-хемијском карактеризацијом праћен је квалитет депонованог седимента, оцедне и подземне воде. Након дестабилизације седимента у систему седимент/вода и његовог мешања на депонији, испитан је његов квалитет током трогодишњег сазревања депоније. Добијени резултати указали су на дистрибицију метала и класификациону категорију седимента. Разматрање потенцијалног ризика од одлагања измуљеног седимента у животну средину, праћено је путем индикације нивоа загађења утврђеног применом индекса геоакумулације (I_{geo}) и еколошког ризика (RI). Инхибицијом бактерија *Vibrio fischeri*, размотрен је ниво токсичности седимента на депонији. За метале који су указали на висок ризик, примењена је секвенцијална екстракција како би се идентификовале потенцијалне промене њихове биодоступности услед сазревања депоније односно потенцијалног везивања за минералне фракције и формирања нових минералних форми. Структурна и минеролошка карактеризација седимента испитана је применом техника као што су: електронски микроскоп са енергетско дисперзивном рендгенском спектроскопијом (SEM/EDS), рендгенска флуоресцентна анализа (XRF) и рендгенска дифракциона анализа (XRD). Поменуте технике окарактерисале су доминантне минерале у седименту и кроз минеролошку карактеризацију указале на потенцијални механизам формирања нових минералних форми са потенцијом инкапсулирања тешких метала током сазревања депоније. Разматрањем квалитета оцедних вода на депонији, испитан је ризик од потенцијалног утицаја загађујућих материја на квалитет површинских и подземних вода услед могуће интеракције. Дугорочним мониторингом квалитета подземних вода, у периоду од две године, размотрен је ризик од потенцијалног дифундовања загађујућих материја у ниже слојеве.



Слика 9. Шематски приказ плана истраживања заснованог на процени ризика система седимент/вода

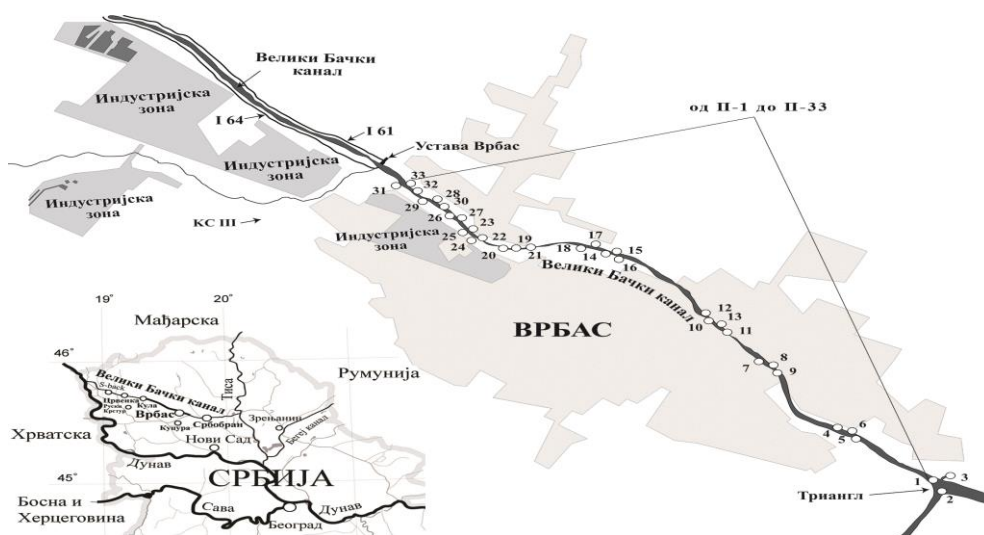


Слика 10. Приказ структуре активности и примењених техника током Пилот истраживања измуљивања и депоновања седимента канала Бегеј

3.3. Опис истражних подручија

3.3.1. Велики Бачки канал

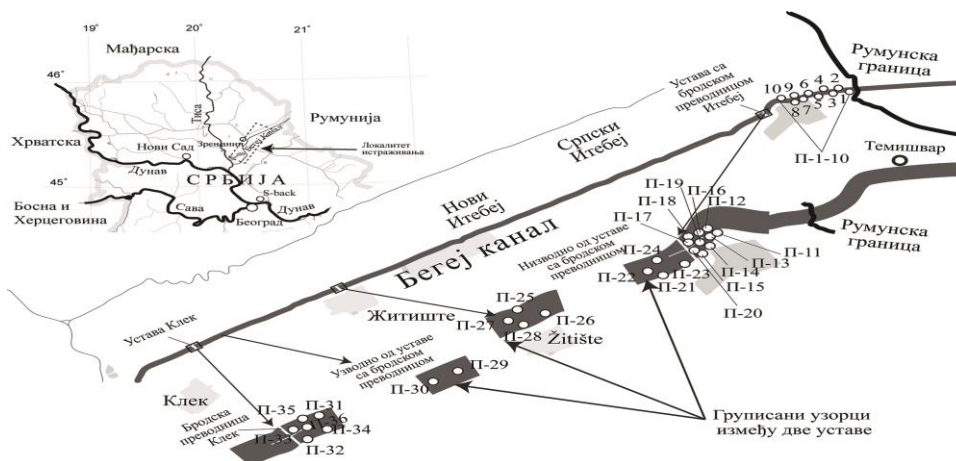
Велики Бачки канал изграђен је у 17. веку са циљем да се повежу реке Дунав и Тиса и олакша дренажа, наводњавање и пловидба. Последица наглог развоја индустрије почетком 20. века и испуштање непречишћених отпадних вода директно у реципијент проузроковали су интензивну деградацију канала. Најинтензивније загађење запажено је на деоници канала Врбас-Бездан до улива у канал Бечеј-Богојево као последица испуштања индустријских и комуналних отпадних вода у насељима Врбас, Црвенака, Кула и Сивац. Такође значајан допринос у транспорту загађења на ову деоницу указују притисци бочних канали I-61, I-64 и I-КС III. Услед дугогодишњег утицаја испуштања отпадних вода из различитих грана индустрије као нпр. доминантно прехранбене и металопрерађивачке индустрије, формиране су значајне количине муља акумулираног на дну корита. Министарство за заштиту животне средине Србије, истражни део Великог Бачког канала карактерише као један од три најзагађенија водотока у Србији. Кроз спроведена истраживања у склопу ове дисертације окарактерисан је седимент акумулиран на делу канала који се простире од уставе у Врбасу, па 6 km низводно до триангла. У току 2014. године спроведен је програм мониторинга са циљем да се утврди дистрибуција органских и неорганских параметара. Програм мониторинга је заснован на претходним истраживањима на овом подручија (*Dalmacija i sar., 2006*) али и као последица сталног раста прехранбене индустрије са отпадним водама лошег квалитета, утицају пољопривредних активности, поплавним процесима као и утицају металне индустрије која је била активна у прошлости. Део ових података је публикован у склопу пројеката (*Krčmar i sar., 2014*). Карактеризација седимента обухватила је узорковање 33 профила приказана на слици 11, одабрана на основу потенцијалних антропогених и природних утицаја на истражном делу канала.



Слика 11. Локације профила седимента (од П-1 до П-33) на истражном делу Великог Бачког канала

3.3.2. Канал Бегеј

Канал Бегеј је ископан пре више од триста година као важан транспортни пловни пут између реке Дунав и града Темишвара али и за одводњавања околних терена. Почетком 20. века, на каналу су изграђене уставе за регулацију воде и преводнице за бродове што је омогућило транспорт бродова носивости до 500 тона. Као последица негативних политичких и економских утицаја пловидба каналом је обустављена 1958. године на југословенско-румунској граници, а то је проузроковало озбиљно погоршање стања животне средине нарочито квалитета воде дуж канала (*Dubovina et al., 2018*). Принос загађујућих материја је последица наглог развоја индустрије и пољопривреде у Румунији након 1945. године. Значајни притисци на канал Бегеј су и околна пољопривредна земљишта, која услед утицаја интензивнијих падавина и ерозије трнспортују загађујуће материје (*Dalmacija et al., 2006*). Такође неадекватан третман отпадних вода и директно испуштање у канал проузроковали су погоршање квалитета вода и продукцију загађеног седимента. У циљу дистрибуције органских и неорганских полутаната и процене ризика, обрађени подаци су прикупљени кроз мониторинг реализован током 2015. и 2016. године. Део ових података је публикован у склопу пројеката (*Dalmacija i sar., 2015*). Испитан је канал од границе са Румунијом до уставе Клек, обуваатајући 36 профила седимента приказаних на слици 12. У циљу бољег разумевања транспорта загађујућих материја, одабир профила узорковања је подељен на четири групе. Прва група профила, указује на узорке лоциране непосредно пред границу са Румунијом (од П-1 до П-10). Услед затворене преводнице за бродове на устави Итебеј, акумулиране су веће количине седимента дужи временски период па из тог разлога, ови профили карактеришу другу групу узорака (од П-11 до П-20). Низводно од уставе Итебеј па до уставе Клек распоређена је трећа група узорака (од П-21 до П-30). Трећу групу узорака карактеришу три деонице канала. Низводно од уставе Итебеј долази до смањења протока воде па се ставрају идеални услови за акумулирање седимента. Затим услед положаја канала у насељу Житиште заступљена је интензивнија акумулација седимента и трећа деоница лоцирана је узводно од уставе Клек. Четврта група узорака сконцентрисана је на устави Клек (од П-31 до П-36).



Слика 12. Локације профила седимента (од П-1 до П-36) на Бегејском каналу

3.3.3. Канал Дунав-Тиса-Дунав (ДТД)

Након II светског рата јавиле су се интензивније потребе за каналским пловним саобраћајем и услед тога долази до развоја великог пројекта “Канал Дунав-Тиса-Дунав (ДТД)” (Bačkalić, 2001). Канал ДТД представља систем канала путем којих су повезане реке Дунав и Тиса, и као такав чини јединствен хидро-систем. Простире се на територији Војводине и састоји се од 12 канала укупне дужине 929 km. Данас основне намене хидротехничког система ДТД су: наводњавање, одводњавање, пловидба, риболов и туризам.

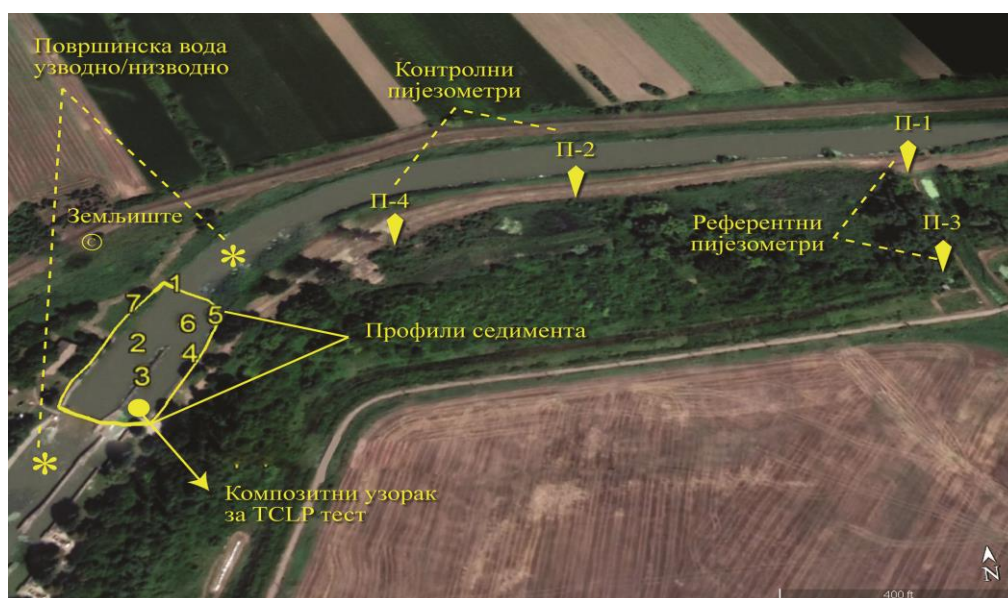
У периоду од 2014-2019. године, испитан је утицај од потенцијалне ремобилизације метала током активности измуљивања и депоновања седимента, на више истражних локација широм АП Војводине. У ту сврху праћен је квалитет површинских вода и седимента на једанаест локација које су приказане на слици 13, а то су: 1-ДТД Пригревица-Бездан (Бездан), 2-Стари Бегеј (Јанков мост), 3-Бегеј (Зрењанин), 4-ДТД Банатска Паланка-Нови Бечеј (Б. Дубица), 5-ДТД Врбас-Бездан (Кула), 6-ДТД Врбас-Бездан (Кула-Црвенка), 7-ДТД Врбас-Бездан (узводно од устава Врбас), 8-ДТД Врбас-Бездан (Црвенка), 9-ДТД Врбас-Бездан (Сивац-Црвенка), 10-ДТД Бечеј-Богојево (Србобран), 11-ДТД Бечеј-Богојево (Богојево). Део ових података је публикован у склопу пројеката (Dalmacija i sar., 2014; 2015; 2016; 2017; 2018; 2019).



Слика 13. Истражне локације током активности измуљивања и депоновања седимента на подручју АП Војводине

3.3.4. Опис локација и активности спроведених у оквиру Пилот истраживања измуљивања и депоновања седимента канала Бегеј

У циљу развоја јединствене методологије безбедног измуљивања и депоновања загађеног седимента, у складу са еколошким принципима и одрживим развојем, спроведено је пилот истраживање измуљивања и депоновања седимента на каналу Бегеј. Предмет истраживања базиран је на дислокацији и депоновању акумулираног седимента на бродској преводници у склопу хидротехничког комплекса Итебеј. Предвиђена локација за одлагање измуљеног седимента је удаљена око 300 m, узводно од преводнице у депресији поред насипа. На простору будуће депоније у приповршинским деловима терена на дубини до 1,4 m, заступљени су барски седименти који су изграђени од глине са повећаним садржајем органских материја, нарочито у горњој зони слоја. Висок садржај глине сугерише на малу водопрпусност, што предвиђену локацију за формирање депоније карактерише идеалном за одлагање измуљеног седимента. На основу плана пилот истраживања, у првој фази мониторинга размотрен је почетни квалитет животне средине на истражном подручју. Карактеризација приобалног земљишта, испитан је на полазни ниво загађујућих материја пре одлагања измуљеног седимента. Процена квалитета седимента предвиђеног за измуљивање, утврђена је на седам профила, позиционираних узводно од уставе Итебеј. Карактеризацијом композитног узорка седимента, размотрен је ризик од његовог одлагања у животну средину као отпада. Физичко-хемијском карактеризацијом површинских вода узводно и низводно у односу на уставу Итебеј, испитан је почетни квалитет површинских вода. Мониторингом контролних (П-4 и П-2) и референтних (П-1 и П-3) пијезометара утврђен је полазни ниво загађујућих материја у подземној води. Профили почетног квалитета земљишта, седимента, површинских и подземних вода приказани су на слици 14, а у табели 7 представљене су њихове координате.



Слика 14. Профили земљишта, седимента, површинских и подземних вода који указују на почетну карактеризацију животне средине

Табела 7. Координате профила земљишта, седимента, површинских и подземних вода који указују на почетну карактеризацију животне средине

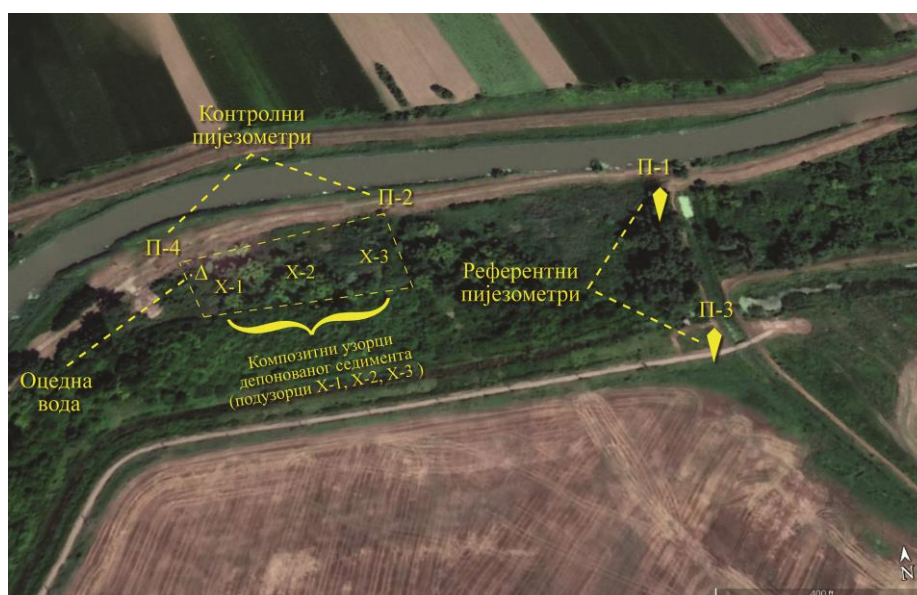
Врста узорка	Ознака узорка	GPS Кординате
Седимент	1	45°34'48.80"N 20°45'22.47"E
	2	45°34'46.77"N 20°45'22.15"E
	3	45°34'45.89"N 20°45'22.39"E
	4	45°34'46.83"N 20°45'23.10"E
	5	45°34'47.81"N 20°45'23.71"E
	6	45°34'47.77"N 20°45'22.94"E
	7	45°34'47.86"N 20°45'21.88"E
Земљиште	©	45°34'49.58"N 20°45'20.33"E
Површинска вода	Узводно	45°34'50.74"N 20°45'25.87"E
	Низводно	45°34'41.98"N 20°45'18.46"E
Подземна вода	П-1	45°34'50.98"N 20°45'44.79"E
	П-2	45°34'50.67"N 20°45'35.12"E
	П-3	45°34'47.14"N 20°45'43.26"E
	П-4	45°34'50.10"N 20°45'29.47"E

Током активности измуљивања и промене физичко-хемијских услова у систему седимент/вода, друга фаза истраживања размотрила је ризик од ремобилизације метала и потенцијалне деградације акватичног екосистема. У ту сврху праћен је квалитет површинских вода (узводно и низводно од устава) и суспендованих материја низводно од активности измуљивања, као што је приказано на слици 15. У табели 8 приказане су координате поменутих профила воде и наноса.

**Слика 15.** Профили површинских вода (узводно/низводно) и суспендованог наноса низводно од активности измуљивања**Табела 8.** Кординате профила површинских вода и суспендованог наноса

Врста узорка	GPS координате
Површинска вода	45°34'42.77"N 20°45'18.96"E
Суспендовани нанос	45°34'44.03"N 20°45'19.45"E
Површинска вода	45°34'48.65"N 20°45'22.83"E

Трећа фаза истраживања представља мониторинг утицаја на животну средину након активности измуљивања и депоновања седимента. Карактеризација измуљеног седимента, размотрена је кроз дугорочни мониторинг за период од 2017-2019. године, како би се испитао квалитет седимента током временског сазревања депоније. Композитни узорци депоније, за сваки временски период, карактеришу три подузорка са три различита крака депоније (X-1, 2, 3). Депоновањем седимента долази до издвајања оцедне воде која може доспети у површинске воде, па је са аспекта процене ризика извршена и карактеризација оцедних вода. Мониторингом контролних и референтних пијезометара, у току 2017. и 2018. године, испитан је потенцијални утицај дифундирања загађујућих материја доминантно метала из седимента у подземне воде. На слици 16 су приказани профили испитиваних седимената, оцедних и подземних вода након депоновања седимента, док је у табели 9 дат приказ њихових координата.



Слика 16. Профили седимента (на депонији), подземних и оцедних вода након завршених активности депоновања

Табела 9. Координате профила депонованог седимента, подземних и оцедних вода

Врста узорка	Ознака узорка	GPS координате
Седимент са депоније	X-1	45°34'49.24"N 20°45'30.38"E
	X-2	45°34'49.43"N 20°45'32.20"E
	X-3	45°34'49.72"N 20°45'34.35"E
Оцедна вода	Δ	45°34'49.41"N 20°45'28.57"E
Подземна вода	П-1	45°34'50.98"N 20°45'44.79"E
	П-2	45°34'50.67"N 20°45'35.12"E
	П-3	45°34'47.14"N 20°45'43.26"E
	П-4	45°34'50.10"N 20°45'29.47"E

3.3.5. Методе узорковања и анализе квалитета седимента, земљишта и воде

Узорковање. За узорковање непоремећеног седимента, коришћен је “Eijkelkamp core sampler” према стандардној методи *SRPS ISO 5667-12:1995*. За потребе истраживања узорковани су површински узорци дубини од 0 до 50 cm. Узорковање

земљишта реализовано је према стандардним методама *ISO 18400-101:2017*; *ISO 18400-102:2017*; *ISO 18400-103:2017*; *ISO 18400-107:2017*. На основу упутства за узимање узорка из природних и вештачких језера (*SRPS ISO 5667-4:2019*) и смерница за узимање узорка из река и потока (*SRPS ISO 5667-6:2017*) сакупљани су површински узорци воде. Упутство за узимање узорка подземних вода (*SRPS ISO 5667-11 2019*) коришћено је приликом узорковања подземне воде. Према стандарној методи (*SRPS ISO 5667-3 2018*), сви узорци су складиштени и транспортовани у лабораторију на температури од 4 °C до момента припреме узорка за анализу.

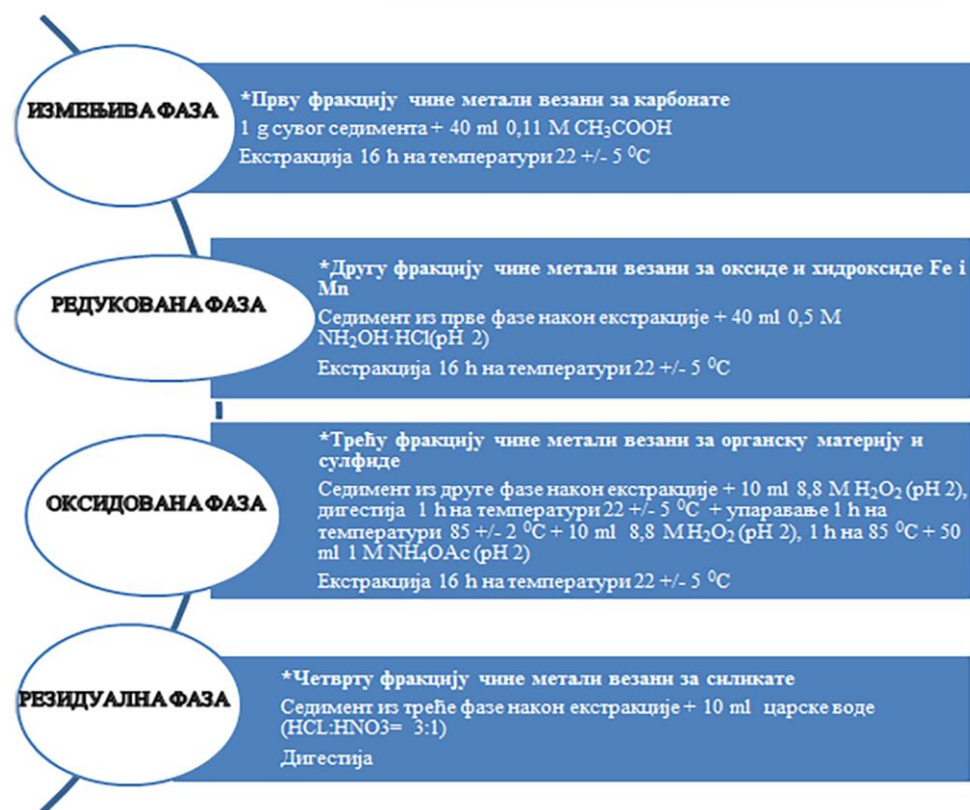
Садржај суве материје, влаге и органске материје. Одрђивање садржаја суве материје и влаге у седименту и земљишту врши се у складу са стандарном методом *SRPS EN 12880:2007* и *SRPS ISO 11465:2002*. Узорци седимента или земљишта се суше на температури од 105 ± 5 °C до константне масе. За израчунавање сувог остатка и садржаја влаге узима се разлика између масе пре и после процеса сушења. Након сушења узорци се жаре на $550^{\circ}\text{C} \pm 25^{\circ}\text{C}$. Разлика у маси пре и после жарења користи се за израчунавање губитка жарењем.

Гранулометријски састав. Одрђивање расподеле честица према величини у седименту и земљишту (гранулометријски састав) врши се према стандарној методи *ISO 11277:2009*. Главни циљ овог стандарда је одређивање довољне количине фракције узорка за конструкцију поуздане криве расподеле честица према величини. Одрђивање расподеле честица заснива се на комбинацији просејавања и седиментације узорка. Фракције веће од 0,063 mm се одређују комбинацијом сувог и мокрог сејања, док се фракције мање од 0,063 mm одређују седиментацијом применом пипет методе.

Псеудо-укупни садржај метала. За одређивање псеудо-укупног садржаја метала у узорцима седимента и земљишта коришћена је метода *EPA 3051a (USEPA 3051a, 2007)*. Псеудо-укупни садржај одређен је након одмеравања 0,5000 g узорка који је третиран са царском водом ($\text{HCl} + \text{HNO}_3$, 3:1) и након микроталасне дигестије профилиран кроз филтер хартију. Анализа садржаја метала вршена је на атомском апорпционом спектрометру „*Perkin Elmer, Atomic Absorption Spectrometer, AAnalyst 700*“ у складу са процедуром *EPA 7000b*. Метали који нису детектовани применом пламене спектрометрије, одређивани су графитном методом према *EPA 7010*.

Полициклични ароматични угљоводоници (ПАН). Одрђивање суме 16 ПАН-ова у узорцима седимента захтевало је припрему узорка кроз неколико фаза. Прва фаза укључује екстракцију ПАН-ова из седимента ултразвучном екстракцијом (*USEPA method 3550b, 1996a*). Пре екстракције узорци су сушени на ваздуху ради уклањања воде из седимента. Након екстракције, уследила је фаза пречишћавања екстракта, што је подразумевало уклањање елементарног сумпора из узорка седимента. Уклањање сумпора је извршено активираним бакарним прахом (*USEPA method 3660b, 1996b*). После пречишћавања, резултујуће фракције су испарене под благим млазом азота, и извршена је реконституција изолованих фракција (*USEPA method 3630c, 1996c*). Коначно, ПАН-ови су анализирани помоћу гасне хроматографије са масеном спектрометријом према *USEPA методи 8270c (1996d)*.

Секвенцијална екстракција метала. У циљу процене ризика од биодоступности метала односно расподеле тешких метала по фракцијама у узорцима седимента, примењена је конвенционална секвенцијална екстракција (BCR) (Araín *et al.*, 2008; Ahmadipour *et al.*, 2014). Шема процедуре конвенционалне секвенцијалне екстракције приказана је на слици 17.



Слика 17. Шема процедуре конвенционалне секвенцијалне екстракције

Тест токсичности применом бактерија *Vibrio Fischeri*. Тест токсичности применом бактерија *Vibrio Fischeri* ради се у скалду са стандарном методом *BS ISO 21338:2010-Water quality-kinetic determination of the inhibitory effects of sediment, other solids and coloured samples on the light emission of Vibrio fischeri (kinetic luminiscent bacteria test)*. Поступак извођења теста започиње одмеравањем 0,5 g седимента у вијале и додавањем 50 ml раствора NaCl (20 g/l NaCl). Након тога неопходно је подесити pH вредност у опсегу 6,5-8,0 и измерити ниво раствореног кисеоника. Када су вредности раствореног кисеоника неадекватне, неопходно је приступити продувавању узорака. Следећа фаза припреме захтева да се узорак темперира са суспензијом бактерија *Vibrio fischeri* на 20°C. Након припреме, одређена количина суспензије бактерије се додају узорцима и започиње се снимање.

Скенирајућа електронска микроскопија са енергодисперзивном рендгенском спектрометријом (SEM/EDS). Осушени и хомогенизовани узорци седимента пре и након депоновања су снимани путем скенирајућег електронског микроскопа (*QUANTAX 70*) са енергодисперзивном рендгенском спектрометријом

(*EDS System Hitachi Tabletop Microscope TM3000 Bruker*) са циљем да се одреди квалитативна и квантитативна анализа елемената присутних у узорцима. Узорци се снимају тако што се хомогенизован узорак седимента у прашкастом облику нанесе на крабонску траку и започне процес снимања.

Рендгенска флуоресцентна анализа XRF (X-ray fluorescence). Рендгенска флуоресцентна анализа XRF представља методу која омогућава квалитативну и квантитативну анализу свих елемената од Na до U присутних у узорку. Процес анализе започиње тако што се узорак седимента хомогенизује и сними путем мерења таласне дужине или енергије фотона и интезитета карактеристичног зрачења емитованог из узорка. За снимање узорака седимента коришћен је анализатор *DELTA Premium Handheld XRF Analyzer Specifications*.

TCLP тест излуживања. На основу TCLP процедуре (*USEPA, 2003*) неопходно је одредити адекватан екстракциони флуид за извођење овог теста. Одмери се 5 g уситњеног узорка у ерленмајер, дода се 96,5 ml дестиловане воде и ерленмајер се затим покрије сахатним стаклом и интензивно меша 5 минута. Након мешања неопходно је измерити рН вредност узорка. Уколико је $\text{pH} \leq 5$ користи се екстракциони флуид 1, а уколико је $\text{pH} > 5$ примењује се екстракциони флуид 2 (5,7 ml глацијалне сирћетне киселине разблажено у 1 l воде ($\text{pH} = 2,88 \pm 0,05$)). Однос осушеног узорка и екстракционог флуида треба да буде 1:20. Узорци се постављају у стаклени суд на континуалну мешалицу 18h на собној температури, а након екстракције, раствор се профилира кроз 0,45 μm мембрански филтер, и конзервише са азотном киселином након чега се анализира на садржај метала применом AAS или ICP-MS техником.

Рендгенска дифракциона анализа (XRD). Рендгенска дифракција представља неструктивну аналитичку методу путем које се анализирају структуре кристалних материјала. Применом поменуте технике, могуће је испитати структуру и текстуру кристала, као и различите структурне параметре као што су просечна величина зрна и кристалне деформације. Рендгенске зраке карактерише електромагнетно зрачење које укључује таласне дужине које се могу мерити у нанометрима. Током анализе кристалних супстанци узорак ствара тродимензионалне форме дифракције као одговор на таласне дужине рендгенских зрака. За анализу истражних седимената, узорци су уситњени и нанети на стаклену плочу димензија 20 x 20 mm са удубљењем од 0,5 mm. Путем аутоматског дифрактограма *Rigaku MiniFlex 600*, снимљени су узорци депонованог седимента. Процес снимања је рађен у режиму “step mode” са временом заустављања од 2 s. Зрачење је вршено путем бакрених анода, са напоном од 40 kV и струјом од 15 mA. Семиквантитативна рендгенско дифракциона анализа и величина детектованих кристала у седименту утврђена је применом HighScore Plus софтвера (*PANalytical, the Netherlands*).

Остале примењене методе током физичко-хемијске карактеризације површинских и подземних вода су усклађене са релевантним SRPS/ISO/EPA стандардима и приказане у табели 10.

Табела 10. Методе анализе површинских и подземних вода

Испитивани параметар	Ознака методе	MDL	PQL	Опсег мерења
pH	SRPS H.Z1.111:1987	-	-	0-14
Електропроводљивост	SRPS EN 27888:1993	0,51 $\mu\text{S}/\text{cm}$	2,57 $\mu\text{S}/\text{cm}$	1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ – 1 S/cm
Растворени кисеоник	SRPS EN 25814:2009	-	-	0,0 - 20,00 (0,01) 0,0 - 90,0 (0,1)
Суспендоване материје	SM 2540 D	6 mg/l	12 mg/l	12-200000 mg/l
Укупан суви остатак	SM 2540 B	12 mg/l	23 mg/l	23-200000 mg/l
ХПК	SRPS ISO 6060:1994	16 mgO ₂ /l	32 mg O ₂ /l	32-20000 mg/l
БПК ₅	H1.002	2mg O ₂ /l	4 mg O ₂ /l	4-20000 mg/l
Нитрити	SRPS EN 26777:2009	0,002 mgN/l	0,005 mgN/l	0,005-1000 mgN/l
Укупан органски угљеник	SRPS ISO 8245:2007	0,20 mg/l	0,5 mg/l	0,5-25 mg/l
Утрошак калијум-перманганата	SRPS EN ISO 8467:2007	0,5 mg/l	1,4 mg/l	od 1,4 mg/l
Укупан азот	H1.011	0,002 mgN/l	0,005 mgN/l	0,005-1000 mgN/l
Укупан неоргански азот	H1.011	0,002 mgN/l	0,005 mgN/l	0,005-1000 mgN/l
Амонијак	SRPS ISO H.Z1.184:1974	0,02 mgN/l	0,06 mgN/l	0,05- 5000 mgN/l
Нитрати	SRPS ISO 7890-3:1994	0,01 mgN/l 0,02 mgN/l	0,02 mgN/l 0,04 mgN/l	0,02-1000 mgN/l 0,04-1000 mgN/l
Нитрити	P-V-31/C SRPS EN ISO 6878:2008	0,005 mgP/l	0,011 mgP/l	0,011-5000 mg/l
Укупан фосфор	SRPS EN ISO 6878:2008	0,005 mgP/l	0,011 mgP/l	0,011-5000 mg/l
Ортофосфати	SM 2340 C	0,05	1 mg/l	od 1 mg/l
Тврдоћа	SRPS ISO 9297:1997	4 mg/l	12 mg/l	12-400 mg/l
Хлориди	P-V-44/A	1,1 mg/l	2,2 mg/l	2,2-5000 mg/l
Сулфати	SRPS EN 903:2009	0,06 mg/l	0,12 mg/l	0,1-100 mg/l
Ањонски детеценти	EPA7000b	0,25 mg/l	0,51 mg/l	0,50 – 1000 mg/l
	EPA7010	2,92 $\mu\text{g}/\text{l}$	5,92 $\mu\text{g}/\text{l}$	5,9 – 5000 $\mu\text{g}/\text{l}$
Олово	EPA7000b	0,068 mg/l	0,14 mg/l	0,1 – 5000 mg/l
Гвожђе	EPA7000b	0,034 mg/l	0,069 mg/l	0,069 - 1000 mg/l
	EPA7010	1,15 $\mu\text{g}/\text{l}$	2,34 $\mu\text{g}/\text{l}$	2,3 – 5000 $\mu\text{g}/\text{l}$
Манган	EPA7000b	0,19 mg/l	0,38 mg/l	0,38 - 1000 mg/l
	EPA7010			2,2 – 5000 $\mu\text{g}/\text{l}$
Никл	EPA7000b	0,011 mg/l	0,023 mg/l	0,023 – 1000 mg/l
Цинк	EPA7000b	0,014 mg/l	0,029 mg/l	0,029 – 1000 mg/l
	EPA7010	0,07 $\mu\text{g}/\text{l}$	0,15 $\mu\text{g}/\text{l}$	0,15 – 5000 $\mu\text{g}/\text{l}$
Кадмијум	EPA7000b	0,022 mg/l	0,045 mg/l	0,045-1000 mg/l
	EPA7010	0,44 $\mu\text{g}/\text{l}$	0,90 $\mu\text{g}/\text{l}$	0,90 – 5000 $\mu\text{g}/\text{l}$
Хром	EPA7000b	0,021 mg/l	0,043 mg/l	0,043 - 1000 mg/l
	EPA7010	0,45 $\mu\text{g}/\text{l}$	0,90 $\mu\text{g}/\text{l}$	0,90 – 5000 $\mu\text{g}/\text{l}$
Бакар	SRSPS ISO 6439:1997	0,025 mg/l	0,037 mg/l	0,1-1000 mg/l
Феноли	EPA7010	1,28 $\mu\text{g}/\text{l}$	2,60 $\mu\text{g}/\text{l}$	2,60 – 5000 $\mu\text{g}/\text{l}$
Арсен	H1.004	0,16 $\mu\text{g}/\text{l}$	0,5 $\mu\text{g}/\text{l}$	0,5 – 5000 $\mu\text{g}/\text{l}$
Жива	SM 3500 Na-D	0,096 mg/l	0,2 mg/l	0,2 - 10000 mg/l
Натријум	SM 3500 K-D	0,105 mg/l	0,2 mg/l	0,2 - 5000 mg/l

Наставак табеле 10.

Испитивани параметар	Ознака методе	MDL	PQL	Опсег мерења
Калијум	EPA7000b	0,11 mg/l	0,22 mg/l	0,22 – 5000 mg/l
Калцијум	EPA7000	0,09 mg/l	0,2 mg/l	0,2 - 5000 mg/l
Магнезијум	ISO 9377-2:20000(E)	0,441 mg/l	2,00 mg/l	1-10000 mg/l
Индекс угљоводоника	SRPS H.Z1.111:1987	-	-	0-14

3.3.6. Органски и неоргански индикатори загађења

3.3.6.1. Индекс гео-акумулације (I_{geo}), еколошки фактор ризика (ER_i) и индекс еколошког ризика (RI)

У овом раду коришћена су три индикатора неорганског загађења тј. метала у седименту. Индекс геоакумулације (I_{geo}) примењен је за разматрање детектованих концентрација метала, односно за процену њиховог порекла (природног/антропогеног) у седименту. Индикација потенцијалне токсичности метала по биоту, класификована је путем еколошког фактора ризика (ER_i) и индекса еколошког ризика (RI) на основу збира свих тешких метала у седименту. Индекс геоакумулације (I_{geo}) је првобитно дефинисан од стране Müller (1979) и представљен као алат за процену загађујућих материја као што су тешки метали. Такође I_{geo} се дефинише и као квантитативна мера степена контаминације седимената (Förstner et al., 1990), а израчунава се на основу следеће једначине:

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1.5 \times B_n} \right) \quad (3)$$

где је:

- C_n измерена концентрација метала у седименту,
- B_n “background” вредност односно геохемијска природна вредност у незагађеном седименту,
- и корекциони фактор 1,5.

Потенцијални еколошки фактор ризика (ER_i) (Håkanson, 1980), према физичко-хемијским и токсиколошким карактеристикама као и његовог понашања у животној средини израчунао је путем следеће једначине:

$$ER_i = Tf_i \times Cf_i \quad (4)$$

где је:

- Tf_i фактор токсичног утицаја елемената и сродних фактора токсичности за тешке метале,
- Cf_i представља коефицијент акумулирања загађења елемената.

Из претходне једначине коефицијент акумулирања загађења се израчунава према следећој једначини:

$$C_{fi} = \left(\frac{C_{oi}}{C_{ni}} \right) \quad (5)$$

где је:

- C_{oi} детектована концентрација метала у седименту,
- C_{ni} “background” вредност односно геохемијска природна вредност у незагађеном седименту.

Процена индекса еколошког ризика (RI) на основу збира свих тешких метала у седименту, рачуна се на према суми свих израчунатих (ER_i) вредности (*Hakanson, 1980; Grba et al., 2016*). Класификација нивоа загађења седимента за поменути три индекса ризика, приказана је у табели 11.

Табела 11. Класификација загађености седимента применом индекса геоакумулације (*Müller, 1979*), еколошког фактора ризика (ER_i) као мере токсичности метала по биоту и индекса еколошког ризика (RI) (*Hakanson, 1980*)

Индекс геоакумулације			Еколошки индекси			
I_{geo}	Класа	Интензитет контаминације	ER_i	Потенцијалн и еколошки ризик	RI	Оцена ризика као сума свих еколошких ризика
>5	6	Изузетно контаминирани	≥ 320	Веома висок ризик		
4-5	5	Снажно до екстремно контаминирани	$160 \leq ER < 320$	Висок ризик	≥ 600	Висок ризик
3-4	4	Јако контаминирани	$80 \leq ER < 160$	Значајан ризик	300 - 600	Значајан ризик
2-3	3	Умерено до јако контаминирани	$40 \leq ER < 80$	Умерен ризик	150 - 300	Умерен ризик
1-2	2	Умерено контаминирани	< 40	Низак ризик	< 150	Низак ризик
0-1	1	Незагађен до умерно контаминирани				
<0	0	Незагађен				

3.3.6.2. Органски индикатори потенцијалних извора и канцерогености РАН-ова у седименту

Порекло РАН-ова у седименту размотрено је применом молекуларно-дијагностичких односа појединачних једињења. Примена односа LMW и HMW може указати на порекло поменутих органских загађивача. Код процеса који се одигравају на ниским температурама настају РАН-ови малих молекулских маса који садрже 2-3 бензенска прстена (LMW), а услед високо температурних услова формирају се РАН-ови које карактеришу велике молекулске масе и 4-6 бензенска прстена (HMW) (*Nagy, 2007; Malik et al., 2011*). Када су вредности односа LMW/HMW мањи од 1 загађење се карактерише из пирогених извора, а када је поменути однос већи од 1 загађење је петрогеног порекла (*Budzinski et al., 1997; Deng et al., 2013*). Такође коришћен је и укупни индекс за одређивање порекла РАН-ова. Укупне добијене вредности индекса

упућују на различите изворе загађења. Вредности изнад 4 сугеришу да РАН-ови настају као резултат сагоревања на високој температури, док мање вредности указују на порекло ниже температуре као што су нафтни производи. Формула за израчунавање укупног индекса представљена је путем следеће једначине:

$$\text{Укупни индекс} = \frac{0,4 \times \text{Flur}}{\text{Flur} + \text{Pyr}} + \frac{0,2 \times \text{Ant}}{\text{Ant} + \text{Phe}} + \frac{0,1 \times \text{BaA}}{\text{BaA} + \text{Chr}} + \frac{0,5 \times \text{LnP}}{\text{LnP} + \text{BghiP}} \quad (6)$$

Где су:

- Flur - флуорен;
- Pyr - пирен;
- InP- индено[1,2,3-cd]пирен;
- BghiP - бензо[g,h,i]перилен;
- Ant - антрацен;
- Phe – фенантрен;
- BaA – бензо(а)антрацен;
- Chr - кризен;

У табели 12 приказани су сви примњени дијагностички однос, коришћени током истраживања потенцијалних извора РАН-ова у седименту .

Табела 12. Молекуларно-дијагностичких односи појединих РАН-ова коришћени у циљу њихове процене порекла у седименту

Однос	Вредност	Порекло	Референца
LMW/HMW	> 1	Петрогеник	<i>Budzinski et al., 1997; Deng et al., 2013</i>
	< 1	Пирогеник	
Flur/(Flur + Pyr)	< 0,40	Петрогеник	<i>Ravindra et al., 2008</i>
	> 0,40	Пирогеник	
	0,40–0,50	Сагоревање фосилних горива	
	> 0,50	Сагоревање угља, траве и дрвета	
InP/(InP + BghiP)	< 0,20	Петрогеник	<i>Yunker et al., 2002</i>
	> 0,50	Пирогеник	
	0,20–0,50	Сагоревање фосилних горива	
	> 0,50	Сагоревање угља, траве и дрвета	
Ant/(Ant + Phe)	< 0,10	Петрогеник	<i>Pies et al., 2008</i>
	> 0,10	Пирогеник	
BaA/(BaA + Chr)	< 0,20	Петрогеник	<i>Yunker et al., 2002; Qiao et al., 2006</i>
	> 0,35	Пирогеник	
Phe/Ant	> 10	Петрогеник	<i>Lima et al., 2005, Mzoughi and Chouba, 2011</i>
	< 10	Пирогеник	
Total index	< 0,4	Петрогеник	<i>Ţigănuş et al., 2013</i>
	> 0,4	Пирогеник	

Напомена: LMW - РАН-ови ниских молекулских маса; HMW - РАН-ови високих молекулских маса; Flur - флуорен; Pyr - пирен; InP- индено[1,2,3-cd]пирен; BghiP - бензо[g,h,i]перилен; Ant - антрацен; Phe - фенантрен; BaA - бензо(а)антрацен; Chr - кризен;

Квантификација потенцијала канцерогености седимента, одрђена је путем токсичних фактора еквиваленције (TEF) на основу 7 канцерогених РАН-ова у односу на бензо[а]пирен. Укупна концентрација бензо[а]пирен (еквивалентне концентрације

(B[a]P_{eq}) применом релативних токсичности ПАХ-ова израчуната је путем следеће једначине:

$$\text{Укупни B[a]P}_{eq} = \sum iC_i \times \text{TEF}_i \quad (7)$$

где је:

- C_i концентрација појединачних канцерогених ПАХ-ова,
- TEF_i фактор токсичне еквиваленције $\text{TEF (BaA)} = 0,10$, $\text{TEF (Chr)} = 0,001$, $\text{TEF(BkF)} = 0,01$, $\text{TEF (BaP)} = 1,00$, $\text{TEF (BbF)} = 0,10$, $\text{TEF (InP)} = 0,10$ и $\text{TEF (DahA)} = 1$.

4. РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА

4.1. Квалитет седимента угрожених неизмуљених водотокова у АП Војводини

У овом поглављу размотриће се квалитет и проценити ризик од неизмуљених водотокова у АП Војводини, тј. Великог Бачког и Бегејског канала. Поређењем дистрибуције концентрација органских и неорганских полутаната са националним и међународним критеријумима као и вредностима природног фона, утврдиће се квалитет седимента и ризик на истражним локалитетима. Извори порекла и потенцијални еколошки ризици, полутаната од интереса, размотриће се применом органских и неорганских индикатора синтетичког загађења. Статистичка обрада података идентификоваће односе и груписање могућих корелација метала са органским полутантима у седименту.

4.1.1. Квалитет седимента угрожених неизмуљених локалитета

Велики Бачки канал

Експоненцијални раст индустрије и неадекватно управљање отпадним водама, последњих неколико деценија, прозроковали су еколошку катастрофу на Великом Бачком каналу који је предмет овог истраживања. У току 2014. године спроведен је истраживачки мониторинг са циљем да се утврди статус и тренд квалитета седимента. Сагледавањем временских утицаја различитих промењивих извора загађења, добијени подаци су упоређени са мониторингом спроведеним у 2007. години. Програм мониторинга током два периода истраживања је обухватио 33 профила седимента, одабрана према потенцијалним антропогеним и природним утицајима на истражним локацијама. Истражни профили карактеришу садржај ΣPAH_{16} (Nap, Ant, Phe, Flur, BaA, Chr, BkF, BaP, BghiP, InP, Flo, Ace, Acy, Pyr, BbF, DahA), осам тешких метала (Cd, Pb, Hg, Ni, Zn, Cr, Cu, As), органску материју (ОМ) и минерална уља. Део ових података је публикован у склопу пројеката (*Dalmacija i sar.*, 2007; *Krčmar i sar.*, 2014).

На основу резултата, 33 истраживачка профила седимента, утврђена је неравномерна расподела просечне количине органске материје, минералног уља и тешких метала. Средње вредности већине тешких метала (табела 13) указују на значајно смањење концентрација у 2014. години (Ni 72,3 mg/kg, Zn 420 mg/kg, Cd 0,60 mg/kg, Cu 193 mg/kg, Pb 37,06 mg/kg и Hg 0,49 mg/kg), док су се концентрације за поједине параметре (Cr, As, органска материја, минерална уља и ΣPAH_{10}) повећале. Просечан садржај органске материје кретао се од 8,40 до 19,5% у 2007. години са средњом вредношћу од 15,8%, а у 2014. години од 9,70 до 47,2% са средњом вредношћу од 19,1% (табела 13). На основу ових резултата може се закључити да већина узорака представља седимент са релативно малим и средњим садржајем органског угљеника. Већи број узорака седимента указује на више концентрације

метала у односу на референтне вредности попут незагађеног (S_{back}) седимента као и специфичних вредности горње континенталне коре (UCC) за сличне регионе. Изузетно високе средње вредности заступљене су код метала Zn и Cu. У 2007. години само Pb, As и Hg имају ниже концентрације у односу на Аустријску уредбу за квалитет седимента (*ÖNORMS 2088-2*). Иако су концентрације за Cd у 2014. години ниже од критеријума за седимент северне Србије (Војводина) (*Kostić, 2001*), националне уредбе („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12) као и критеријума за квалитет седимента (SQGs), у 2007. години концентрације Cd су биле више у односу на Аустријску уредбу (*ÖNORMS 2088-2*) и природне вредности. Поменути тренд Cd у седименту указује на утицај антропогених извора као што су канализациони муљ, стајско ђубриво и примена ђубрива са високим процентом кадмијума (*Grant and Sheppard, 2008*).

У односу на критеријуме квалитета седимента (SQGs), метали Ni, Zn и Cr имају веће просечне вредности што указује да су присутни у концентрацијама штеним по биоту. Садржај метала Cu, Pb и Hg је већи у односу на прописане критеријуме ERL и TEL током два периода праћења. Смањење концентрације Pb у 2014. години (37,0 mg/kg) корелише са конверзијом оловног у безоловно гориво на подручју Србије након 2007. године. Средња вредност за As (18,8 mg/kg у 2007. и 22,7 mg/kg у 2014. години) нижа је од ERL и ERM критеријума и представља концентрацију која може проузроковати нежељне ефекте по биоту, међутим треба напоменути да су ранија истраживања спроведена на овом подручју утврдила да су концентрације As природно повишене у седименту (*Dalmacija, 1998*). Такође важно је напоменути да су максималне и средње вредности за Cr и Cu веће у односу на максималне дозвољене концентрације према уредби Р.Србије („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12), што указује на неопходну ревитализацију истражене деонице канала. Просечна укупна концентрације десет приоритетних PAH-ова (Nap, Ant, Phe, Flur, BaA, Chr, BkF, BaP, BghiP и InP) (табела 13) регулисаних путем уредбе Р. Србије („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12) се кретала од 182 до 2542 $\mu\text{g/kg}$, са средњом вредношћу од 350 у 2007. и 746 $\mu\text{g/kg}$ у 2014. години. У поређењу са прописаним законским актом („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12) за суму PAH₁₀ (10.000 $\mu\text{g/kg}$) детектоване концентрације у седименту, не представљају значајан утицај по биоту. Према садржају PAH-ова (табела 14) за 2014. годину средње вредности $\sum\text{PAH}_{16}$ крећу се у опсегу од 365 до 2610 $\mu\text{g/kg}$, са просечном вредношћу од 870 $\mu\text{g/kg}$, што представља знатчајно повећање концентрација у односу на 2007. годину. На основу смерницама за квалитет седимента (SQG) средње вредности за Phe, BaA, Chr, BkF, BaP и DahA су веће у 2014. години од критеријума TEL што сугерише да би се повремено биолошки ефекти могли појавити у истраженом региону. Средња сума канцерогених или потенцијално канцерогених PAH-ова по људе (BaA, Chr, BkF, InP, BbF, BaP, DahA) заступљена је у седименту са просечном вредношћу од 362 $\mu\text{g/kg}$. У 2007. години концентрација минералних уља је била заступљена у опсегу од 40,0 до 82,0 mg/kg, а током 2014. године концентрације су знатно варирале у распону од 84,0 до 2561 mg/kg. Средња вредност од 812 mg/kg била је нижа од прописане вредности законске уредбе („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12). Периодична индустрија и дифузни извори су потенцијални узрок повишених концентрација, што потврђује висока вредност релативне стандарне девијације од 76,0%.

Табела 13. Приказ дистрибуције концентрација тешких метала, органске материје (ОМ), минералних уља и \sum РАН₁₀ у седименту Великог Бачког канала за 2007. и 2014. годину, са релевантним националним и међународним критеријумима као и вредностима природног фона, у циљу процене квалитета седимента

Јед.мера Параметри	mg/kg									%	mg/kg	µg/kg	
	Ni	Zn	Cd	Cr	Cu	Pb	As	Hg	ОМ	Мин.уља	\sum РАН ₁₀		
Седимент из 2007. године	Опсег	26,0-345	110-8500	0,17-7,80	1,70-1100	42,0-620	8,28-150	4,50-36,8	0,27-1,60	8,40-19,5	40,3-81,8	182-957	
	Средња вредност	102	1847	3,14	179	316	52,8	18,9	0,90	15,8	63,9	350	
	РСД (%)	57,9	104	50,7	138	50,07	59,5	50,07	56,04	26,8	21,4	39,01	
Седимент из 2014. године	Опсег	19,8-172	55,6-1098	0,07-3,23	38,7-2329	25,09-447	8,31-129	3,43-52,4	0,05-3,29	9,7-47,2	84-2561	235-2542	
	Средња вредност	72,3	420	0,60	360	193	37,06	22,7	0,49	19,1	812	747	
	РСД (%)	55,6	60,6	118	150	56,8	71,5	55,2	117	39,2	76,0	58,8	
Национални и међународни критеријуми за квалитет седимента као и вредности природног фона	Макс. дозвољена концентрација (RS, br. 50/12)	44,0	430	6,40	240	110	310	42,0	1,60	/	3000	10000	
	S _{back}	28,3	86,7	0,15	32,0	21,8	15,3	30,9	0,13	/	/	/	
	UCC	44,0	71,0	0,098	85,0	25,0	17,0	15,3	30,9	0,13	/	/	
	Северна Србија	36,8	76,3	2,85	41,0	28,9	17,0	/	/	/	/	/	
	ÖNORM S 2088-2	60,0	300	1,00	100	100	100	20,0	1	/	/	/	
	Критеријуми квалитета седимента (SQGs)	ERL	30,0	120	5,00	80,0	70,0	35,0	33,0	0,15	/	/	/
		ERM	50,0	270	9,00	145	390	110	85,0	1,30	/	/	/
TEL		18,0	123	0,60	37,3	35,7	35,0	5,90	0,17	/	/	/	
PEL		36,0	315	3,53	90,0	197	91,3	17,0	0,49	/	/	/	

Напомена: S_{back} –природне вредности незагађеног седимента (Krcmar et al., 2017), UCC- вредности метала горње континенталне плоче (лесни седимент) (Rudnick et al., 2004), Северна Србија – референтне вредности метала у седименту (Krcmar et al., 2017), ÖNORMS 2088-2-Аустријски стандард (Austrian Standards, 2000), SQGs- ERL (Krcmar et al., 2017), ERM (Krcmar et al., 2017), TEL (Grba et al., 2016, Krcmar et al., 2017), PEL (Grba et al., 2016, Krcmar et al., 2017)

Табела 14. Дистрибуција концентracије ПАH-ова ($\mu\text{g}/\text{kg}$) у седименту Великога Бачког канала (2007. и 2014. година) и приказ критеријума квалитета седимента SQG ($\mu\text{g}/\text{kg}$)

$\mu\text{g}/\text{kg}$		Седимент из 2007. године			Седимент из 2014. године			Критеријуми квалитета седимента SQG ($\mu\text{g}/\text{kg}$)			
ПАH -ови	Бензенски прстенови	Опсег	Ср.вредност	PCД (%)	Опсег	Ср.вредност	PCД (%)	ERL	ERM	TEL	PEL
Nap	2	1,82-25,0	9,16	87,3	1,82-84,0	16,4	134	340	2100	/	/
Ant	3	3,00-95,0	15,1	144	3,00-131	25,7	115	85	960	/	/
Phe	3	20,0-150	83,3	44,4	28,0-892	238	81,1	225	1380	41,9	515
Flur	3	6,00-55,0	32,7	39,2	17,0-221	101	56,6	600	3600	111	2355
Flo	3	6,91-53,10	22,7	63,8	4,81-43,2	17,05	70,9	35	640	/	/
Ace	3	0,65-1,70	0,90	20,7	0,22-0,98	0,65	24,7	20	500	10	90
Acy	3	1,05-1,89	1,51	17,0	0,91-1,67	1,28	17,4	40	640	10	130
Pyr	4	27,4-156	72,8	59,4	20,3-95,2	50,8	52,8	350	2200	53	875
BaA ^б	4	1,00-99,0	24,0	95,02	6,00-113	44,0	66,8	230	1600	31,7	385
Chr ^б	4	1,00-180	45,8	97,08	1,00-339	76,2	98,8	400	2800	57,1	862
BkF ^б	5	7,00-63,0	33,4	59,7	23,0-216	73,5	54,3	280	1620	60	610
BaP ^а	5	14,0-90	50,6	50,3	8,00-126	41,4	70,0	400	2500	31,9	782
BbF ^б	5	2,61-96	28,2	109	0,22-76,7	21,3	120	320	1880	70	710
BghiP	6	2,00-80	20,03	87,8	9,00-520	68,6	152	85	/	/	/
InP ^б	6	1,00-187	35,6	116	1,00-290	69,7	108	240	/	/	/
DahA ^б	6	7,29-132	47,1	96,7	5,29-102	37,07	96,07	63,4	260	6,22	135
	\sum ПАH ₁₀	182-957	350	39,01	235-2542	746	58,8	/	/	/	/
	\sum ПАH ₁₆	253-1044	523	29,8	365-2610	870	48,4	/	/	/	/

Напомена: IARC класификује ПАH -ове на ^аканцерогене по људе и ^бпотенцијално канцерогени по људе Nap-нафтален, Ant- антрацен, Phe- фенантрен, Flur- флуорен, Flo- флуор, Ace- аценафтен, Acy- аценафтилен, Pyr- пирен, BaA- бензо(а)антрацен, Chr- кризен, BkF-бензо(к)флуорантен, BaP-бензо(а)пирен, BbF-бензо(б)флуорантен, BghiP- бензо[g,h,i]перилен, InP- индено[1,2,3-cd]пирен, DahA- дибензо(а,h)антрацен, SQG- Критеријуми квалитета седимента (Krcmar et al., 2017)

Канал Бегеј

Дугогодишња обустава пловидбе дуж канала Бегеј и смањен проток воде, проузочили су акумулацију загађеног седимента узводно и низводно од уставе Итебеј. У циљу ревитализације канала Бегеј, намеће се потреба за карактеризацијом и проценом ризика високо контаминираног седимента, што је и предмет овог истраживања. У ту сврху спроведен је програм мониторинга 2015. и 2016. године како би се утврдио статус и тренд квалитета седимента код уставе Итебеј. Као последица регулације протока воде путем уставе, предпоставља се да значајне количине загађујућих материја се транспортују у низводне делове канала. Како би се сагледали потенцијални утицаји и квалитет седимента низводно од уставе, прикупљени су и обрађени доступни подаци мониторинга у периоду од 2008. до 2012. године. Део ових података је публикован у склопу пројеката (*Dalmacija i sar.*, 2008b; 2009; 2010; 2011b; 2013a; 2013b; 2015).

Комплетан приказ карактеризације и процене ризика седимента канала Бегеј фокусиран је на четири репрезентативна одсека обухватајући 36 профила седимента. У узорцима седимента примећене су просторне варијације повишених концентрација загађујућих материја као резултат индустријске активности у Румунији, отицања са околног пољопривредног земљишта и испуштања непречишћених комуналних отпадних вода. На свим профилима седимента просечан садржај органске материје креће се од 10,1 до 16,3% што указује на седимент са релативно малим до умереним садржајем органског угљеника (табела 15). Средње вредности, већине тешких метала, веће су од критеријума за незагађен седимент (S_{back}) и карактеристичних вредности горње континенталне коре (UCC). У поређењу са квалитетом седимента северне Србије (*Kostić, 2001*), већина метала има знатно веће средње концентрације (као нпр. Zn 448-662 mg/kg, Cr 142-261 mg/kg, Cu 106-160 mg/kg и Pb 57,2-109 mg/kg), а само Cd има концентрације испод ових вредности. У односу на Аустријски стандард (*ÖNORMS 2088-2, 2000*) сви метали осим As, Pb и Hg заступљени су у вишим концентрацијама. Према националној уредби („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12), средње вредности повишених концентрација метала Zn, Cu, Cr и Ni указују на неопходну санацију седимента. На профилима од П-11 до П-20 код уставе Итебеј, детектоване су високе средње вредности за Zn, Cr и Ni које сугеришу на доминантно антропогено порекло, што је и потврђено применом Пеарсонове корелационе анализе (Cr и Ni $r=0,639$; $p<0,01$; Ni и Zn $r=0,640$; $p<0,01$) (табела П-1). Просечне концентрације Cu такође су премашиле граничне вредности за критеријуме квалитета седимента ERL и TEL (табела 15). Примећена расподела Pb у седименту заступљена је у концентрацијама готово три пута нижим од вредности прописаних према националној уредби („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12) и нешто нижим од ERM критеријума. На истим профилима седимента (од П-11 до П-20), средња вредност Hg (0,62 mg/kg) била је већа у односу на све критеријуме квалитета (SQGs), осим за ERM. На осталим профилима дуж канала средње концентрације Ni показују сличне вредности. Садржај Zn највише је заступљена на профилима П-21 до П-30, као последица двоструких антропогених и литолошких утицаја. Вредности Cd су се

разликовале на профилима П-31 до П-36, што указује на изворе примене ђубрива које користи добро развијена пољопривредна индустрија у региону.

Просечна укупна концентрације десет приоритетних ПАХ-ова се кретала од 822 до 3370 $\mu\text{g}/\text{kg}$. У поређењу са прописаним законским актом („*Službeni glasnik RS*”, *br. 50/12*) за суму ПАХ₁₀ (10.000 $\mu\text{g}/\text{kg}$) детектоване концентрације у седименту, не представљају значајан утицај по биоту и акватични екосистем. Међутим на основу концентрација суме 16 ПАХ-ова концентрације су доста више у односу на десет приоритетних ПАХ-ова, што је и за очекивати. Средње вредности $\Sigma\text{ПАХ}_{16}$ кретале су се у опсегу од 1220 до 5380 $\mu\text{g}/\text{kg}$ што указује на контаминиран седимент према *Maliszewska-Kordybach (1996)* класификацији. Код уставе Итебеј на профилима седимента од П-11 до П-20, свих 16 ПАХ-ова осим Асе имају веће концентрације од критеријума TEL. Концентрације ПАХ-ова BghiP и InP су веће у односу на ERL смерницу, док канцерогени ПАХ (DahA) има веће просечне вредности (284 $\mu\text{g}/\text{kg}$) од свих прописаних критеријума, што представља велику забринутост по биоту. Такође важно је напоменути да средње вредности узводно од уставе Итебеј (профили од П-1 до П-10) имају највише просечне вредности 16 ПАХ-ова, које су два пута веће од концентрација на устави Итебеј (профили од П-11 до П-20) и око 4 пута веће од концентрација на профилима низводно. Концентрације канцерогеног ПАХ-а DahA има највећу просечну концентрацију од 446 $\mu\text{g}/\text{kg}$ на профилима (од П-1 до П-10) у близини границе са Румунијом. Поменута вредност је такође изнад свих критеријума за квалитет седимента (SQGs) као што је приказано у табели 16. На профилима низводно од уставе Итебеј, тачније на средишњем делу канала и устави Клек, просечне концентрације ПАХ-ова нису значајно повишене (табела 16), али вредности за параметар DahA су више у односу на критеријуме ERL и TEL и представљају велики ризик по биоту (*IARC, 2010, Montuori et al., 2016*).

Табела 15. Дистрибуција метала, органске материје (ОМ) и Σ РАН₁₀, у седименту канала Бегеј, са релевантним националним и међународним критеријумима за квалитет седимента као и вредностима природног фона

	Јед.мера	mg/kg								%	µg/kg
	Параметри	Ni	Zn	Cd	Cr	Cu	Pb	As	Hg	ОМ	Σ РАН 10
Профили узводно од уставе Итебеј	Опсег	3,24-101	204-716	0,25-1,87	71,0-197	94,0-171	8,95-91,2	8,50-26,4	0,004-0,12	3,30-16,0	655-13400
	Средња вредност	35,6	528	0,91	142	140	69,1	17,0	0,09	11,6	3370
	РСД (%)	81,1	34,9	60,5	30,0	17,9	36,0	39,2	58,8	41,7	123
Профили на устави Итебеј	Опсег	42,1-143	454-975	0,52-3,26	124-391	114-200	19,7-263	10,1-43,0	0,21-0,97	12,8-19,9	23,3-15600
	Средња вредност	69,0	662	1,66	261	160	109	19,9	0,62	16,3	1700
	РСД (%)	42,7	28,1	58,4	37,8	14,8	69,3	58,4	38,9	15,0	288
Профили на каналу између две уставе	Опсег	30,2-74,7	333-926	0,07-2,79	61,3-725	50,2-277	21,4-262	10,2-41,4	0,004-1,09	9,00-20,9	23,3-3890
	Средња вредност	51,4	566	1,29	237	140	101	23,1	0,45	12,7	822
	РСД (%)	23,3	32,6	78,7	79,3	46,8	67,2	43,1	89,7	33,1	169
Профили на устави Клек	Опсег	27,8-50,1	159-777	0,52-2,31	63,2-216	32,4-165	12,5-82,9	16,1-41,9	0,27-0,94	5,72-20,8	23,3 -5210
	Средња вредност	38,4	448	0,97	145	106	57,2	30,4	0,55	10,1	978
	РСД (%)	19,5	51,9	75,8	43,7	47,9	57,0	31,1	46,5	56,8	212
Национални и међународни критеријуми за квалитет седимента и вредности природног фона	Макс. дозвољена концентрација (RS, br. 50/12)	44,0	430	6,40	240	110	310	42,0	1,60	/	10000
	S _{back}	29,6	131	0,94	39,5	37,2	18,4	12,5	0,07	/	/
	UCC	44,0	71,0	0,098	85,0	25,0	17,0	15,31	30,89	0,13	/
	Северна Србија	36,8	76,3	2,85	41,0	28,9	17,0	/	/	/	/
	ÖNORM S 2088-2	60,0	300	1,00	100	100	100	20,0	1,00	/	/
Критеријуми квалитета седимента (SQGs)	ERL	30,0	120	5,00	80,0	70,0	35,0	33,0	0,15	/	/
	ERM	50,0	270	9,00	145	390	110	85,0	1,30	/	/
	TEL	18,0	123	0,6	37,3	35,7	35,0	5,90	0,17	/	/
	PEL	36,0	315	3,53	90,0	197	91,3	17,0	0,49	/	/

Напомена: S_{back} –природне вредности незагађеног седимента (Grba et al., 2016), UCC- вредности метала горње континенталне плоче (лесни седимент) (Rudnick et al., 2004), Северна Србија – референтне вредности метала у седименту (Krcmar et al., 2017), ÖNORM S 2088-2-Аустријски стандард (Austrian Standards, 2000), SQGs- ERL (Krcmar et al., 2017), ERM (Krcmar et al., 2017), TEL (Grba et al., 2016, Krcmar et al., 2017), PEL (Grba et al., 2016, Krcmar et al., 2017).

Табела 16. Дистрибуција ПАН-ова ($\mu\text{g}/\text{kg}$) са критеријумима за квалитет седимента (SQG) ($\mu\text{g}/\text{kg}$) за четири истражне деонице канала Бегеј

ПАН-ови	$\mu\text{g}/\text{kg}$	Профили узводно од уставе Игебеј			Профили на устави Игебеј			Профили на каналу између две уставе			Профили на устави Клек			Критеријуми квалитета седимента SQG ($\mu\text{g}/\text{kg}$)			
		Опсег	Ср. вредност	РСД (%)	Опсег	Ср. вредност	РСД (%)	Опсег	Ср. вредност	РСД (%)	Опсег	Ср. вредност	РСД (%)	ERL	ERM	TEL	PEL
Nap	2	19,9-73,5	41,0	42,2	1,82-120	26,6	152	1,82-915	101	283	1,82-20,1	7,20	106	340	2100	/	/
Ant	3	11,3-202	82,6	96,7	3,05-196	23,4	259	3,05-61,1	14,8	156	3,05-99,6	21,2	182	85	960	/	/
Phe	3	46,2-1060	430	96,8	2,62-1520	180	262	2,62-586	89,1	212	2,62-500	106	186	225	1380	41,9	515
Flur	3	48,9-2400	731	114	2,77-2400	265	283	2,77-704	108	207	2,75-1060	206	203	600	3600	111	2355
Flo	3	2,86-101	35,2	88,9	3,01-219	28,1	240	3,01-107	20,7	184	3,01-46,7	12,4	137	35	640	/	/
Ace	3	5,63-75,2	23,9	104	1,10-82,1	9,20	278	1,10-22,4	4,91	165	1,10-14,1	3,27	163	20	500	10	90
Acy	3	6,69-258	65,1	123	1,89-346	36,3	300	1,89-63,1	9,61	202	1,85-86,8	16,0	216	40	640	10	130
Pyg	4	26,5-2640	700	122	2,81-2540	295	268	2,81-1110	205	209	2,81-1060	195	217	350	2200	53	875
BaA ^б	4	2,20-1670	403	133	2,79-1450	162	280	2,79-343	56,3	193	2,78-647	122	211	230	1600	31,7	385

Наставак табеле 16.

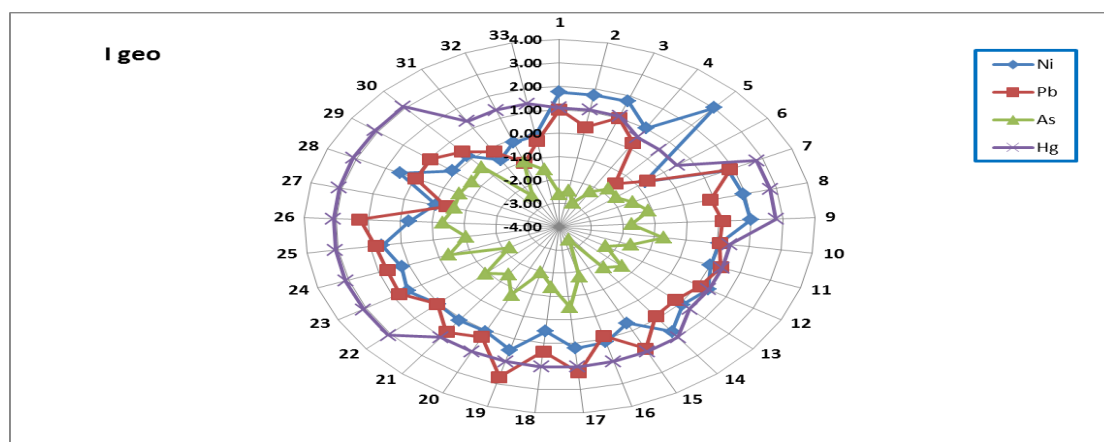
µg/kg		Профили узводно од уставе Итебеј			Профили на устави Итебеј			Профили на каналу између две уставе			Профили на устави Клек			Критеријуми квалитета седимента SQG (µg/kg)			
ПАН-ови	Бензенски прстенови	Опсег	Ср. вредност	РСД (%)	Опсег	Ср. вредност	РСД (%)	Опсег	Ср. вредност	РСД (%)	Опсег	Ср. вредност	РСД (%)	ERL	ERM	TEL	PEL
Chr ^b	4	2,41-837	383	79,2	2,79-751	91,8	254	2,79 – 726	133	195	2,78-363	73,8	193	400	2800	57,1	862
BkF ^b	5	45,2-1900	403	143	1,30-2020	211	301	1,30 – 422	77,8	187	1,31-577	104	224	280	1620	60	610
BaP ^a	5	48,7-1470	389	120	1,30-1820	186	309	1,30-356	72,9	171	1,31-565	98,1	233	400	2500	31,9	782
BbF ^b	5	45,2-1900	403	143	1,30-2020	211	302	1,30 – 422	77,6	187	1,31-577	104	223	320	1880	70	710
BghiP	6	53,6-1820	395	137	3,37-2580	267	305	3,37-426	87,0	185	3,36-691	121	231	85	/	/	/
InP ^b	6	60,0-2060	448	138	1,49-2800	284	310	1,49 - 457	82,6	191	1,49-690	119	236	240	/	/	/
DahA ^b	6	56,0-2070	446	139	1,49-2790	284	311	1,49-469	83,2	192	1,49-689	119	235	63,4	260	6,22	135
∑ ПАН ₁₀		655-13400	3370	123	23,3-15600	1700	288	23,3-3890	822	169	23,3-5210	978	212	/	/	/	/
∑ ПАН ₁₆		869-20400	5380	118	34,9-23600	2560	289	35,1-6050	1220	176	35,0-7680	1430	215	/	/	/	/

Напомена: IARC класификује ПАН -ове на ^aканцерогене по људе и ^bпотенцијално канцерогени по људе, Nap-нафтален, Ant- антрацен, Phe- фенантрен, Flu- флуорен, Flo- флуор, Ace- аценафтен, Асу- аценафтилен, Puy- пирен, BaA- бензо(а)антрацен, Chr- кризен, BkF-бензо(к)флуорантен, BaP-бензо(а)пирен, BbF-бензо(б)флуорантен, BghiP- бензо[g,h,i]перилен, InP- индено[1,2,3-cd]пирен, DahA- дибензо(а,h)антрацен, SQG- Критеријуми квалитета седимента (Dubovina et al., 2018)

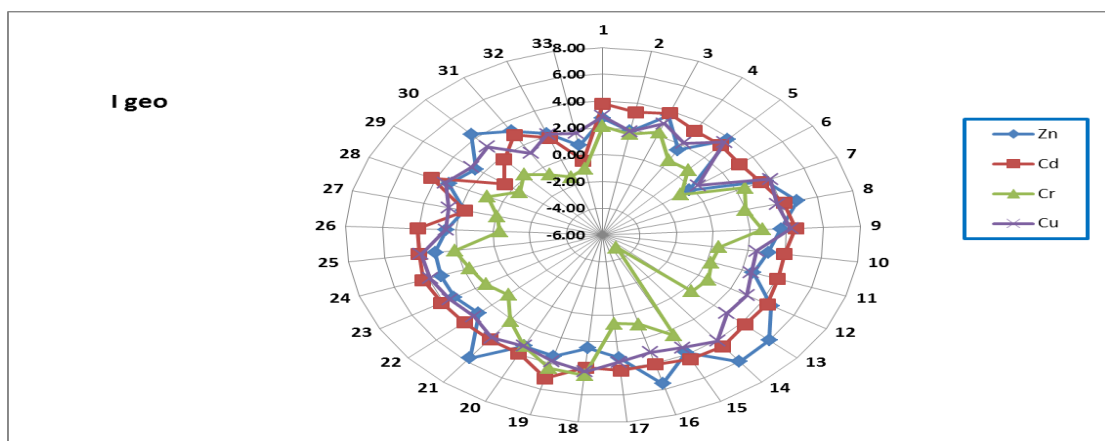
4.1.1.1. Неоргански индикатори загађења и еколошког ризика

Велики Бачки канал

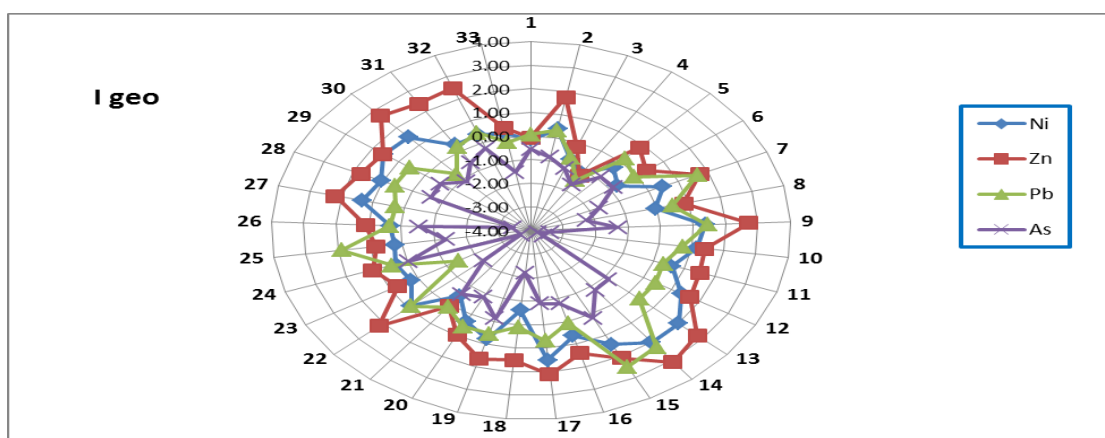
Вредности индекса гео-акумулације (I_{geo}) кретале су се од -4,80 за Cr до 6,00 за Zn у 2007. години (слика 18 и 19) и од -3,76 за As до 5,60 за Cr у 2014. години (слика 20 и 21), што потврђује и опадање загађења током времена. Високе вредности I_{geo} индекса за Cd и Cr у 2014. години указују на доминантно антропогено порекло ових метала. Такође поменути два метала представљају ризик од секундарног загађења вода и штетних ефеката на биоту, као што су биоакумулација и биомагнификација услед потенцијалне ремобилизације у седименту (*Hilscherova et al., 2007*). Извори Cd на овом подручју могу бити последица излуживања са пољопривредних површина или са депонија (*Grant and Sheppard, 2008*). Средња вредност индекса гео-акумулације за Cd од 3,54 указује на ниво од умереног до јако загађеног на скоро свим профилима узорковања што потврђује претпоставку антропогеног утицаја. У 2014. години, долази до значајног смањења индекса гео-акумулације за Cd ($I_{geo} = 0,55$) као последица могуће прерасподеле овог метала у седименту и смањене пољопривредне активности. Просечна вредност за Cu у 2014. години износи 2,28 што указује на седимент умерно контаминиран на свим профилима узорковања, док нешто нижа вредност за Zn (1,41) прати исти тренд. Доминантно природно порекло карактерише As са просечним индексом гео-акумулације од -1,49 у 2007. и -1,35 у 2014. години. Просечна вредност за Hg у 2014. години указује на природно порекло у седименту, међутим посматрајући максималну вредност индекса гео-акумулације (4,13) на профилима 18, могућ је и утицај антропогених активности. Просечне вредности I_{geo} индекса за Ni су се смањиле са 1,06 на 0,55 између 2007. и 2014. године. Извори никла у 2014. години су углавном природног порекла, али на основу резултата из 2007. године већина профила је била умерено до јако загађена, са доминантним антропогеним утицајем. Посматрајући индекс геоакумулације за Pb у 2014. години, постоје варијације у резултатима на испитиваним профилима, али на основу средњих вредности може се закључити да седимент спада у класу I односно незагађен до умерено загађен.



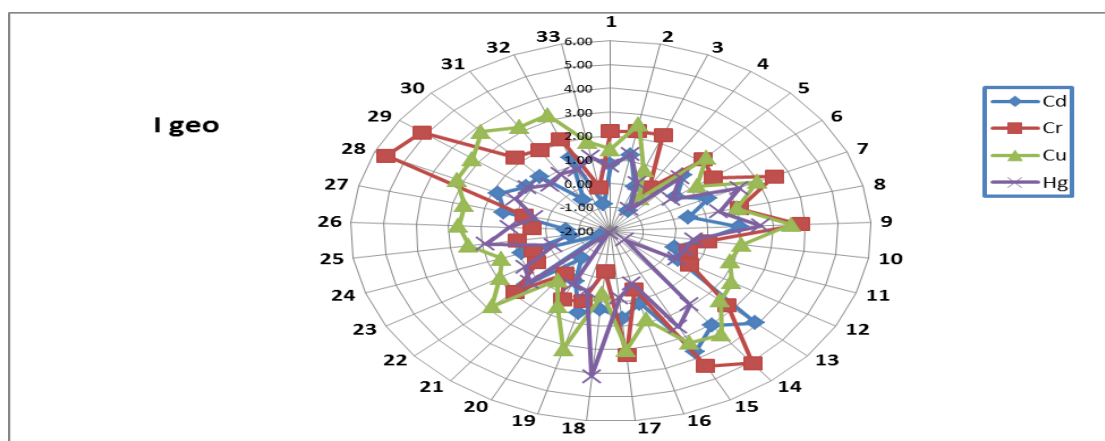
Слика 18. Индекс гео-акумулације (I_{geo}) метала Ni, Pb, As и Hg за профиле седимента (од П-1 до П-33) из 2007. године



Слика 19. Индекс гео-акумулације (I_{geo}) метала Zn, Cd, Cr и Cu за профиле седимента (од П-1 до П-33) из 2007. године



Слика 20. Индекс гео-акумулације (I_{geo}) метала Ni, Zn, Pb, As за профиле седимента (од П-1 до П-33) из 2014. године



Слика 21. Индекс гео-акумулације (I_{geo}) метала Cd, Cr, Cu, Hg за профиле седимента (од П-1 до П-33) из 2014. године

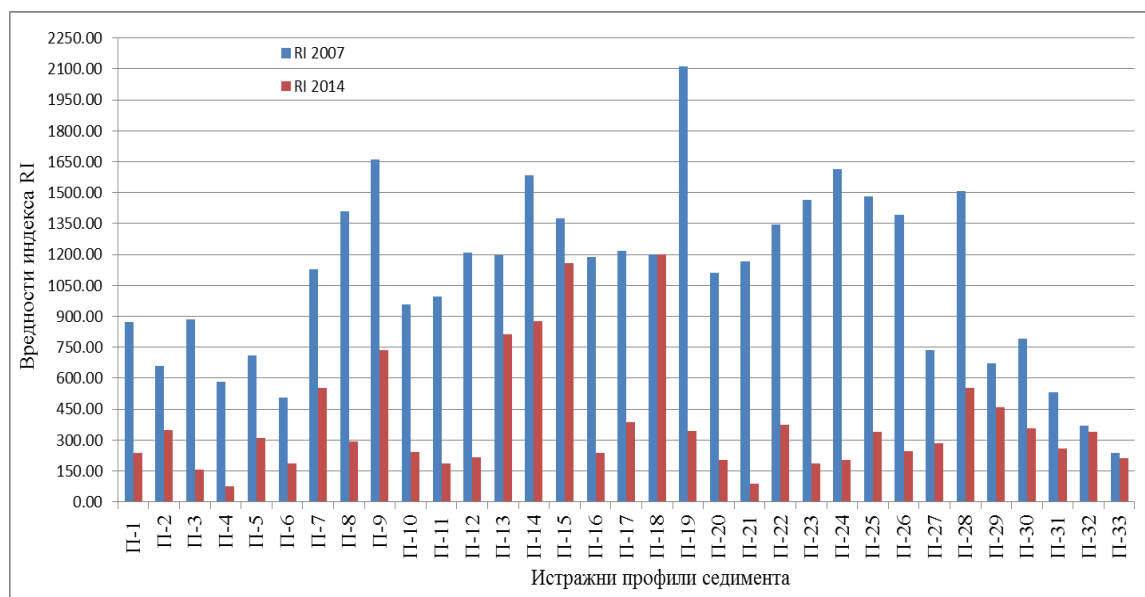
Потенцијални еколошки ризик (EP^i) за Cd у 2007. години је износио 650 и као такав представљао висок ризик по биоту (табела 17). Као последица смањења индустријске активности у 2014. године индекс еколошког ризика за исти метал се

знатно смањено (на 124) услед чега је ризик од седимента класификован на значајан ниво. Извори Cd на овом подручју могу бити последица излуживања са пољопривредних површина или са депонија (*Grant and Sheppard, 2008*). Средња вредност индекса гео-акумулације од 3,54 указује на ниво од умереног до јако загађеног на скоро свим истражним профилима. У 2014. години, долази до наглог смањења индекса гео-акумулације за Cd ($I_{geo} = 0,55$) као последица смањења пољопривредне активности и могуће прерасподеле овог метала у седименту. Средње вредности потенцијалног еколошког фактора ризика (ER_i) биле су мање од 40 за метале Ni, Zn, Cr, Pb и As, што показује низак еколошки ризик. Вредности индекса (EP_i) за Hg повезују седимент са високим нивоом еколошког ризика у 2007. години, међутим већ у 2014. години тај ризик постаје знатно нижи. У 2014. години умерен ризик карактерише Cu.

Табела 17. Основне статистичке вредности потенцијалног еколошког фактора ризика (ER_i) за седимент

Еколошки фактор ризика (ER_i)	Седимент из 2007.године			Седимент из 2014.године		
	Опсег	Средња вредност	РСД (%)	Опсег	Средња вредност	РСД (%)
Ni	4,60-61,06	18,04	57,9	3,49-30,4	12,8	55,6
Zn	1,27-98,07	23,2	110	0,64-12,7	4,84	60,6
Cd	35,2-1614	650	50,8	14,5-668	124	118
Cr	0,11-68,8	11,2	138	2,42-146	22,5	150
Cu	9,64-142	72,5	50,07	5,76-103	44,2	56,8
Pb	2,70-49,0	17,3	59,5	2,71-42,06	12,1	71,5
As	1,46-11,9	6,11	50,07	1,11-17,0	7,34	55,3
Hg	86,4-512	289	56,04	16,0-1053	156	117

Вредности индекса еколошког ризика (RI) за све тешке метале у седименту на 33 профила карактерише значајно смањење од 2007. до 2014. године, прелазећи са статуса углавном високог на умерени ризик (слика 22). До 2014. године вредности RI за већину узорака су испод 300 (низак до умерен ризик), са изузетком локација П-9, 13, 14, 15 и 18, које су и даље класификоване под високим ризиком (RI изнад 600). У околини ових локација нису примећени посебни извори загађења. Предпоставља се да је меандар канала довео до акумулације токсичних седимената на овим местима. Велике разлике у вредностима поменутих индекса и средње концентрације тешких метала описују периодично интензивно загађење у том подручју.

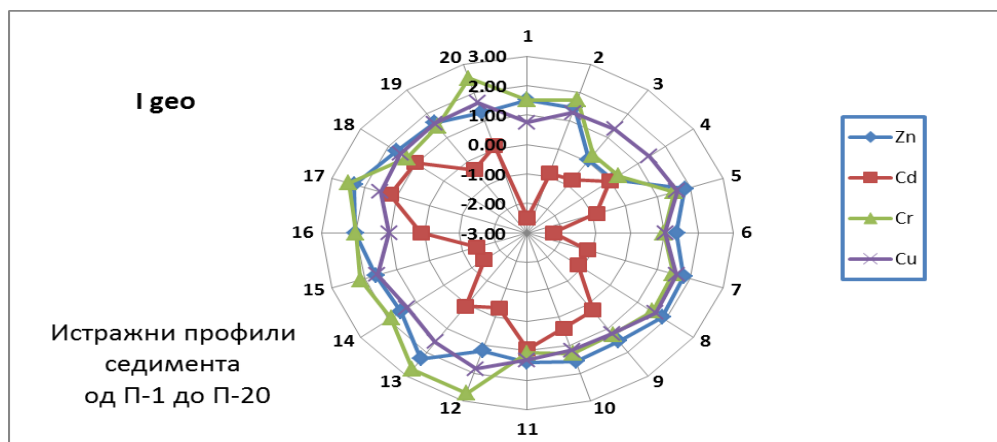


Слика 22. Приказ вредности индекса еколошког ризика (RI) за 33 профила седимента у 2007. и 2014. години

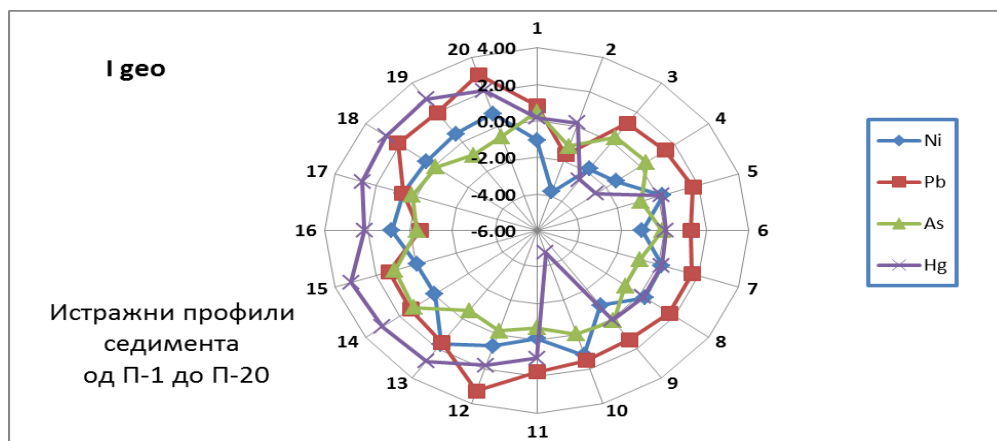
Бегејски канал

Индекс гео-акумулације (I_{geo}) размотрен је кроз три деонице канала Бегеј, и приказан на сликама од 23 до 28. Повишене вредности заступљене су на узводном делу канала (профили од П-1 до П-20, слика 23 и 24) за метале Pb ($I_{geo}= 3,25$), Hg ($I_{geo}= 3,21$), Zn ($I_{geo}= 2,31$) и Cr ($I_{geo}= 2,72$) што указује на доминантно антропогено порекло. Индекси за метале Cu ($I_{geo}= 1,84$) и Ni ($I_{geo}= 1,69$), заступљени су у нешто нижим односима, док Cd ($I_{geo}= 1,21$) и As ($I_{geo}= 1,20$) указују углавном на природне вредности у седименту истражног подручја. Профили седимента низводно од уставе Итебеј (од П-21 до П-30, слика 25 и 26), карактеришу високе вредности индекса гео-акумулације за метале Hg ($I_{geo}= 3,38$), Pb ($I_{geo}= 3,25$) и Cr ($I_{geo}= 3,61$), што седимент поменуте деонице класификује као јако загађен. Вредности за Cu ($I_{geo}= 2,31$) и Zn ($I_{geo}= 2,24$) класификују седимент у категорију умерено до високо загађен, а присутни As, Cd и Ni сугеришу доминантно природне вредности у седименту. Код уставе Клек (слике 27 и 28), I_{geo} указује на интензивно загађење Hg ($I_{geo}= 3,16$) што представља велику забринутост на свим профилима. Загађење Zn, Cr, Pb и Cu је умерено, а Ni, Cd и As су природно заступљени у седименту. Посматрајући средње вредности индекса гео-акумулације, можемо размотрити другачију расподелу загађујућих материја у односу на минималне и максималне вредности у седименту. Узводне локације карактерише умерен ниво загађења металима Cr, Zn, Cu и Pb, а претпоставља се да метали Cd, Hg, Ni и As потичу из природних извора као што су притоке канала Бегеј које теку са Карпата и носе одређену количину ових елемената. Централни део канала карактерише умереним загађењем Cr, Zn и Pb, а на устави Клек постоје докази за умерено до јако загађење Hg ($I_{geo}= 2,25$). На основу приказа средњих и максималних вредности I_{geo} индекса, може се закључити да тешки метали попут Hg, Cr и Pb имају периодично

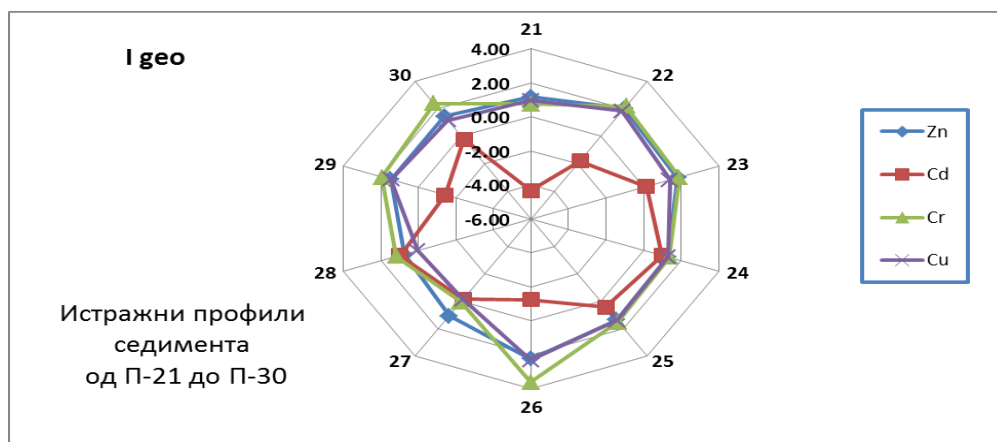
снажне антропогене утицаје, са могућим изворима индустријског загађења и случајних испуштања у Румунији (*Dalmacija et al., 2006*).



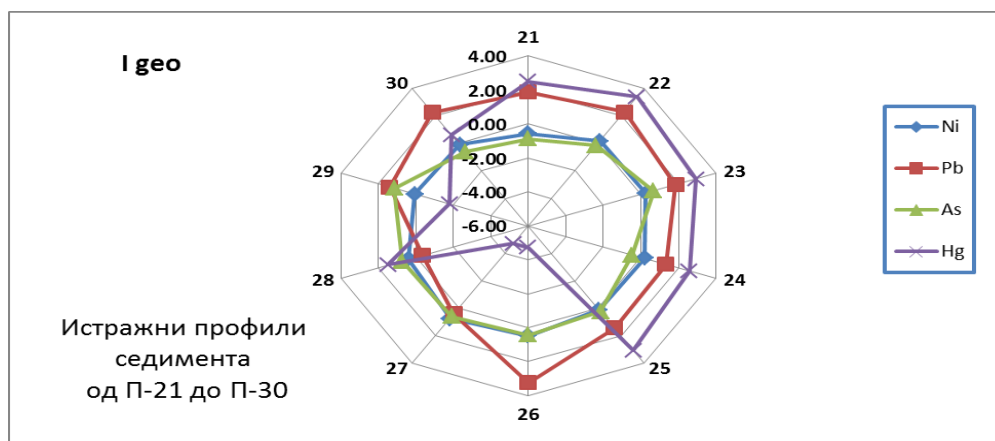
Слика 23. Индекс гео-акумулације (I_{geo}) метала Zn, Cd, Cr и Cu за профили седимента (од П-1 до П-20) узводно од уставе Итебеј до границе са Румунијом



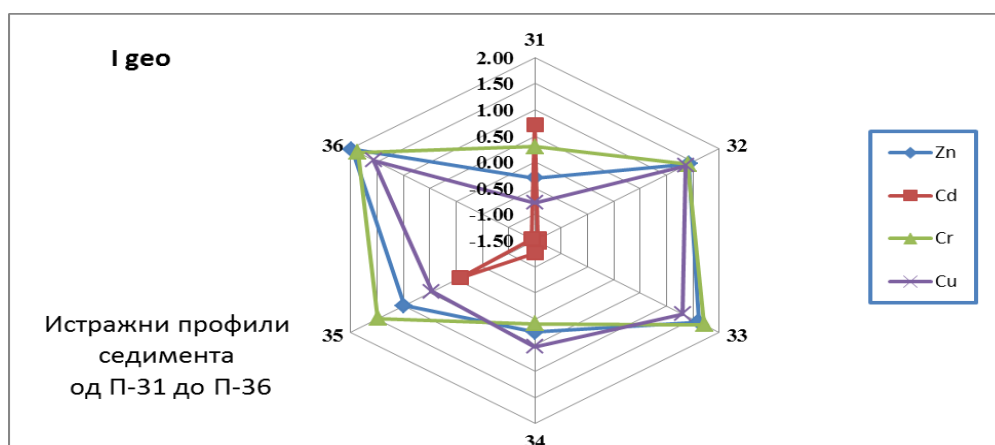
Слика 24. Индекс гео-акумулације (I_{geo}) метала Ni, Pb, As и Hg за профили седимента (од П-1 до П-20) узводно од уставе Итебеј до границе са Румунијом



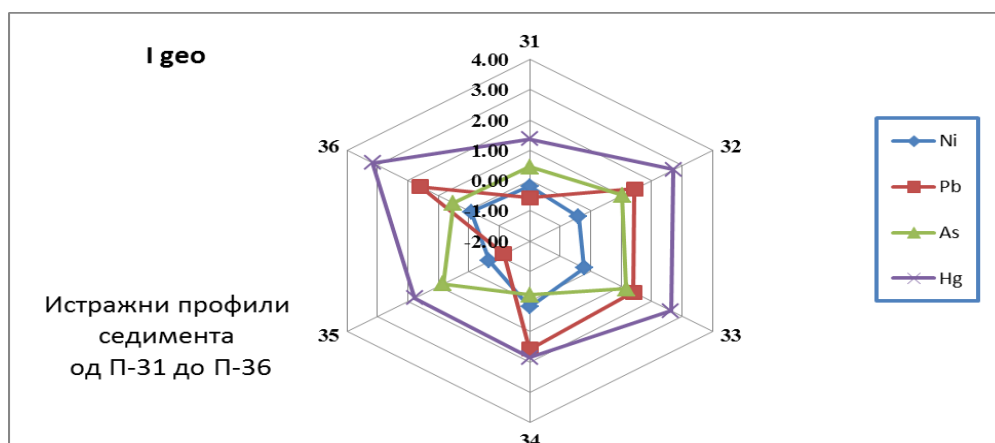
Слика 25. Индекс гео-акумулације (I_{geo}) метала Zn, Cd, Cr и Cu за профили седимента (од П-21 до П-30) низводно од уставе Итебеј до уставе Клек



Слика 26. Индекс гео-акумулације (I_{geo}) метала Ni, Pb, As и Hg за профили седимента (од П-21 до П-30) низводно од уставе Итебеј до уставе Клек



Слика 27. Индекс гео-акумулације (I_{geo}) метала Zn, Cd, Cr и Cu за профили седимента (од П-31 до П-36) узводно од уставе Клек



Слика 28. Индекс гео-акумулације (I_{geo}) метала Ni, Pb, As и Hg за профили седимента (од П-31 до П-36) узводно од уставе Клек

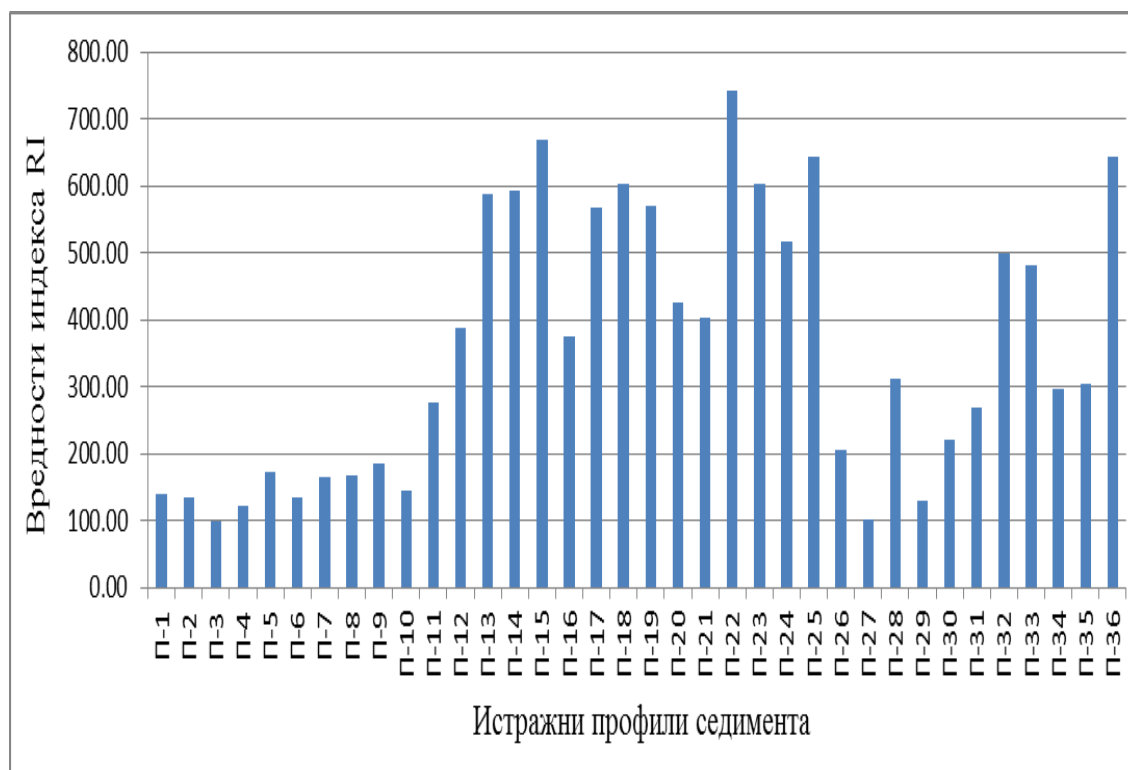
Може се закључити да је индекс еколошког ризика показао мало другачију просторну расподелу метала. Средње вредности потенцијалног еколошког фактора ризика (ER_i) приказане су у табели 18. Просечне вредности за све метале биле су мање

од 40 што показује низак еколошки ризик, осим Hg која повезује седимент са значајним нивоом еколошког ризика.

Табела 18. Основне статистичке вредности потенцијалног еколошког фактора ризика (ER_i) за седимент канала Бегеј

Еколошки фактор ризика (ER_i)	Седимент од уставе Клек до границе са Румунијом		
	Опсег	Средња вредност	РСД (%)
Ni	0,55-24,2	6,83	69,6
Zn	0,28-7,45	2,89	75,0
Cd	0,72-133	35,9	84,4
Cr	0,57-19,8	6,76	81,0
Cu	1,15-26,9	13,0	66,1
Pb	0,88-71,3	15,3	102
As	3,75-34,4	13,04	52,7
Hg	0,22-554	123	132

Вредности индекса еколошког ризика (RI) за све тешке метале на комплетном истраживачком локалитету од уставе Клек до границе са Румунијом приказан је на слици 29. Индекс RI показује промењив ниво еколошког ризика на истражним локалитетима. На профилима од П-1 до П-12 седимент карактерише низак ризик, док профили П-15,18, 22, 23, 25 и 36 указују на висок еколошки ризик. Остале локације су у просеку окарактерисане са умереним еколошким ризиком.



Слика 29. Приказ вредности индекса еколошког ризика (RI) за комплетан истраживачки локалитет од уставе Клек до границе са Румунијом

4.1.1.2. Органски индикатори загађења

Процена загађења у алувијалним седиментима представља сложен процес са аспекта геохемијске дистрибуције и комплексирања РАН-ова са тешким металима и другим једињењима. Да би се упоредила и систематизовала природа неорганских и органских загађујућих материја присутних у седименту, на специфичним и сложеним жариштима загађења попут Великог Бачког и Бегејског канала, примењено је неколико органских индикатора. Органски индикатори имали су за циљ да утврде потенцијалне изворе и ефекте канцерогености РАН-ова на основу њихове дистрибуције у седименту. Интензивни и изузетно високи дифузни притисци на биоту, као последица загађења из индустрије, пољопривреде и околних насеља, захтевају сложен вишекритеријумски приступ како би се утврдили извори, нивои и судбина загађења.

Велики Бачки канал

Применом молекуларно-дијагностичких односа појединих РАН-ова, органско загађење у седименту Великог Бачког канала у 2007. и 2014. години карактерише углавном пирогено порекло као што је приказано у табели 19. Опсег вредности дијагностичких односа $Flur/(Flur + Pyr)$ од 0,24 до 0,90 са просечном вредношћу од 0,64 и $InP/(InP + BghiP)$ од 0,08 до 0,92 са просечном вредношћу од 0,53 у 2014. години указује на пирогено порекло РАН-ова доспелих као последица сагоревања заосталих пољопривредних усева, вегетације као и услед сагоревања угља. Посматрајући поменута два односа у 2007. години, запажа се да однос $Flur/(Flur + Pyr)$ са просечном вредношћу од 0,33, која указује на петрогено порекло, што се може објаснити интензивнијим радом индустрије и пољопривредне активности у том периоду. Однос фенантрена и антрацена (Phe/An) има широку примену за разликовање петрогених и пирогених извора. РАН-ови петрогеног порекла обично се класификују на основу вредности $Phe/An > 10,0$, док процеси сагоревања често резултирају ниским односима $Phe/An (< 10,0)$ (*Lima et al., 2005; Mzoughi and Chouba, 2011*). У нашим узорцима доминирали су петрогени извори посебно у 2014. години са просечном вредношћу од 19,6. Према овим подацима, општи закључак је да су постојали мешовити извори загађења. Међутим, треба узети у обзир да је овај однос према неким истраживањима критикован (нпр. *Lima et al., 2005*) због потенцијалних временских утицаја на модификацију извора РАН-ова у седименту. Остали дијагностички односи у 2014. години прате исти тренд доминантних извора пирогеног порекла РАН-ова у седименту.

Табела 19. Карактеристични молекуларно-дијагностички односи ПАХ-ова за седимент Великог Бачког канала

	Седимент из 2007.године			Седимент из 2014. године			Порекло			
	Опсег	Средња вредност	РСД (%)	Опсег	Средња вредност	РСД (%)	Петрогеник	Пирогеник	Сагоревање фосилних горива /	Сагоревање угља, траве и дрвета /
LMW/HMW	0,19-0,76	0,47	32,5	0,10 - 3,65	1,00	64,6	> 1,00	< 1,00	/	/
Flur/(Flur + Pyr)	0,15-0,62	0,33	37,8	0,24 - 0,90	0,64	28,0	< 0,40	> 0,40	0,40-0,50	> 0,50
InP/(InP + BghiP)	0,08-0,93	0,57	40,7	0,08 - 0,92	0,53	41,7	< 0,20	> 0,50	0,20-0,50	> 0,50
Ant/(Ant + Phe)	0,02-0,62	0,15	94,4	0,01 - 0,22	0,10	54,6	< 0,10	> 0,10		
BaA/(BaA + Chr)	0,06-0,98	0,41	57,5	0,10 - 0,99	0,48	52,09	< 0,20	> 0,35		
Phe/An	0,62-42,7	15,50	94,8	3,47- 164	19,6	158	> 10,0	< 10,0		
Total index	2,13-13,9	6,77	38,9	3,86 - 13,9	7,89	34,1	< 0,40	> 0,40		

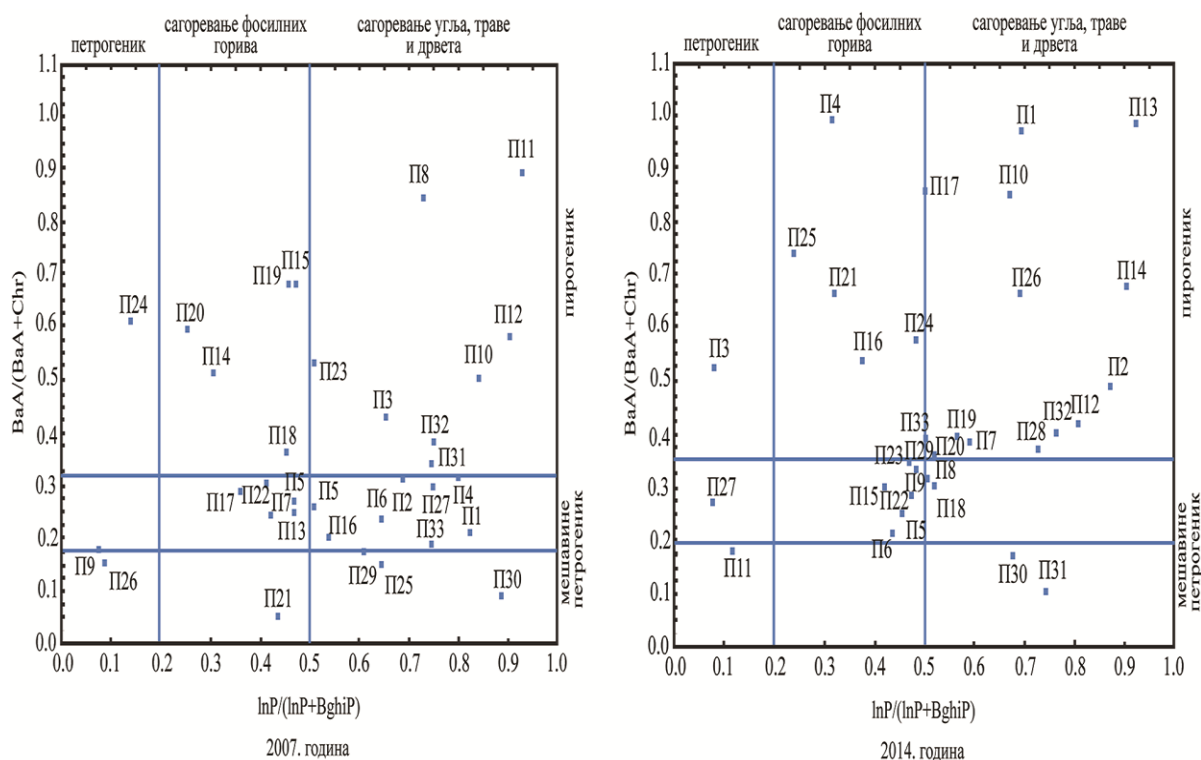
Напомена:

LMW - ПАХ-ови ниских молекулских маса;

HMW - ПАХ-ови високих молекулских маса,

Ant - антрацен, Phe - фенантрен, Flur - флуорен, Pyr - пирен, BaA - бензо(а)антрацен, Chr - кризен, BghiP - бензо[g,h,i] перилен, InP - индено[1,2,3-cd] пирен

На слици 30 приказан су карактеристични молекуларно-дијагностички односи РАН-ова у 2007. и 2014. години, на основу односа $BaA/(BaA + Chr)$ и $InP/(InP + BghiP)$ за 33 профила седимента. У 2007. години већину профила карактерише мешовити и пирогени извор РАН-ова. Профили узводно индустријског подручија (21, 25, 26, 29, и 30) низводно од устава Врбас указују на доминантно пирогене порекло РАН-ова. Односи РАН-ова у 2014. години класификују већину профила на мешовите и пирогене изворе углавном насталих као последица пољопривредних активности. Да би се добило више информација о пореклу РАН-ова, израчунат је и укупан индекс. Резултати из табеле 19 потврдили су процесе сагоревања као главни извор РАН-ова у узорцима седимента, са средњом вредношћу од 6,77 у 2007. години и 7,89 у 2014. години.



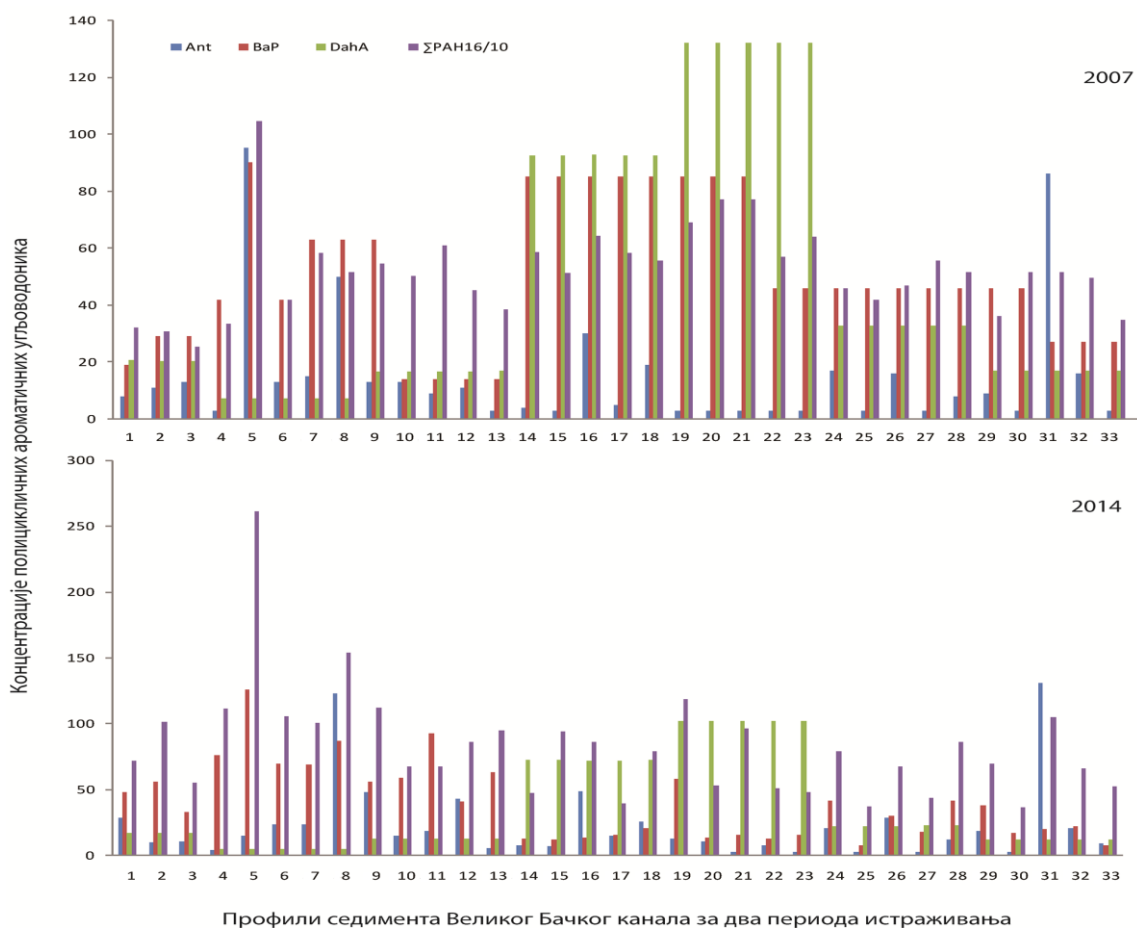
Слика 30. Карактеристични молекуларно-дијагностички односи РАН-ова на основу односа $BaA/(BaA + Chr)$ и $InP/(InP + BghiP)$ за 33 профила седимента у 2007. и 2014. години

Средња сума канцерогених РАН-ова повећала се у 2014. години ($362 \mu\text{g}/\text{kg}$) у односу на 2007. годину ($265 \mu\text{g}/\text{kg}$), а поменуте вредности су приказане у табели 20. Средњи укупни допринос РАН-ова као суме канцерогених РАН-ова/ $\sum \text{PAH}_{16}$) $\times 100\%$ био је нижи у 2014. години, што указује на већу заступљеност неканцерогених РАН-ова у седименту. У 2007. години вредности $\sum B[a]P_{eq}$ на 33 профила седимента варирали су од $42,9$ до $222 \mu\text{g}/\text{kg}$ са средњом вредношћу од $107 \mu\text{g}/\text{kg}$, а у 2014. години од $30,6$ до $177 \mu\text{g}/\text{kg}$ са средњом вредношћу $90,3 \mu\text{g}/\text{kg}$, што потврђује канцерогену потенцију седимента. Овакво запажање има импликације на локално становништво на које може утицати канцерогена снага релативно високих вредности $B[a]P_{eq}$ у седименту, што би могло проузроковати потенцијални ризик обогаћивања РАН-ова у прехранбеном ланцу (Mizwar et al., 2016).

Табела 20. Дистрибуција Σ РАН-ова и канцерогених РАН-ова за два периода мерења у 2007. и 2014. години

		Σ РАН ₁₆	Σ Канцерогених РАН-ова	Σ Канцерогених РАН-ова / Σ РАН ₁₆ • 100%	Σ В[а]Реq
Седимент из 2007. године	Опсег	253–1044	121–599	28,9–69,5	42,6–222
	Средња вредност	523	265	51,1	107
	РСД (%)	29,8	35,0	21,5	57,1
Седимент из 2014. године	Опсег	365,08–2610	146–1118	16,1–59,6	30,6–177
	Средња вредност	870	362	41,7	90,3
	РСД (%)	48,4	52,8	24,04	39,6

Просечни доприноси канцерогених РАН-ова у укупној концентрацији бензо[а]пирена (В[а]Реq) смањују се према следећем редоследу за 2007. годину ВаР (49,9%) > ДаhА (37,4%) > InР (4,86%) > ВbF (4,15%) > ВаА (3,21%) > ВkF (0,42%) > Chr (0,06%), док за 2014. годину карактеристичан је следећи однос ВаР (44,7%) > ДаhА (39,8%) > InР (6,97%) > ВаА (6,22%) > ВbF (2,43%) > ВkF (0,86%) > Chr (0,11%). Индикација загађења током два периода истраживања представљена је на слици 31 помоћу РАН-ова: ВаР, ДаhА, Ant и збира суме 16 РАН-ова.



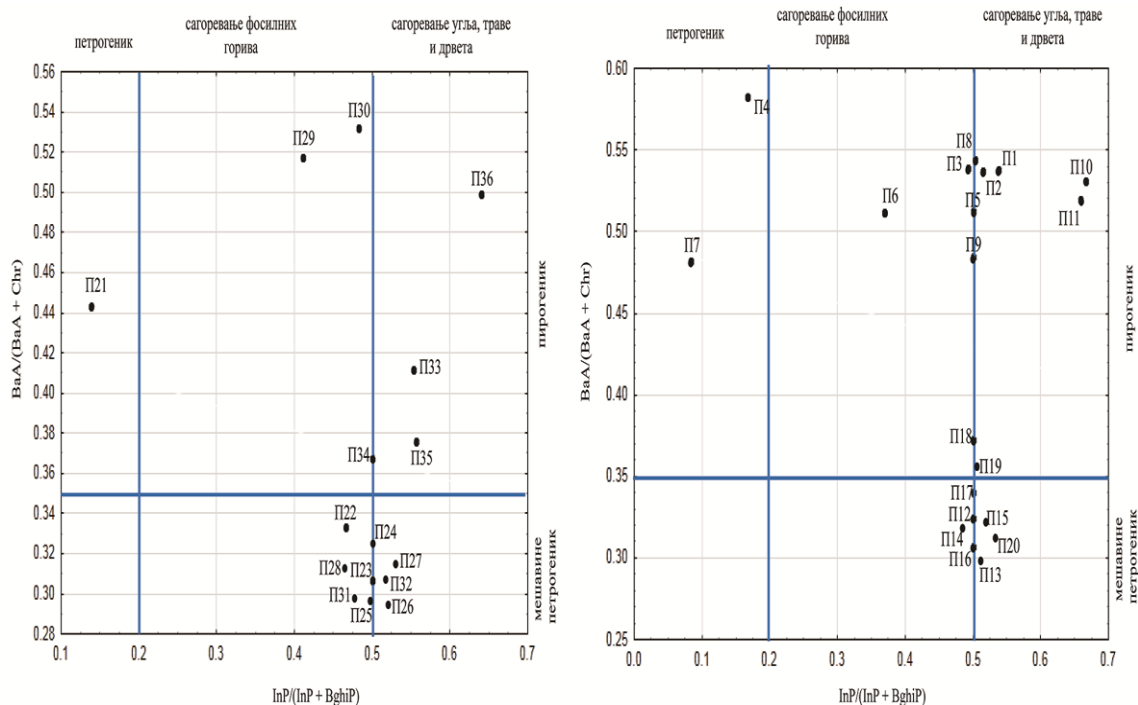
Профили седимента Великог Бачког канала за два периода истраживања

Слика 31. Индикација загађења за сваки профил узорковања применом просечних доприноса канцерогених РАН-ова (ВаР и ДаhА), концентрација Ant и суме 16 РАН-ова за 2007. и 2014. годину

У периоду између 2007. и 2014. године концентрације ВаР и ДаhА су се смањиле, док су се Ant и збир РАН₁₆ повећали. Имајући у виду смањење индустријске активности после 2007. године, ова аномалија би се могла објаснити неуједначеном динамиком утицаја различитих неактиномицетних бактерија које могу метаболиzirати велики број РАН-ова (Watanabe, 2001; Zhang et al., 2006) као и гљива беле трулежи, које су способне да разграђују РАН-ове у земљишту (Boyle et al., 1998). Такође РАН-ови могу потицати од ђубрива (Nam et al., 2003) са механизмима губитака у земљишту, као што су абиотичка деградација, испаравање, биодградација, прекогранични пренос и путем усева (Moreda et al., 1998). Концентрације РАН-ова варирају на испитиваним профилима од триангла до уставе Врбас. Овакав тренд расподеле може се приписати акумулацији из реке и дифузних извора, углавном као последица пољопривредних активности. Просечне вредности концентрација примењених индикатора у 2014. години су: 25,7 µg/kg (Ant), 41,4 µg/kg (ВаР), 37,07 µg/kg (ДаhА) и 88,5 µg/kg (ΣРАН_{16/10}). Највеће концентрације детектоване су на профилу П-5 узводно од триангла, где је концентрација ΣРАН_{16/10} износила 261 µg/kg.

Канал Бегеј

Примена неколико молекуларно-дијагностичких односа РАН-ова у седименту, имала је за циљ да утврди доминантне изворе загађења канала, као последице контаминације седимента последњих педесет година. У циљу идентификације просторне расподеле и порекла квантификованих РАН-ова, коришћене су вредности односа ВаА/(ВаА + Chr) и InP/(InP + VgP). На слици 32 приказани су мање загађени профили низводно од уставе (лева слика) и дистрибуција РАН-ова на узводном пограничном делу канала (десна слика). На профилима (П-1, 2, 3, 5, 6, 8, 9, 10, 11, 18 и 19) РАН-ови у седименту су пирогеног порекла, вероватно као последица пољопривредних активности на истражном подручју, док профиле (од П-12 до П-17 и П-20) карактеришу петрогени мешовити извори. Профил П-34 је једини где РАН-ови потичу из мешовитих пирогених извора нафте и сагоревања траве, дрвета и угља вероватно као последица загађења од грејања у домаћинству. Извори РАН-ова на профилима (П-23, 24 и 25) имају сличан тренд загађења, али су претежно заступљени мешани петрогени извори. Овакви показатељи могу бити последица различитих утицаја дифузног загађења, као што је гориво из пољопривредних активности, утицај индустрије и сагоревања нафте. Извори сагоревања нафте заступљени су на профилима П-29 и П-30, а профили П-33, 35 и 36 карактеришу пирогене изворе. Ови извори заступљени су као последица стандарних активности која укључује сагоревање усева на пољопривредном земљишту код насеља Житиште и Клек.



2008-2016. год

Слика 32. Карактеристични молекуларно-дијагностички односи РАН-ова на основу односа $BaA/(BaA + Chr)$ и $InP/(InP + BghiP)$ за 36 профила седимента канала Бегеј

На основу табеле 21 која представља дијагностичке односе РАН-ова у седименту, пирогени утицаји су доминантни на свим профилима, осим односа $InP/(InP + BgP)$. Поменути однос сугерише мешовито порекло на узводним локацијама од П-11 до П-20, на средишњем делу канала (од П-21 до П-30) и на устави Клек (од П-31 до П-36), са просечним вредностима од 0,34, 0,37 и 0,38. Односи $Flur/(Flur + Pyg)$ и $InP/(InP + BghiP)$ (табела 21), на профилима од П-11 до П-20, потврђују да је сагоревање фосилних горива доминантан извор РАН-ова на поменутиим локацијама. Извори РАН-ова на профилима од П-1 до П-10 са вредностима од 0,53 указују на изворе настале услед пољопривредних пожара. Мешовити извори РАН-ова настали услед сагоревања горива и пољопривредних активности (као нпр. сагоревање остатака усева) карактеристични су за профиле од П-21 до П-36. Такође израчунат је и укупни индекс за истражено подручје, где су просечне вредности од 7,55 до 13,0 потврдиле да су извори РАН-ова претежно заступљени из пирогених сагоревања. Као што је приказано у табели 21 примарни извори РАН-ова били су пирогени на узводном делу канала, са високим вредностима укупног индекса, а наручито на профилима код уставе Итебеј. Иако већину локација карактеришу извори пирогеног загађења, мали број специфично молекуларно-дијагностичких односа указује на петрогене изворе РАН-ова као што је случај са низводним делом канала (од П-21 до П-36).

Табела 21. Карактеристични молекуларно-дијагностички односи РАН-ова за седимент канала Бегеј

	Профили узводно од уставе Итебеј			Профили на устави Итебеј			Порекло			
	Опсег	Средња вредност	РСД (%)	Опсег	Средња вредност	РСД (%)	Петрогеник	Пирогеник	Сагоревање фосилних горива /	Сагоревање угља, траве и дрвета /
LMW/HMW	0,20-0,74	0,42	48,8	0,26-1,05	0,77	28,4	> 1,00	< 1,00		
Flur/(Flur + Pyr)	0,32-0,71	0,53	22,9	0,36-2,70	0,72	97,8	< 0,40	> 0,40	0, 40-0,50	> 0,50
InP/(InP + BghiP)	0,48-0,58	0,53	5,55	0,31-0,52	0,34	16,3	< 0,20	> 0,50	0,20-0,50	> 0,50
Ant/(Ant + Phe)	0,09-0,32	0,17	38,6	0,80-1,58	1,06	19,6	< 0,10	> 0,10		
BaA/(BaA + Chr)	0,08-0,67	0,43	41,2	0,50-0,66	0,52	9,74	< 0,20	> 0,35		
Phe/An	2,13-9,83	5,62	45,5	0,86-15,1	5,36	115	> 10,0	< 10,0		
Total index	3,68-9,78	7,55	22,8	10,7-22,3	13,0	25,3	< 0, 40	> 0,40		

Наставак табеле 21.

	Профили на каналу између две уставе			Профили на устави Клек			Порекло			
	Опсег	Средња вредност	РСД (%)	Опсег	Средња вредност	РСД (%)	Петрогеник	Пирогеник	Сагоревање фосилних горива	Сагоревање угља, траве и дрвета
LMW/HMW Flur/(Flur + Pyr)	0,21-1,45	0,84	41,7	0,31-0,95	0,73	30,5	> 1,00	< 1,00		
	0,20-0,98	0,53	39,6	0,49-0,81	0,57	21,6	< 0,40	> 0,40	0,40-0,50	> 0,50
InP/(InP + BghiP)	0,31-0,53	0,37	25,5	0,31-0,50	0,38	16,7	< 0,20	> 0,50	0,20-0,50	> 0,50
Ant/(Ant + Phe) BaA/(BaA + Chr)	0,09-0,54	0,40	47,1	0,08-0,54	0,33	66,4	< 0,10	> 0,10		
	0,14-0,50	0,45	25,1	0,50-0,64	0,54	10,2	< 0,20	> 0,35		
Phe/An	0,86-10,4	2,68	115	0,86-11,4	4,11	102	> 10,0	< 10,0		
Total index	3,81-9,54	8,56	22,3	8,16-10,3	9,26	8,76	< 0,40	> 0,40		

Напомена: LMW –РАН-ови ниских молекулских маса; HMW - РАН-ови високих молекулских маса, Ant- антрацен, Phe- фенантрен, Flur- флуорен, Pyr- пирен, BaA- бензо(а)антрацен, Chr- кризен, BghiP- бензо[g,h,i]перилен, InP- индено[1,2,3-сd]пирен

Просечне концентрације суме канцерогених РАН-ова, приказане су у табели 22. Загађење канцерогених РАН-ова узводно од уставе Итебеј показује значајно већи тренд концентрација у односу на профиле на самој устави и низводним деловима канала. Средња сума канцерогених РАН-ова била је двоструко већа (2880 $\mu\text{g}/\text{kg}$) у односу на профиле низводно од уставе Итебеј (1430 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Међутим, суме 16 и 10 РАН-ова у седименту показују супротан тренд, а средњи укупни допринос, представљен као сума канцерогених РАН-ова/ \sum РАН₁₆) \times 100% са вредностима од 37,1%, знатно је мањи код уставе Итебеј, у односу на профиле узводно ка граници са Румунијом (53,3%). Профили на средишњем делу канал (од П-21 до П-30) имају два до три пута ниже средње концентрације и сличан канцерогени допринос РАН-ова у односу на подручје северног дела канала. Просечне вредности параметра \sum В[а]Ре_q (табела 22) узводно од уставе Итебеј (од П-1 до П-10) двоструко су веће (965 $\mu\text{g}/\text{kg}$) од профила П-11 до П-20 (538 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Као што се и очекивало, средишњи део канала карактеришу најниже вредности (179 $\mu\text{g}/\text{kg}$), док су узорци на устави Клек нешто већих концентрација (253 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Високе вредности РСД за \sum В[а]Ре_q указују на интензивне индустријске утицаје. Главна забринутост због присуства ових РАН-ова је потенцијал од загађења усева као последица колебања воде и процеса дисперзије у систему седимент/вода, што потенцијално може проузроковати повећан ризик од контаминације прехранбеног ланца исхране (Mizwar et al., 2016).

Табела 22. Приказ \sum РАН-ова и канцерогених РАН-ова за четири истраживачка локалитета канала Бегеј

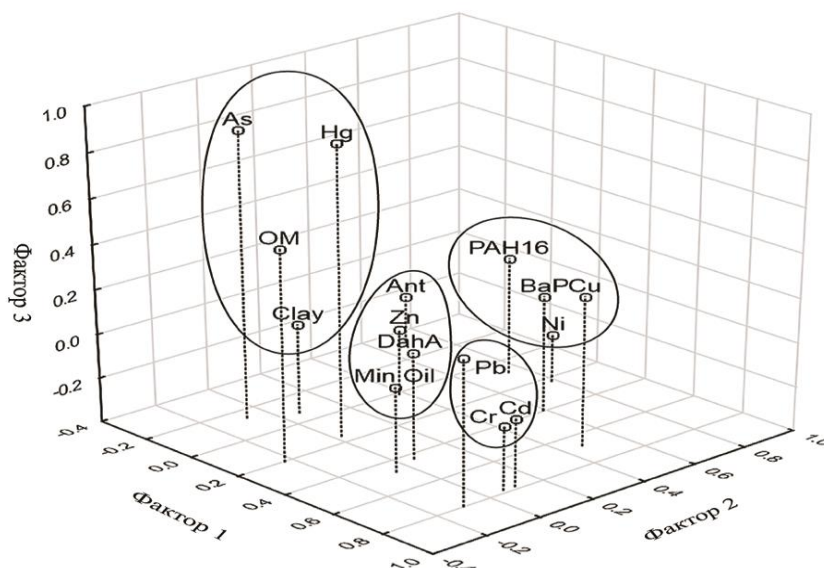
		\sum РАН ₁₆	\sum Канцерогених РАН-ова	\sum Канцерогених РАН -ова / \sum РАН 16) \cdot 100%	\sum В[а]Ре _q
Профили узводно од уставе Итебеј	Опсег	869-20400	427-11900	33,1-72,6	151-4120
	Средња вредност	5380	2880	53,3	965
	РСД (%)	118	126	22,3	130
Профили на устави Итебеј	Опсег	34,9- 23600	12,5-13700	28,3-57,9	3,36-5260
	Средња вредност	2560	1430	37,1	538
	РСД (%)	289	301	21,5	309
Профили на каналу између две уставе	Опсег	35,1-6050	12,7-2960	36,1-51,3	3,36-952
	Средња вредност	1220	583	39,6	179
	РСД (%)	176	183	14,2	182
Профили на устави Клек	Опсег	35,0-7680	12,5-4110	30,1-53,5	3,38-1450
	Средња вредност	1430	739	41,1	253
	РСД (%)	215	223	19,4	233

4.1.1.3. Корелација органских и неорганских параметара

Велики Бачки канал

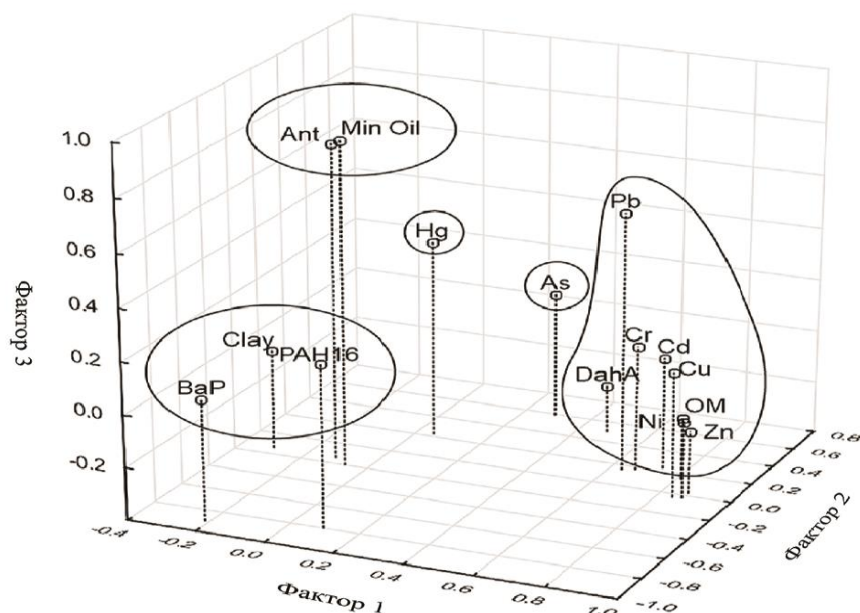
У циљу груписања и анализирања параметера, који међусобно корелишу примењена је РСА/ФА анализа целокупног скупа података (табела П-2). Статистичка

обрада података обухватила је петнаесет параметара анализираних у узорцима седимента, у току два периода истраживања (2007. и 2014. години). На основу поменутих података идентификована су четири Веримаксова фактора за сваки период истраживања (ВФ за 2007. и АФ за 2014. годину), са анализама сопствених вредности већих од 1. Анализа се фокусира на вредности са оптерећењем већим од 0,70 које се сматра значајно јаким. Током истражних периода у 2007. и 2014. години Веримаксов фактор анализе седимента представио је 72,3% и 71,7% укупне варијансе у скупу података о квалитету седимента. ВФ 1 (Веримаксов фактор 1) представља прву компоненту која је чинила 33,7% укупне варијансе. Показује значајну корелацију са Cd, Cr и Pb и умерено корелише са Cu на шта указују подаци из табеле П-2. Ово груписање је углавном последица антропогеног утицаја, али корелација са Pb може да укаже и на природне изворе као што је фина фракција панонског седимента. На ушћу реке Саве у Дунав, суспендовани седименти имају приближно константне концентрације Pb од 50,0 mg/kg (Klaver et al., 2007), сличне средњим вредностима ове студије (37,0 mg/kg у 2014. години до 53,0 mg/kg у 2007. години). Као што се и очекивало оптерећење (35,2%) из 2014. за АФ1 указују на то да су Ni, Zn, Cu, OM и Cd изузетно антропогени, док су Cr и Pb били умерено оптерећени, вероватно као последица природних вредности у седименту. У 2007. години Ni, PAH₁₆ и Ant показују високо оптерећење са умереном корелацијом (табела П-3), а током 2014. Године идентификоване су негативно високе вредности за BaP и PAH₁₆ и позитивно умерено оптерећење арсеном. У трећој групи за фактор БФ-3, As и Hg показују доминантно природно порекло, што потврђује њихово груписање на слици 33 са органском материјом (OM) и глином у 2007. години. У групи корелационих података за 2014. годину (АФ-3), вредности за Ant, минерално уље ($p = 0,626$; $n < 0,01$) (табела П-4) и оптерећење оловом указују на потенцијално изливање из индустрије, сагоревање нафте или као последица издувних гасова са околних путева.



Слика 33. Тростандардна корелација добијена на основу БФ вредности за 2007. годину

Четврта група (БФ-4) из 2007. године показује различито порекло параметара као што су DahA (0,74) и Глина (-0,77), указујући на антропогено порекло овог РАН-а, који је повезан са минералним уљем и Zn (слика 33). У 2014. години негативно оптерећење је карактеристично за глину (-0,78) и As (-0,62) што потврђује доминантно природно порекло овог метала у седименту. Вредности Hg имају умерено позитивно оптерећење (0,62), што порекло живе карактерише као антропогено. На слици 33 груписање As, Hg, глине и ОМ у 2007. години указује на сорпцију Hg у глиниминералима и органској материји као важним сорбентима тешких метала (*Cruz-Guzman et al., 2003*). Такође Pb, Cd и Cr показују антропогене изворе загађења према Пеарсоновом корелационом анализом (за Pb и Cd $p = 0,69$; $n < 0,01$ и $p = 0,48$, $n < 0,01$) (табела П-3). Комплексирање Ant са минералним уљима приказано на сликама 33 и 34 могло би се објаснити чињеницом да је већина РАН-ова са 2-3 ароматична прстена пореклом из отпадног минералног уља (74,7% и 73,1% респективно) (*Wu et al., 2016*), што је потврђено и на основу фактора анализе (АФ-3) који указује на јако оптерећење са вредностима од 0,84 односно 0,81. У 2007. години Веримаксов фактор (БФ-4), указује на јако оптерећење са РАН-ом DahA, а минерална уља, органску материју и Zn класификује као умерено оптерећење. Груписање параметра DahA са минералним уљем подразумева присуство моторног уља у седименту (*Wu et al., 2016*). У 2014. години As и Hg имају различите изворе, док је BaP повезан са фракцијом глине и Σ РАН₁₆. Груписање BaP и Σ РАН₁₆ приказано је на слици 34.



Слика 34. Трoдимензионална корелација добијена на основу АФ вредности за 2014. годину

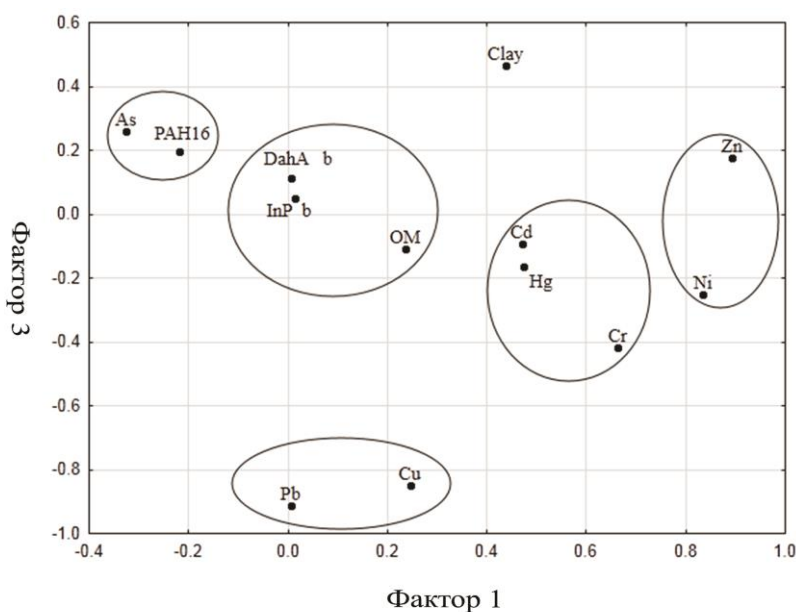
Иако постоје сличности у два периода истраживања, јасно је да смањење притиска нижом индустријском активношћу у 2014. години узрокује и успорава померање вредности и образаца расподеле са загађивача на природнији поредак. Допринос природног слабљења игра кључну улогу у смањењу антропогених утицаја.

Бегејски канал

Статистичка обрада обухватила је тринаест параметара анализираних у узорцима седимента. На основу поменутих података, идентификована су четири Веримаксова фактора са сопственим вредностима > 1 . Посебан акценат је дат вредностима са оптерећењем $> 0,70$ које су се сматрале значајним. За истражене седименте, сви Веримаксови фактори указали су на 78,3% укупне варијансе у скупу података који представљају квалитет седимента.

Први фактор (Ф-1) представио је 29,5% укупне варијансе. Ова компонента се сматра најрелевантнијом у обради података. Примећено је значајно оптерећење металима Ni и Zn, а умерено за Cr (0,66) (табела П-5). Извори изведени из незагађених седимената требали би бити главна карактеристика првог фактора. Такође примена индекса гео-акумулације је класификовала поменуте тешке метале као природно заступљене у седименту, а антропогени утицаји су делимично примећени за Cr и Zn.

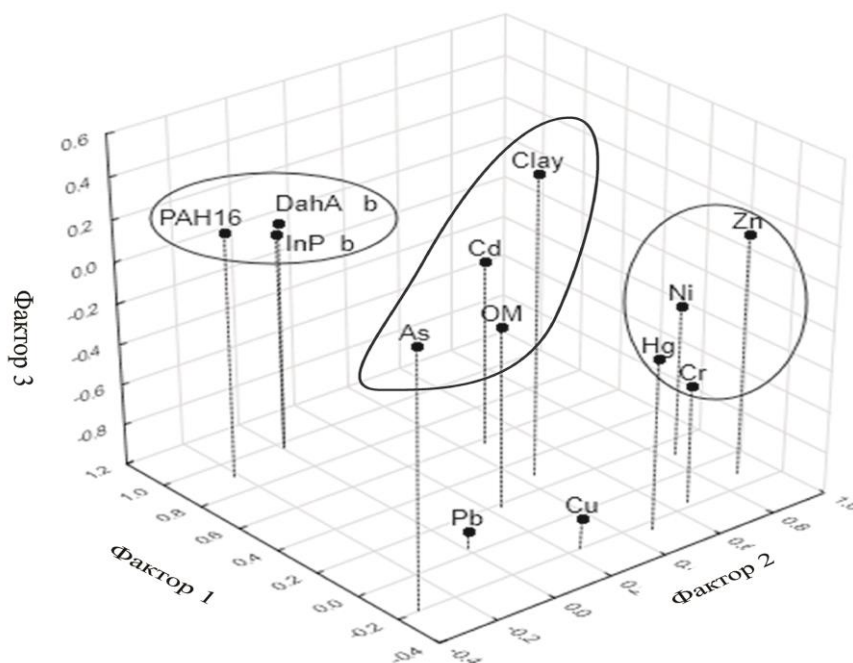
Други фактор (Ф-2) представио је 24,5% укупне варијансе и указао на очекивано велика оптерећења са сумом 16 ПАН-ова, InP и DahA, али и умерену корелацију са Cd (0,58). На основу истраживања *Millward et al. (2004)*, сугерише се да у седименту ПАН-ови могу изменити биотичку изложеност металима. Такође постоји могућа синергијска токсичност између ПАН-ова и Cd (*Gust, 2006*). Међутим, вредност индекса гео-акумулације за Cd је био мањи од 1, тако да би последице по биоту биле минималне. На основу слике 35 As је груписан са $\sum \text{PAH}_{16}$, али порекло As је углавном зступљено из природних извора односно минерала у већини региона Панонског басена (*Dalmacija et al., 2008a*).



Слика 35. Дводимензионални графички фактор (добијен на основу Ф-1 и Ф-3 фактора)

Трећи фактор (Ф-3) представио је 14,3% укупне варијансе и сугерисао на метале Cu и Pb са високим негативним оптерећењем од -0,85 односно -0,91. Добијене вредности указују на различите изворе поменутих метала као што је приказано на

слици 35. Потенцијални извори могу бити индустријске отпадне воде и мањи дифузни и атмосферски утицаји из околине. Средње вредности индекса геоакумулације за поменуте метале су нешто веће од 1, са амплитудама до 2,31 (Cu) и 3,25 (Pb), што потврђује да је седимент умерено загађен. Параметар глине има умерено позитивно оптерећење (0,47), што је доказ да извори ових тешких метала нису везани за фракцију глине (као на пример As, Cd) и органске материје, већ потичу из антропогених извора, што се може закључити из резултата приказаних на слици 36.



Слика 36. Тродимензионална корелација добијена на основу фактора Ф-1, Ф-2 и Ф-3

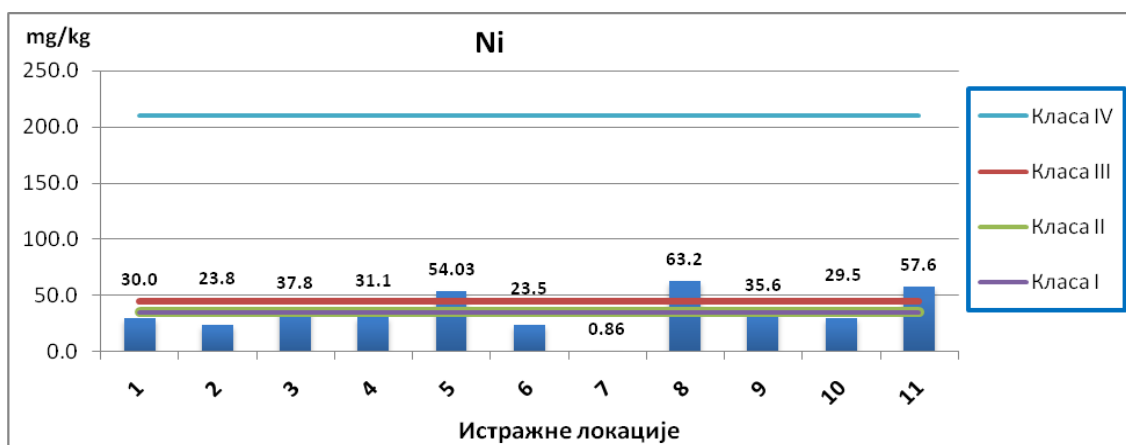
Четврти фактор (Ф4), који чини само 10% укупне варијансе, подразумева корелацију As, Hg и органске материје. Иако је индекс гео-акумулације указао на Hg као параметар са високим вредностима које указују на доминантно антропогено порекло, четврти фактор анализе указује на природно порекло Hg у седименту. Корелација As и органске материје добро је позната по имобилизацији органских метилираних облика арсена (степен оксидације -3, 0, +3 и +5) са вредностима рН типичним за подземне воде у распону од рН 6,5 - 8,5 (рН испитиваних узорака био је 7,30 - 7,40). Органски облици As могу се јавити тамо где индустријско загађење значајно утиче на воде. Поред тога на слици 36 приказана је корелација глине са групом параметара из четвртог фактора. Општи закључак могао би бити да су извори изведени из природних незагађених седимената доминантни, али је и утицај индустрије очигледан. У 2D дијаграму фактора 1 и фактора 3 (слика 35) уочава се занимљиво груписање As и PAH₁₆. Као што је горе објашњено, ово може бити последица утицаја различитих облика As. Такође Cd је груписан са Hg и Cr, а извори поменутих метала могу бити антропогени претежно из тешке индустрије (прерада метала или руде).

4.2. Процена мобилности метала током активности измуљивања и депоновања седимент

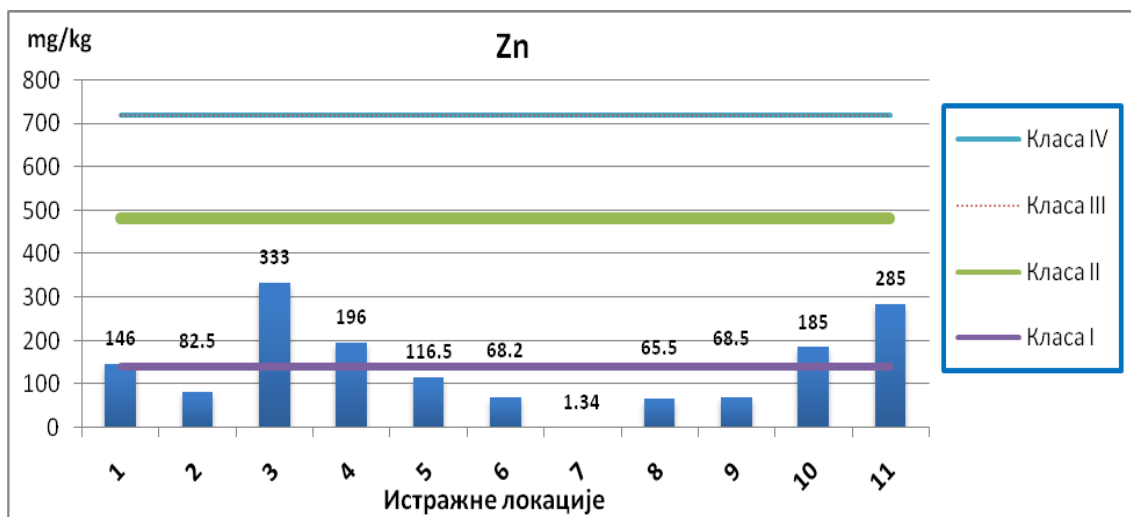
У овом поглављу представљени су резултати истраживачког мониторинга реализованог у периоду од 2014-2019. године са циљем утврђивања процене ризика током активности измуљивања и депоновања седимента на више истажних локација широм АП Војводине. Приказани резултати указују на квалитет седимента пре измуљивања, потенцијални утицај ремобилизације метала из седимента у површинску воду током активности измуљивања као и карактеризацију седимента на депонији. Процена ризика окарактерисана је применом националне уредбе („*Službeni glasnik RS*”, бр. 50/12) засноване на холандској класификацији седимента (Ministry of Housing, 2000), индекса гео-акумулације (I_{geo}) (Kumar et al., 2021) и еколошког ризика (RI) (Krčmar et al., 2020).

4.2.1. Процена квалитета седимента пре активности измуљивања

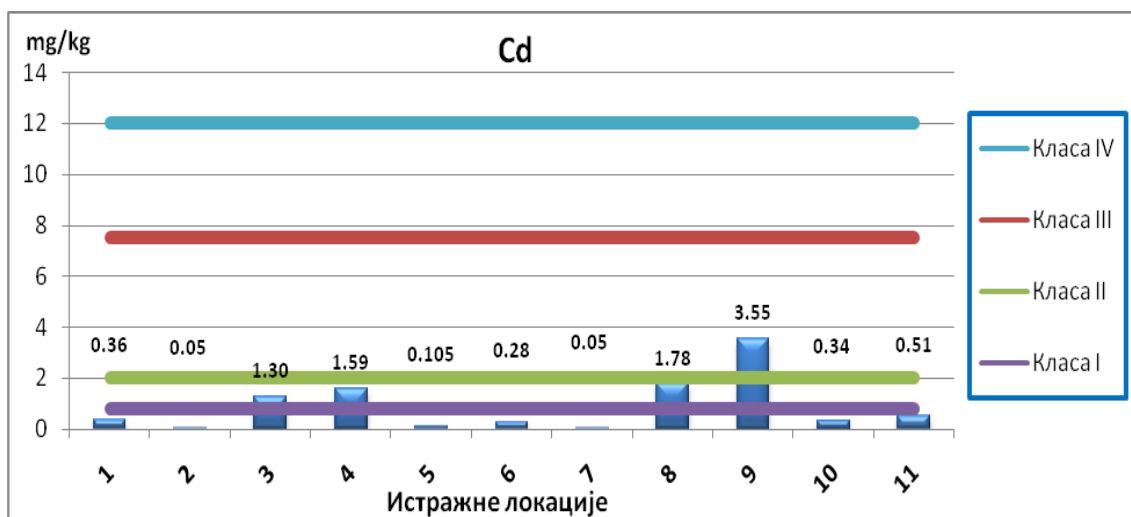
Редовно одржавање каналске мреже намеће потребу за измуљивањем седимента у циљу смањења ризика од поплава и одржавања пловних путева. У ту сврху испитан је квалитет седимента и површинских вода на једанаест истражних локација, са циљем разматрања ризика приликом његове дислокације из корита. Кроз истраживачки мониторинг, испитана је дистрибуција осам тешких метала (Ni, Cd, Cr, Cu, Zn, Pb, As и Hg) и процена ризика по животну средину на основу нивоа детектованих концентрација у седименту и води. Према прописаним граничним вредностима за оцену квалитета седимента при његовом измуљивању из водотока („*Službeni glasnik RS*”, бр. 50/12), седимент је класификован на четири класе. Свака од помнутих класа дефинише ниво загађености и указује на смернице (табела 6) како поступати са измуљеним седиментом. На сликама од 37 до 44 представљене су просечне концентрације метала детектоване у седименту на истражним деоницама у АП Војводини, као и класификациона категорија која карактерише седимент за сваки истражни локалитет. Истражни локалитети приказани на слици 13, представљени су бројевима од 1 до 11.



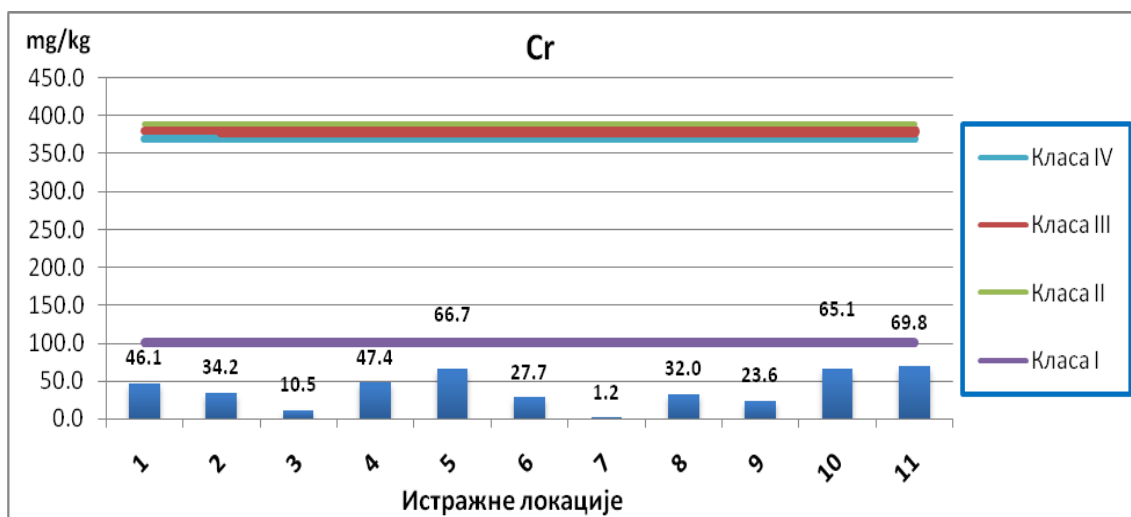
Слика 37. Просечне концентрације Ni у седименту на једанаест истражних локација



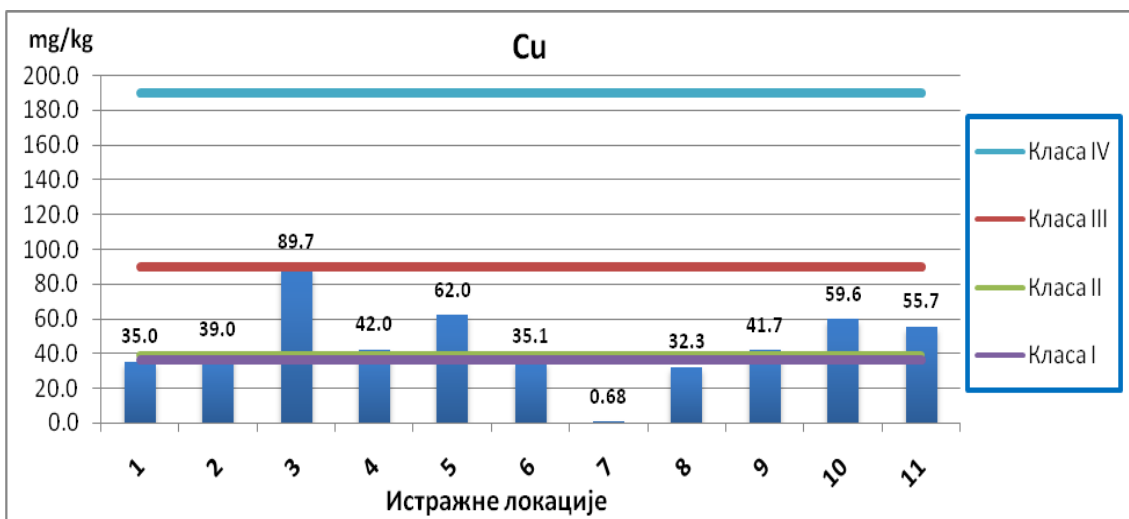
Слика 38. Просечне концентрације Zn у седименту на једанаест истражних локација



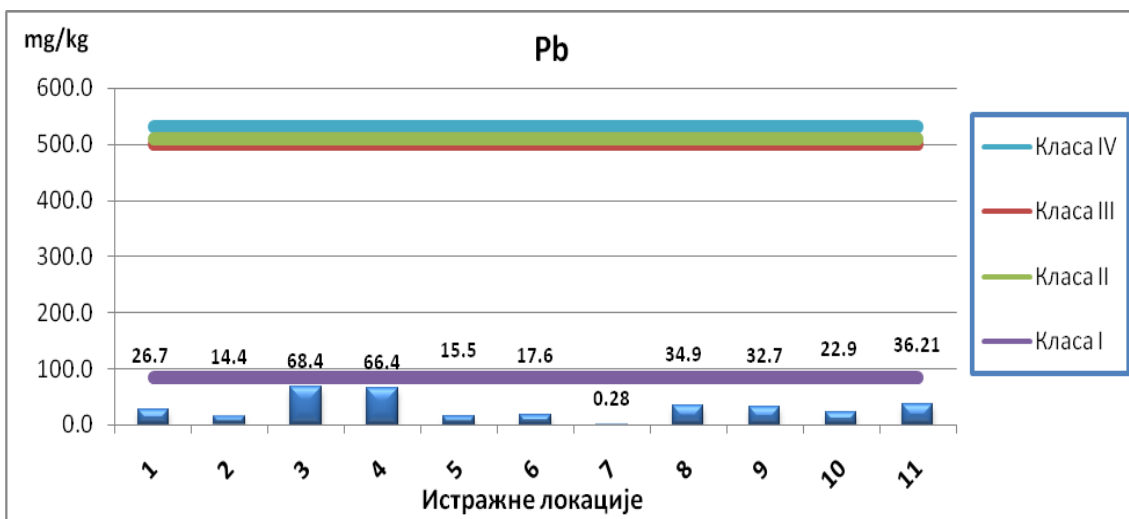
Слика 39. Просечне концентрације Cd у седименту на једанаест истражних локација



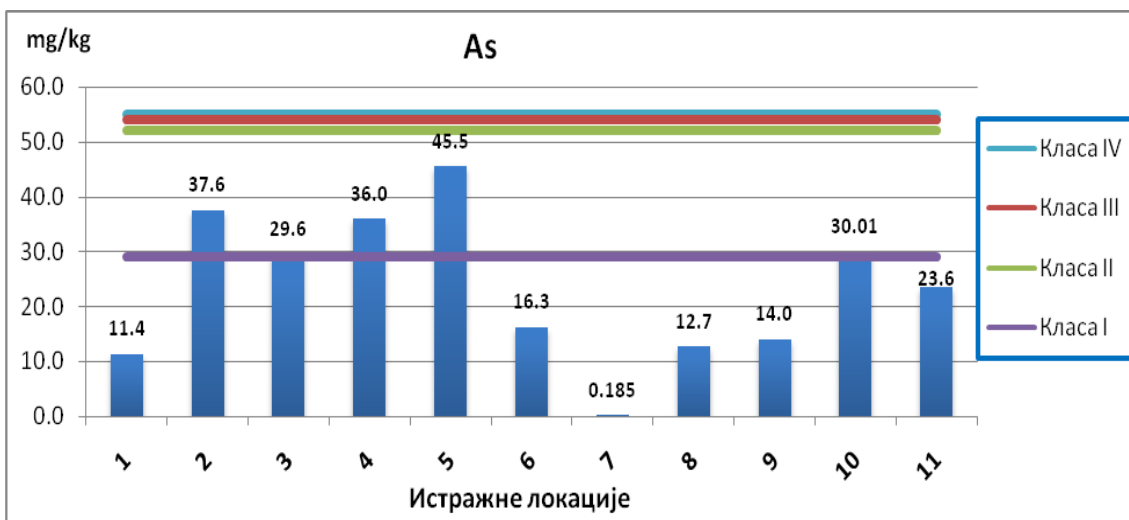
Слика 40. Просечне концентрације Cr у седименту на једанаест истражних локација



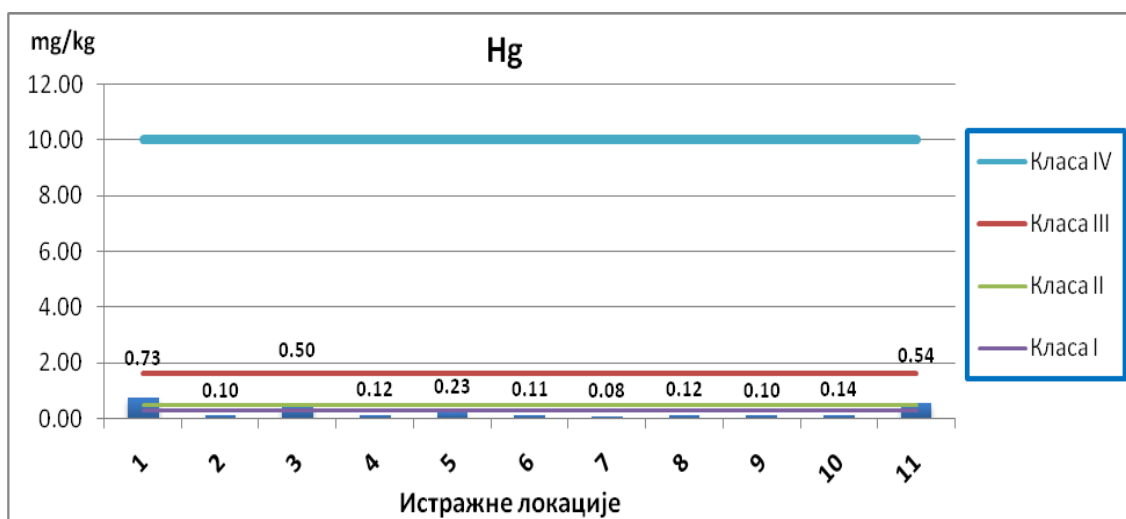
Слика 41. Просечне концентрације Си у седименту на једанаест истражних локација



Слика 42. Просечне концентрације Рб у седименту на једанаест истражних локација



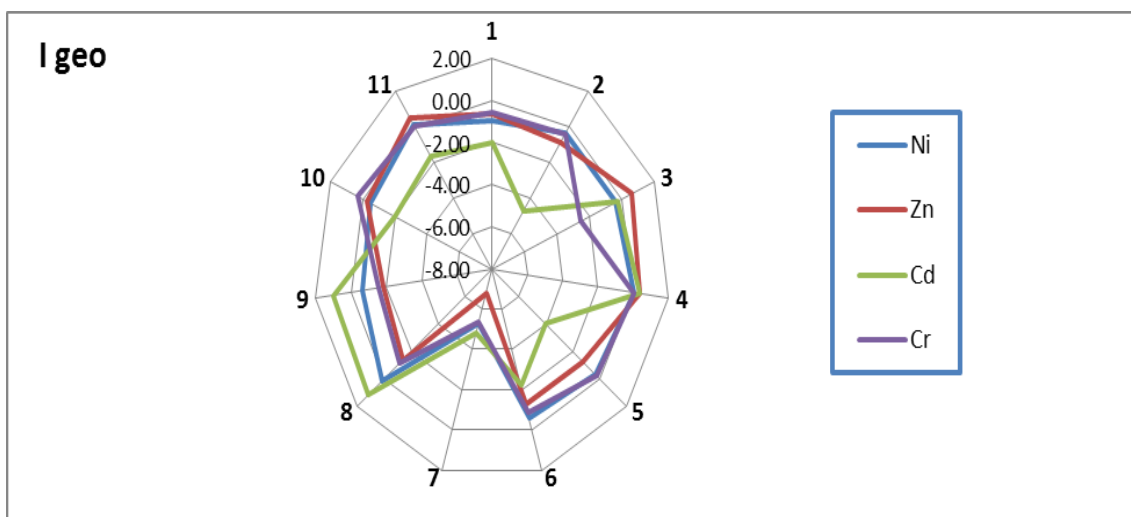
Слика 43. Просечне концентрације Ас у седименту на једанаест истражних локација



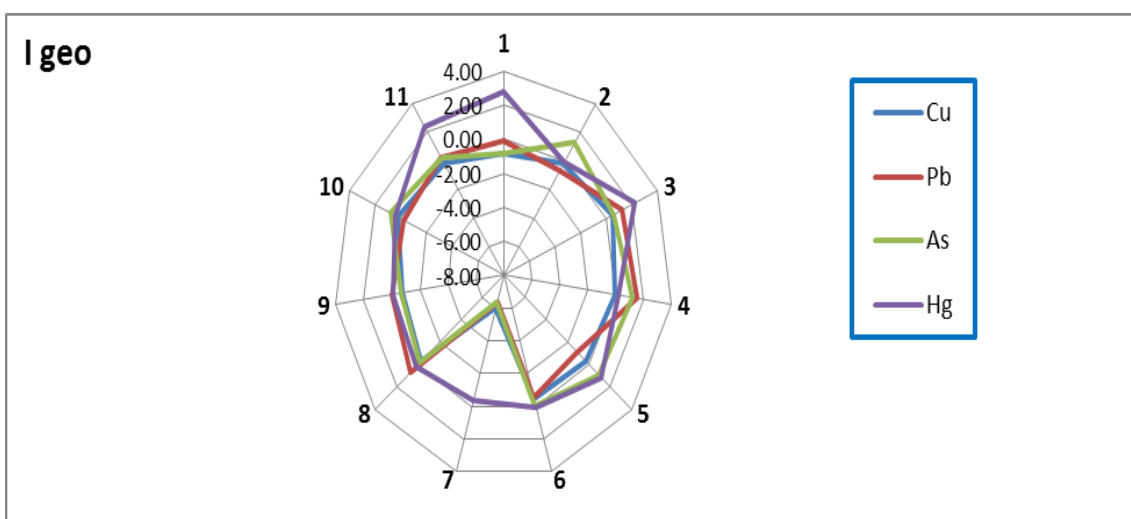
Слика 44. Просечне концентрације Hg у седименту на једанаест истражних локација

На основу обрађених података, квалитет седимента на већини истражних локација се карактерише I и II класом, што указује на седimente незнатно загађене и њихова дислокација је могућа без посебних мера заштите у појасу ширине до 20 метара у околини водотока („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12). Одступања од II класе, заступљена су на деоницама канала ДТД Врбас-Бездан (Кула (локација 5) и Црвенка (локација 8)) и ДТД Бечеј-Богојево (Богојево (локација 11)). На поменутих локацијама, повишене концентрације Ni у седименту (54,03 mg/kg (5), 63,2 mg/kg (8) и 57,6 mg/kg (11)) (слика 37) сугеришу на потенцијални антропогени утицај и седимент класификују у III класу (концентрације веће од 45,0 mg/kg) односно загађен седимент. Детектоване вредности на испитиваним деоницама ДТД канала, могу бити последица неконтролисане интензивне примене вештачких ђубрива са околних пољопривредних земљишта (*Chen and Lu, 2018*). На Бечеју код Зрењанина (локација 3) детектован је тренд повишене концентрација Cu (89,7 mg/kg) (слика 41), међутим на основу националне уредбе („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12) седимент је класификован у II класу. Примена фосфатних ђубрива и пестицида у пољопривредне сврхе може представљати потенцијални извор Cu у седименту (*Qu et al., 2018*). Испуштање комуналних и индустријских отпадних вода карактеристично је за разматрани локалитет, па сходно томе повишен садржај Cu у седименту може бити управо из поменутих извора (*Fukunaga and Anderson, 2011*).

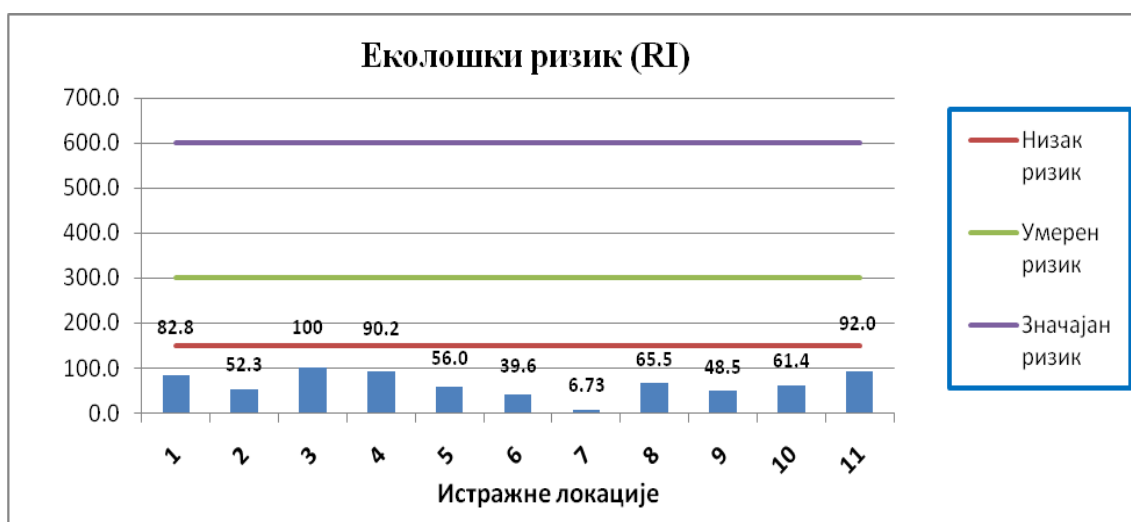
Индексом гео-акумулације (I_{geo}) размотрени су природни и антропогени извори метала као и степен загађености седимента (*Grba i sar., 2016*), а добијене вредности израчунате у односу на референтне вредности метала у незагађеном седименту на подручију Војводине (*Grba i sar., 2016*). Сlike 45 и 46 карактеришу индикацију гео-акумулације односно разматрање природних и антропогених извора метала у истражном седименту. За сваки истражни локалитет, на слици 47. приказан је еколошки ризик по животну средину (RI).



Слика 45. Индек гео-акумулације као индикатор природних и антропогених извора метала Ni, Zn, Cd и Cr на једанаест истражних локација



Слика 46. Индек гео-акумулације као индикатор природних и антропогених извора метала Cu, Pb, As и Hg на једанаест истражних локација

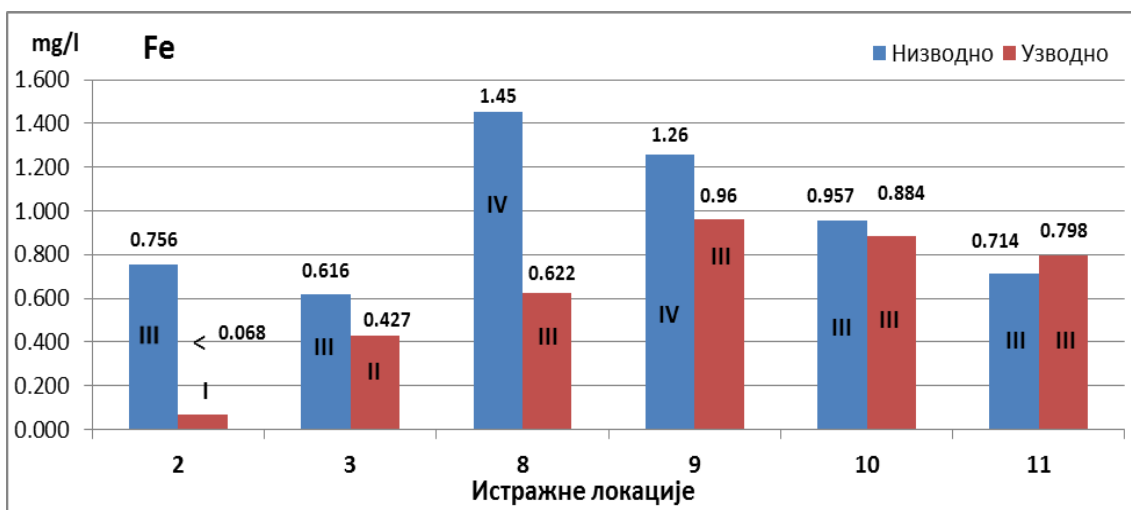


Слика 47. Индекс еколошког ризика (RI) за једанаест истражни локациј

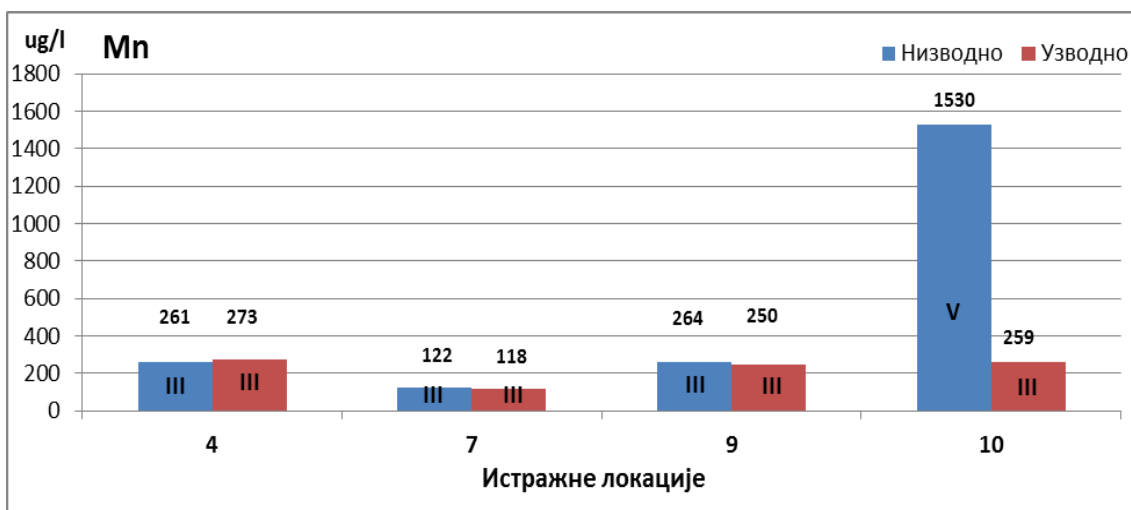
Подаци индекса гео-акумулације указују на доминантно природно порекло већине метала на испитиваним локацијама (слика 45 и 46). Просечне вредности I_{geo} индекса кретале су се у опсегу од -1,74 до 0,81 што указује на природне незагађене седименте. У односу на националну уредбу путем које су детектоване повишене концентрације Ni на истражним локацијама као што су ДТД Врбас-Бездан (Кула (локација 5) и Црвенка (локација 8)) и ДТД Бечеј-Богојево (Богојево(локација 11)), I_{geo} индекс сугерише на природну заступљеност Ni у седименту са вредностима од -0,34 (5), 0,15 (8) и 0,17 (11). Седимент на Бегеју код Зрењанина (локација 3), указивао је на нешто већу детекцију бакра, али примена индекс гео-акумулације са вредношћу од 0,53 (Cu) указује на незагађен до умерено загађен седимент. Антропогени утицај са класификацијом седимента од умереног до јако загађеног карактерише жива, на локацијама ДТД Пригревица-Бездан (Бездан, локација 1) (2,80), Бегеј (Зрењанин, локација 3) (2,25) и ДТД Бечеј-Богојево (Богојево, локација 11) (2,36). Дифузно загађење укључујући пољопривреду, таложене загађивача из ваздуха и површинско спирање може се окарактерисати као потенцијални извор повишених концентрација живе на које указује индекс гео-акумулације (Ouyang, et al., 2019). Такође након поплава земљишта и вегетације могуће је ослобађање живе у водену фазу (Tremblay, et al., 1998). Укупан еколошки ризик (RI) (слика 47), карактерише вредности од 6,73 до 100 што указује на низак ризик (<150) по животну средину на свим истражним локацијама.

4.2.2. Процена мобилности метала током активности измуљивања седимента

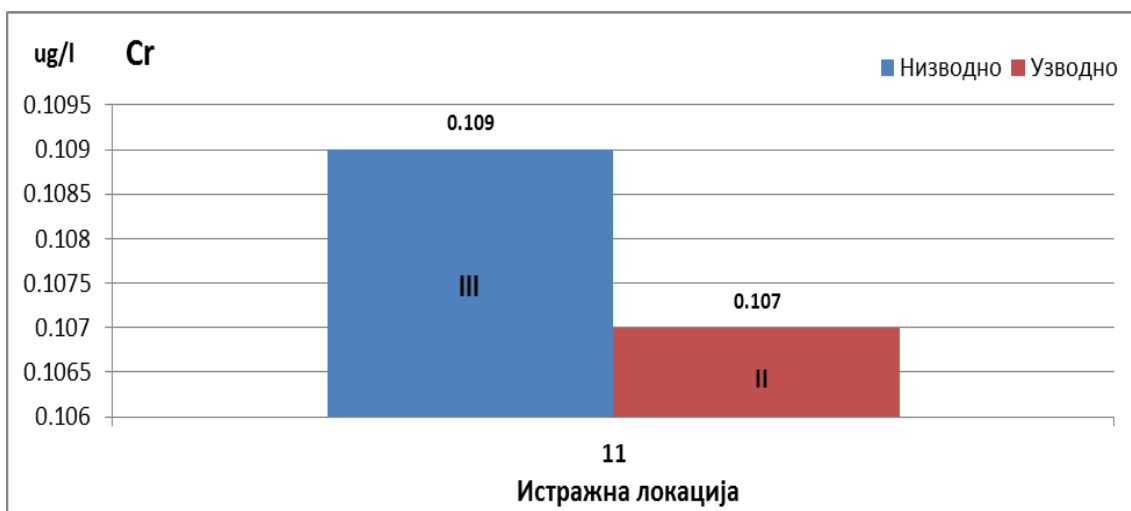
На једанаест истражних локација праћен је квалитет површинских вода узводно и низводно од позиције дестабилизације седимента. Мониторинг површинских вода спроведен је са циљем да се утврди да ли услед промене физичко-хемијских услова у систему седимент/вода долази до ремобилизације метала и потенцијалног ризика по акватични екосистем. Узводни квалитет површинских вода указује на референтну вредност, односно на квалитет воде која није под утицајем дестабилизације седимента, услед активности измуљивања. Детектоване промене квалитета површинских вода упоређене су са вредностима које прописује Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12). На сликама од 48 до 61 размотрени су само они параметри који сугеришу на промену квалитета вода, што проузрокује класификациону категорију III, IV и V класе. Сви остали резултати процене квалитета површинских вода као и њихова класификација представљени су у табелама од П-6 до П-9 у прилогу.



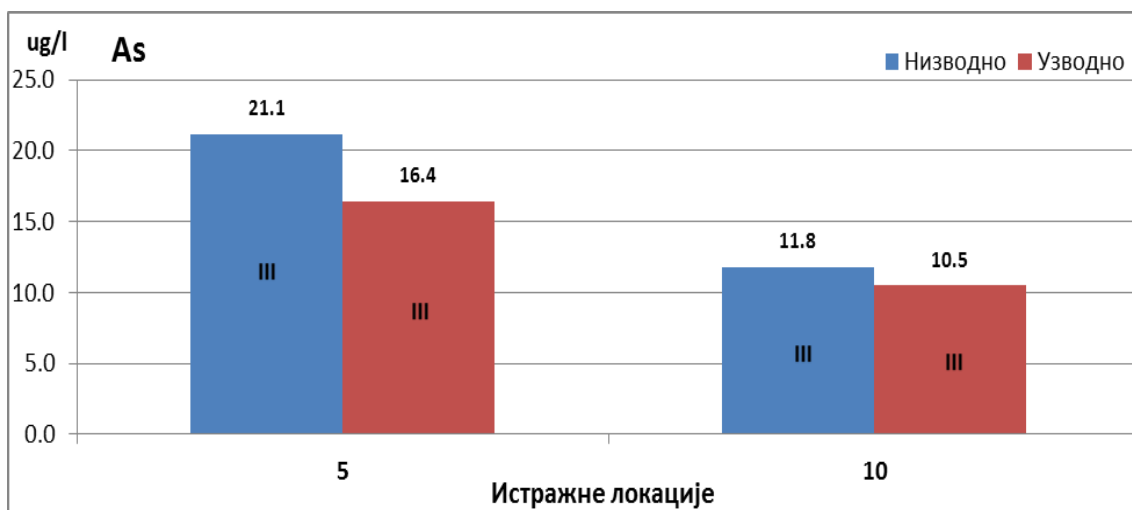
Слика 48. Упоредни приказ низводних/узводних концентрација гвожђа у површинској води



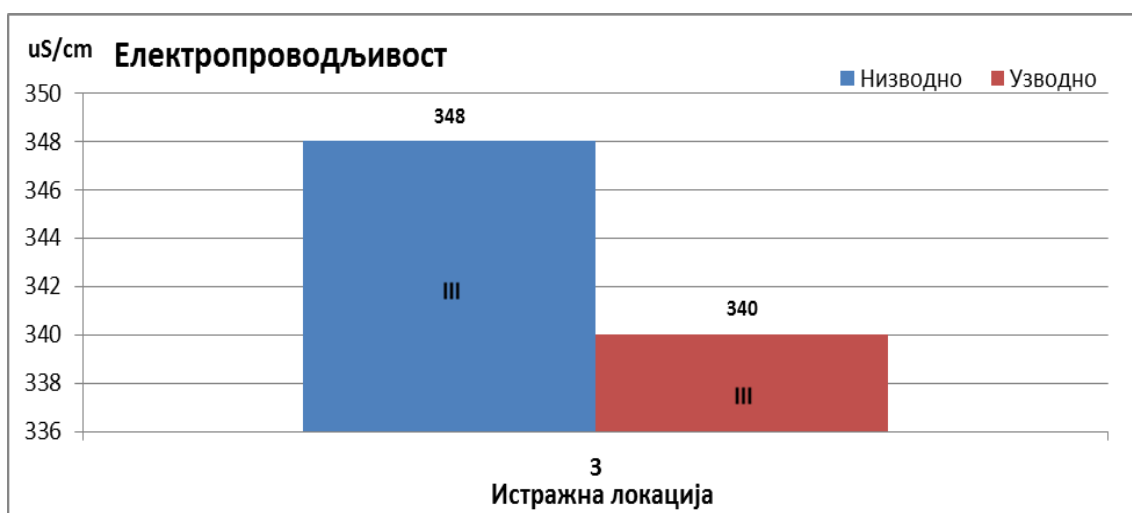
Слика 49. Упоредни приказ низводних/узводних концентрација мангана у површинској води



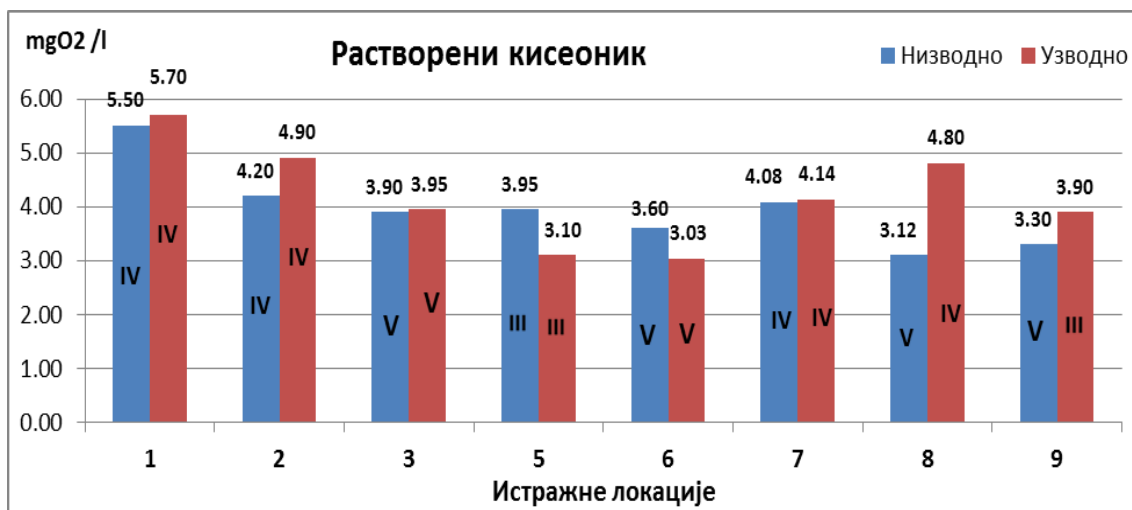
Слика 50. Упоредни приказ низводних/узводних концентрација укупног хрома у површинској води



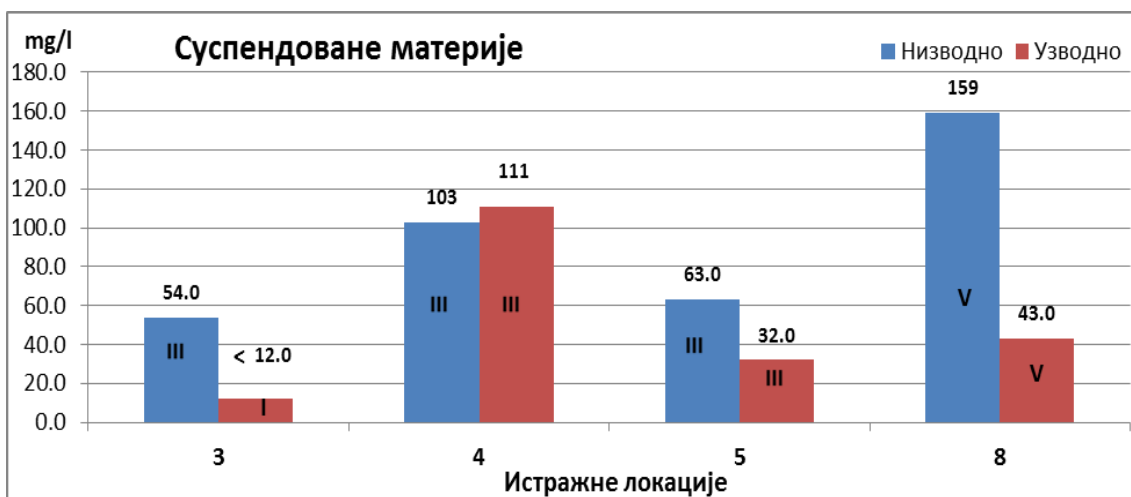
Слика 51. Упоредни приказ низводних/узводних концентрација арсена у површинској води



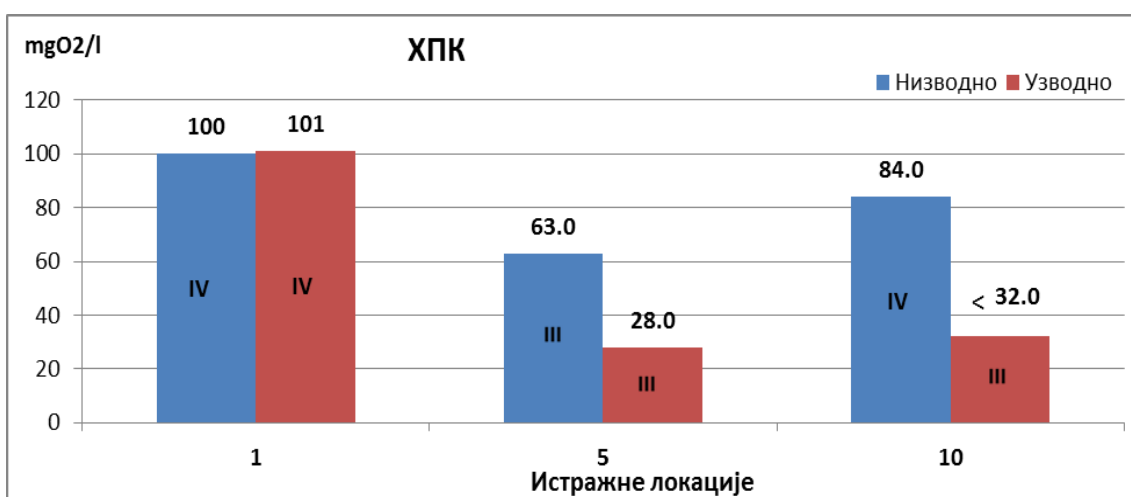
Слика 52. Упоредни приказ низводне/узводне електропроводљивости у површинској води



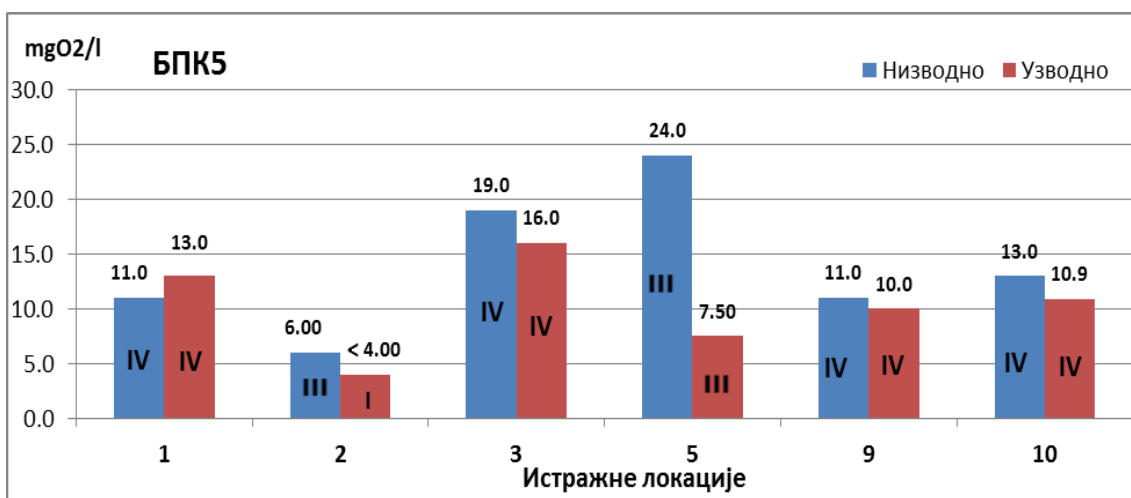
Слика 53. Упоредни приказ низводног/узводног раствореног кисеоника у површинској води



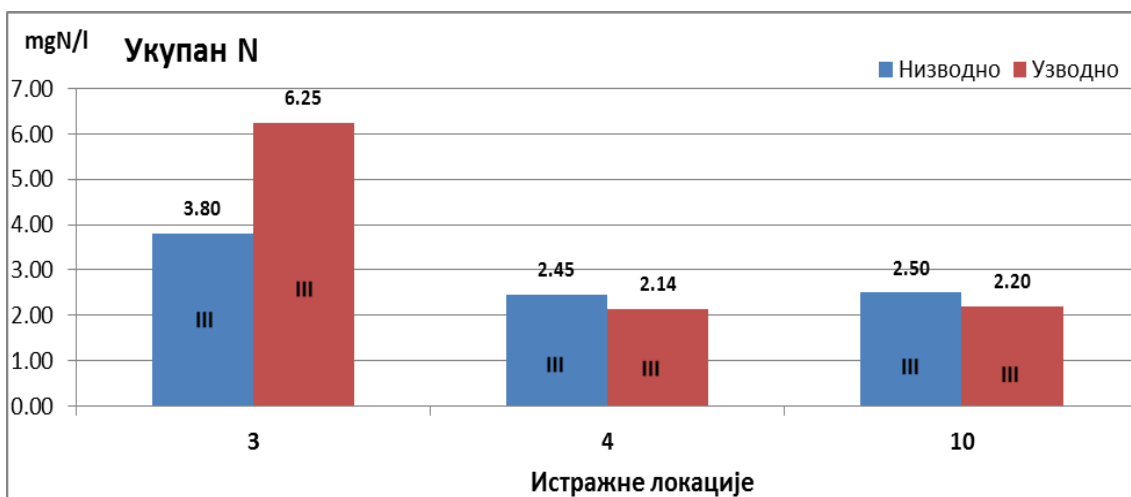
Слика 54. Упоредни приказ низводних/узводних суспендованих материја у површинској води



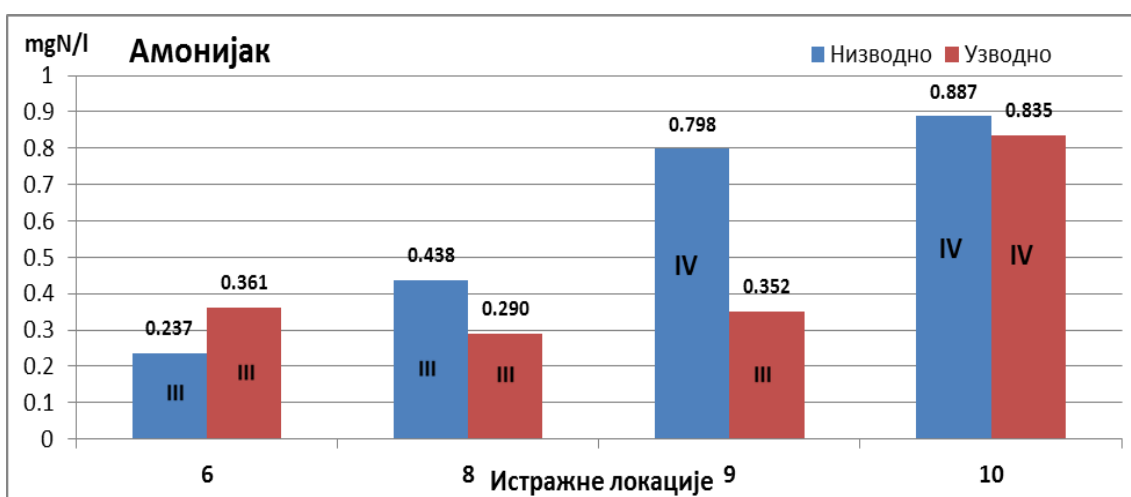
Слика 55. Упоредни приказ низводне/узводне хемијске потрошње кисеоника у површинској води



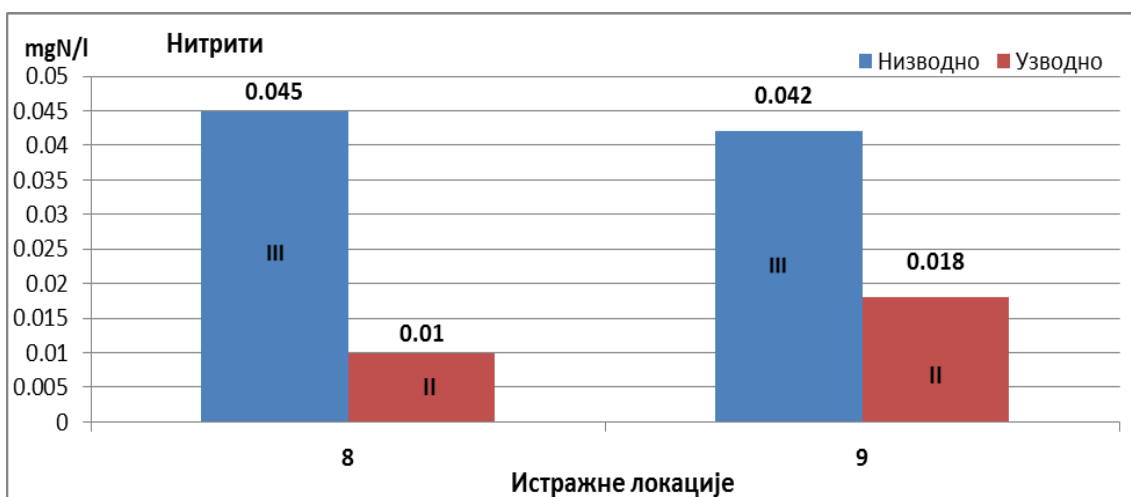
Слика 56. Упоредни приказ низводне/узводне биохемијске потрошње кисеоника у површинској води



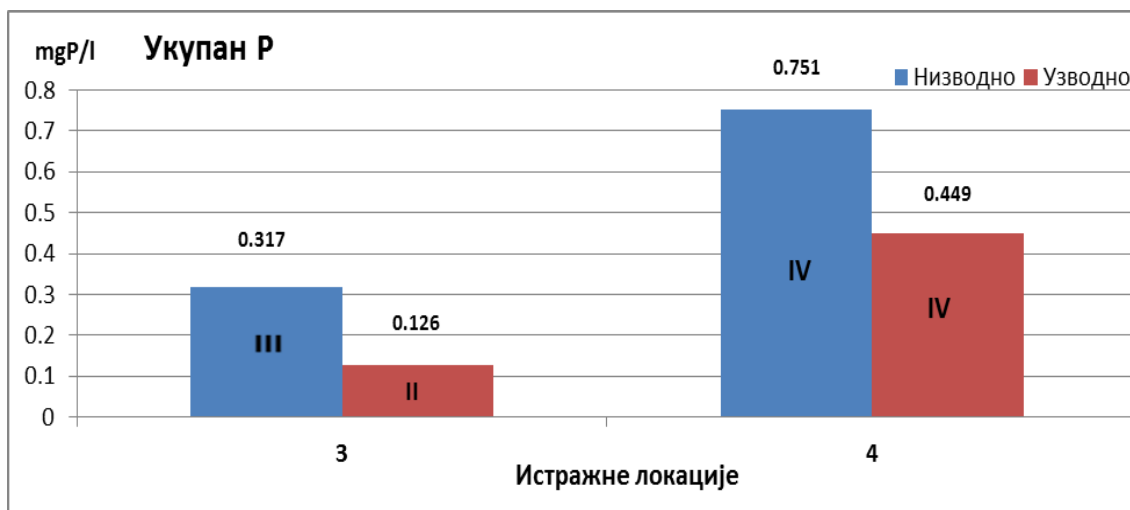
Слика 57. Упоредни приказ низводно/узводне концентрације укупног азота у површинској води



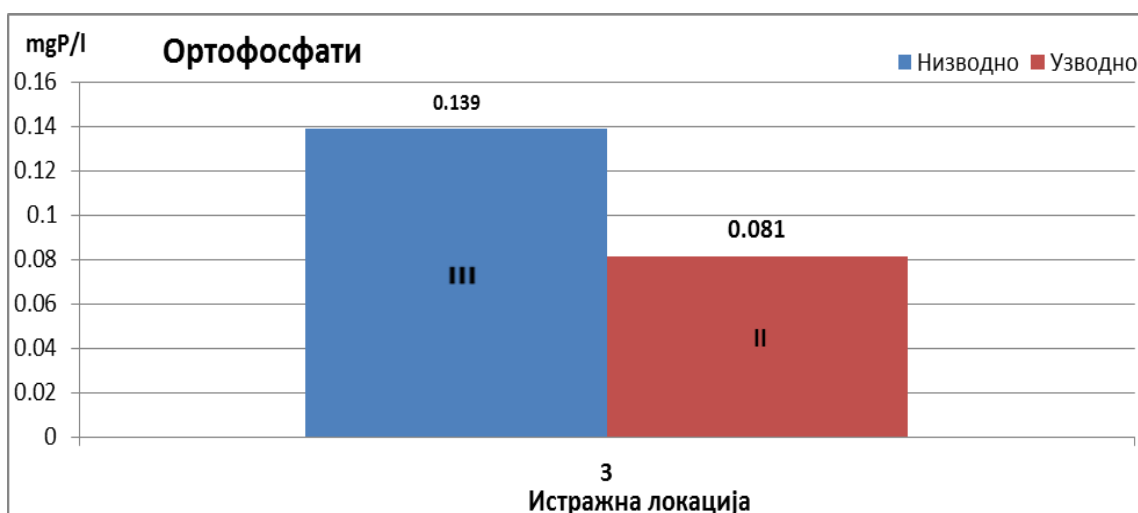
Слика 58. Упоредни приказ низводно/узводне концентрације амонијака у површинској води



Слика 59. Упоредни приказ низводно/узводне концентрације нитрита у површинској води



Слика 60. Упоредни приказ низводно/узводне концентрације укупног фосфора у површинској води



Слика 61. Упоредни приказ низводно/узводне концентрације ортофосфата у површинској води

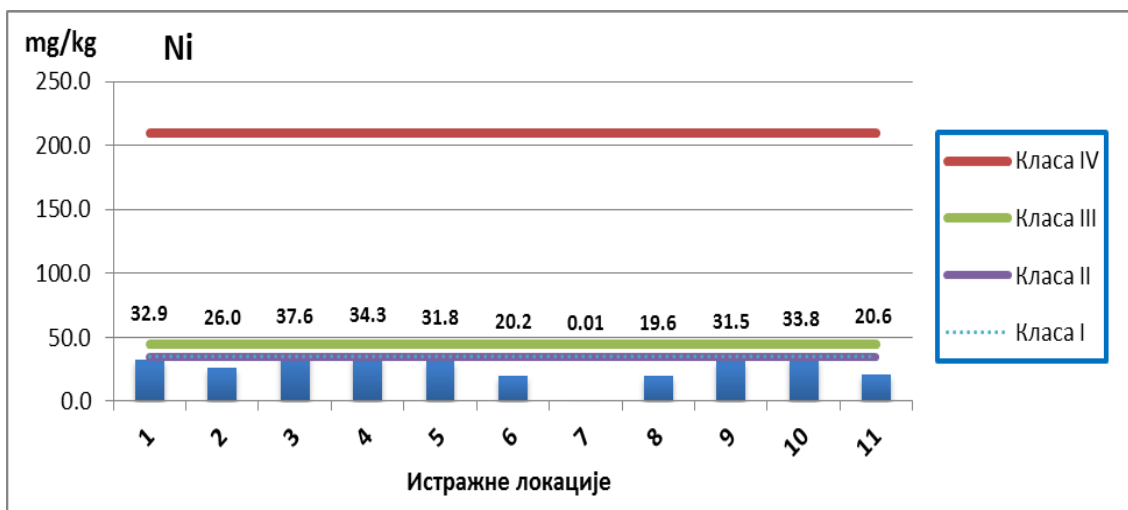
Спроведене активности измуљивања проузроковале су дестабилизацију и поновну суспензију седимента, што је утицало на промену физичко-хемијских услова у систему седимент/вода (*Förstner, 2007*). На основу приказаних резултата већина истражних профила указује на сличан тренд квалитета воде, док неколико локација сугерише на тренутне осцилације параметара као што је органско оптерећење (ХПК и БПК₅), нутријенти (ук. фосфор, ортофосфати, нитрити, амонијак), суспендоване материје и растворени кисеоник. Значајан ризик од ремобилизације метала у површинску воду није детектован, осим повећања концентрације Fe и на појединим местима Mn и укупног Cr. Заједничка карактеристика свих истражних локација, на којима су идентификоване промене поменутих параметара, је низак растворени кисеоник са класификацијом воде од III до V класе. Такође узводне тачке које нису под утицајем измуљивања карактеришу исти тренд заступљености раствореног кисеоника у води.

Током активности измуљивања смањење концентрације кисеоника у површинској води, на низводним профилима, је детектовано на каналу ДТД Врбас-Бездан (Сивац-Црвенка (локација 9) 3,27 mgO₂/l и Црвенка (локација 8) 3,12 mgO₂/l). Такође на поменутиим локалитетима, примећује се повећање концентрација параматара као што су: гвожђе 1,45 mg/l (8) и 1,26 mg/l (9) (слика 48), нитрити 0,045 mgN/l (8) и 0,042 mgN/l (9) (слика 59), манган 1530 ug/l (8) (слика 49) и амонијак 0,798 mgN/l (9) (слика 58). Остале промене концентрације метала приказане су на локацијама Стари Бегеј (Јанков мост, локација 2) 0,756 mg/l и Бегеј (Зрењанин, локација 3) 0,616 mg/l где су уочене промене концентрације гвожђа (слика 48) док на каналу ДТД Бечеј-Богојево (Богојево, локација 11) детектована је мала промена у продукцији садржај укупног хрома 0,109 ug/l (слика 50). Активности измуљивања седимента на Бегеју код Зрењанина показују ризик од продукције суспендованих материја (слика 54, локација 3) и нутријента (укупног фосфора и ортофосфата) (слика 60 и 61, локација 3). Раст биохемијске потрошње кисеоника запажа се само на једном истраживачком локалитету (Стари Бегеј-Јанков мост), који карактерише погоршање квалитета површинске воде из I у III класу (слика 56, локација 2), што потврђује и низак ниво раствореног кисеоника.

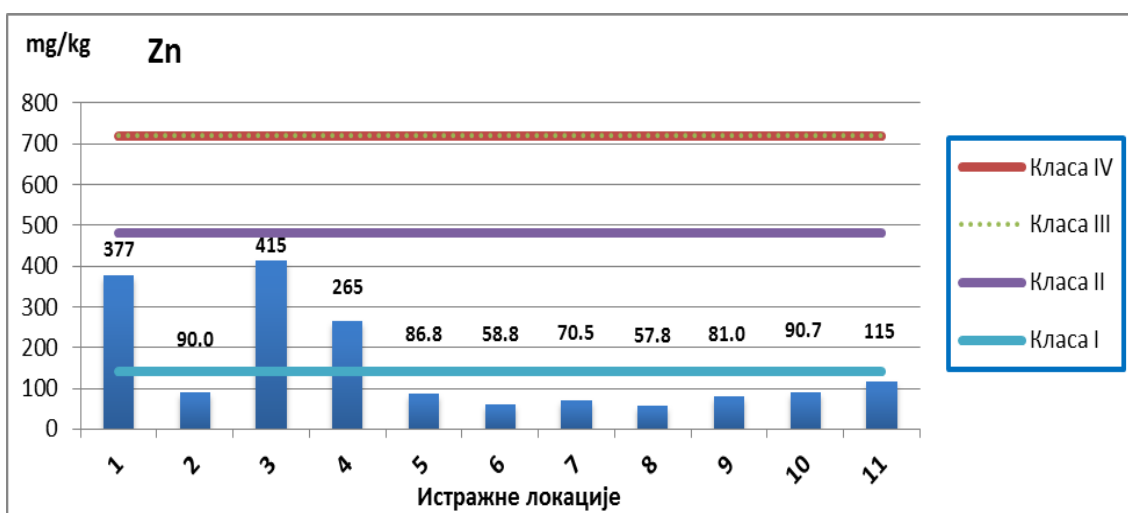
Продукција метала Fe и Mn проузрокована променом физичко-хемијских услова у систему седимент вода, указује на евидентно смањење раствореног кисеоника на свим истражним локалитетима услед чега долази до растварања редукованих облика Fe и Mn (*Zhang and Millero, 1993*). Оксидација растворених облика поменутих метала одиграва се у горњем делу воденог стуба под дејством кисеоника или других оксиданата. Као резултат настају оксидирани облици метала у облику честица. Тешки метали тону према доле услед гравитације, а затим се редукују у аноксичној зони. Редуктивно растварање хидратисаних оксида Fe (III) и Mn (III, IV) контролише снабдевање растворених и редукованих облика метала у аноксичној зони. Редокс циклуси метала су вертикално структурирани тако да у горњем делу воденог стуба доминира процес оксидације, док на већим дубинама доминира процес редукције Fe (III) и Mn (III, IV) оксида (*Pakhomova et al., 2007*).

4.2.3. Процена квалитета депонованог седимента након измуљивања

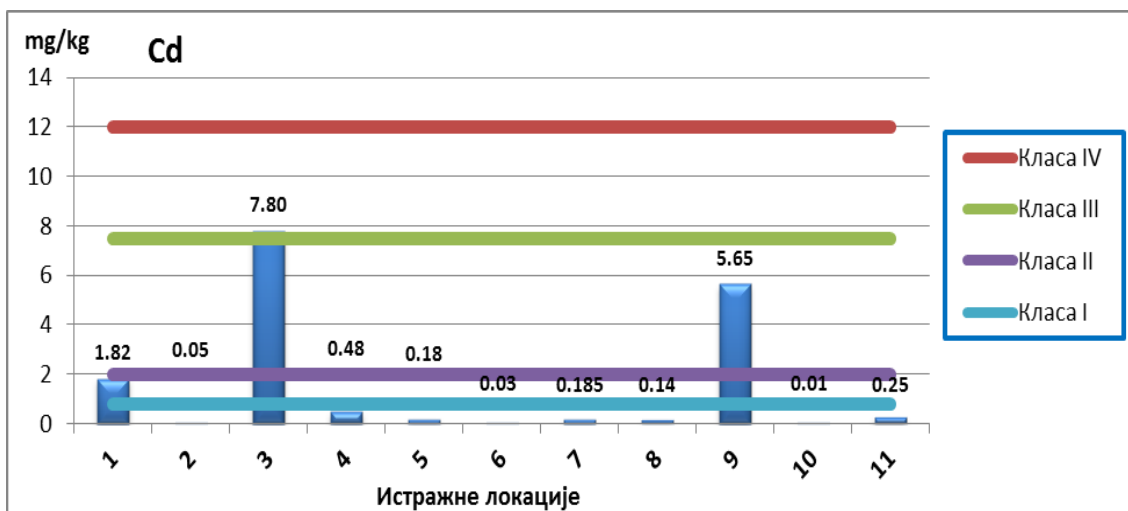
Процена ризика од одлагња, измуљеног седимента, у животну средину размотрена је кроз карактеризацију истражних депонија широм АП Војводине. Након што је утврђен квалитет седимента пре његове дислокације из акватичног екосистема, неопходно је утврдити и расподелу метала у депонованом матриксу. Физичко-хемијске промене током активности измуљивања као и мешање седимента на депонији доводе до различитих промена које могу утицати на квалитет праћеног седимента (*Ferrans et al., 2021*). Применом националне Уредбе за оцену квалитета седимента при измуљивању седимента из водотока („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12), детектоване концентрације су упоређене са прописаним граничним вредностима, а расподела метала на једанаест истражних локација, приказана је на сликама од 62 до 69.



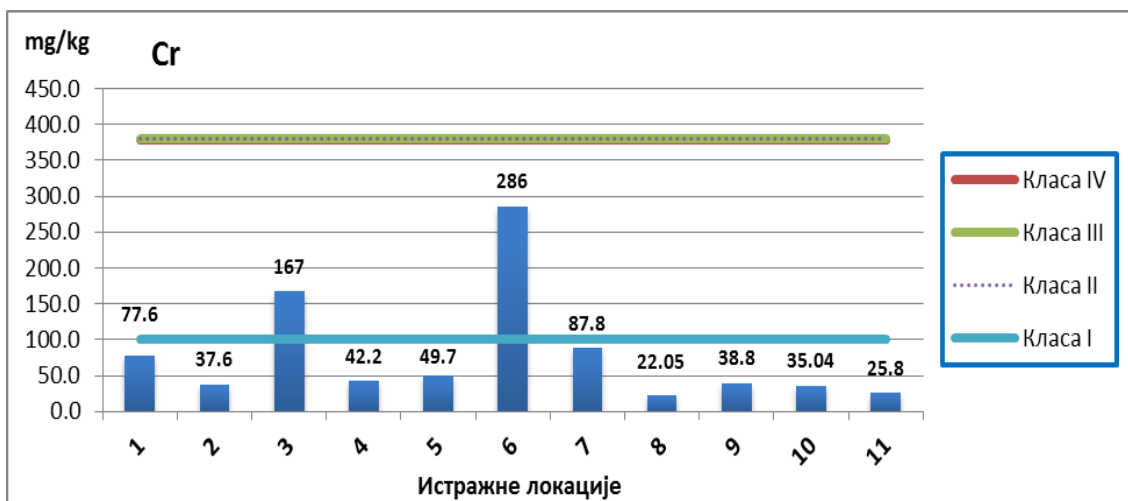
Слика 62. Концентрација никла у депонованом седименту на једанаест истражних локација



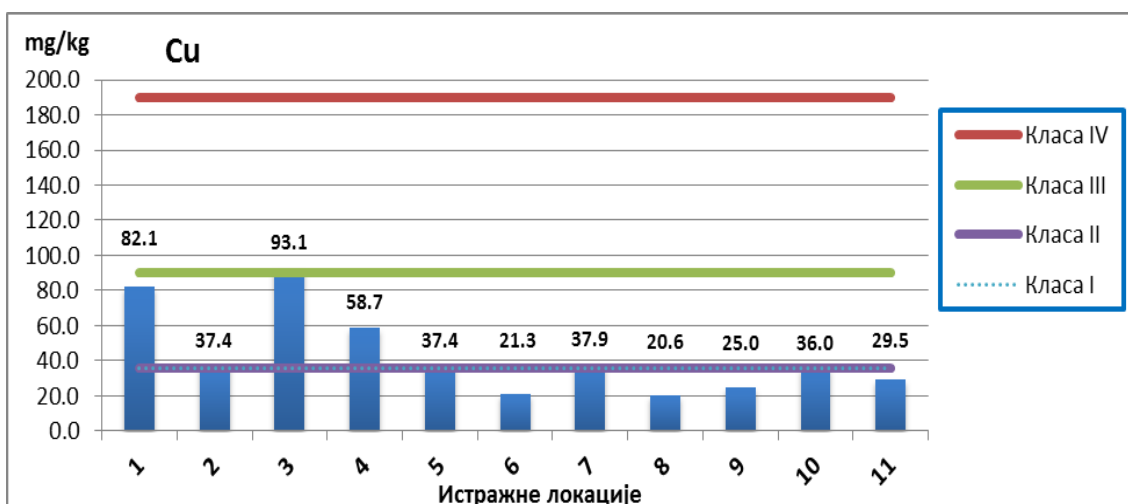
Слика 63. Концентрација цинка у депонованом седименту, на једанаест истражних локација



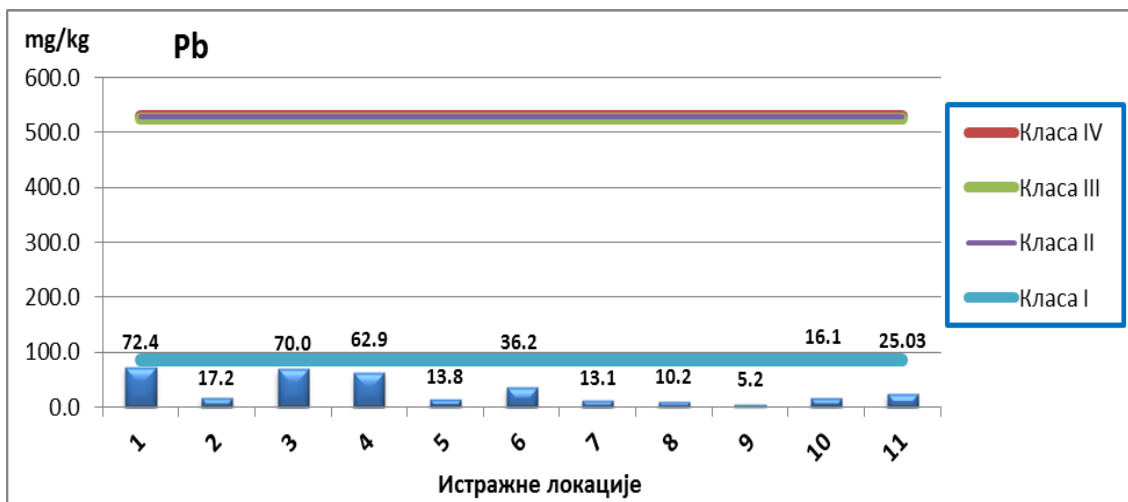
Слика 64. Концентрација кадмијума у депонованом седименту на једанаест истражних локација



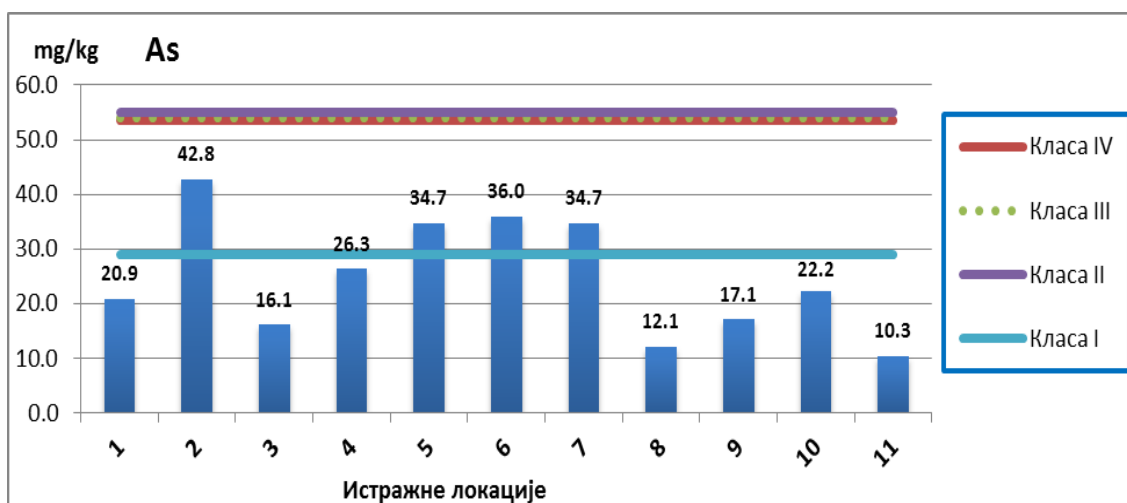
Слика 65. Дистрибуција хрома у депонованом седименту на једанаест истражних локација



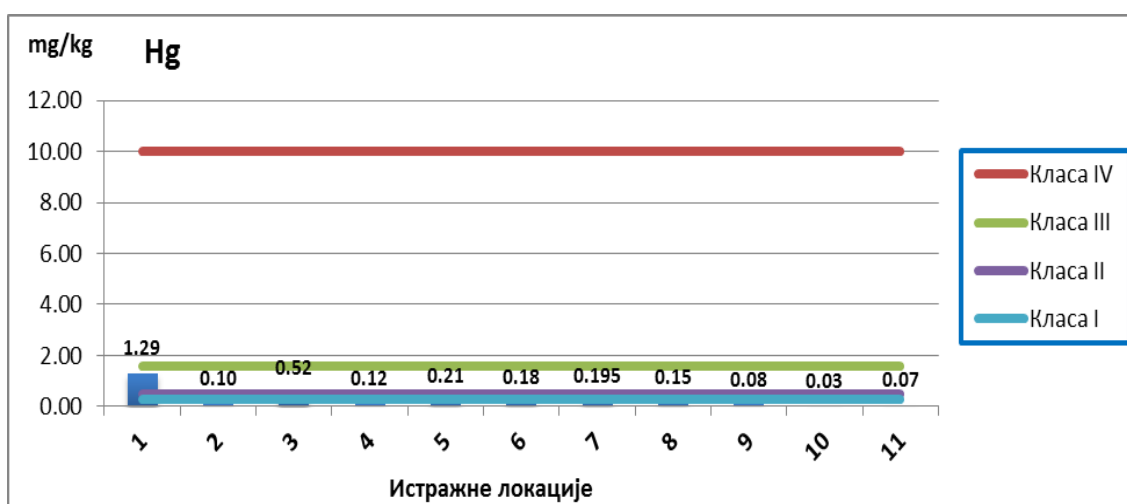
Слика 66. Дистрибуција бакра у депонованом седименту на једанаест истражних локација



Слика 67. Дистрибуција олова у депонованом седименту на једанаест истражних локација



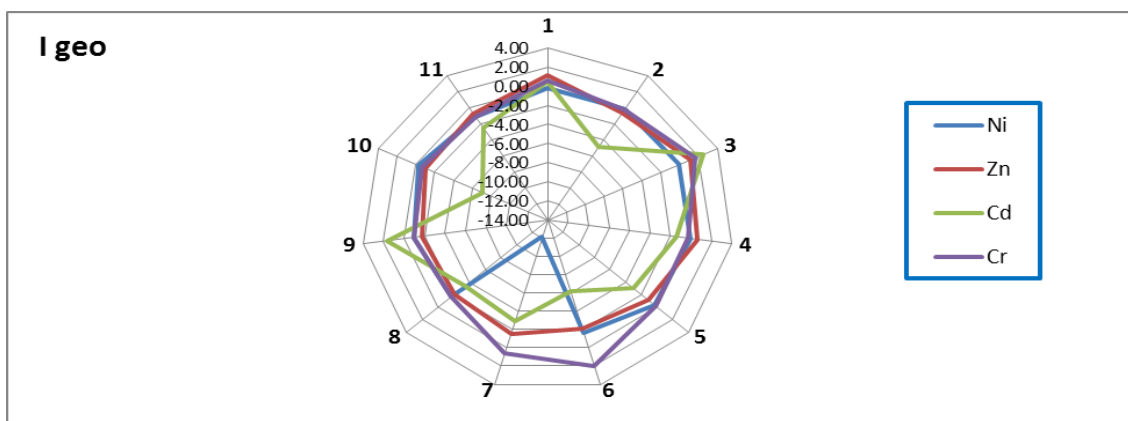
Слика 68. Дистрибуција арсена у депонованом седименту на једанаест истражних локација



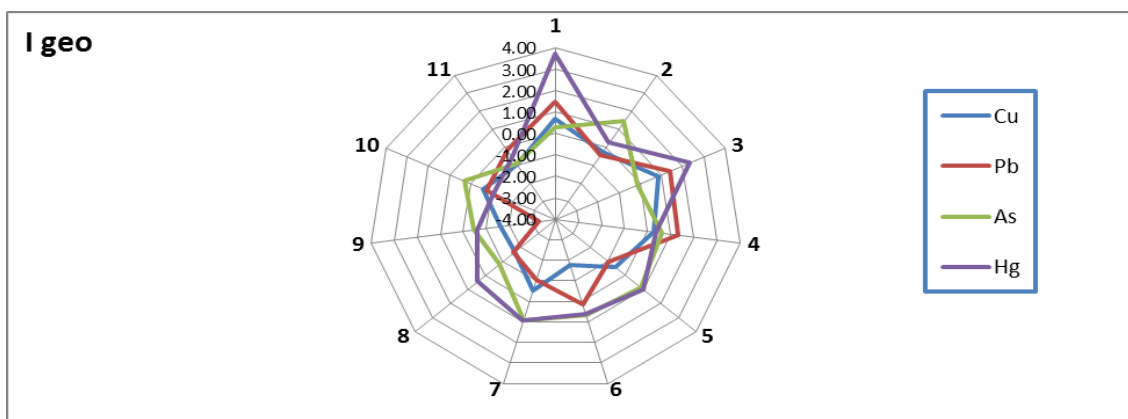
Слика 69. Дистрибуција живе у депонованом седименту на једанаест истражних локација

На основу упоређених концентрација метала у депонованом седименту са прописаним граничним вредностима уредбе Р. Србије („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12), константовано је да на већини локација (десет профила) квалитет седимента указује на I и II класификациону категорију, па је његово одлагање безбедно по животну средину без посебних мера заштите. Значајно одступање од прописаних граничних вредности запажа се на Бегеју код Зрењанина (локација 3) где су концентрације кадмијума (7,80 mg/kg, слика 64) повишене, па сходно томе поменути депоновани седимент класификују у III класу што га карактерише загађеним. На овом локалитету, карактеризација седимента пре активности измуљивања није указивала на контаминацију кадмијумом, што сугерише на могућност оптерћења околног земљишта поменути металом, услед интензивне примене вештачког ђубрива у пољопривредне сврхе у овом региону (*Dubovina et al., 2018; Enviromental performance reviews, 2020*).

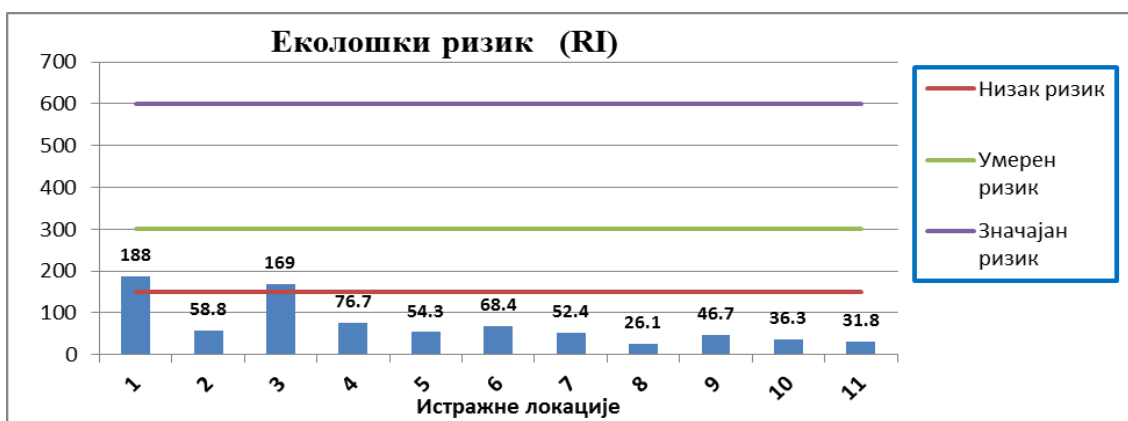
У циљу разматрања нивоа ризика од одлагања депонованог седимента у животну средину примењени су индекси гео-акумулације (I_{geo}) и еколошког ризика (RI). На сликама 70 и 71 су приказане вредности индекса гео-акумулације за осам тешких метала, а слика 72 описује ниво еколошког ризика за депоновани седимент, на основу суме свих метала у њему.



Слика 70. Индек гео-акумулације као индикатор загађености депонованог седимента металаима Ni, Zn, Cd и Cr на једанаест истражних локалитета



Слика 71. Индек гео-акумулације као индикатор загађености депонованог седимента металаима Cu, Pb, As и Hg на једанаест истражних локалитета



Слика 72. Индекс еколошког ризика депонованог седимента на основу суме метала за сваку истраживачку локацију

Просечне вредности индекса гео-акумулације кретале су се у опсегу од -2,46 до 0,67 што депоновани седимент карактерише као доминантно незагађен. Индекс гео-акумулације на локацији 3 (депонија седимента измуљеног из канала Бегеј код Зрењанина) сугерише на високу заступљеност кадмијума $I_{geo} = 2,51$ што указује на доминантан антропогени утицај и седимент карактерише умерено до јако контаминираним. Индекс еклошког ризика (RI) као индикатор суме тешких метала односно ризика од депоновања измуљеног седимента у животну средину, указује на низак ризик на већини истражних локација. Депоније на локацијама ДТД Пригревица-Бездан (Бездан, локација 1) и Бегеј (Зрењанин, локација 3) сугеришу на умерен ризик са вредностима од 169 до 188.

На основу размотрених истраживања широм АП Војводине, може се закључити да седимент приказаног квалитета не представља значајан ризик по животну средину током примењених активности измуљивања и депоновања.

4.3. Пилот истраживање измуљивања и депоновања, загађеног седимента на каналу Бегеј

Процена ризика, различитих медијума животне средине током активности измуљивања и депоновања загађеног седимента, размотрена је кроз приказано истраживање у овом поглављу. Прва фаза обухвата процену квалитета почетног стања животне средине на локацији измуљивања. Почетном карактеризацијом седимента, земљишта, подземних и површинских вода, испитана је дистрибуција и ризик од потенцијалног утицаја доминантних загађујућих материја као што су тешки метали. Током активности дислокације односно измуљивања седимента, истраживања су била усмерена ка разматрању потенцијалне ремобилизације метала, из дестабилизованог седимента у површинску воду. У овој фази истраживања размотрен је ниво метала везаних за суспендоване материје, детектоване на низводним профилима у односу на локацију промене структуре седимента. Променом физичко-хемијских услова и мешањем седимента услед његовог депоновања, размотрен је квалитет и ризик по животну средину. Дугорочним мониторингом у периоду од 3 године, спроведена је карактеризација депонованог седимента, како би се размотрили потенцијални процеси који се одигравају на депонији током њеног сазревања. Процена квалитета оцедних вода, формираних непосредно при депоновању седимента, допринела је процени ризика од потенцијалне деградације осталих медијума животне средине. Мониторинг, подземних вода под утицајем депоније и референтних профила, омогућио је процену дифундирања загађујућих материја. Део ових података је публикован у склопу пројекта (*Krčmar i sar., 2016*).

4.3.1. Карактеризација почетног стања животне средине

4.3.1.1. Карактеризација земљишта

Почетни ниво загађујућих материја првенствено тешких метала, испитан је физичко-хемијском карактеризацијом околног приобалног земљишта које обухвата истражни локалитет измуљивања и депоновања седимента. Претходно истраживање спроведено на овом локалитету (*Dubovina et al., 2018*), сугерише на дифузно загађење седимента, појединим металима утицајем доминантне примене агрохемикалија у пољопривредне сврхе (*Ninkov i sar., 2012*). Резултати анализе земљишта упоређени су са граничним и ремедијационим вредностима за опасне и штетне материје, као и вредностима које могу указати на значајну контаминацију воде (Уредба о програму систематског праћења квалитета земљишта, индикаторима за оцену ризика од деградације земљишта и методологији за израду ремедијационих програма („*Službeni glasnik RS*”, *br. 30/2018*) и приказани у табели 23. На основу поменуте уредбе и детерминисаног типа земљишта (одређено на основу садржаја глине и органске материје) извршена је корекција метала.

Табела 23. Упоредни приказа вредности испитиваних параметра у земљишту са одговарајућим референтним вредностима

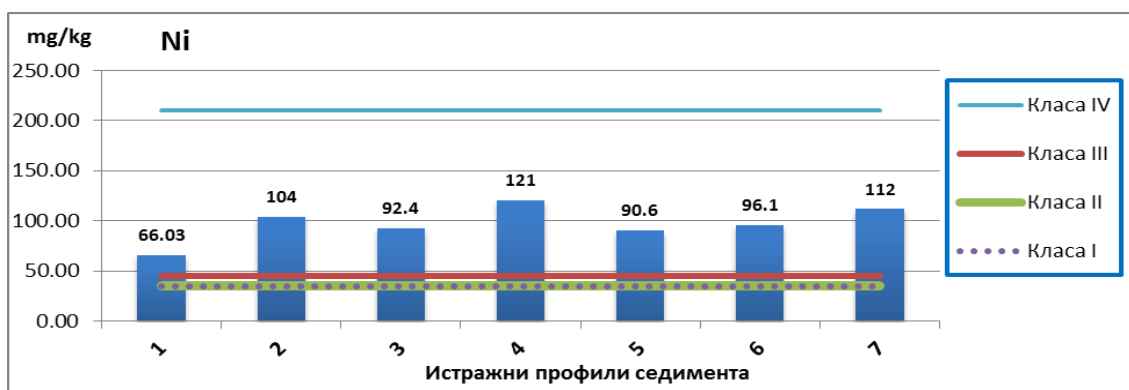
Параметар	Јединица мере	Измерена вредност	Коригована вредност	Гранична вредност	Ремедијациона вредност
Садржај воде	%	28,0	/	/	/
Садржај органске материје	%	7,90	/	/	/
Садржај глине	%	40,9	/	/	/
Никл	mg/kg	30,1	20,7	35,0	210
Цинк	mg/kg	454	345	140	720
Кадмијум	mg/kg	17,3	16,0	0,80	12,0
Хром, укупан	mg/kg	124	94,4	100	380
Бакар	mg/kg	112	91,2	36,0	190
Олово	mg/kg	200	172	85,0	530
Арсен	mg/kg	29,7	25,0	29,0	55,0
Жива	mg/kg	0,08	0,07	0,30	10,0

Концентрација кадмијума (16,0 mg/kg) карактерише почетни ниво поменутог метала у земљишту знатно већим од прописане ремедијационе вредности (табела 23), што сугерише на потенцијални извор загађења седимента у каналу Бегеј услед ерозије (*Somprasong and Assawadithalerd, 2021*). Тренд високих концентрација показују и метали бакара (91,2 mg/kg), цинка (345 mg/kg) и олова (172 mg/kg), са знатно већим прекорачењем прописане граничне вредности („*Službeni glasnik RS*”, *br. 30/2018*). Метале бакара карактерише висок афинитет везивања за компоненте земљишта, па услед тога често показује високу контаминацију у индустријским и пољопривредним подручјима (*Kabata-Pendias and Pendias, 2011*). Један од природно дефицитних елемената у земљишту је цинк, међутим услед антропогених утицаја као на пример примене ђубрива његова дистрибуција је знатно већа и у земљишту (*Alloway, 2013*). Олово представља чест елемент који као последица природних и антропогених извора

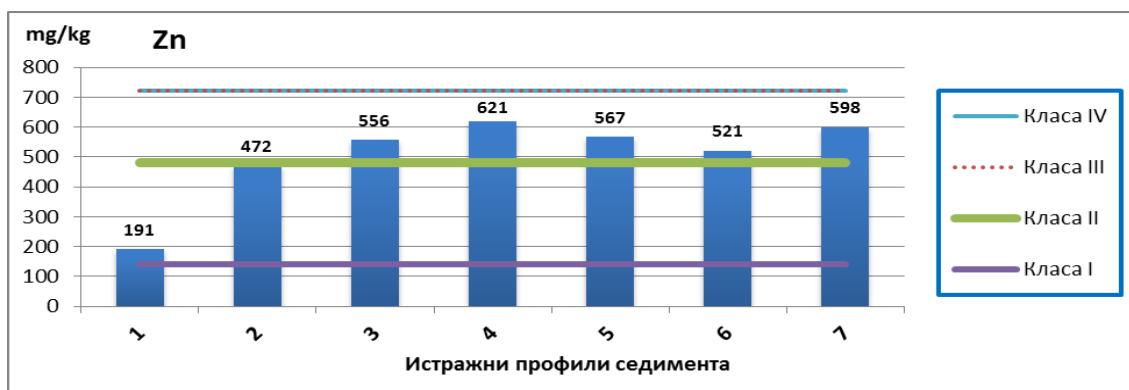
загађења доспева у земљиште (Peng et al., 2019). Природне изворе олова у земљишту представљају минерали доспели током временског распадања стена, док антропогене изворе карактеришу топљење метала, радарство и наводњавање отпадним водама (Gao and Chen, 2011). Заступљеност глинe од 40,9% (табела 23) у земљишту истражног подручја указује на повољан локалитет за депоновање измуљеног седимента. Висока водонепропусност глиених слојева у земљишту (Wahidullah and Sandeep, 2021), представља идеалну подлогу за спречавање дифундирања загађујућих материја из депонованог седимента у остале медијуме животне средине.

4.3.1.2. Карактеризација седимента

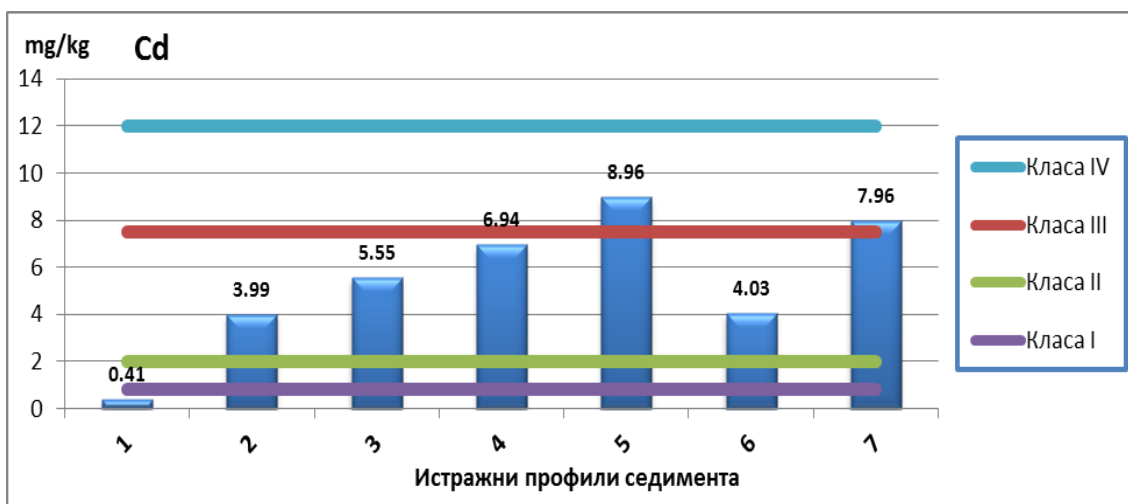
У циљу ревитализације, дела канала код бродске преводнице са уставом Итебеј, намеће се потреба за карактеризацијом акумулираног седимента пре његовог измуљивања како би се утврдили потенцијални ризици по животну средину. Физичко-хемијском карактеризацијом, размотрен је квалитет седимента на поменутом истражном локалитету. Програм мониторинга, спроведен у току 2016. године обухватио је седам истражних профила приказаних на слици 14. На основу Уредбе („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12) која дефинише граничне вредности за оцену квалитета седимента при измуљивању из водотока, спроведена је класификација на четири класе на основу детектованих концентрација метала у седименту, а резултати су приказани на сликама од 73 до 80.



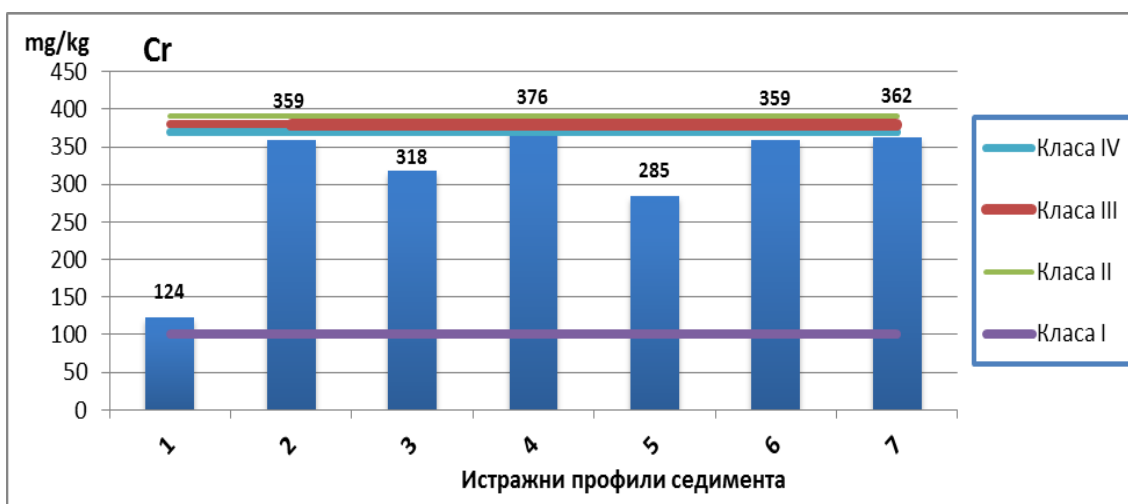
Слика 73. Концентрација никла у седименту на седам истражних профила



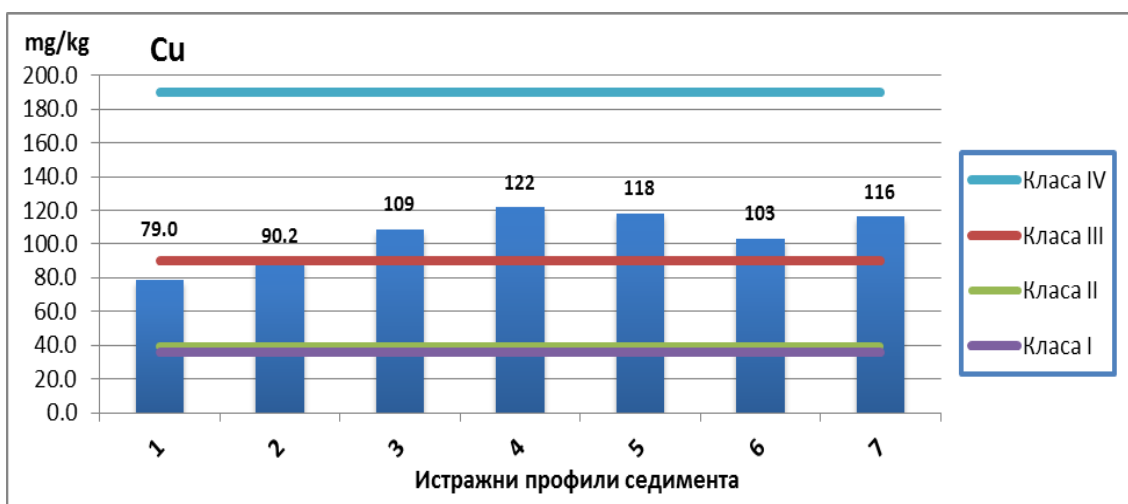
Слика 74. Концентрација цинка у седименту на седам истражних профила



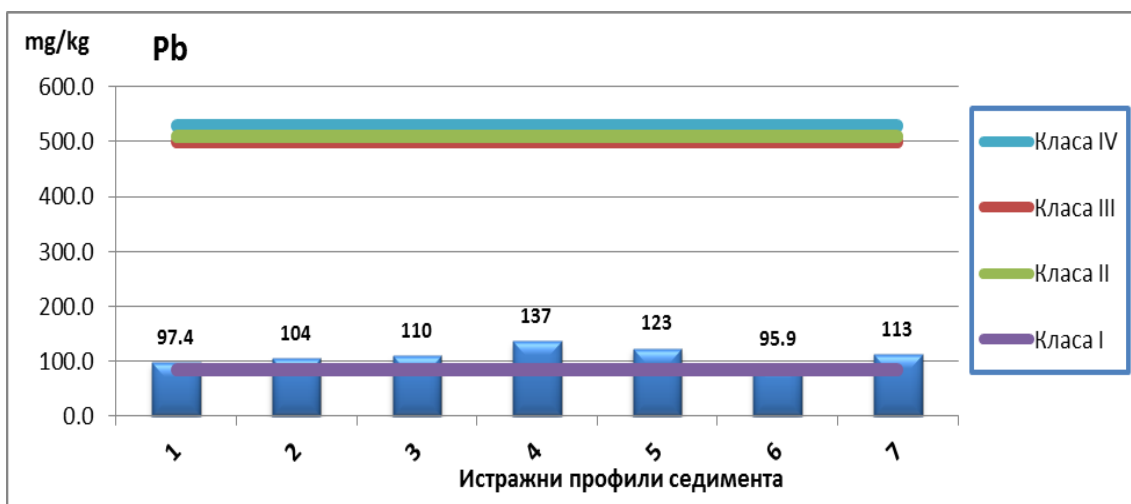
Слика 75. Концентрација кадмијума у седименту на седам истражних профила



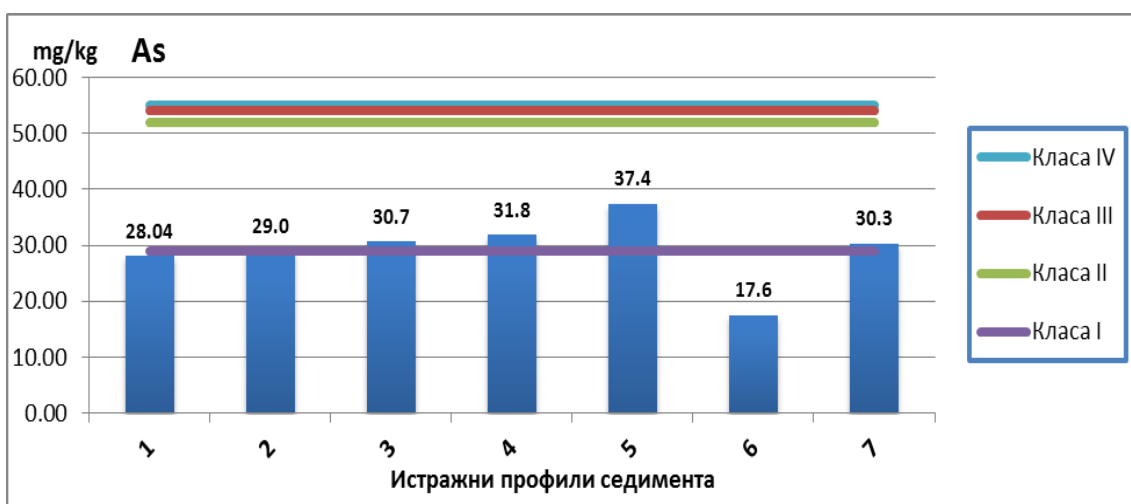
Слика 76. Концентрација хрома у седименту на седам истражних профила



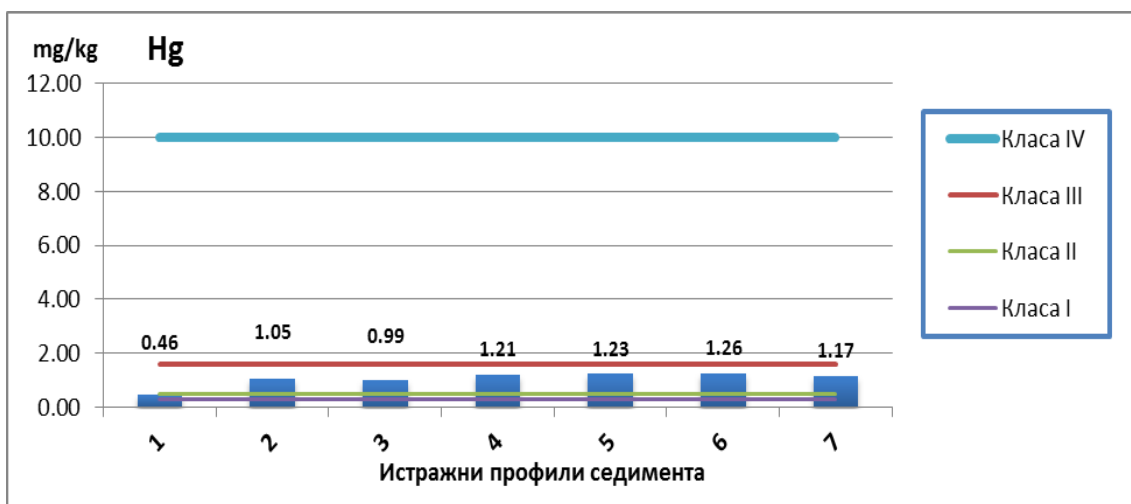
Слика 77. Концентрација бакра у седименту на седам истражних профила



Слика 78. Концентрација олова у седименту на седам истражних профила



Слика 79. Концентрација арсена у седименту на седам истражних профила

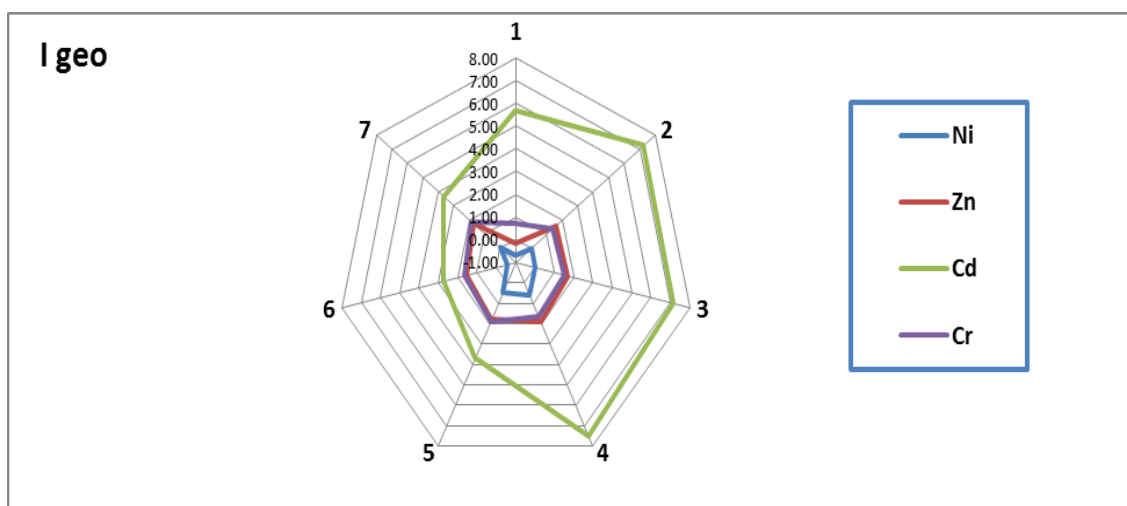


Слика 80. Концентрација живе у седименту на седам истражних профила

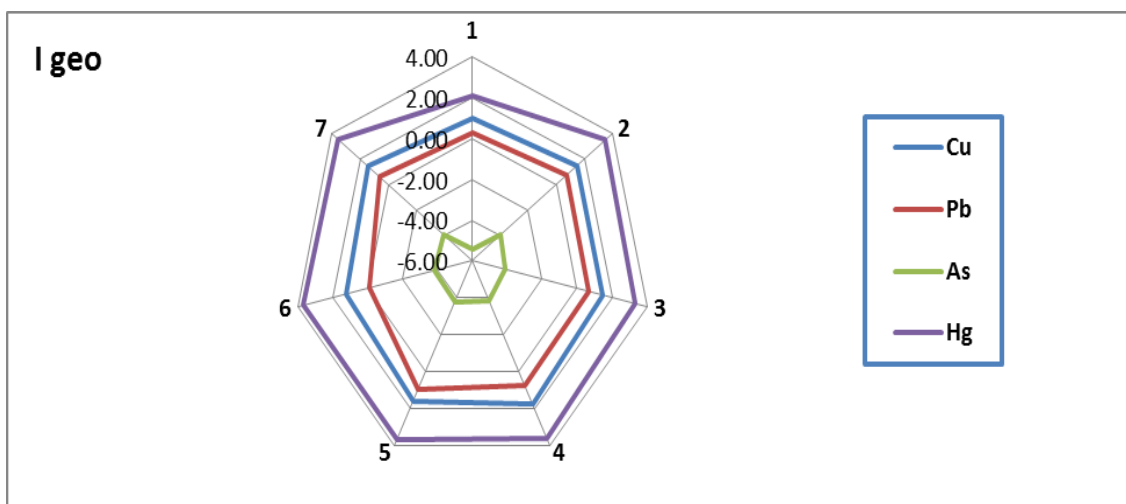
Детектоване концентрације, на истражним профилима, који карактеришу седимент загађеним (класа III), су карактеристичне за метале никл, кадмијум и бакар.

Према прописаним граничним вредностима („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12), сви профили указују на доминантну заступљеност никла, са распоном концентрације од 66,03 до 121 mg/kg (слика 73). Високе концентрације бакара, као другог најзаступљенијег метала, указују на контаминираност седимента код уставе Итебеј, изузев профила 1 (79,0 mg/kg), где су концентрације нешто ниже па сходно томе класификују седимент као незнатно загађен (слика 77). Прекорачење прописаних граничних вредности од 7,50 mg/kg за кадмијум, детектовано је на профилма 5 (8,96 mg/kg) и 7 (7,96 mg/kg) (слика 75), а седимент је класификован класом III. На основу дистрибуције осталих метала, истражни профили карактеришу I и II класом. Према уредби („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12) да се коначна оцена квалитета седимента формира на основу најлошије оцењене загађујуће материје односно групе загађујућих материја, анализиран седимент на свим истражним профилима, окарактерисан је загађеним. Висок удео метала Ni, Cd, Cu може бити последица утицаја дифузног загађења услед спирања околног пољопривредног земљишта, где је услед неконтролисане примене вештачких ђубрива очекивана висока заступљеност поменутих метала (Qu et al., 2018; Dubovina et al., 2018). Карактеризација приобалног земљишта (табела 23), такође указује на високу заступљеност поменутих метала што указује на очекивану могућност њиховог транспорта путем водене и еолске ерозије до реципијента. Такође акумулирани метали Cd и Cu у седименту канала Бегеј, могу сугерисати на загађење доспело из Румуније као последица испуштања отпадних вода у канал Бегеј (Dubovina et al., 2018).

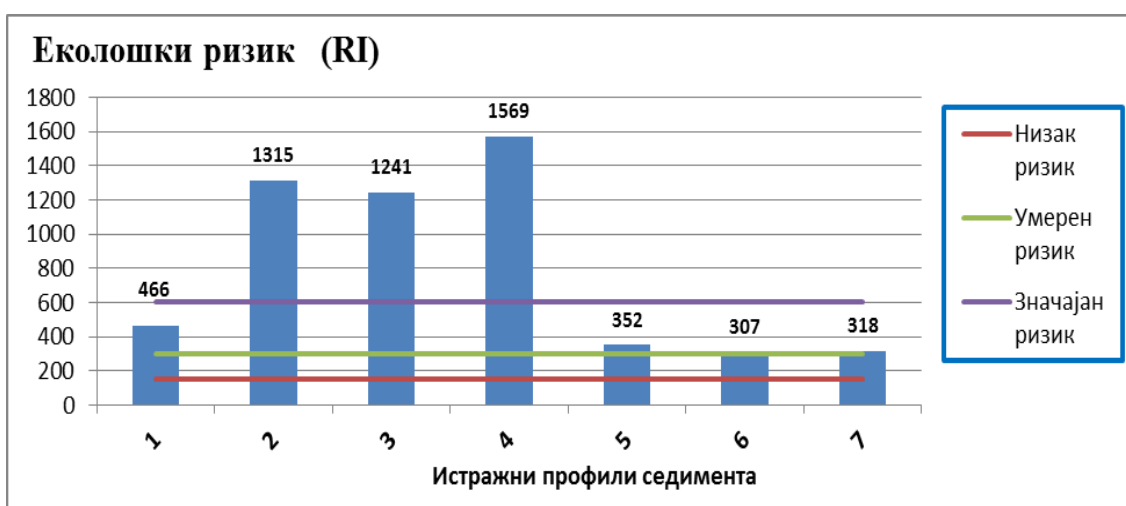
Процена порекла метала и класификација оних профила који указују на антропогене изворе загађујућих материја, утврђена је применом индекса гео-акумулације (I_{geo}). На сликама 81 и 82 представљен је индекс I_{geo} за седам тешких метала (Ni, Cd, Cr, Cu, Zn, Pb и Hg). Ниво ризика по животну средину, дефинисан као сума седам тешких метала за сваки профил седимента, размотрен је применом индекса екшолошког ризика (RI), а детектовани ризици приказани су на слици 83.



Слика 81. Индекс гео-акумулације (I_{geo}) за метале Ni, Zn, Cd и Cr на седам истражних профила



Слика 82. Индекс гео-акумулације (I_{geo}) за метале Cu, Pb, As и Hg на седам истражних профила

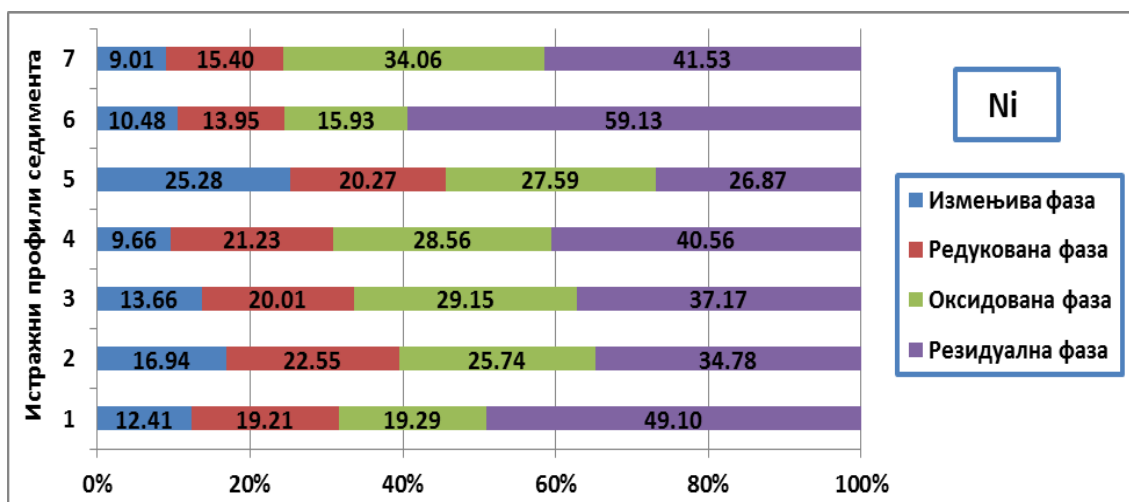


Слика 83. Индекс еколошког ризика (RI) за седам истражних профила

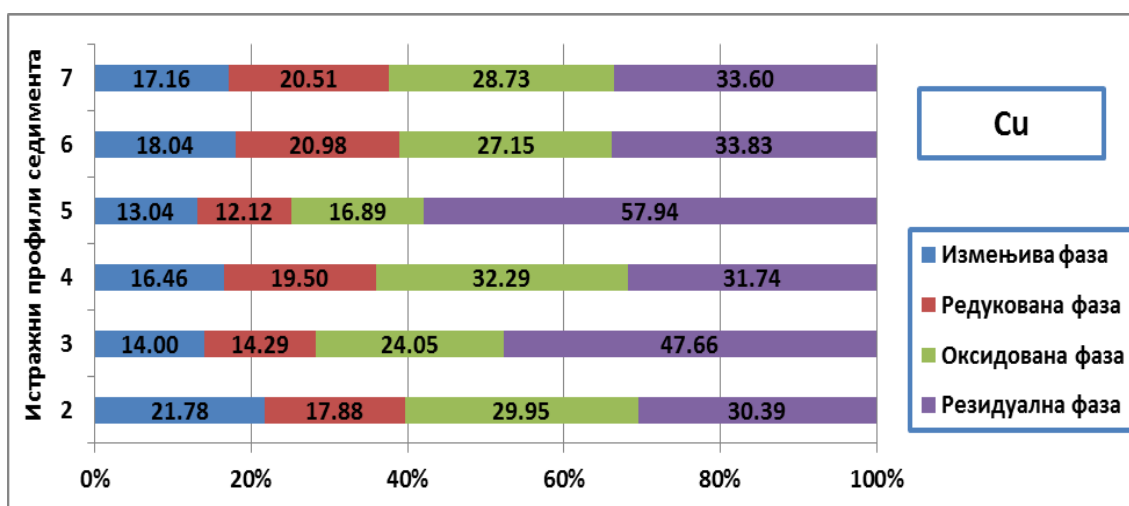
Просечне вредности индекса гео-акумулације (I_{geo}) кретале су се од -4,34 до 6,91 (слика 81 и 82). Доминантно природно порекло метала Ni (I_{geo} од -0,70 до 0,59) и As (I_{geo} од -5,41 до -3,77) је карактеристично за све истражне профиле. Супротно томе кадмијум са просечним индексом гео-акумулације ($I_{geo}=6,91$) указује на антропогени утицај. Повишен I_{geo} индекс за кадмијум је доминантан на свим истраживачким профилима и седимент класификује од јако до изузетно контаминаиран. Такође садржај живе са просечном вредношћу од 2,07 до 3,71 указује на потенцијалне антропогене изворе загађења, који могу бити последица индустријског загађења из Румуније као и дифузних утицаја (Dalmacija et al., 2006; Debnath et al., 2021). У односу на националну уредбу према којој је седимент на основу садржаја Cu класификован као загађен, индекс гео-акумулације показује супротну расподелу загађења. Према I_{geo} индексу вредности Cu кретале су се од 1,00 до 1,77 што указује на седимент незагађен до умерно загађен. Остали метали у седименту попут Zn, Cr и Pb указују на незагађене до умерено контаминирани седименте. Примењени индекс еколошког ризика (RI) (слика 83) кретао се у опсегу од 307 до 1569, што на већини истражних профила указује на

вредности веће од 300 (умерен ризик). На профилима 2, 3 и 4 детектоване су изузетно високе вредности поменутног ризика па седимент на овим профилима представља значајан ризик по животну средину.

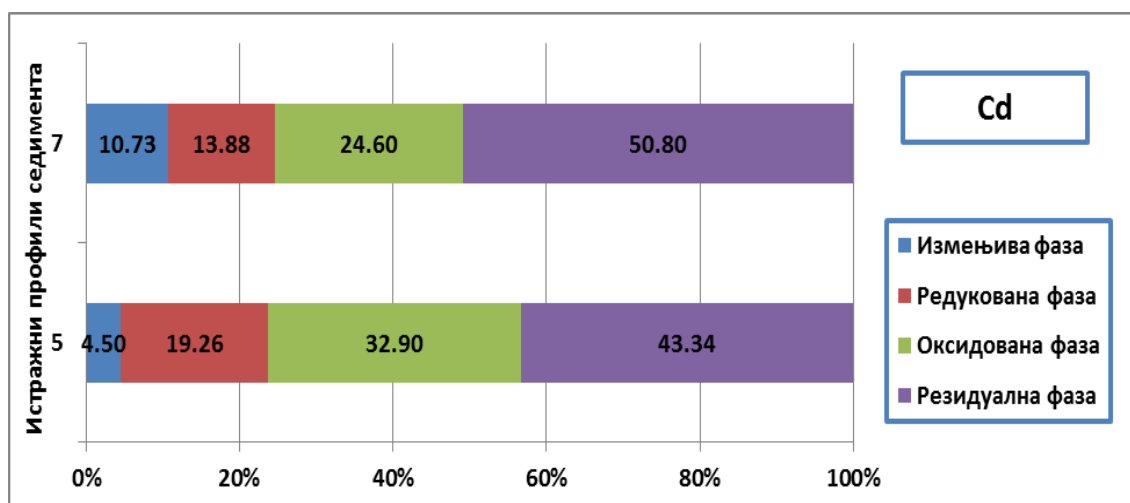
Процена ризика од мобилности метала, који указују на класификацију седимента изнад друге класе („*Službeni glasnik RS*”, *br. 50/12*), односно на седимент чије одлагање није могуће без посебних мера заштите, представљена је применом секвенцијалне екстракције. Разматрање везивања метала за одређену фракцију у седименту указује на ризик од њихове доступности у животној средини услед промене физичко-хемијских услова у систему седимент/вода (*Nieto et al., 2007*). На основу заступљености поменутих метала у измењивој и редукованој фракцији седимента, размотрен је ниво ризика путем кода процене ризика (RAC). Сlike од 84 до 86 карактеришу процентуалну расподелу метала Ni, Cd и Cu у различитим фракцијама седимента.



Слика 84. Секвенцијална екстракција Ni у седименту на седам истражних профила



Слика 85. Секвенцијална екстракција Cu у седименту на седам истражним профила

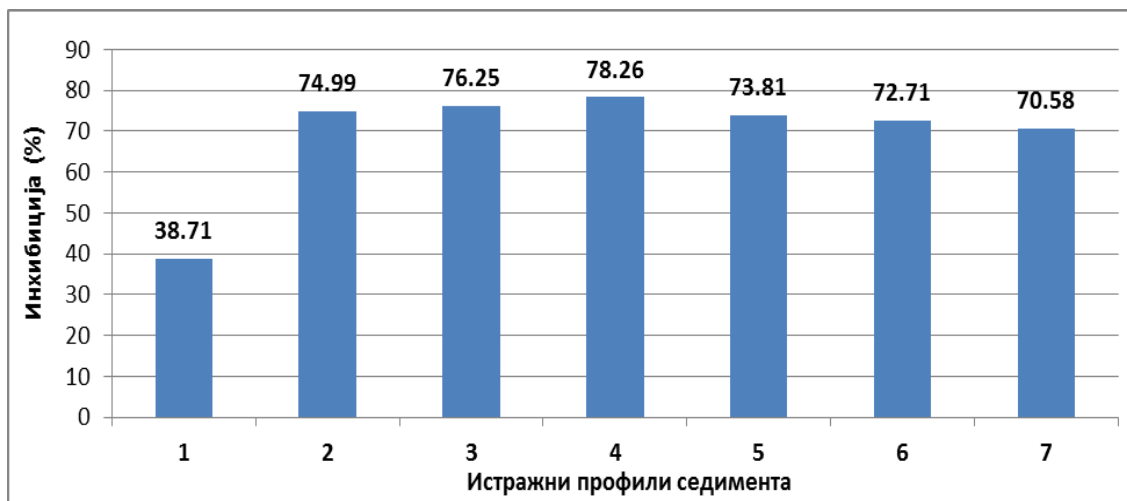


Слика 86. Секвенцијална екстракција Cd у седименту на истражним профилима 5 и 7

Метали Ni, Cu и Cd, који карактеришу седимент загађеним (класа III), применом секвенцијалне екстракције указује на доминантну заступљеност везивања поменутих метала за органску материју, сулфиде и минерале што ове метале чини мање доступним у животној средини. Посматрајући појединачно сваку од фаза, расподела Ni је на већини истраживачких профила најдоминатнија у резидуалној фракцији (слика 84), осим профила 5 (27,59%) где је Ni нешто више заступљен у оксидованој фази седимента. Висока заступљеност Ni може се објаснити везивањем Ni за силикате који представљају главну компоненту резидуалне фракције седимента (*Schwertmann and Pfab, 1996*). Расподела Ni везаног за карбонате у мобилнијој фракцији заступљена је од 9,01 до 25,28%, док редуковану фракцију карактерише садржај од 13,95 до 22,55%. Промене рН вредности и редукционих услова могу проузроковати ослобађање метала из поменуте две фракције седимента (*Xu et al., 2016b; Shen et al., 2017*). Према коду процене ризика (RAC) од ослобађања никла из измењиве и редуковане фракције седимента, ниво ризика је окарактерисан као висок на профилима 1, 2 и 5, док остали профили представљају умерен ризик. Сличан тренд расподеле према фракцијама показује и бакар са заступљеношћу већом од 60% у оксидованој и резидуалној фракцији седимента (слика 85). Међутим у односу на Ni процена ризика (RAC) указује на нешто виши ниво ризика од мобилности бакра у животну средину. На основу суме садржаја бакра у измењивој и редукованој фракцији седимента, профили 2 (39,66%), 4 (35,97%), 6 (39,02%) и 7 (37,67%) указују на висок ризик од ослобађања поменутог метала у животну средину. На слици 86 приказано је доминантно везивање кадмијума за минерале у резидуалној фракцији. Метале кадмијума везане за органску материју и сулфиде карактерише заступљеност на профилима 5 од 32,90% и профилима 7 од 24,60%. На основу кода процене ризика (RAC), умерен ниво ризика од мобилности кадмијума у животну средину карактеришу оба истраживачка профила седимента.

Процена токсичности, истражних профила седимента, испитана је инхибицијом бактерија *Vibrio fischeri*. Тест токсичности, заснован је на излагању бактерија загађењу присутном у седименту, са циљем да се утврде потенцијални штетни ефекат на екосистем (*Girotti et al., 2008*). Присуство загађујућих материја утиче на повећање

инхибиције бактерија што указује на потенцијалну токсичност седимента, као што је приказано на слици 87.



Слика 87. Инхибиција (%) бактерија *Vibrio fischeri* за седам истражних профила седимента

На основу теста токсичности на бактеријама *Vibrio fischeri* у временском периоду изложености од 30 минута, већину истражних профила карактерише висок проценат инхибиције. На профилима од 2 до 7, инхибиција је заступљена у распону од 70,58 до 78,26% што указује на токсичне седimente који могу имати негативне ефекте по живе организме (Jarque et al., 2016). Истраживачки профил 1, указује на знатну мању инхибицију и седимент класификује као нетоксичан.

У сврху разматрања истражног седимента као отпада који би се након измуљивања одложио у животну средину, направљено је 6 композитних узорка који су анализирани у складу са Правилником о категоријама, испитивању и класификацији отпада („*Službeni glasnik RS*”, br. 56/2010). На испитиваним узорцима примењен је TCLP тест излуживања, а резултати су приказани у табели 24.

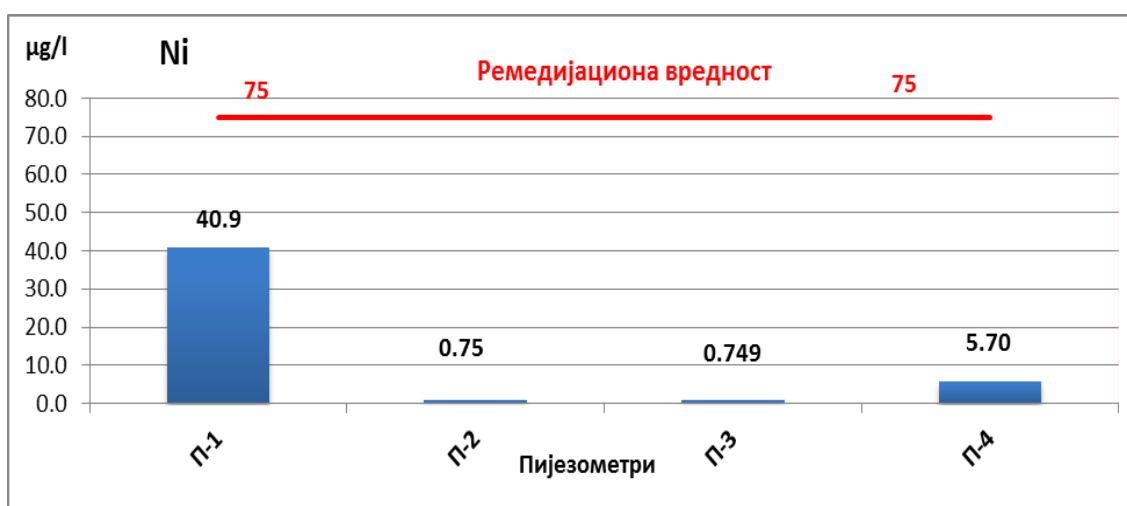
Табела 24. Карактеризација седимента у складу са Правилником о категоријама, испитивању и карактеризацији отпада

	Cu (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)
1	0,577	0,744	1,51	0,115	0,036	0,028	0,005
2	2,708	5,905	9,04	0,347	3,48	0,828	0,021
3	2,43	3,21	8,10	0,253	1,95	0,366	0,014
4	2,26	2,50	6,09	0,600	1,67	0,268	0,018
5	1,12	1,003	0,73	0,094	0,31	0,035	0,0012
6	2,79	4,49	6,92	0,438	4,12	0,565	0,006
Граничне вредности концентрације опасних компоненти у отпаду на основу којих се одређују карактеристике отпада	100	300	1000	500	100	50	5

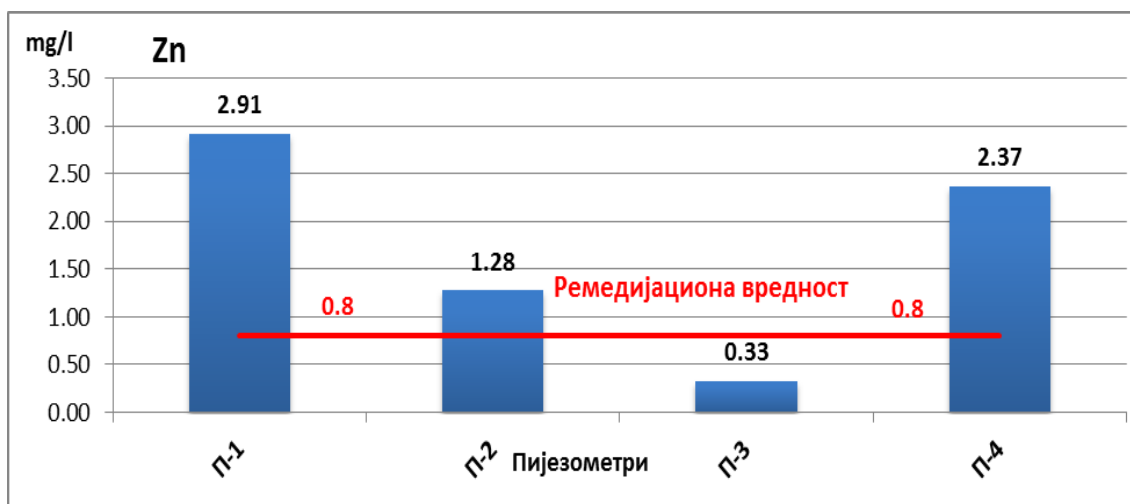
Према спроведеним тестовима, излуживања кополитних узорака са локалитета предвиђеног за дислокацију седимента, утврђено је да се седимент сврстава у групу неопасног отпада, па сходно томе његово депоновање у животну средину је безбедно. Приказани резултати у табели 24 указују да ни једна вредност није прекорачила граничне вредности концентрација опасних компоненти на основу којих се одређују карактеристике отпада.

4.3.1.3. Почетни квалитет подземних вода

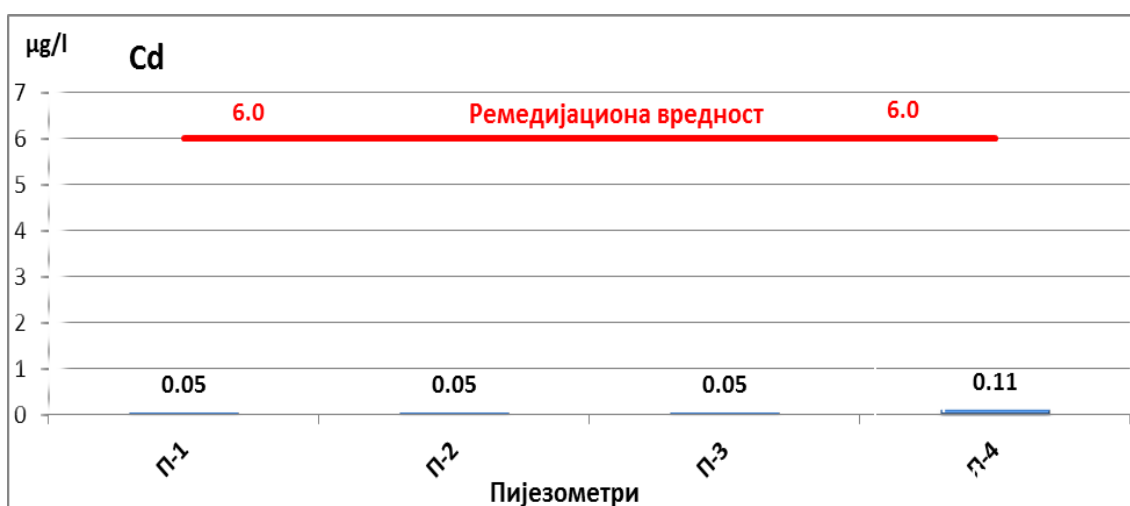
У циљу праћења потенцијалног утицаја мобилности метала из седимента у подземне воде, након планираних активности депоновања седимента у животну средину, неопходно је утврди почетни ниво загађујућих материја у води. У ту сврху спроведена је карактеризација подземних вода на истражној локацији. У 2016. години програмом мониторинга, испитан је квалитет подземних вода на пијезометарима П-2 и П-4 (слика 14) имплементираних на позицији са које могу да се утврде директни утицаји измуљеног седимента. Допунске анализе референтних пијезометара П-1 и П-3 (слика 14) у непосредној близини истраживања, окарактерисаће квалитет воде која није под директним утицајем планираног депоновања. Резултати физичко-хемијске анализе подземних вода, упоређени су са вредностима које прописује Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту као и роковима за њихово достизање („*Službeni glasnik RS*”, *br. 50/12*) и Уредбом о дефинисаним ремедијационим вредностима, параметара квалитета подземних вода према којима се одређују потребе за ремедијацијом испитиваног локалитета („*Službeni glasnik RS*”, *br. 30/2018*). Анализа свих праћених параметра приказана је у табели П-10. у прилогу, а дистрибуција метала на сликама од 88 до 95.



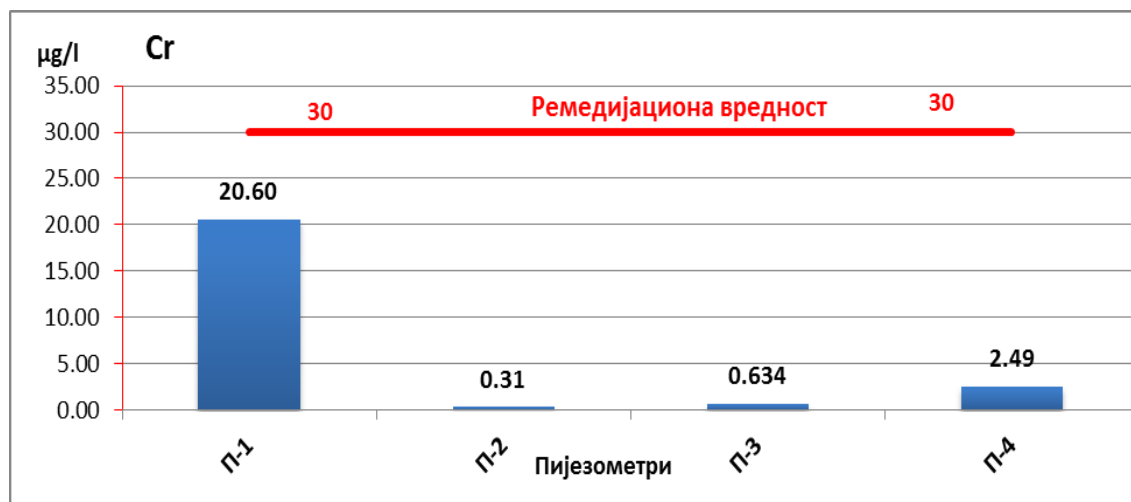
Слика 88. Концентрација никла у подземној води на истражним пијезометрима П-1, П-2, П-3 и П-4



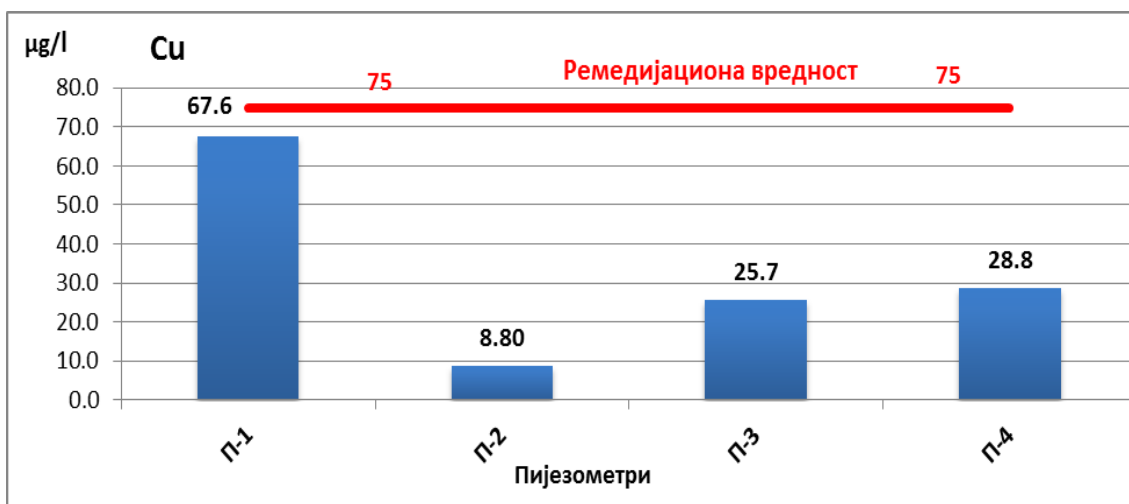
Слика 89. Концентрација цинка у подземној води на истражним пијезометрима П-1, П-2, П-3 и П-4



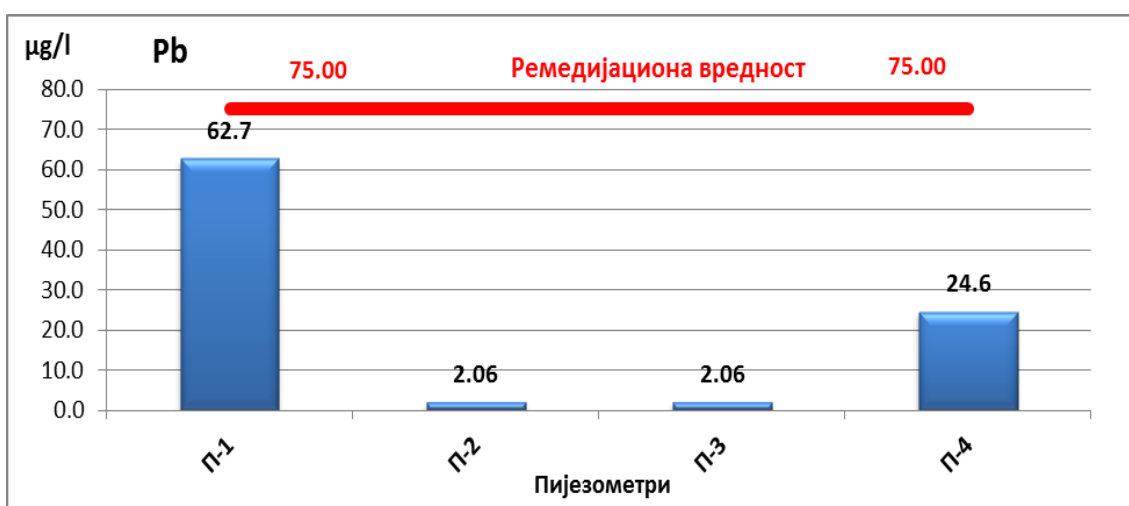
Слика 90. Концентрација кадмијума у подземној води на истражним пијезометрима П-1, П-2, П-3 и П-4



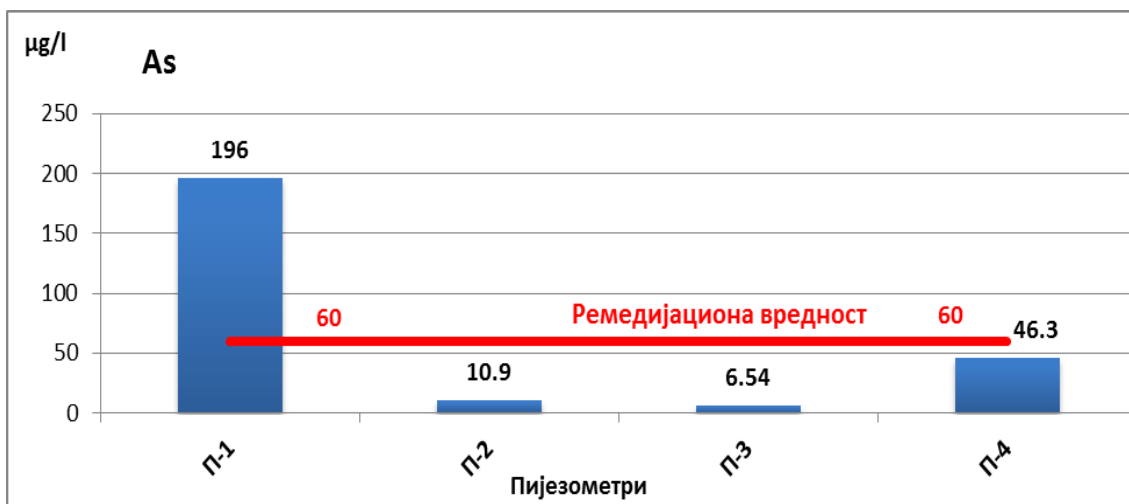
Слика 91. Концентрација хрома у подземној води на истражним пијезометрима П-1, П-2, П-3 и П-4



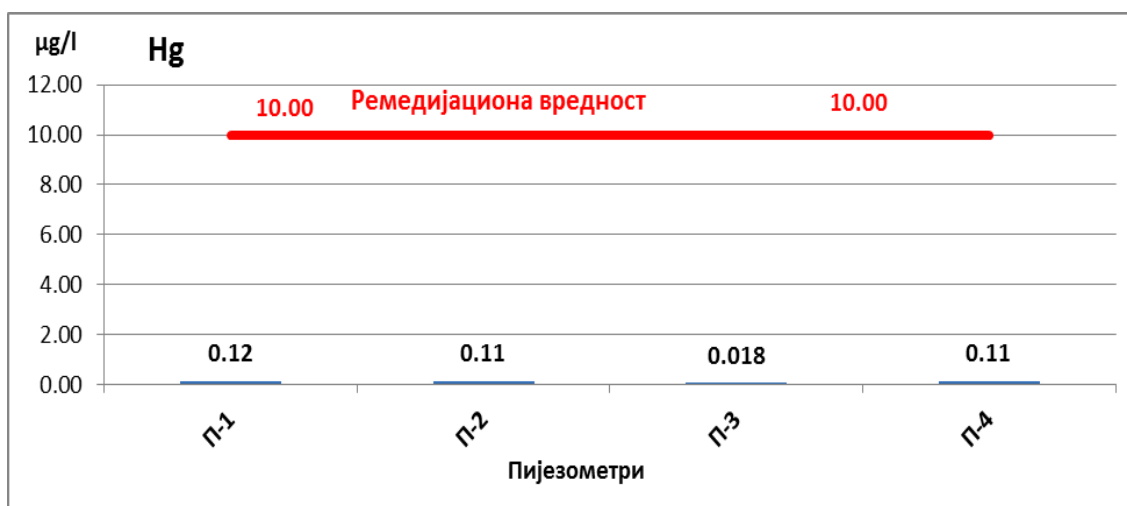
Слика 92. Концентрација бакра у подземној води на истражним пијезометрима П-1, П-2, П-3 и П-4



Слика 93. Концентрација олова у подземној води на истражним пијезометрима П-1, П-2, П-3 и П-4



Слика 94. Дисрибуција арсена у подземној води на истражним пијезометрима П-1, П-2, П-3 и П-4



Слика 95. Дисрибуција живе у подземној води на истражним пијезометрима П-1, П-2, П-3 и П-4

Почетна карактеризација, квалитета подземних вода, указује на доминантну заступљеност цинка на истражном подручју. Детектоване концентрације, категоришу дисрибуцију од 0,33 до 2,91 mg/l (слика 89), а пијезометри П-1 (2,91 mg/l), П-2 (1,28 mg/l) и П-3 (2,37 mg/l) указују на прекорачење прописаних ремедијационих вредности („*Službeni glasnik RS*”, br. 30/2018). Карактеризацијом земљишта истражног подручја (табела 23), такође су детектоване високе вредности цинка (345 mg/kg) што указује на могућу инфилтрацију поменутог метала у подземне слојеве. Инфилтрација метала показује висок ризик по животну средину (*Behroozi et al., 2020*), а метале цинка карактерише знатно већа мобилност у односу на остале метале у земљишту (*Alloway, 2013*). Референтни пијезометар П-1 (слика 94), сугерише на троструко веће вредности арсена (196 ug/l) у односу на прописану ремедијациону вредност (60 ug/l) („*Službeni glasnik RS*”, br. 30/2018), међутим претходна истраживања на овом подручју, показала су доминантно природно повишене концентрације арсена у води (*Dalmacija, 2008c; Jovanović et al, 2011; Mohora et al., 2014*).

4.3.1.4. Почетни квалитет површинских вода

Физичко-хемијском карактеризацијом, размотрен је квалитет површинске воде канала Бегеј. У ту сврху кроз програм мониторинга, испитана је дисрибуција метала, на узводно/низводним профилима у односу на уставу Итебеј. Према правилнику о утврђивању водених тела површинских и подземних вода, („*Službeni glasnik RS*”, br. 96/2010) канал Бегеј категорисан је као вештачко водено тело, а класификација површинских вода спроведена је на основу Уредбе о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12). У табели 25 приказане су концентрације са класификационом категоријом воденог тела, за узводно/низводне профиле воде.

Табела 25. Концентрације метала у површинској води на узводно/низводним профилима у односу на уставу Итебеј

Површинска вода		Узводно од уставе Итебеј		Низводно од уставе Итебеј	
Параметри		/	К	/	К
Гвожђе	mg/l	0,742	III	0,332	II
Манган	µg/l	165	III	17	II
Никл	µg/l	<2,2	/	<2,2	/
Цинк	mg/l	0,071	II	0,081	II
Кадмијум	µg/l	<0,15	/	<0,15	/
Хром,укупан	µg/l	<0,90	II	<0,90	II
Бакар	µg/l	5,48	II	0,048	II
Олово	µg/l	<5,90	/	<5,9	/
Арсен	µg/l	<2,60	II	<2,6	II
Жива	µg/l	<0,16	/	<0,16	/

Напомена: К – класа воденог тела, категорисана према Уредби о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту као и роковима за њихово достизање („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12)

Приказани резултати указују на доминантну класификацију воденог тела II класом, на основу детектованих концентрација метала у површинској води. Узводни профили сугеришу на нешто виши садржај метала гвожђа (0,742 mg/l) и мангана (165 µg/l), па сходно томе класификациона категорија за поменута два метала указује на III класу.

4.3.2. Мониторинг утицаја на животну средину током активности измуљивања

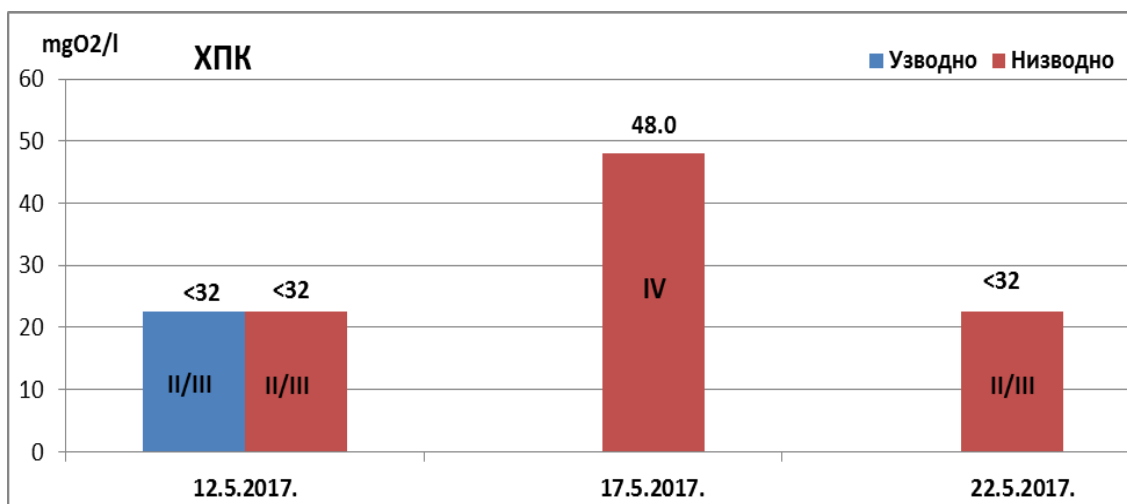
Процена утицаја активности измуљивања на квалитет воде канала Бегеј, спроведена је кроз програм мониторинга површинских вода и суспендованих материја низводно од активности измуљивања седимента. На основу планираних активности у периоду од десет дана, мониторинг је спроведен у три наврата са фреквенцијом узорковања на свака три дана. Прво узорковање обухватило је локације узводно (вода) и низводно (вода и суспендоване материје), а други и трећи период праћења базиран је на низводним утицајима (квалитета воде и суспендованих материја) насталим услед активности дестабилизације седимента при његовом измуљивању. Узводна позиција мониторинга указује на референтну вредност, односно део канала који није захваћен утицајем измуљивања. Према физичко-хемијској карактеризацији површинских вода, узводно/низводно током три фазе мониторинга, у табели 26 је приказан садржај метала, а на сликама 96, 97 и 98 концентрације параметара који су указали на промене квалитета воде током примењених активности. Табела П-11 у прилогу, карактерише резултате свих осталих анализираних параметара. Према правилнику о утврђивању водених тела површинских и подземних вода, („*Službeni glasnik RS*”, br. 96/2010) канал Бегеј категорисан је као вештачко водено тело, а класификација површинских вода и суспендованих материја спроведена је на основу Уредбе о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/2012).

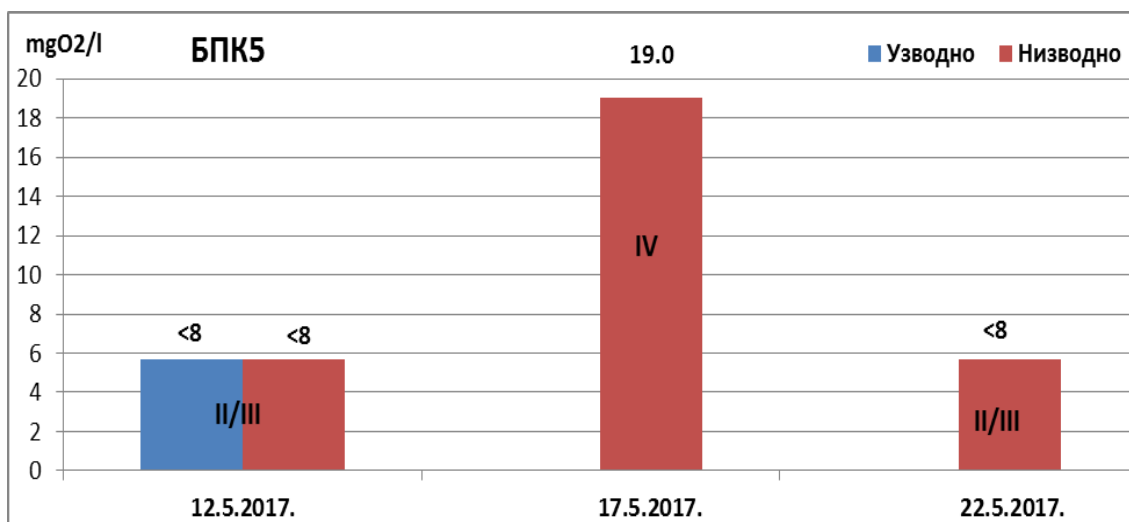
Табела 26. Концентрација метала у површинској води, узводно и низводно од активности измуљивања током три периода мониторинга

Површинска вода	Параметри	Узводно од активности измуљивања 12.5.2021.		Низводно од активности измуљивања 12.5.2021.		Низводно од активности измуљивања 17.5.2021.		Низводно од активности измуљивања 22.5.2021.	
		/	К	/	К	/	К	/	К
Fe	mg/l	0,806	III	0,810	III	0,57	III	0,353	II
Mn	µg/l	199	III	203	III	173	III	19,0	II
Ni	µg/l	0,290	/	0,048	/	<2,2	/	<2,2	/
Zn	mg/l	0,082	II	0,084	II	0,082	II	0,105	II
Cd	µg/l	<0,15	/	0,227	/	0,96	/	<0,150	/
Cr	µg/l	<0,90	II	0,916	II	<0,90	II	5,40	II
Cu	µg/l	6,28	II	9,28	II	11,0	II	0,057	II
Pb	µg/l	<5,90	/	<5,9	/	<5,9	/	<5,90	/
As	µg/l	<2,60	II	0,086	II	<2,6	II	<2,60	II
Hg	µg/l	<0,16	/	<0,16	/	<0,16	/	<0,16	/

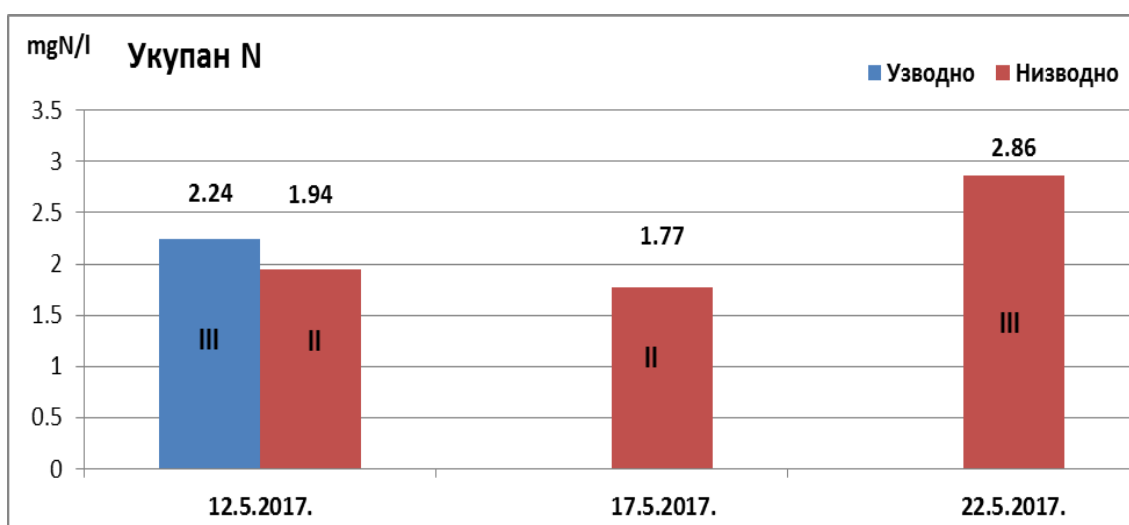
Напомена: К – класа воденог тела, категорисана према Уредби о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту као и роковима за њихово достизање („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12)

Детектоване концентрације метала (Табела 26) сугеришу да процес измуљивања контаминираног седимента не доводи до значајне ремобилизације услед промене физичко-хемијских услова у систему седимент/вода. Током три фазе праћења квалитета површинских вода, детектоване су мање осцилације у концентрацији тешких метала. У првој и другој фази мониторинга запажа се повећање концентрације кадмијума (I фаза 0,227 µg/l; II фаза 0,960 µg/l) и бакра (I фаза 9,28 µg/l; II фаза 11,0 µg/l), међутим настале промене не утичу на повећање класификационе категорије воденог тела па сходно томе не представљају значајан ризик по акватични екосистем.

**Слика 96.** Концентрације ХПК у површинској води, узводно и низводно од активности измуљивања током три периода праћења



Слика 97. Концентрације БПК₅ у површинској води, узводно и низводно од активности измуљивања током три периода праћења

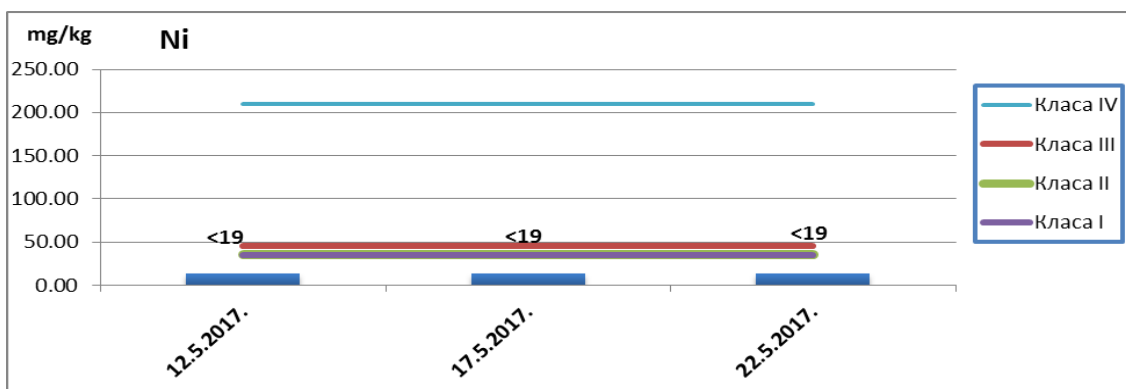


Слика 98. Концентрације укупног азота у површинској води, узводно и низводно од активности измуљивања током три периода праћења

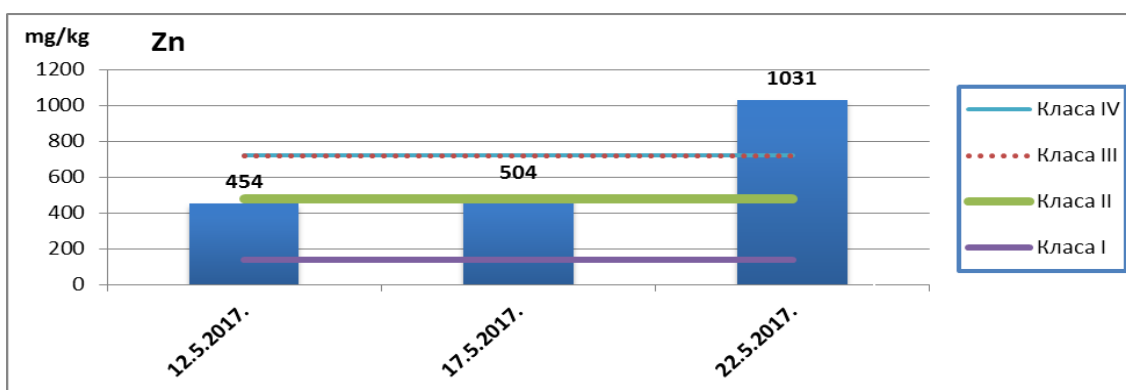
Друга фаза мониторинга сугерише на повећање органског загађења детектованог путем параметара ХПК (48 mgO₂/l, слика 96) и БПК₅ (19 mgO₂/l, слика 97). У овој фази мерења, квалитет воде је окарактерисан IV класификационом категоријом, међутим већ након три дана (III фаза мониторинга) повећане вредности органских индикатора су се стабилизовале. Високе концентрације поменути два параметра могу указивати на смањење концентрације раствореног кисеоника услед дестабилизације седимента, међутим карактеризацијом воденог тела приказаног у табели П-11, другу фазу активности измуљивања прати тренд високих вредности раствореног кисеоника у води, па сходно томе ризик по акватични живи свет није био угрожен. Укупан азот у трећој фази мониторинга показује нешто више концентрације (2,86 mgN/l, слика 98) међутим класификација воде остаје непромењена у односу квалитет воде узводног дела канала Бегеј. Запажен тренд раста укупног азота може сугерисати на благу стимулацију раста акватичних алги, што указује и нешто мањи

растворени кисеоник током ове фазе праћења (табела П-11) (Smith and Lee, 2011). Настале детектоване промене не представљају значајн ризик по акватични екосистем. Остали параметри мерени у површинској води (табела П-11) не указују на значајне осцилације током процене утицаја активности измуљивања на квалитет воде.

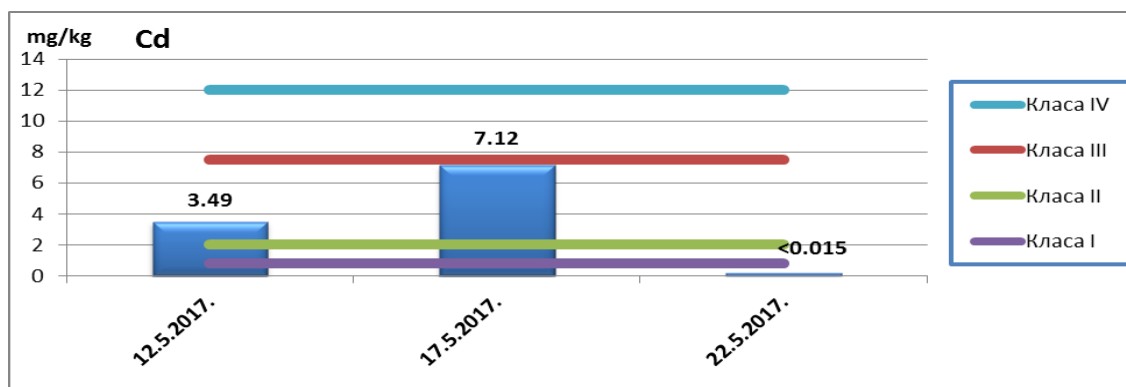
На сликама од 99 до 106, приказне су концентрације детектованих метала у суспендованом наносу.



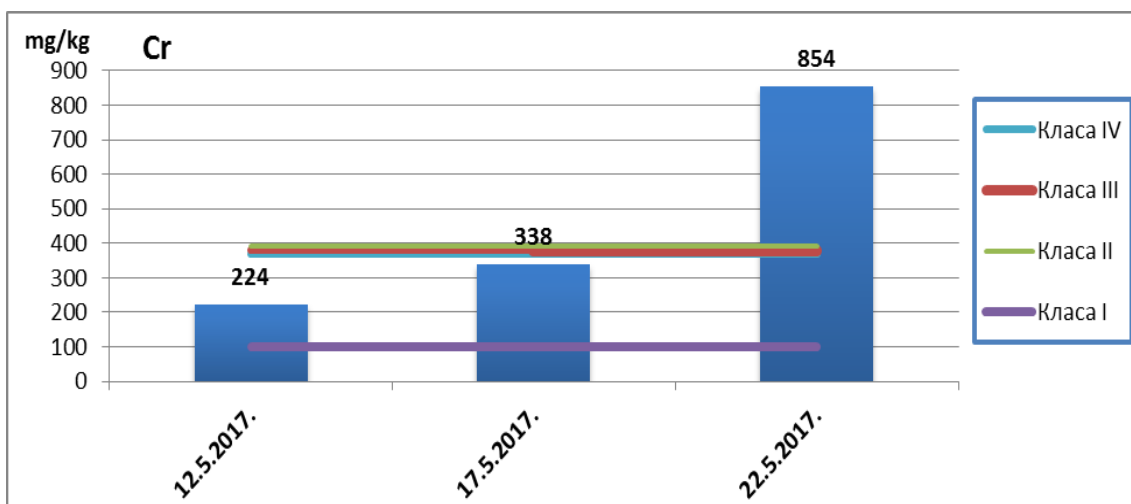
Слика 99. Концентрација никла у суспендованом наносу низводно од активности измуљивања током три периода праћења



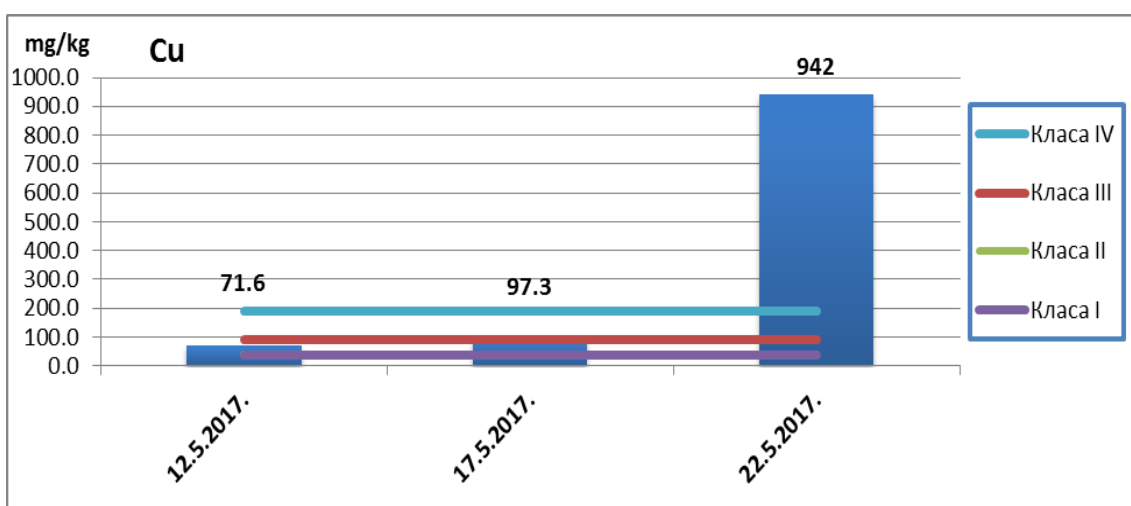
Слика 100. Концентрација цинка у суспендованом наносу низводно од активности измуљивања током три периода праћења



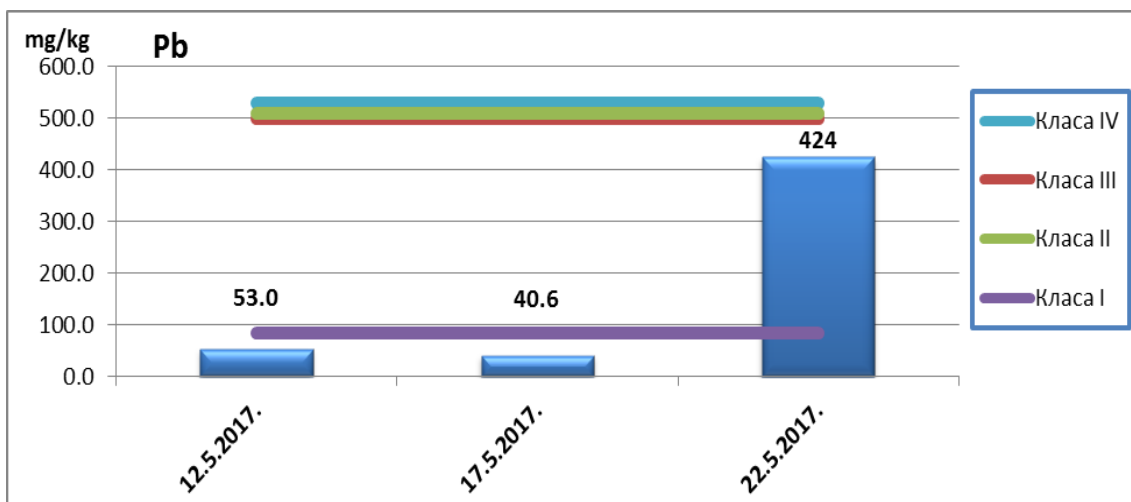
Слика 101. Концентрација кадмијума у суспендованом наносу низводно од активности измуљивања током три периода праћења



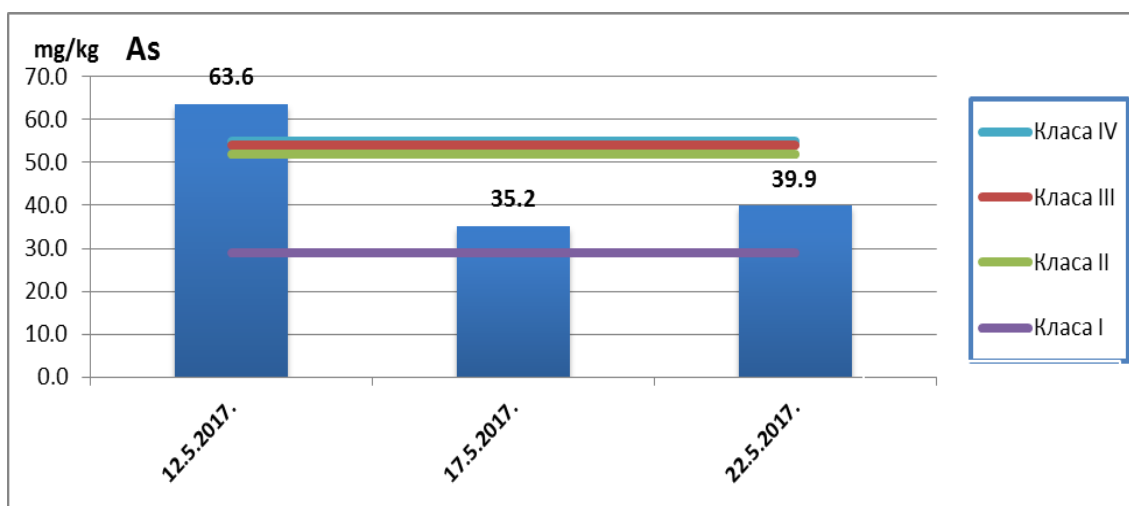
Слика 102. Концентрација хрома у суспендованом наносу низводно од активности измуљивања током три периода праћења



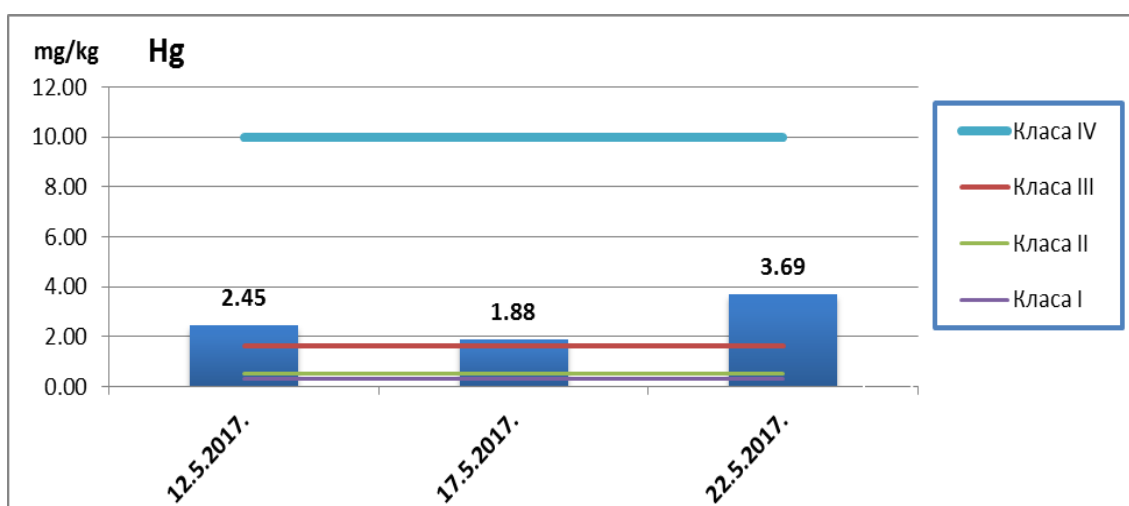
Слика 103. Концентрација бакра у суспендованом наносу низводно од активности измуљивања током три периода праћења



Слика 104. Концентрација олова у суспендованом наносу низводно од активности измуљивања током три периода праћења



Слика 105. Концентрација арсена у суспендованом наносу низводно од активности измуљивања током три периода праћења



Слика 106. Концентрација живе у суспендованом наносу низводно од активности измуљивања током три периода праћења

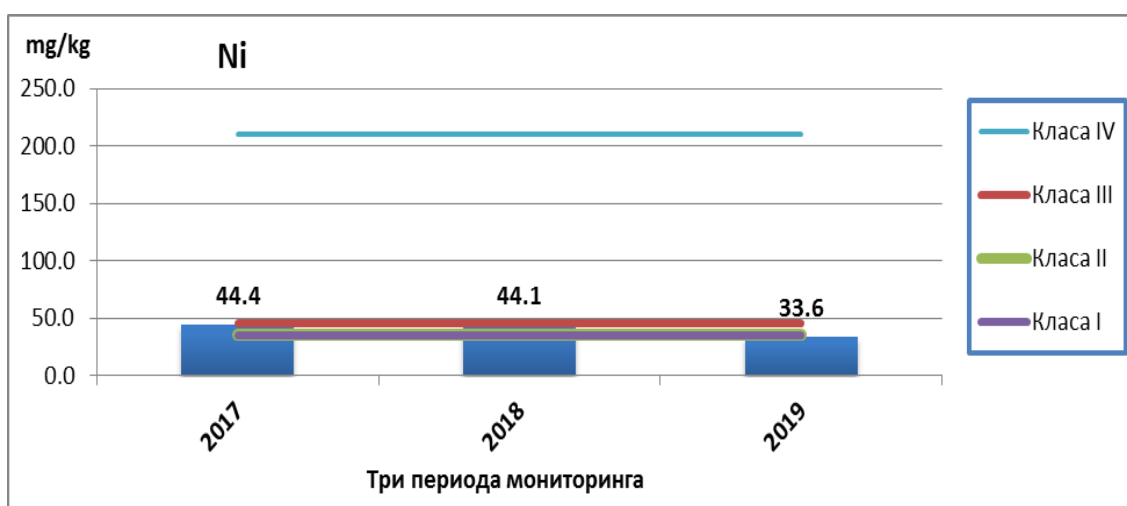
Анализом суспендованог наноса, низводно од активности измуљивања, детектоване су повишене концентрације метала, које указују на загађење окарактерисано III и IV класом. Током сва три периода мониторинга, концентрације живе са вредностима од 1,88 до 3,69 mg/kg (слика 106), карактеришу суспендовани нанос III класом, а од осталих метала само Cu (97,3 mg/kg, слика 103) у другој фази мерења има исти тренд. Метали који указују на IV класу суспендованог наноса су As (63,6 mg/kg, слика 105) током прве фазе мерења и Zn (1031 mg/kg, слика 100), Cu (942 mg/kg, слика 103) и Cr (854 mg/kg, слика 102) у трећој фази мониторинга. Упркос промени класификационе категорије и ризику од повећања концентрације метала у суспендованом наносу, важно је напоменути да је током свих мерења концентрација суспендованих материја била веома ниска (<500 mg/l), па сходно томе ризик по акватични екосистем и животну средину је генерално мали. Истраживања на тему ресуспензије (Kucuksezgin et al., 2008) показују повећање породуције метала у суспендованом наносу, док друга група аутора указује на смањену адсорпцију метала на

суспендованим честицама, услед њихове повећане концентрације (Huang et al., 2012). Овакве супротне тврдње указују на силазни тренд концентрација метала, повећањем количине суспендованих честица (Kucuksezgin et al., 2008).

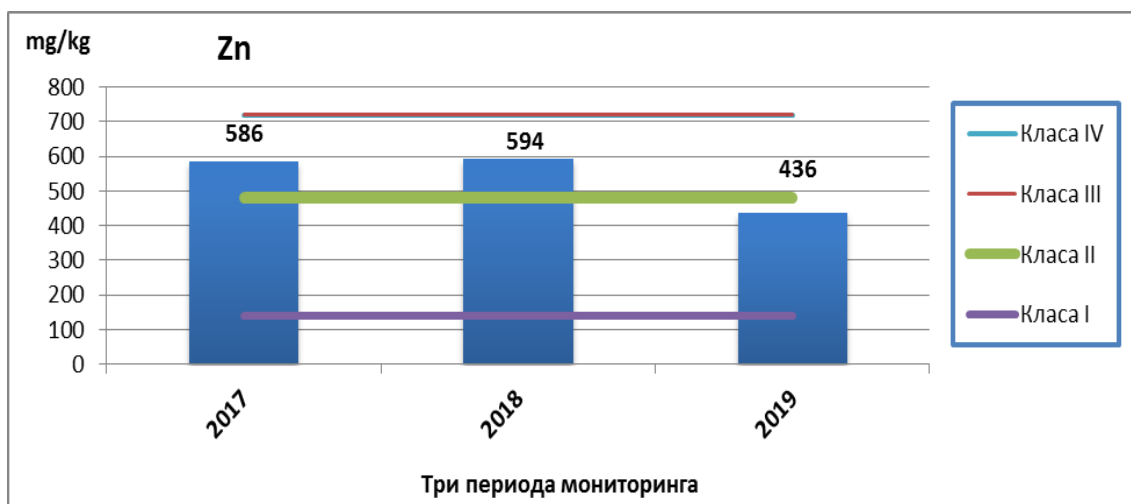
4.3.3. Мониторинг утицаја на животну средину након измуљивања и депоновања седимента

4.3.3.1. Депоновани седимент

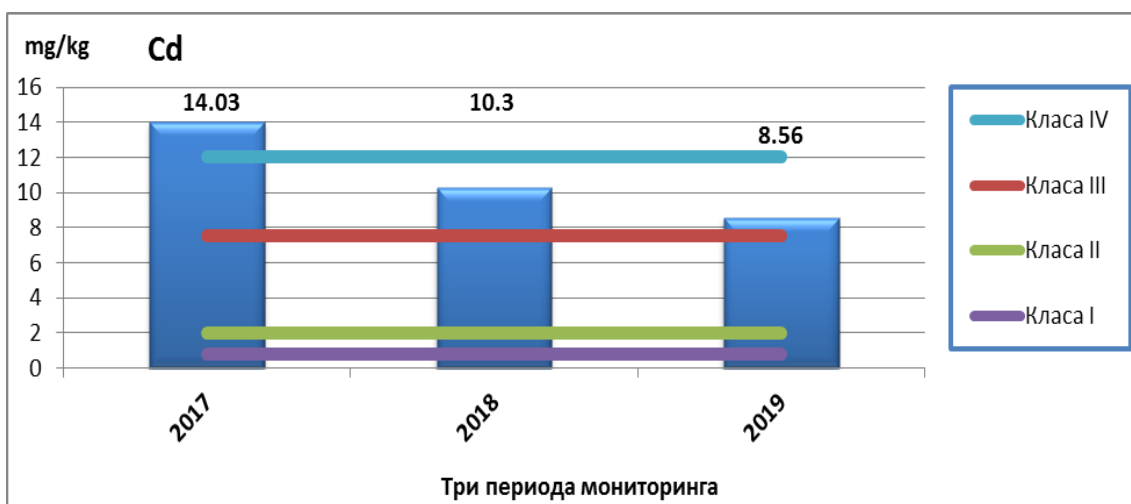
Депоновање измуљеног седимента спроводено је на контролисан начин, одлагањем седимента на депонију која је формирана у непосредној близини истраживачког локалитета. Карактеризацијом околног приобалног земљишта, утврђен је висок удео глине (табела 23) што указује на могућност природне изолације и спречавања дифундовања контаминираних оцедне воде из депонованог седимента у подземне слојеве. Минерали глине значајни су са аспекта мобилности и складиштења тешких метала у флувијалним седиментима. Састав минерала глине састоји се претежно од монморионита које карактерише висока апсорпција тешких метала (Saeedi et al., 2013). Успостављањем дугорочног програма мониторинга у периоду од 2017. до 2019. године испитана је карактеризација депонованог седимента, првобитно са циљем да се утврди његов састав након мешања и промене физичко-хемијских услова, а затим и потенцијални утицај атмосферских падавина као и процес сазревања депоније током времена. Услед сложене природе и нехомогености испитиваног седимента, током сваке временске фазе процене квалитета седимента, формиран су композитни узорци депоније у циљу реперезентативног приказа квалитета седимента (слика 16). Применом Уредбе о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање („*Službeni glasnik RS*”, *br. 50/12*), на сликама од 107 до 114 приказана је класификација седимента на основу детектованих концентрација метала током три периода мониторинга 2017, 2018. и 2019. године.



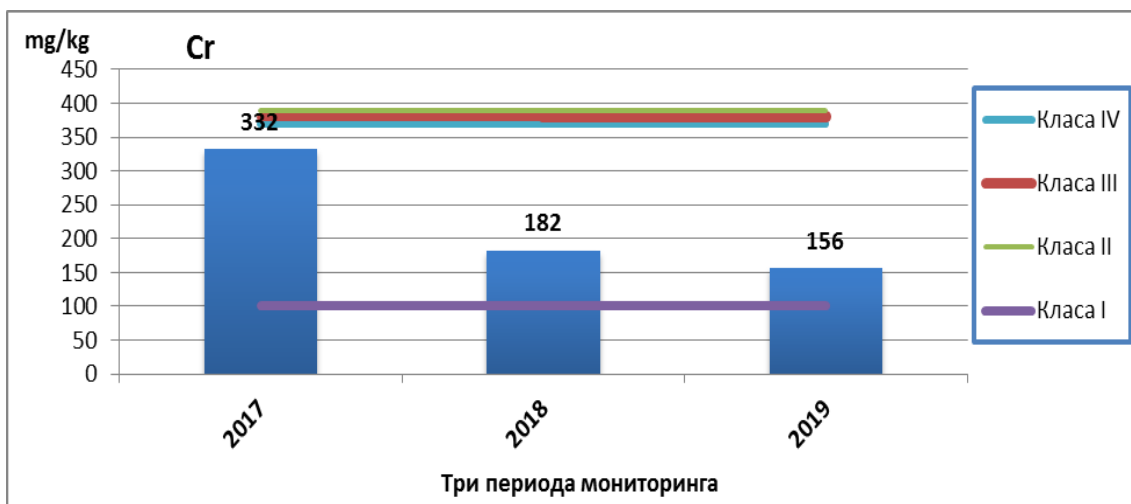
Слика 107. Класификација депонованог седимента током три периода мониторинга према концентрацији Ni



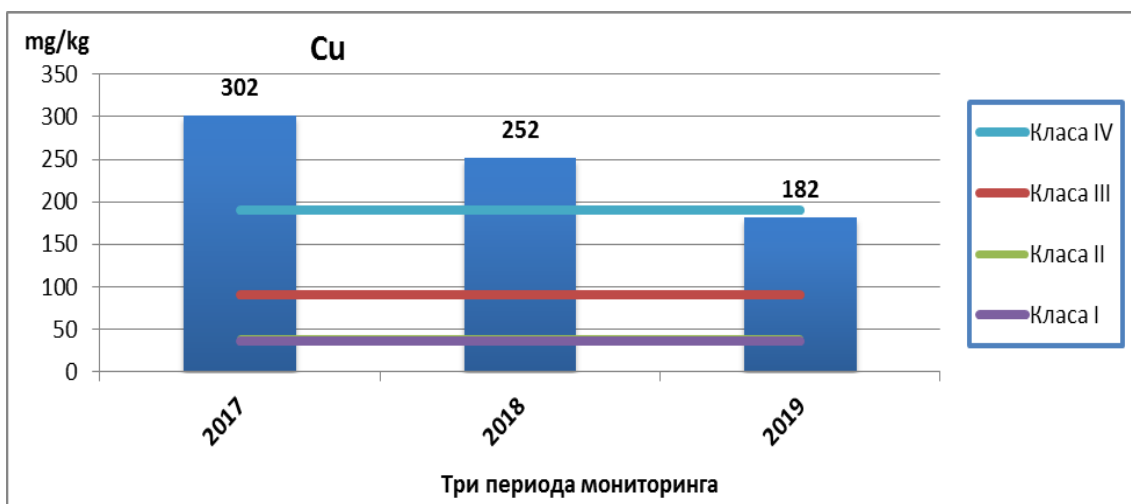
Слика 108. Класификација депонованог седимента током три периода мониторинга према концентрацији Zn



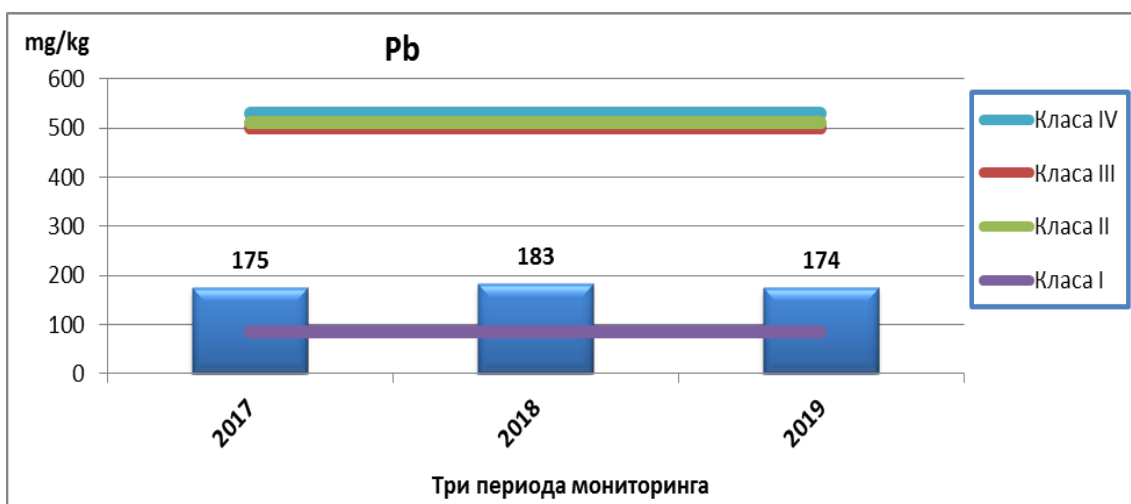
Слика 109. Класификација депонованог седимента током три периода мониторинга према концентрацији Cd



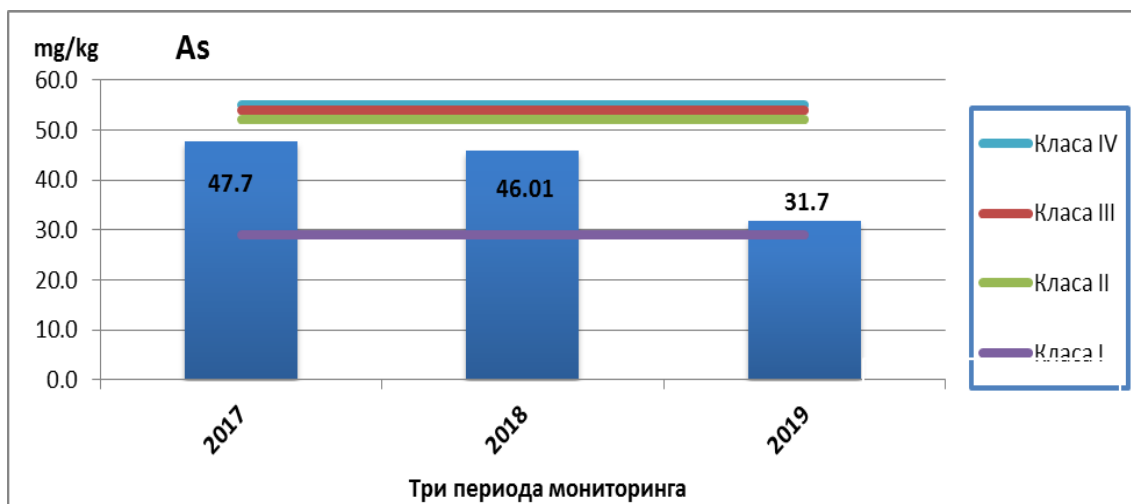
Слика 110. Класификација депонованог седимента током три периода мониторинга према концентрацији Cr



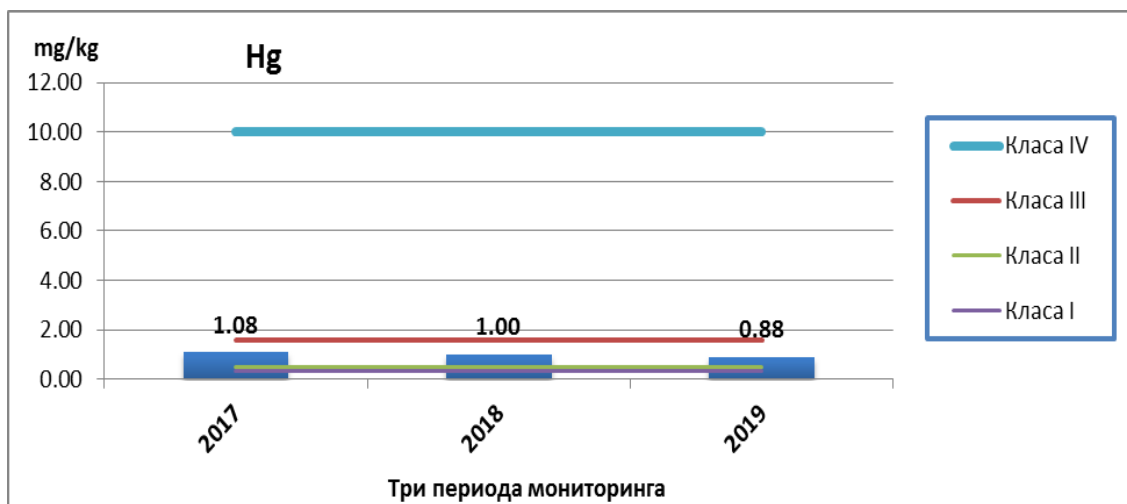
Слика 111. Класификација депонованог седимента током три периода мониторинга према концентрацији Cu



Слика 112. Класификација депонованог седимента током три периода мониторинга према концентрацији Pb



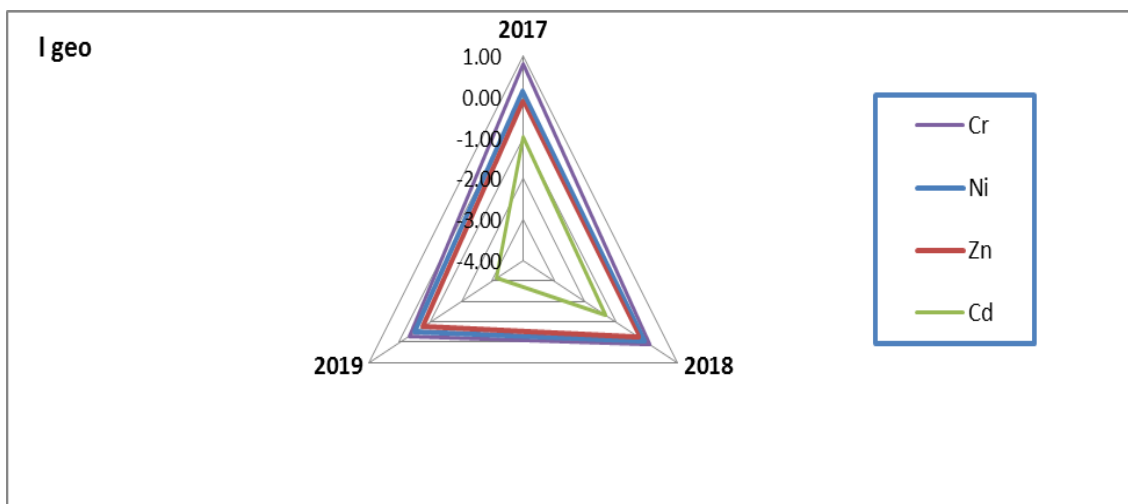
Слика 113. Класификација депонованог седимента током три периода мониторинга према концентрацији As



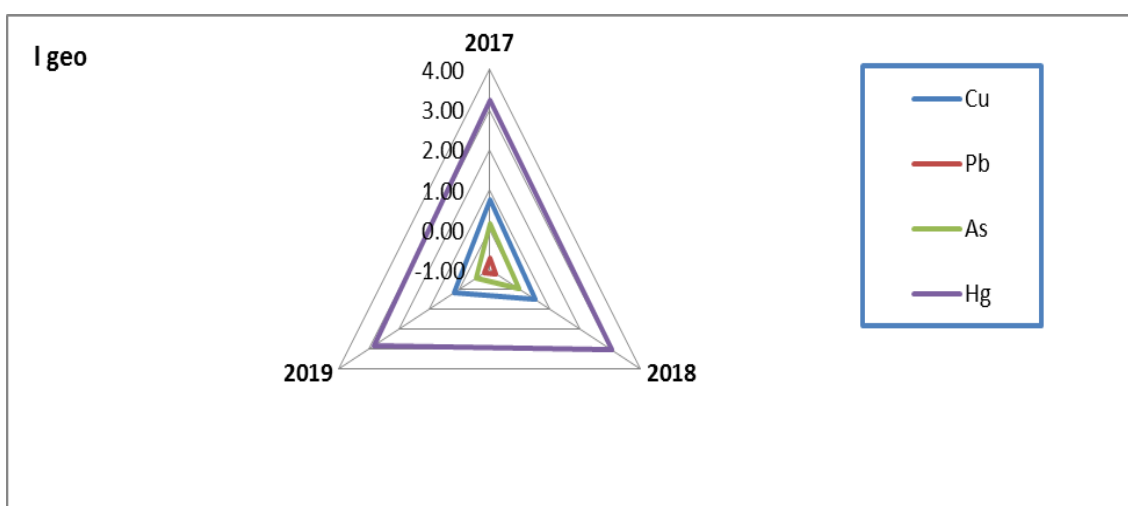
Слика 114. Класификација депонованог седимента током три периода мониторинга према концентрацији Hg

Успостављеним дугорочним мониторингом депоније, већина праћених метала показује исти тренд дистрибуције у седименту. Сазревањем депонованог матрикса у периоду од 2017-2019. године запажа се експоненцијални пад концентрација који указује на смањење садржаја метала током старења седимента (*Zhang et al., 2014*). Класификацијом седимента према прописаној уредби о граничним вредностима загађујућих материја, детектоване су високе концентрације кадмијума и бакра на основу којих су седименти класификовани у III и IV класу. У првој фази мониторинга у току 2017. године, концентрација кадмијума је износила 14,03 mg/kg (слика 109) што сугерише на седимент IV класе, односно изузетно загађен седимент. У наредним фазама карактеризације, концентрације су биле знатно ниже (10,3 mg/kg 2018. година и 8,56 mg/kg 2019. година), а седимент окарактерисан загађеним и класификован у нижу класу (III). Концентрације бакра су седимент у прве две фазе мониторинга класификовале изузетно загађеним са концентрацијама од 302 mg/kg у 2017. години и 252 mg/kg у 2018. години (слика 111), док у 2019. години запажа се знатно нижа концентрација од 182 mg/kg што указује на седимент III класе. Поменути два метала указују на исти тренд концентрација које карактеришу почетно стање приобалног земљишту истражног подручја (табела 23), па сходно томе може се закључити да депоновање измуљеног седимента није утицало на додатну деградацију животне средине. Услед високе геохемијске доступности, метале депонованог седимента карактерише изражена мобилност путем низа геохемијских реакција, па сходно томе неопходно је утврдити њихову биодоступност, порекло и понашање у различитим фракцијама седимента (*Andrew et al., 2000; El Hasan and Jiries, 2001*). Сви остали метали у испитиваним узорцима су указали на концентрације које сугеришу квалитет седимента прве и друге класе, односно незагађен до незнатно загађен седимент који не представља ризик по животну средину.

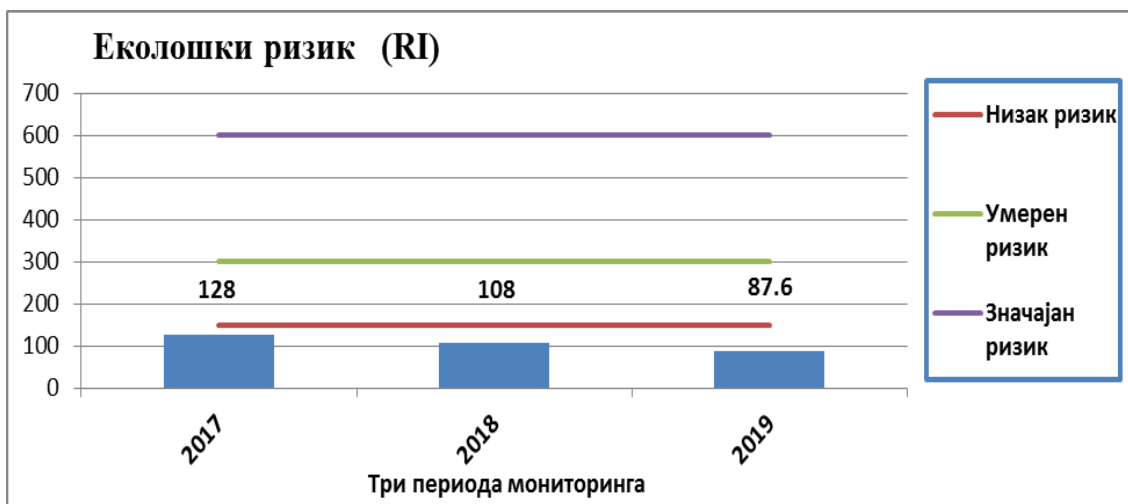
Процена ризика од депонованог седимента, испитана је и применом индекса гео-акумулације (I_{geo}) (слика 115 и 116) и индикатора еколошког ризика (RI) (слика 117) током трогодишњег мониторинга сазревања депоније.



Слика 115. Индекс гео-акумулације (I_{geo}) за метале Ni, Zn, Cd и Cr током трогодишњег мониторинга сазревања депоније



Слика 116. Индекс гео-акумулације (I_{geo}) за метале Cu, Pb, As и Hg током трогодишњег мониторинга сазревања депоније



Слика 117. Индекс еколошког ризика (RI) током трогодишњег мониторинга сазревања депоније

Индекс гео-акумулације указује на природну заступљеност већине метала у седименту и карактерише седимент незагађеним. Просечне вредности I_{geo} индекса (слика 115 и 116) крећу се у опсегу од -1,82 до 3,03. Садржај живе са вредношћу од $I_{geo} = 3,03$ представља једини метал који сугерише на умерно до јако загађен седимент. Средње вредности кадмијума ($I_{geo} = -1,71$) и бакра ($I_{geo} = 0,78$) указују на природне вредности и класификују депоновани седимент као незагађен до умерено загађен, али без значајног ризика по животну средину. Еколошки ризик (RI) приказан на слици 117 показује смањење укупног ризика током сазревања депоније, (128 (2017), 108 (2018) и 87,6 (2019)) с тим да током сва три периода праћења ниво еколошког ризик (RI) сугерише на низак ниво ризика од депонованог седимента у животну средину.

Током трогодишњег сазревања депонованог матрикса испитана је токсичност применом теста инхибиције бактерија *Vibrio fischeri*, а резултати су приказани на слици 118.

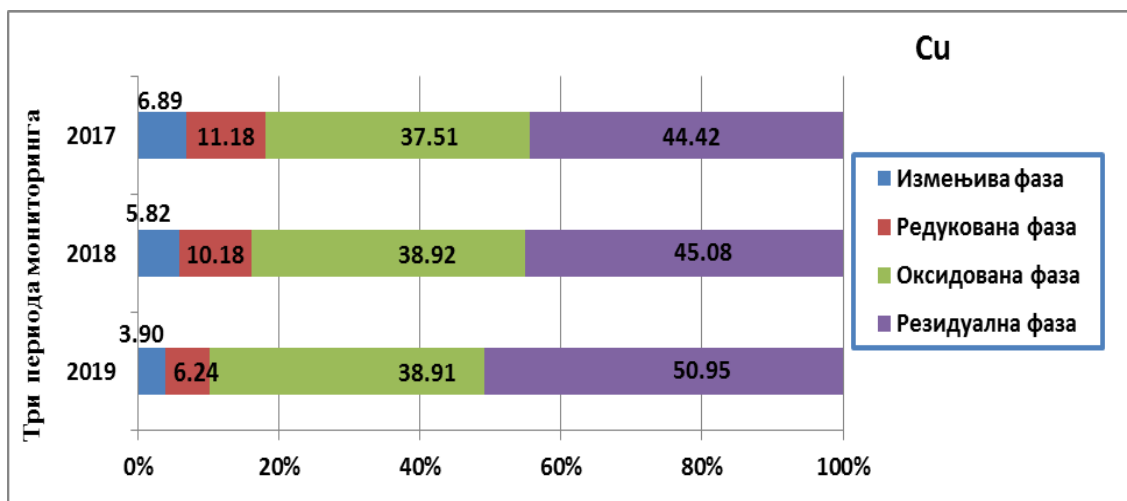


Слика 118. Инхибиција (%) бактерија *Vibrio fischeri* током трогодишњег сазревања депоније

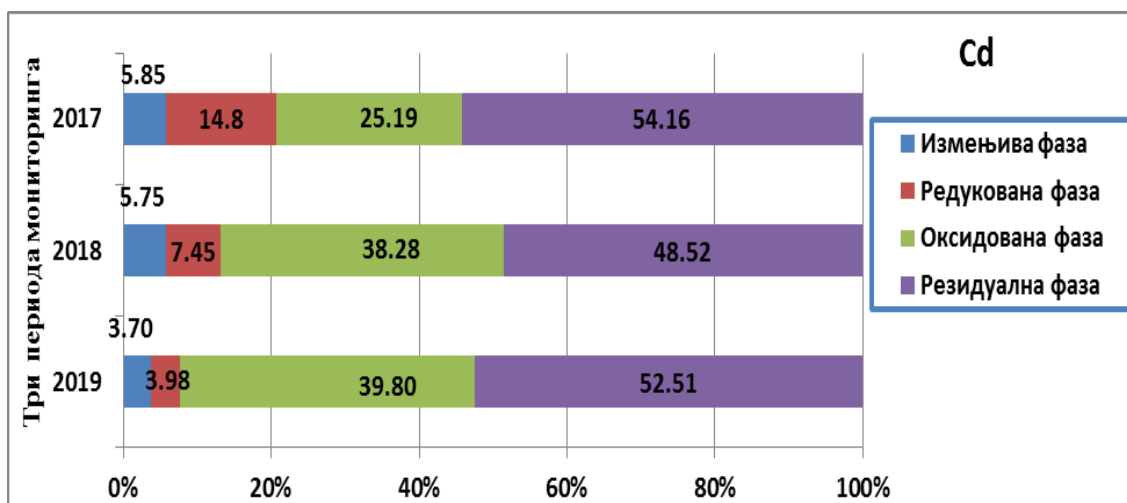
Инхибиција бактерија размотрена током трогодишњег сазревања седимента, показује сличну расподелу са просечном вредношћу од 54,28% што сугерише на благо токсичне седименте са потенцијалним негативним ефектом по живе организме (Jarque et al., 2016). Карактеризацијом седимента пре спроведених активности измуљивања и депоновања, инхибиција је сугерисала на просечну вредност од 69,33% (слика 87) што показује значајно смањење инхибиције након процеса промене физичко-хемијских услова, мешања и сазревања седимента на депонији. На смањење инхибиције као показатеља токсичности могу утицати различити фактори као што су адсорпција бактерија на површинама честица, присуство амонијака, сумпора или сулфида, физичко ометање биолуминисценције путем боја или варијације рН (Volpi Ghirardini et al., 2009).

Везивање метала у фракцијама седимента, односно утврђивање њихове биодоступности и ризика по животну средину, испитано је применом секвенцијалне екстракције (BCR) (Ahumada, 2010). Дугорочним мониторингом у периоду од три

године (2017-2019) окарактерисана је мобилност бакра и кадмијума, са циљем да се утврди њихова биодоступност током трогодишњег сазревања депоније. Анализа ризика, од нивоа биорасположивих облика метала бакра и кадмијума у мобилним фракцијама седимента, изражена је и путем кода процене ризика (RAC) (Wojtkowska *et al.*, 2016). Процентуална заступљеност метала у фракцијама седимента је приказана на сликама 119 и 120.



Слика 119. Секвенцијална екстракција бакра током трогодишњег сазревања депоније



Слика 120. Секвенцијална екстракција кадмијума током трогодишњег сазревања депоније

Расподела Cu и Cd који карактеришу депоновани седимент загађеним (класа III и IV), указује на доминантну заступљеност у оксидованој и резидуалној фракцији, што сугерише на висок афинитет везивања за органске материје, сулфиде и минерале па сходно томе и мању биодоступност у животној средини (Rauret *et al.*, 1999; Nemati *et al.*, 2011). Дугорочним мониторингом депонованог седимента, запажа се смањење садржаја Cu и Cd у измењивој фази (2018 (Cu 5,82%; Cd 5,75%), 2019 (Cu 3,90%; Cd 3,70%)), док оксидовану фазу карактерише већа заступљеност ових метала. Оваква појава објашњава се прерасподелом адсорбованих метала на сорпционим местима

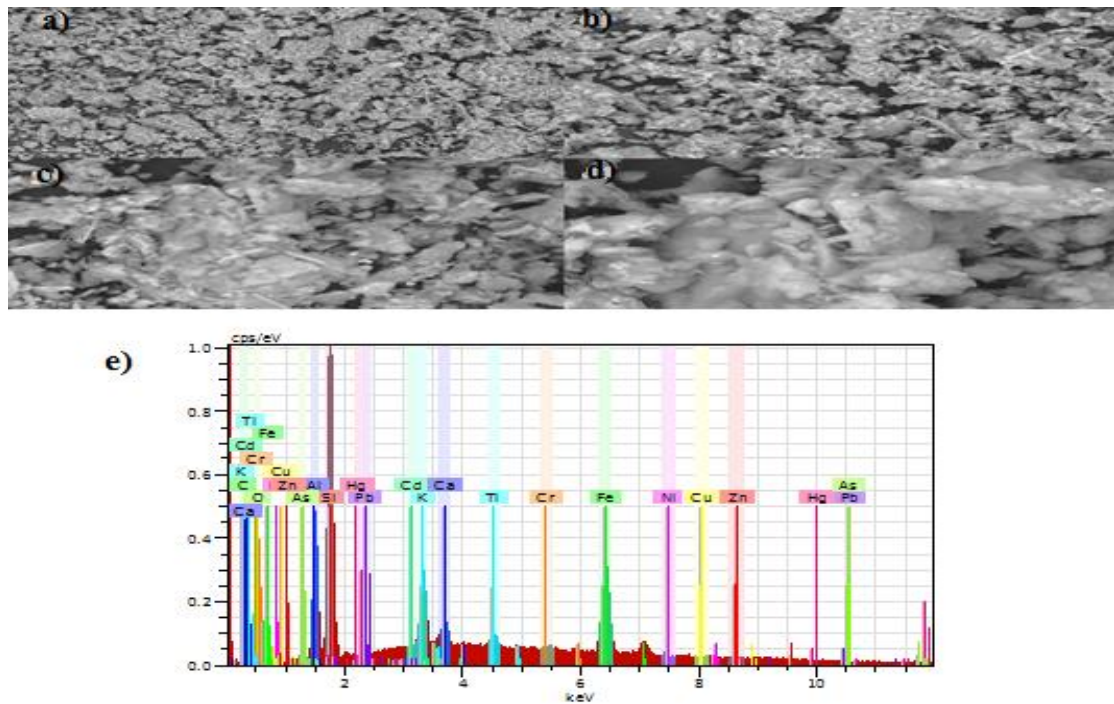
органичних и минералних суспстрата (Burton et al., 2006b). Према многим истраживањима (Peng et al., 2009; Guo et al., 2011; Rađenović et al., 2019) процес старења метала у седименту представља важан фактор у одређивању њихове биодоступности. Евидентирани промене дистрибуције Cu и Cd у фракцијама седимента сугеришу на формирање органичних комплекса и сулфида током сазревања седимента на депонији (Rađenović et al., 2019). Појединачно посматрајући сваку од фракција, бакар је најдоминантнији у резидуалној фракцији са заступљеношћу од 44,42 до 50,95%, док везивање за органску материју и сулфиде такође карактерише високим уделом од 37,51 до 38,92% (слика 119). Сличан тренд дистрибуције у приказаним фракцијама седимента показује и Cd са нешто доминантнијим присуством у минералној фракцији (од 48,52 до 54,16%) (слика 120) што указује на низак ризик од мобилности поменутог метала у остале медијуме животне средине (Filqueiras et al., 2002). Метали везани за органске материје и сулфиде су остљиви на промене редокс потенцијала, а њихова мобилизација је могућа услед оксидационих процеса или разградње органске материје (Chen et al., 2019). Резидуалну фракцију карактерише минерална структура седимента, где је мала вероватноћа од одлобожања метала због јаких веза са алумусиликатним минералима (Zhang et al., 2016).

Ниво ризика (RAC) утврђен на основу процентуалне заступљености мобилних форми метала у измењивој и редукованој фракцији седимента и указује на тренд смањења ризика током трогодишњег периода сазревања и мониторинга депоније. У прве две године идентификован је умерен ризик од мобилности метала бакра (18,07% 2017. и 16,0% 2018. година) и кадмијума (20,65% 2017. и 13,20% 2018. година), док је у 2019. години након три године ниво RAC ризика знатно мањи за оба поменута метала (Cu 10,14%, Cd 7,68%), са класификацијом ниског ризика.

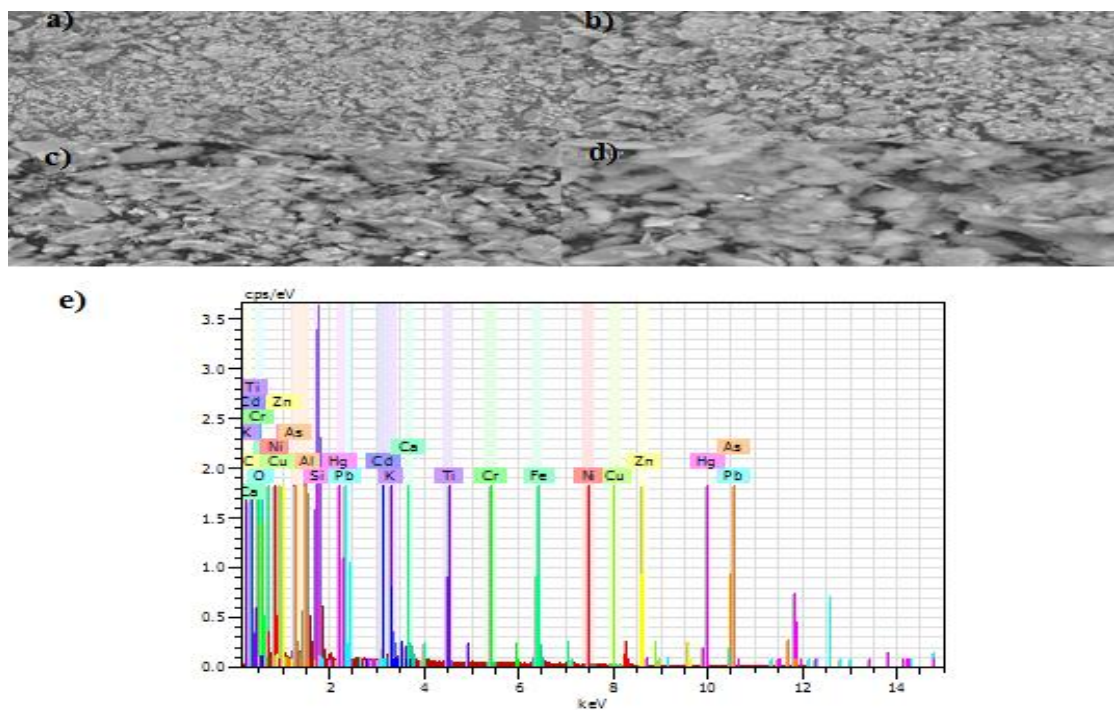
Структурна карактеризација седимента, применом скенирајуће електронске микроскопије са енергетско дисперзивном рендгенском спектроскопијом (SEM/EDS) и рендгенском флуоресцентном анализом (XRF) окарактерисала је квалитативну и полу/квантитативну расподелу елемената који могу указати на доминантне механизме везивања метала у минералним фракцијама седимента. Упоредна квантитативна анализа применом две рендгенске технике EDS и XRF приказана је у табели 27. Снимање површине седимента помоћу скенирајућег електронског микроскопа (SEM) са увећањем од 500, 1000, 2000 и 4000 пута, као и анализа рендгенске спектрометрије дисперзијом енергије (EDS) приказана је на сликама 121, 122, и 123.

Табела 27. Упоредна квантитативна анализа применом техника EDS и XRF, током трогодишњег сазревања депоније

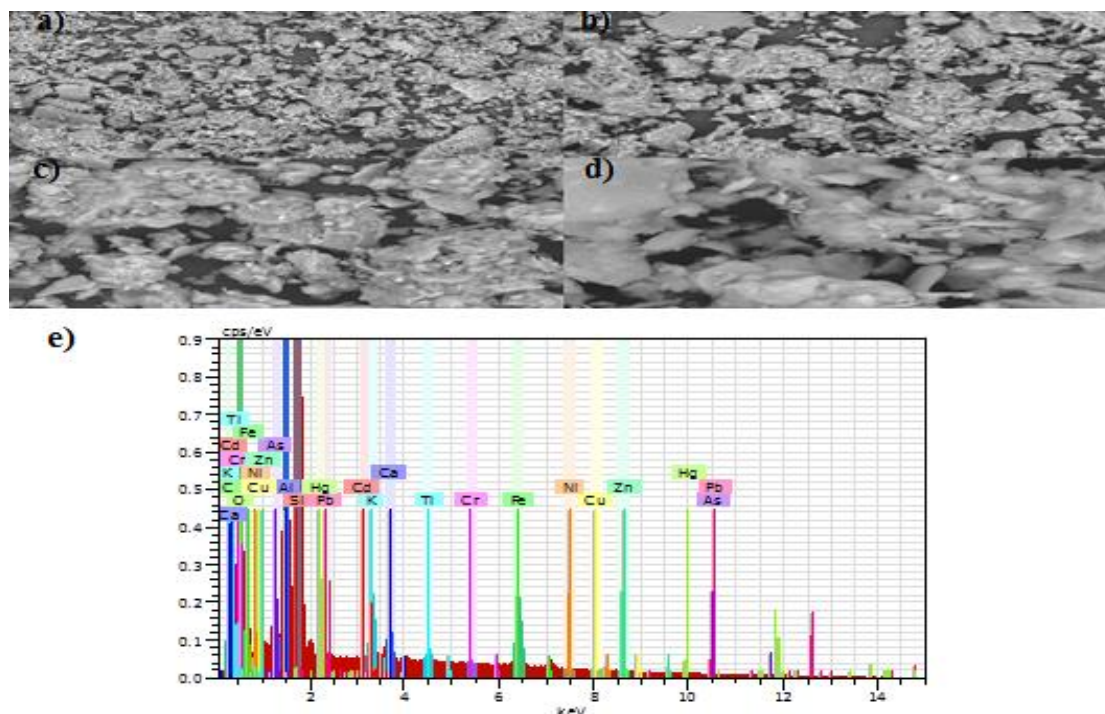
Елементи и атомски односи (%)	Енергетско дисперзивна рендгенска спектроскопија (EDS)			Рендгенска флуоресцентна анализа (XRF)		
	Периоди карактеризације депонованог седимента					
	2017	2018	2019	2017	2018	2019
Ca	1,89	1,21	0,89	1,72	0,93	1,89
Al	8,25	10,51	13,53	9,41	9,71	13,11
Si	18,59	22,72	24,35	20,92	23,64	25,21
Si/Al	2,25	2,16	1,80	2,22	2,43	1,92
Ca/Si	0,10	0,05	0,04	0,08	0,04	0,07



Слика 121. Анализа депонованог седимента из 2017. године применом скенирајућег електронског микроскопа (SEM) са увећањем а) 500 х, б) 1000 х, ц) 2000 х. д) 4000 х е) анализа рендгенске спектрометрије дисперзијом енергије (EDS)



Слика 122. Анализа депонованог седимента из 2018. године применом скенирајућег електронског микроскопа (SEM) са увећањем а) 500 х, б) 1000 х, ц) 2000 х. д) 4000 х е) анализа рендгенске спектрометрије дисперзијом енергије (EDS)

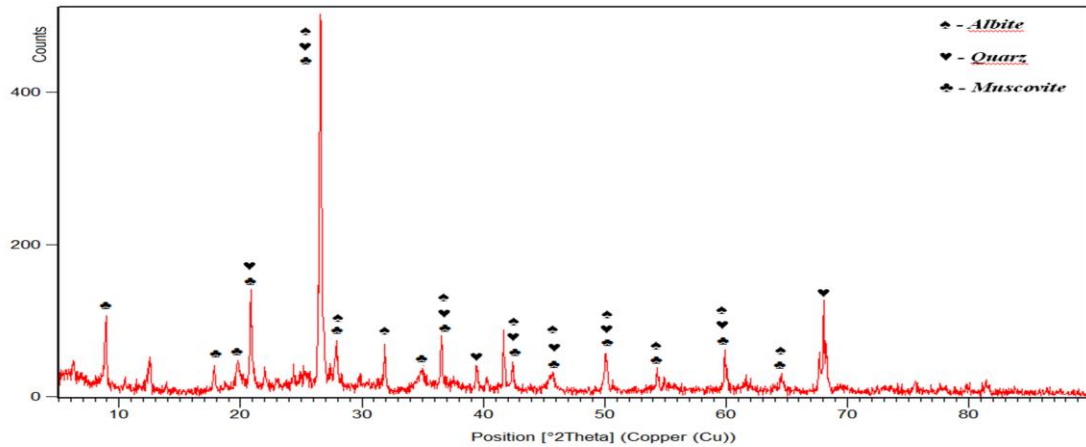


Слика 123. Анализа депонованог седимента из 2019. године применом скенирајућег електронског микроскопа (SEM) са увећањем а) 500 x, б) 1000 x, ц) 2000 x. д) 4000 x е) анализа рендгенске спектрометрије дисперзијом енергије (EDS)

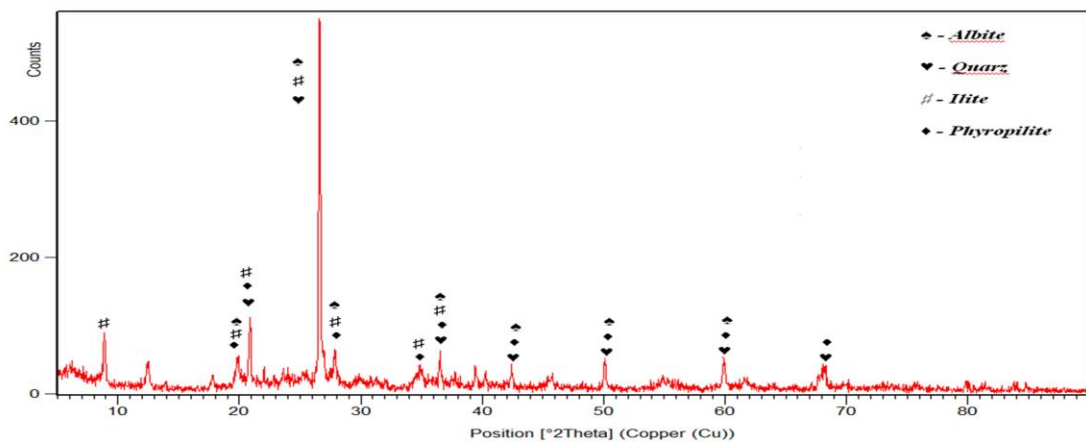
Упоредном анализом депонованог седимента, примењене су две рендгенске технике XRF и EDS (табела 27), које указују на тренд раста заступљености силицијума током дугорочне карактеризације испитиваног седимента. Атомски однос Ca/Si, карактерише ниске вредности у свим узорцима па сходно томе силицијум показује доминантну заступљеност у депонованом седименту (*Radjenovic, 2020*). Висок удео Si, сугерише да у седименту преовлађују силикатна једињења, а то потврђује резултате секвенцијалне екстракције, који указују на везивање метала за силикатне материје у процесу зрења депоније и на тај начин смањивања њихове мобилности током времена (*Radjenovic, 2020*). Скенирајући електронски микроскоп показује различиту микроструктурну природу односно варијације у семи-хомогеној структури као и видљиву макро/мезо порозност. Формирање нових минерала услед минералošких промена видљиво је на сликама 122 и 123 као последица формирања већих агрегата. Примена SEM/EDS анализе указује да седимент из 2019. године има нешто хетерогенију структуру, са мањим односом Si/Al око 1,80 (EDS) и 1,92 (XRF) (табела 27), што може да указује и на већи капацитет везивања тешких метала (*Ziyath et al., 2011*). Такође ово се може објаснити и присуством алумосиликата са повећаним садржајем алуминијума (*Mojovic, 2009; Sánchez-Hernández et al., 2018*).

Применом рендгенске дифракционе анализе (XRD) испитани су минерални облици и њихова доминантна једињења у депонованом седименту, током трогодишњег сазревања депонованог седимента. Карактеризацијом минералног састава, размотрен је механизам инкорпорирања метала Cu и Cd у минералним фракцијама седимента. Сlike од 124, 125, и 126 карактеришу рендгенски дифрактограм анализе депонованог

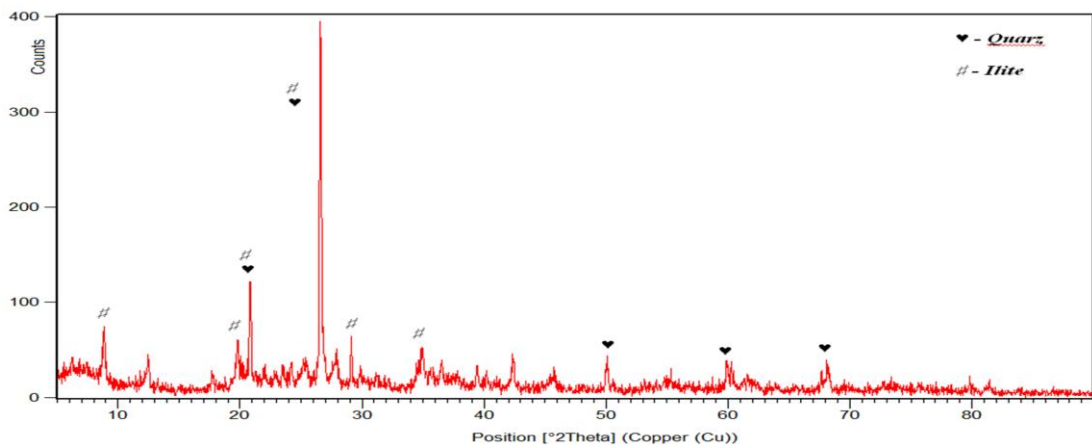
седимента из 2017, 2018 и 2019. године са приказом доминантних минерала, а табела 28 указује на доминантна једињења у минералима детектованим у седименту.



Слика 124. Рендгенски дифрактограм анализе депонованог седимента из 2017. године са приказом доминантних минерала



Слика 125. Рендгенски дифрактограм анализе депонованог седимента из 2018. године са приказом доминантних минерала



Слика 126. Рендгенски дифрактограм анализе депонованог седимента из 2019. године са приказом доминантних минерала

Табела 28. Доминантни минерални састав (хемијска композиција) седимента током трогодишњег сазревања депоније

Минерални састав седимента из 2017. године	
Хемијска једињења детектована у доминантним минералима	Хемијска формула
Силицијум-оксид	SiO ₂
Бакар-индијум-сулфид	CuInS ₂
Бакар-родијум-оксид	CuRh ₂ O ₄
Бакар-оксид	Cu ₂ O
Бакарни-телурид	Cu _{2,8} Te ₂
Алуминијум-силикат	Al ₂ SiO ₅
Калијум-алуминијум-силикатни хидроксид	KAl ₃ Si ₃ O ₁₀ (OH) ₂
Натријум-алуминијум-силикат	Na(AlSi ₃ O ₈)
Бакар-хидроксид-сулфат-хидрат	Cu ₁₅ (OH) ₂₂ (SO ₄) ₄ (H ₂ O) ₆
Минерални састав седимента из 2018. године	
Силицијум-оксид	SiO ₂
Алуминијум-силикат-хидроксид	Al ₂ Si ₄ O ₁₀ (OH)
Бакар-хидроксид-сулфат-хидрат	Cu ₄ (OH) ₆ (SO ₄)(H ₂ O) ₂
Калијум-алуминијум-силикатни-хидроксид	KAl ₂ (Si ₃ Al)O ₁₀ (OH) ₂
Натријум-алуминијум-силикат	Na(AlSi ₃ O ₈)
Кадмијум-сулфид	CdS
Бакар-хидроксид-силикат	Cu ₅ Si ₄ O ₁₂ (OH) ₂
Бакар-силикатни-хидрат	CuSiO ₃ H ₂ O
Бакар-сулфид	Cu ₇ S ₄
Минерални састав седимента из 2019. године	
Силицијум-оксид	SiO ₂
Калцијум-карбонат	Ca(CO ₃)
Бакар-сулфат-хидроксид-хидрат	Cu ₄ (SO ₄ (OH) ₆ H ₂ O)H ₂ O
Натријум-алуминијум-силикат	NaAlSiO ₄
Алуминијум-тетрахидроксодисиликатни-формаид	Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH) ₄ (HCONH ₂)
Галијум-кадмијум-бакар-оксид	Ga ₂ Cd ₇₅ Cu ₂₅ O ₄
Бакар-хидроксид-сулфат-хидрат	Cu ₁₅ (OH) ₂₂ (SO ₄) ₄ (H ₂ O) ₆
Бакар-цинк-сулфат-хидроксид-хидрат	(Cu ₆ Zn)(SO ₄) ₂ (OH) ₁₀ (H ₂ O) ₃
Бакар-силикат-хидроксид	Cu ₅ Si ₄ O ₁₂ (OH) ₂
Калијум-алуминијум-силикатни-хидроксид	KAl ₂ (Si ₃ Al)O ₁₀ (OH) ₂

Геолошка истраживања северног дела Србије (Војводина), укључујући и прекограничне геолошке јединице према Румунији, указују на постојање доминантно лесно-палеоседиментних секвенци (ЛПС). Поменути регион карактерише аномалија у седиментолошким специфичностима, магнетизму стена и боји седимента са јединственом седиментологијом која се разликује од свих других истражних секција у Србији (*Obrecht, 2015*). Резултати примењене минеролошке карактеризације седимента, током трогодишњег (2017, 2018 и 2019. година) периода старења депоније, указали су на пикове високог интензитета који сугеришу на формирање минерала кварца, мусковит, албита, илита и фиропилита (слика 124, 125 и 126). Кварц (силицијум-оксид, SiO₂) и албит (натријум алумино-силикат, NaAlSi₃O₈) (табела 28) не представљају минерале који припадају групи глинених минералних фракција. Албит је минерал из групе фелдспата који може да се понаша као испомоћ при синтеровању односно као синтер сировина на већим температурама од 50 до 80 °C (*Lothenbach, et al., 2017*), али и висок притисак може да изазове његову реактивност када је изложен алкалној средини

током синтезе зеолита (*Salimkhani, et al., 2021*). Најраспрострањенији је у пегматитима и кисело-фелсичним магматским стенама (због великог удела алуминијевих силиката (фелдспата)), као што су гранити и аугигени минерали који настају приликом настанка саме стене албита која је заступљена у седименту. Мусковит је обично заступљен у седиментним и у магматским стенама средњег базичног односно мафичног и ултрамафичног састава што указује на стене са већим садржајем метала, које су заступљене и у блиској регији као што је Посавина (*Grba et al., 2015; <https://geology.com/minerals/muscovite.shtml>*). Дистрибуција поменутих минералних облика може да сугерише да постоје услови за повећање концентрација метала геогеног порекла. Смањење интезитета механизма везивања метала Cu и Cd минералом кварца, мења се хемизмом фиropилита, илита и албита (слика 125) који би током хидротермалне промене у комбинацији са оксидационим потенцијалом, рН вредностима и различитим утицајем на стене могли деловати попут зеолита односно минерала са високом способношћу дуготрајног инкапсулирања пиларних кластера тешких метала. Минерална карактеризација седимента у 2018. години указује на инкапсулацију Cu и Cd, кадмијум-сулфидом, бакар хидроксид силикатом, бакар силикатним хидратом и бакар сулфидом (табела 28). Минерали кварца и илита сугеришу на доминантну заступљеност у седименту након три године сазревања депоније (слика 126). Доступни литературни подаци показују да мусковит и илит имају високу адсорпцију тешких метала (*Gier, et al., 2000*). Физичко-хемијске промене на минералима и њиховој структури, које карактерише стварање нових минерала и минералних форми, детектоване су стварањем већих агрегата снимљених скенирајућим електронским микроскопом. На основу литературних доказа да ову регију карактерише висок садржај CaCO₃, са просечним уделом од 9,2 % до 31,8 % (*Obreht, 2015*) може се претпоставити, иако је концентрација CaCO₃ у истраженим седиментима била нижа, генеза CSH гелова и сродних ползонских реакција које могу окарактерисати још један механизам слабијег интезитета, путем којег су се метали инкорпорирали у минералној фракцији. Претходне студије показују да минерали који нису порекла од глина (кварц и албит) могу деловати као синтер сировина при ниским до вишим опсезима температуре и притиска, а минерали глина (мусковит и илит) су такође добри адсорбенти као доминантно моновалентни јони. Ова врста истраживање је потврдила да су при промењивим и одговарајућим температурама, атмосферским утицајима, рН вредностима, притисцима и адсорпцији услед временског старења седимента идентификовани механизми инкапсулације тешких метала, доминантно Cu и Cd у седименту. Примењени приступ карактеризације депонованог седимента може се узети у обзир за даље анализе, креирање планова имплементације и дугогодишњих процеса безбедног одлагања седимента.

4.3.3.2. Оцедне воде са депоније

Одлагањем измуљеног седимента на депонију, формирају се оцедне воде у мањој или већој количини (*Liu et al., 2015*). Оцедне воде представљају сложену матрицу различитих хемијских супстанци, укључујући растворене органске материје, неорганске соли, органске нечистоће у траговима и тешке метале, од којих се сваки

појављује у различитим концентрацијама као последица физичких, хемијских и микробиолошких процеса који се одвијају у депонованом матриксу (Aziz et al. 2010; Baderna et al., 2019). На састав оцедне воде утичу многи фактори, међу којима су врста депонованог отпада, начин експлоатације депоније, доступност кисеоника, хидрогеолошки услови и старост депоније (Regadio et al., 2012). Оцедне воде карактеришу интеракције са органским загађивачима, које могу утицати на судбину тешких метала са аспекта њиховог транспорта, стабилности и биорасположивости (Yang et al., 2019). Према томе неопходно је утврдити квалитет оцедних вода и проценом ризика идентификовати потенцијалне негативне ефекте по животну средину приликом њеног испуштања у реципијент. У овом истраживању испитан је квалитет оцедне воде која због високог ризика по аквтични екосистем није испуштена у канал Бегеј. Физичко-хемијском карактеризацијом, детектовани параметри су приказани у табели 29. Поменути резултати су упоређени са вредностима које прописује Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12).

Табела 29. Физичко-хемијска карактеризација оцедне воде са депоније након измуљивања канала Бегеј

Параметар	Јединица	Оцедна вода	Класа
Температура ваздуха	°C	20,0	/
Температура воде	°C	17,2	/
Боја	описно	Сива, замућена	/
Мирис	описно	Без	/
Видљиве материје	описно	Без	/
рН		7,20	II
Електропроводљивост	μS/cm	475	II
Растворени кисеоник	mgO ₂ /l	6,80	III
Таложиве материје	ml/l	0,1	/
Укупан суви остатак	mg/l	213	II
ХПК	mgO ₂ /l	101	IV
БПК5	mg O ₂ /l	28	V
Укупни органски угљеник	mg/l	1,68	II
Укупан азот	mgN/l	7,83	IV
Укупан азот по Кјелдал-у	mgN/l	7,22	/
Амонијак	mgN/l	3,67	V
Нитрати	mgN/l	0,53	II
Нитрити	mgN/l	0,078	III
Укупан фосфор	mgP/l	0,251	II
Ортофосфати	mgP/l	0,137	II
Тврдоћа	mgCaCO ₃ /l	115	/
Хлориди	mgCl ⁻ /l	16	II
Сулфати	mgSO ₄ ²⁻ /l	52	II
Детрџенти	mg/l	<0,12	II
Феноли	mg/l	<0,037	II
	Метали		
Гвожђе	mg/l	5,34	V
Манган	mg/l	0,202	III
Никл	μg/l	<2,2	/
Цинк	mg/l	0,478	II
Кадмијум	μg/l	1,27	/
Хром	μg/l	5,47	II
Бакар	mg/l	0,164	III

Наставак табеле 29.

Параметар	Јединица	Оцедна вода	Класа
Олово	µg/l	6,61	/
Арсен	µg/l	<2,6	II
Жива	µg/l	<0,16	/

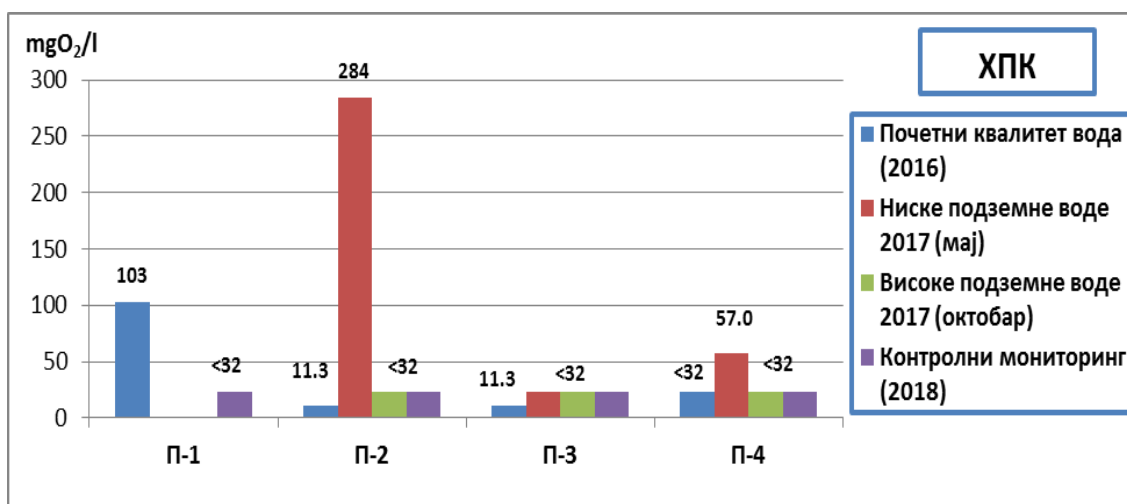
Показатељи квалитета воде БПК₅ (28 mgO₂/l) и ХПК (101 mgO₂/l) сугеришу на висок ризик од растворљивог ораганског загађења у оцедној води. На основу прописаних граничних вредности за поменута два параметра („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12), квалитет воде је окарактерисан V (БПК₅) и IV класом (ХПК). Садражај органске материје значајно утиче на ниво раствореног кисеоника што показује и класификациона категорија (III). Остали параметри који указују на висок ризик од испуштања оцедне воде у реципијент указују на укупни азот и његове доминантне форме. Укупан азот категорише концентрација од 7,83 mgN/l, што упућује на IV класу воденог тела. Доминантни облици азота су углавном једињења која садрже неоргански азот, и сматрају се одговорним за процесе еутрофикације, закишељавање површинских вода, токсичног утицаја на акватичне организме и повећане продукције цветања алги (*Camargo and Alonso, 2006*). Детектоване вредности амонијака (3,67 mgN/l, V класа) указују на високу токсичност по водене организме. Амонијак представља уобичајену загађујућу материју која настаје у оцедној води услед таложења седимента, а може бити заступљен у јонизованом (амонијум NH₄⁺) и нејонизованом (амонијак NH₃) облику. Повећање рН вредности погодује формирању токсичног нејонизованог облика (NH₃), док супротан тренд утиче на већу заступљеност јонизоване форме (NH₄⁺) (<https://www.epa.gov/caddis-vol2/ammonia>). Детектоване концентрације метала у оцедној води сугеришу на продукцију гвожђа (5,34 mg/l, класа V), мангана (0,202 mg/l, класа III) и бакра (0,164 mg/l, класа III). Постоје три механизма помоћу којих би се концентрација метала могла повећати на аеробној депонији. То укључује оксидацију сулфида метала у металне сулфате који су растворљивији, капацитет комплексације оксидованих хуминских киселина у односу на редуковане хуминске киселине (*Martensson et al., 1999*) и оксидацију сулфида што резултира производњом сумпорне киселине која смањује рН и повећава растворљивост метала. Теоретски, растворљивост метала у ацидогеној фази је већа због производње киселине у анаеробном стању. Када депонија достигне метаногену фазу, концентрације тешких метала су генерално ниске (*Revans et al., 1999*). Анализа свих осталих параметара који карактеришу квалитет оцедних вода, сугерише на II класификациону категорију. Идентификоване загађујуће материје у оцедној води сугеришу на висок ризик од деградације акватичног екосистема. Испуштање оцедне воде коју карактерише доминантно органско и азотно оптрећење, може имати фаталне последице по живе организме у реципијенту (*Przydatek and Kanownik, 2019*).

4.3.3.3. Квалитет подземних вода након депоновања седимента

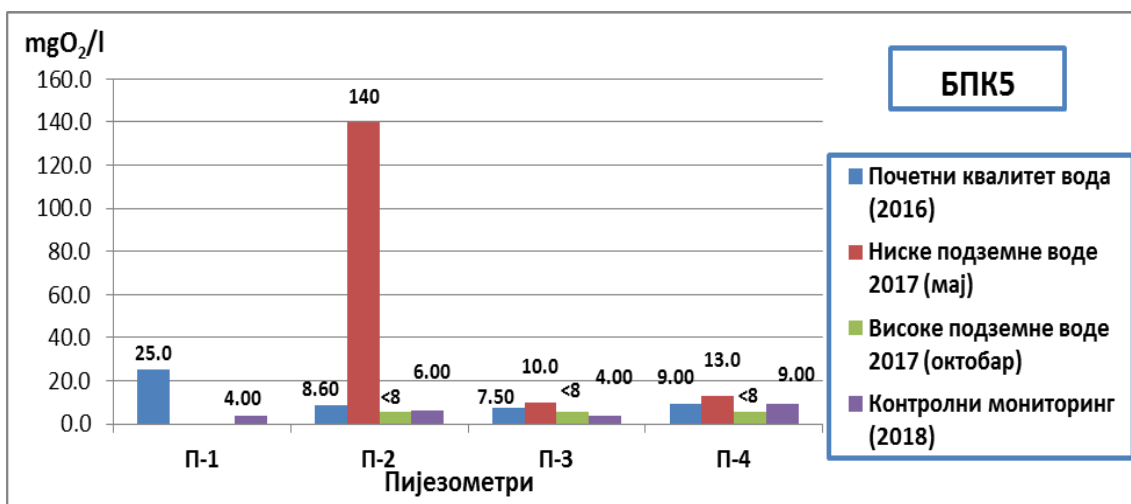
Квалитет подземних вода, представља кључан показатељ потенцијалног утицаја одлагања измуљеног седимента на депонију коју карактерише глиновита подлога са способношћу високе водонепропустљивости. Услед високог ризика од испуштања

оцедне воде у реципијент и њеног задржавања на депонији, неопходно је утврдити ризик од потенцијалног дифундирања загађујућих материја из седимента и оцедних вода ка нижим слојевима (Brennan et al., 2016). Многа истраживања указују да је доминантан извор загађујућих материја у подземној води управо оцедна вода са депоније (Dhere et al. 2008), а због својих токсичних карактеристика и миграције често представља ризик и за површинске воде, као што је случај и у овом истраживању (Koshy et al., 2007). Квалитет подземних вода размотрен је кроз три фазе мониторинга. У току 2017. године испитан је квалитет воде у периоду високог и ниског водостаја, а у 2018. години спроведен је контролни мониторинг након годину дана старења депоније. Пијезометарске бушотине (П-2 и П-4) позициониране уз саму депонију, омогућиле су идентификацију загађујућих материја у подземној води. Применом референтних пијезометара (П-1 и П-3), имплементираних у непосредној близини депоније, размотрен је квалитет подземних вода које нису под утицајем загађења истражне депоније.

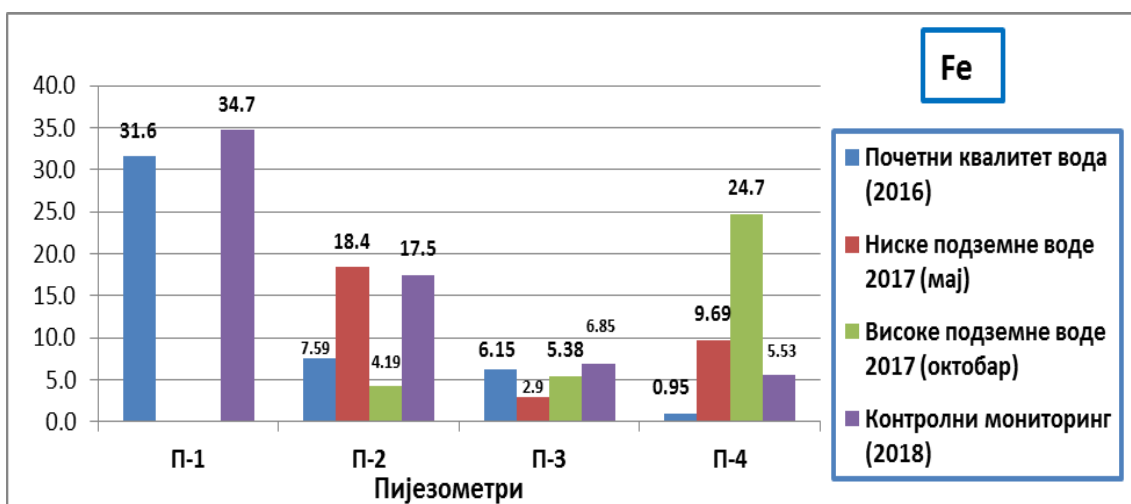
На сликама од 127 до 132 приказани су параметри који карактеришу промену квалитета подземних вода у односу на почетни квалитет, идентификован карактеризацијом подземних вода пре формирања депоније. Резултати свих осталих параметара, током три фазе мониторинга, приказани су у табели П-12 у прилогу. Све идентификоване концентрације, упоређене су са вредностима које прописује Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту као и роковима за њихово достизање („*Službeni glasnik RS*”, br. 50/12) и Уредба о дефинисаним ремедијационим вредностима параметара квалитета подземних вода према којим се одређује потреба за ремедијацијом испитиваног локалитета („*Službeni glasnik RS*”, br. 30/2018)



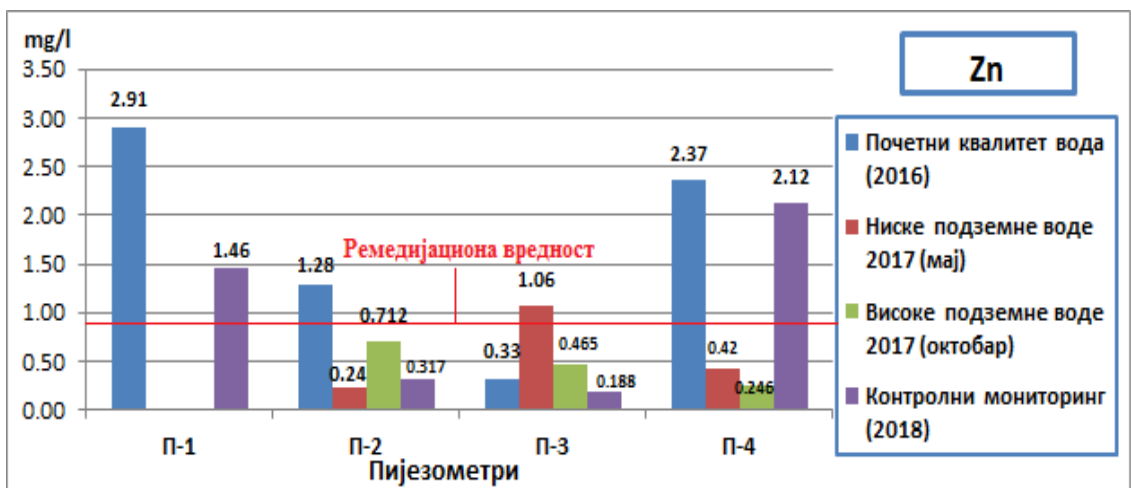
Слика 127. Мониторинг хемијске потршње кисеоника (ХПК) у подземној води пре и након депоновања седимента



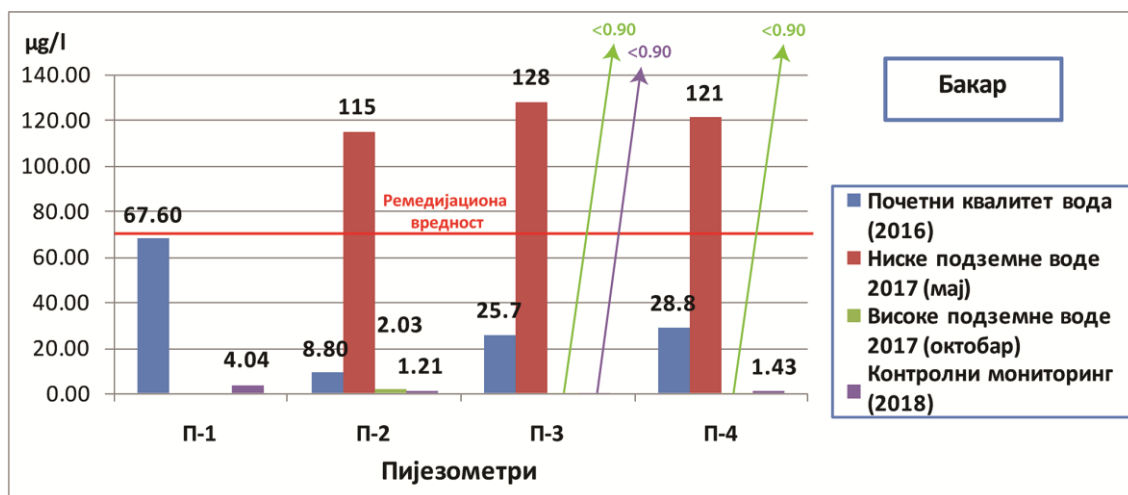
Слика 128. Мониторинг биохемијске потршње кисеоника (БПК₅) у подземној води пре и након депоновања седимента



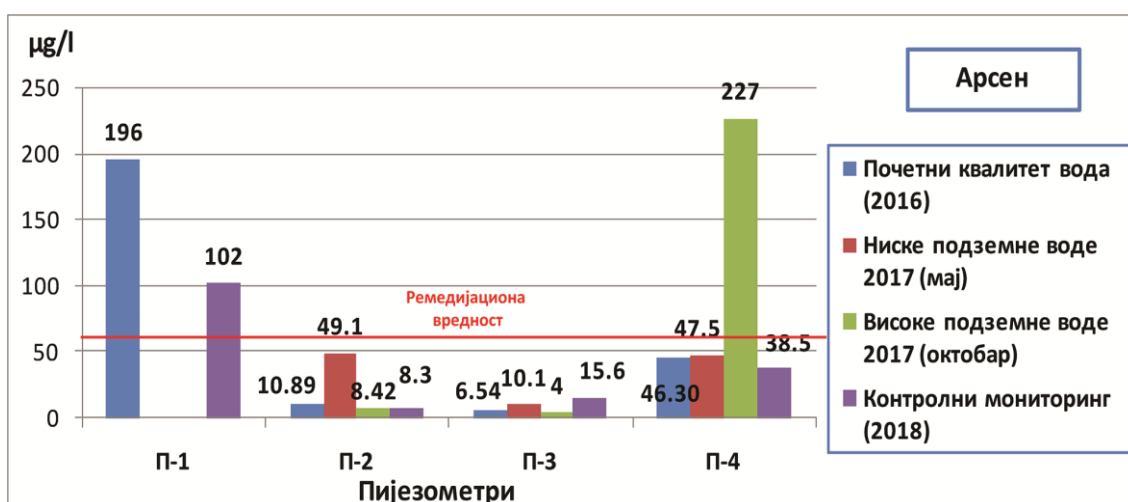
Слика 129. Мониторинг садржаја гвожђа у подземној води пре и након активности депоновања седимента



Слика 130. Мониторинг садржаја цинка у подземној води пре и након депоновања седимента



Слика 131. Мониторинг садржаја бакра у подземној води пре и након активности депоновања седимента



Слика 132. Мониторинг садржаја арсена у подземној води пре и након депоновања седимента

Прву фазу мониторинга подземних вода, карактерише високо оптерећење органског загађења. Контролни пијезометар (П-2) сугерише на висок садржај ХПК (284 mgO₂/l) и БПК₅ (140 mgO₂/l) (слика 127 и 128), са знатно већим концентracијама у односу на квалитет воде пре одлагања седимента на депонију. Референтни пијезометар (П-1), са знатно мањим концентрацијама поменутих параметера (ХПК = 103 mgO₂/l и БПК₅ = 25 mgO₂/l), сугерише на доминантан утицај депоније. Високе вредности органских индикатора загађења карактеришу и оцедне воде (табела 29), па сходно томе задражавање оцедних вода на депонији може бити потенцијални извор загађења, услед дифундовања загађујућих материја у дубље слојеве. Многа истраживања указују на доминантну корелацију оцедних вода са деградацијом квалитета подземних вода (Yang et al. 2019; Przydatek and Kanownik, 2019). Ниво потенцијалног утицаја зависи пре свега од геолошких и хидрогеолошких услова, али и од процеса разблажења, редокс-реакција и јонске измене у земљишту и воденој фази (Banu and Berrin, 2015). Другу и трећу фазу мониторинга, карактеришу ниске вредности органског опетрећења, што

упућује на краткорочни утицај депоније, детектован у првој фази мерења. Процена ризика од дистрибуције метала у подземној води, сугерише на разматрање повишених концентрација Fe, Zn, Cu и As. Расподела метала гвожђа је варијала током три фазе мониторинга (слика 129). Прву фазу, карактеришу концентрације од 18,4 mg/l (П-1) и 9,69 mg/l (П-4), што сугерише на већу заступљеност у односу на почетне идентификоване вредности. Поређењем дистрибуције Fe заступљеног у референтним пијезометрима ове вредности су знатно ниже, међутим у трећој фази мониторинга продукција метала Fe се повећала на свим истражним профилима подземне воде (П-1, П-2, П-3 и П-4). Високе концентрације гвожђа, које карактеришу референтни пијезометри, указују на његову природно доминантну заступљеност у подземној води истражног подручја, па сходно томе наведене осцилације у концентрацији Fe, не морају бити последица утицаја депоније. Почетна карактеризација подземних вода, указује на високу заступљеност цинка на истражном подручју, па сходно томе је размотрена и потенцијална додатна деградација услед одлагања седимента. Током прве две фазе мониторинга контролних пијезометара, садржај Zn је био знатно мањи у односу на ремедијациону вредност („*Službeni glasnik RS*”, br. 30/2018), али и на почетне концентрације. Трећу фазу мониторинга карактерише, повишена концентрација Zn на контролном пијезометру П-4 (2,12 mg/l), али такође нижег садржаја у односу на референтне пијезометре. У првој фази мониторинга, контролни пијезометри П-2 (115 µg/l) и П-4 (121 µg/l) сугеришу на висок садржај бакра (слика 131) у односу на прописану ремедијациону вредност (75 µg/l) дефинисану према уредби Р. Србије („*Službeni glasnik RS*”, br. 30/2018), али и референтни пијезометар П-3 који није под директним утицајем депоније показује исти тренд загађења (128 µg/l). Током треће фазе праћења, сви истраживачки пијезометри су указали на знатно ниже концентрације. На основу приказаних резултата не може се са сигурношћу тврдити да је висока концентрација бакра искључиво последица утицаја депоније. Детекција повећане концентрације арсена, идентификована је током друге фазе мониторинга подземних вода, анализом контролног пијезометра П-4 (227 µg/l). Висок садржај арсена је карактеристичан за воде овог подручја, као што показује и референтни пијезометар П-1 (196 µg/l) (*Dalmacija, 2008c; Mohora et al., 2014*).

Размотрени утицај депоније на квалитет подземних вода током двогодишњег мониторинга није указао на висок континуални ризик од дифундирања загађујућих материја. Прву фазу карактерише високо органско опетерђење, што указује на потенцијални ризик од задржавања оцедне воде на депонији. Током осталих фаза праћења идентификоване су осцилације концентрација гвожђа, цинка, бакра и арсена али поређењем са референтним пијезометрима, може се закључити њихова доминантно висока вредност у подземним водама истражног локалитета. Карактеризација почетног стања животне средине такође сугерише на високе концентрације цинка, бакра и арсена у подземној води.

5. ЗАКЉУЧАК

Предмет истраживања докторске дисертације заснован је на процени ризика од ослобађања тешких метала у животну средину услед активности измуљивања и депоновања седимента. Услед њихове високе токсичности и сложеног механизма доступности у систему седимент/вода, спроведен је вишекритеријумски приступ процене ризика.

Квантификација ризика од мобилности токсичних метала, размотрена је на више истражних локација на подручју АП Војводине, а добијени резултати су представљени кроз три фазе истраживања.

Дистрибуција органских и неорганских загађујућих материја размотрена је на деоници Великог Бачког канала коју карактерише високо загађен седимент, доминатно токсичним тешким металима. Услед дугогодишњих испуштања непречишћених индустријских и комуналних отпадних вода, истражни део канала окарактерисан је као један од најзагађенијих водотокова у Србији. Квалитет седимента Великог Бачког канала истражен је у току 2014. године, а идентификована оптерећења су упоређена са претходним истраживањима из 2007. године како би се испитали просторни и временски утицаји различитих извора загађења.

На основу статуса и тренда квалитета седимента утврђена је неравномерна расподела просечне количине органске материје, минералног уља и тешких метала. Просечне вредности за већину тешких метала указују на значајно смањење концентрација у 2014. години, док су се концентрације за поједине параметре (Cr, As, органска материја, минерална уља и ΣPAH_{10}) повећале. Заједничка карактеристика већине анализираних узорака седимента су веће концентрације у односу на природне незагађене седimente, што указује на доминантну антропогену деградацију истражног канала. Изузетно високе средње вредности карактеришу метале Ni, Zn, Cr и Cu, док Cd указује на смањење концентрација у 2014. години. Максималне и средње вредности за Ni, Cr и Cu су веће у односу на прописане граничне вредности (максималне дозвољене концентрације) према уредби Р.Србије (*RS 50/2012*). На основу добијених резултата закључује се да је неопходно спровести ревитализацију истражене деонице канала уз посебне ремедијационе технике санације седимента или уз контролисано одлагање.

У поређењу са прописаним законским актом (*RS 50/2012*) за суму PAH_{10} (10.000 $\mu\text{g}/\text{kg}$) детектоване концентрације у седименту, не представљају значајан утицај по биоту. Према смерницама за квалитет седимента (SQG) средње вредности за Phe, BaA, Chr, BkF, BaP и DahA су веће у 2014. години од критеријума TEL што сугерише да би се повремено биолошки ефекти могли појавити у истраженом региону.

Применом молекуларно-дијагностичких односа појединих PAH-ова, органско загађење у седименту Великог Бачког канала карактерише углавном пирогено порекло, доспело као последица сагоревања заосталих пољопривредних усева, вегетације и услед сагоревања угља. Однос фенантрена и антрацена (Phe/An) сугерише на петрогено

порекло РАН-ова, што указује на општи закључак да су заступљени мешовити извори загађења.

Средње суме канцерогених РАН-ова показују већу вредност у 2014. години у односу на 2007. годину. Средњи укупни допринос РАН-ова као суме канцерогених РАН-ова био је нижи у 2014. години, што указује на већу заступљеност неканцерогених РАН-ова у седименту. Овакво детектовано стање има импликације на локално становништво на које може утицати канцерогена снага релативно високих вредности $B[a]P_{eq}$ у седименту, што би могло проузроковати потенцијални ризик обогаћивања РАН-ова у ланцу исхране. У периоду између 2007. и 2014. године концентрације ВаР и ДаhА су се смањиле, док су се Ant и збир PAH_{16} повећали.

Неоргански индикатори потврђују опадање загађења током времена. Високе вредности I_{geo} индекса за Cd и Cr у 2014. години указују на доминантно антропогено порекло ових метала. Такође поменути два метала представљају ризик од секундарног загађења вода и штетних ефеката на биоту, као што су биоакumulација и биомагнификација услед потенцијалне ремобилизације у седименту.

Потенцијални еколошки ризик (ER^i) за Cd у 2007. години сугерише на висок ризик по биоту. Услед смањења индустријске активности у 2014. години индекс еколошког ризика за исти метал се знатно смањило, а ризик од седимента је класификован на значајан ниво. Вредности индекса еколошког ризика (RI) за све тешке метале на 33 профила седимента указују на значајно смањење између 2007. и 2014. године.

Статистичка обрада података указује на сличности током два периода истраживања, али и на мање оптерећење седимента услед смањења индустријске активности у периоду 2007-2014. Овакав тренд сугерише на успоравање померања вредности и образаца расподеле загађујућих материја на природнији поредак.

Више деценијска обустава пловидбе дуж Бегејског канала од границе са Румунијом до уставе Клек проузроковала је акумулацију значајне количине седимента који карактерише високо оптерећење тешким металима. Деградација канала Бегеј сугерише на прекограничне утицаје као што је испуштање непречишћених индустријских и комуналних отпадних вода у Румунији. Такође на оптерећење комуналним отпадним водама доприносе насеља Житиште и Итебеј. Висок садржај органских и неорганских загађујућих материја у седименту, указује на дифузне изворе загађења, услед спирања околног пољопривредног земљишта као и процеса ерозија.

Квалитет седимента канала Бегеј указује да су просечне вредности већине тешких метала, веће у односу на критеријум за незагађени седимент. Према уредби Р. Србије (*RS 50/2012*), средње вредности повишених концентрација метала Zn, Cu, Cr и Ni указују на неопходну санацију седимента. Истражни профили код уставе Итебеј, сугеришу на високе концентрације метала Zn, Cr, Cu и Ni. Просечне концентрације Cu су знатно веће у односу на критеријуме квалитета седимента ERL и TEL, док су средње вредности Hg веће в од свих критеријума квалитета (SQGs), осим за ERM. Овакви

подаци указују на екстремно негативан утицај на биоту на основу квалитета седимента узводног дела канала Бегеј.

У поређењу са прописаним законским актом (*RS 50/2012*) за суму PAH_{10} (10.000 $\mu\text{g/kg}$) детектоване концентрације у седименту, не представљају значајан утицај по биоту. Међутим на основу концентрација суме 16 PAH -ова концентрације су доста више у односу на десет приоритетних PAH -ова. Канцерогени PAH ($DahA$) има веће просечне вредности од свих прописаних критеријума, што представља велику забринутост по стање акватичне биоте. Према проученим критеријумима за процену ризика, четири метала (Hg , Cr , Pb , Cu и Zn) и канцерогени дибензо(a,h)антрацен($DahA$) вредни су параметри за разматрање због своје постојаности и токсичности у систему седимент/вода овог региона.

Применом молекуларно-дијагностичких односа PAH -ова у седименту, утврђени су доминантни пирогени извори, као последица пољопривредних активности на истражном подручју. Разматрањем различитих секција на каналу Бегеј, поједини профили сугеришу на мешовите пирогоне изворе нафте и сагоревања траве, дрвета и угља вероватно као последица загађења од грејања у домаћинству. Такође на јужном делу канала идентификовани су односи који указују на петрогене изворе PAH -ова.

Просечне концентрације канцерогених PAH -ова, показују значајно већи тренд концентрација узводно од уставе Итебеј у односу на профиле на самој устави и низводним деловима канала. Високе вредности РСД за $\sum V[a]P_{eq}$ указују на интензивне индустријске утицаје.

Повишене вредности индекса геоакумулације заступљене су на северном делу канала што указује на доминантно антропогено порекло. Профили седимента низводно од уставе Итебеј, карактеришу седимент јако загађеним металима Hg , Pb и Cr . На устави Клек, такође индекс гео-акумулације указује на висок интензитет загађења Hg што представља велику забринутост на свим профилима седимента. Посматрајући средње вредности индекса геоакумулације, можемо размотрити другачију расподелу загађујућих материја у односу на минималне и максималне вредности у седименту. Узводне локације карактерише умерен ниво загађења металима Cr , Zn , Cu и Pb , а претпоставља се да метали Cd , Hg , Ni и As потичу из природних извора. Централни део канала карактерише умерено загађење Cr , Zn и Pb , а на устави Клек постоје докази за умерено до јако загађење Hg .

Потенцијални еколошки фактор ризика (ER_i) показује низак ризик за све метале, осим Hg која сугеруше на значајан ризик. Вредности индекса еколошког ризика (RI) показују промењив ниво ризика на истражним деловима Бегеја.

Статистичка обрада података сугерише да су изведени извори из природних загађених седимената доминантни, али је и утицај антропогених извора загађења очигледан. Такође дифузно загађење значајно доприноси деградацији седимента.

Током редовних активности одржавања пловних путева, на више истражних локација широм АП Војводине, размотрен је ризик од ремобилизације тешких метала услед дестабилизације и промене структуре седимента при његовој дислокацији.

Мониторингом истражних депонија, измуљеног седимента, испитан је ризик од економичног приступа одлагања акумулираног наноса у приобалном подручју праћених канала.

Истражни локалитети на подручју АП Војводине сугеришу да квалитет седимента на већини праћених локација карактерише I и II класу, што указује на седimente незнатно загађене и њихова дислокација је могућа без посебних мера заштите у појасу ширине до 20 метара у околини водотока. Неколико деоница категорише седимент загађеним и класификује га у III класу, на основу садржаја метала Ni и Cu. Према позадинским вредностима незагађеног седимента, индекс гео-акумулације показује доминантно природну заступљеност Ni, док вредности за Cu категоришу седимент незагађеним до умерено загађеним. Такође вредности I_{geo} индекса указале су на потенцијални антропогени утицај Hg. На основу суме метала за сваки истражни локалитет, укупни еколошки ризик показује ниске ризике по животну средину.

Дестабилизацијом седимента и променом физичко-хемијских услова у систему седимент/вода већина истражних локација указује на сличан тренд квалитета воде, док неколико локалитета сугерише на тренутне осцилације параметара као што је органско оптерећење (ХПК и БПК₅), нутријенти (ук. фосфор, ортофосфати, нитрити, амонијак), суспендоване материје и растворени кисеоник. Значајан ризик од ослобађања метала у површинску воду није детектован, осим осцилација у дистрибуцији Fe на појединим местима Mn и укупног Cr. Приказане идентификоване промене су краткорочног карактера и нису указале на висок ризик потенцијалне деградације акватичног екосистема.

Карактеризацијом истражних депонија, квалитет седимента указује на I и II класу односно на незнатно загађене седimente чије је одлагање безбедно по животну средину без посебних мера заштите. На једној локацији седимент је класификован у III категорију према садржају Cd, што сугерише на могућност оптерећења околног земљишта поменути металом. Примењени индекс гео-акумулације је потврдио незагађеност депонованог седимента и такође указао на високе вредности Cd. Индекс екшолошког ризика указао је на низак ризик већине истражних депонија, док две локације карактеришу умерен ризик.

Пилот истраживање измуљивања и депоновања седимента канала Бегеј, засновано је на примени алгоритма за безбедно измуљивање, са циљем да се кроз вишекритеријумски приступ процене ризика различитих медијума животне средине испита ризик од мобилности токсичних тешких метала. Разматрањем дефинисаних фаза прихавћеног алгоритма, истраживања су указала на почетни квалитет животне средине као и на потенцијалне ризике током активности измуљивања као и након одлагања односно депоновања седимента у животну средину.

Кроз прву фазу истраживања испитана је почетна карактеризација животне средине на истражној локацији како би се идентификовали и минимизирали потенцијални негативни утицаји од ослобађања загађујућих материја. Карактеризацијом приобалног земљишта, седимента, подземних и површинских вода дефинисана је

подлога за разматрање негативних утицаја детектованих током и након активности измуљивања и депоновања седимента у животну средину, а добијени резултати су указали на следеће закључке:

- Почетни квалитет приобалног земљишта карактерише високим концентрацијама метала Cu, Zn, Pb и Cd. Метали Cd су заступљени у знатно вишим концентрацијама у односу на прописане ремедијационе вредности. Висок удео глине у земљишту истражног подручја указује на повољан локалитет за депоновање измуљеног седимента.
- Према уредби Р. Србије, анализирани седимент на свим истражним профилима, карактеришу високе концентрације метала Ni, Cd и Cu, што га дефинише загађеним. Индекс гео-акумулације показује доминантно природно порекло метала Ni и As, док високе вредности Cd и Hg сугеришу на антропогене утицаје. У односу на националну уредбу, индекс гео-акумулације показује супротну расподелу загађења Cu, па сходно томе поменути метал бива категорисан као незагађен до умерно загађен. Индекс екшолошког ризика (RI) указује на умерен ризик на већини истражних профила, док три профила сугеришу на значајан ризик по животну средину. Секвенцијална екстракција метала Ni, Cu и Cd, показује доминантно везивање метала за органску материју, сулфиде и минерале што их чини мање доступним у животној средини. На основу теста токсичности на бактеријама *Vibrio fischeri*, већину истражних профила карактерише висок проценат инхибиције. Посматрањем седимента као отпада одложеног у животну средину, његово депоновање је окарактерисано као безбедно.
- Почетна карактеризација, квалитета подземних вода, указује на доминантну заступљеност Zn и As на истражном подручју.
- Почетни садржај метала у површинској води на узводним и низводним тачкама у односу на уставу Итебеј, категорише II класом воденог тела. На узводним профилима детектоване су веће концентрације Fe и Mn, са класификационом категоријом III.

Током активности измуљивања седимента канала Бегеј, применом друге фазе алгоритма, испитан је квалитет површинских вода и суспендованог наноса, а добијени резултати су указали на следеће закључке:

- Током три фазе праћења квалитета површинских вода, детектоване су мање осцилације у концентрацији тешких метала, али значајна ремобилизација услед промене физичко-хемијских услова у систему седимент/вода није детектована. Током друге фазе мониторинга идентификовано је повећање органских индикатора ХПК и БПК₅ услед чега је квалитет воде окарактерисан IV класификационом категоријом, међутим већ након три дана (III фаза мониторинга) повећане вредности су се стабилизовале. Укупан азот у трећој фази мониторинга показује нешто више концентрације међутим класификација воде остаје непромењена у односу на квалитет воде узводног дела канала.

- Анализом суспендованог наноса, низводно од активности измуљивања, детектоване су повишене концентрације метала Hg, Cu, As, Zn и Cr које указују на загађење окарактерисано III и IV класом. Упркос промени класификационе категорије и ризику од раста дистрибуције метала у суспендованом наносу, важно је напоменути да је током свих мерења концентрација суспендованих материја била веома ниска, па сходно томе ризик по акватични екосистем и животну средину је генерално мали.

Према смерницама алгоритма за безбедно измуљивање седимента, трећа фаза базирана је на мониторингу депонованог матрикса, оцедне воде и квалитету подземних вода услед потенцијалног ризика од дифундовања загађујућих материја у ниже слојеве. Како последица високог ризика од појединих токсичних метала у седименту, успостављен је вишегодишњи надзорни мониторинг седимента и подземних вода, а добијени резултати су указали на следеће закључке:

- Класификацијом седимента према прописаној уредби о граничним вредностима загађујућих материја, детектоване су високе концентрације кадмијума и бакра на основу којих су седименти класификовани у III и IV класу. Поменути два метала указују на исти тренд концентрација које карактерише почетно стање приобалног земљишта, истражног подручја па сходно томе може се закључити да депоновање измуљеног седимента није утицало на додатну деградацију животне средине. Сазревањем депонованог матрикса у периоду од 2017-2019. године запажа се експоненцијални пад концентрација који указује на смањење садржаја метала током старења седимента. Индекс гео-акумулације указује на природну заступљеност већине метала у седименту и карактерише седимент незагађеним. Средње вредности кадмијума и бакра указују на природне вредности и класификују депоновани седимент као незагађен до умерно загађен, али без значајног ризика по животну средину. Жива представља једини метал који сугерише на умерно до јако загађен седимент. Еколошки ризик (RI) показује смањење укупног ризика током сазревања депоније, с тим да сва три периода праћења низак ниво ризика је карактеристичан за депоновани седимент. Инхибиција бактерија размотрена током трогодишњег сазревања депоније сугерише на благо токсичне седименте са потенцијалним негативним ефектом по живе организме. Секвенцијална екстракција примењена за метале Cu и Cd, указује на доминантну заступљеност у оксидованој и резидуалној фракцији, што сугерише на висок афинитет везивања за органске материје, сулфиде и минерале па сходно томе и мању биодоступност у животној средини. Дугорочним мониторингом, запажа се смањење садржаја Cu и Cd у измењивој фази, док оксидовану фазу карактерише већа заступљеност ових метала. Рендгенске технике XRF и EDS, указују на тренд раста заступљености силицијума током сазревања испитиваног матрикса. Висок удео Si, сугерише да у седименту преовлађују силикатна једињења, што потврђују и резултати секвенцијалне екстракције, који указују на везивања метала за силикатне материје у процесу зрења депоније и на тај начин смањење њихове мобилности током времена. Скенирајући електронски микроскоп показује различиту микроструктурну

природу односно варијације у семи-хомогеној структури као и видљиву макро/мезо порозност што сугерише на формирање нових минерала услед минералошких промена као последица формирања већих агрегата. Минеролошка карактеризација седимента током трогодишњег старења депоније указала је на формирање нових минерала као што су кварц, мусковит, албит, илит и фиропилит који низом геохемијских процеса показују висок афинитет инкорпорирања метала Cu и Cd.

- Квалитет прикупљених оцедних вода указује на висок ризик од растворљивог органског загађења као што је БПК₅ и ХПК. На основу прописаних граничних вредности за поменута два параметра, квалитет воде је окарактерисан V (БПК₅) и IV класом (ХПК). Висок ризик од испуштања оцедне воде у реципијент показује укупни азот и његове доминантне форме као што је амонијак. Концентрације метала у оцедној води сугеришу на продукцију гвожђа (класа V), мангана (класа III) и бакра (класа III). Идентификоване загађујуће материје у оцедној води сугеришу на висок ризик од деградације акватичног екосистема. Испуштање оцедне воде коју карактерише доминантно органско и азотно оптерећење, може имати фаталне последице по живе организме у реципијенту, па сходно томе оцедна вода је задржана на депонији.
- Утицај депоније на квалитет подземних вода, није указао на висок континуални ризик од дифундирања загађујућих материја. Прву фазу карактерише високо органско оптерећење, што указује на потенцијални ризик од задржавања оцедне воде на депонији, док током друге и треће фазе концентрације органских индикатора су знатно мање. Током осталих фаза праћења идентификоване су осцилације концентрација гвожђа, цинка, бакра и арсена али поређењем са референтним пијезометрима, може се закључити њихова доминантно висока вредност у подземним водама истражног локалитета.

Генерално, резултати истраживања приказани у докторској дисертацији концептирани су са циљем да образложе потенцијалну мобилност метала током свих фаза измуљивања и депоновања седимента у животну средину. Применом санитарних депонија са водонепропусном подлогом на принципу глине и разматрању природних гео-хемијских процеса који се одигравају током сазревања депонованог матрикса, може се развити јединствена методологија системског решавања врло комплексне проблематике као што је управљање седиментом у АП Војводини као и смањење трошкова приликом његовог депоновања у животну средину.

6. ЛИТЕРАТУРА

1. Kabata-Pendias, A., Pendias, H (2001): Trace elements in soils and plants. CRC Press LLC, Boca Raton.
2. Abanades, S., Flamant, G., Gagnepain, B., Gauthier, D., (2002) Fate of heavy metals during municipal solid waste incineration, *Waste Manag. Res.*, **20**, pp. 55-68.
3. Abarnou, A., Avoine, J., Dupont, J.P., Lafite, R., Simon, S., (1987) Role of suspended sediments on the distribution of PCB in the Seine Estuary (France), *Continental Shelf Research, Dynamics of Turbid Coastal Environments*, **7**, pp. 1345-1350.
4. Adriano, D.C., (2001) Trace Elements in Terrestrial Environments Springer, New York.
5. Ahmadipour, F., Bahramifar, N., Ghasempouri, S.M., (2014) Fractionation and mobility of cadmium and lead in soils of Amol area in Iran, using the modified BCR sequential extraction method, *Chem., Spec. Bioavailab.*, **26** (1), pp. 31-36.
6. Ahumada, I., Maricán, A., Retamal, M., Pedraza, C., Ascar, L., Carrasco, A., and Richter, P. (2010), *J. Braz. Chem. Soc.* **21**, 721.
7. Alderton, D.H.M., (1985) Sediments. In: Historical Monitoring, MARC: Monitoring and Assessment, *Research Centre 31*, ISBN 0-905918-28-2, Technical Report, University of London.
8. Ali, H.R.K. and Hashim, S.M. (2019) Determining efficacy and persistence of the wood preservative copper chrome arsenate type C against the wood destroying insects and treated wood durability Egyptian Academic, *Journal of Biological Sciences-A. Entomology*, **12** (1), pp. 65-78.
9. Alloway, B.J. (2013) Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability, *Environmental Pollution*, **22**, third edition. Springer New York.
10. Alloway, B.J. and Ayres, D.C. (1997) Chemical Principles of Environmental Pollution. Blackie Academic, London, 168.
11. Alonso Castillo, M.L., Sanchez Trujillo, I., Vereda Alonso, E., Garcia de Torres, A., Cano Pavon, J.M., (2013) Bioavailability of heavy metals in water and sediments from a typical Mediterranean Bay (Malaga Bay, Region of Andalusia, Southern Spain). *Mar Pollut Bull*, **76**, 427-34.
12. Ameh, T. and Sayes, C.M., (2019) The potential exposure and hazards of copper nanoparticles: a review, *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 103-220.
13. Ansari, A.A., Lanza, G.R., Gill, S.S., Rast, W., (2011) Eutrophication: causes, consequences and control. In: Ansari AA, et al. (eds.), Eutrophication: Causes, Consequences and Control, *Water Stress in Plants*, **36**, 143.
14. Andrew, W.R., Alistair, E.R. and Audrey, T.B. (2000) "Distribution of heavy metals in near-shore sediments of the swan river estuary, Western Australia," *Water Air and Soil Pollution*, **124**, pp. 225-237.
15. Annex No.5 Verification Test for Hydro-Suction System for Sediment Removal (2007) The Study on Countermeasures for Sedimentation in the Wonogiri Multipurpose Dam Reservoir, Supporting Report Annex No.

16. Arain, M.B., Kazi, T.G., Jamali, M.K., Afridi, H.I., Jalbani, N., Sarfraz, R.A., Baig, J.A., Kandhro, G.A., Memon, M.A., (2008) Time saving modified BCR sequential extraction procedure for the fraction of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn in sediment samples of polluted lake, *J. Hazard. Mater.*, **160**, pp. 235-239.
17. Ashish, T. and Amitabh, C.D., (2014) Assessment of heavy metals bioaccumulation in alien fish species, *Cyprinus carpio* from the Gomti River, *India. Eur J Exp Biol*, **4(6)**, 112–117. ISSN: 2248–9215.
18. Ayogu, C.N., Maduka, R.I., Ayogu, N.O., Monona, O.V. (2019) An evaluation of potential toxic metals in sediments of a tropical watershed in southern Benue trough, *Nigeria Environ. Earth Sci.*, **78 (15)**, p. 480.
19. Aziz, S.Q., Aziz, H.A., Yuso, M.S., Bashir, M.J., Umar, M., (2010) Leachate characterization in semi-aerobic and anaerobic sanitary landfills: a comparative study, *Journal of Environmental Management*, **91(12)**, 2608–2614.
20. Baby, J., Raj, S.J., Biby, E.T., Sankarganesh, P., Jeevitha, M.V., Ajisha, S.U. and Rajan, S.S., (2010) Toxic effect of heavy metals on aquatic environment. *Int J Biol Chem Sci*, **4(4)**, 939–952. ISSN 1991-8631.
21. Bačkalić, T., (2001) Upravljanje saobraćajem na veštačkim plovnim putevima ograničenih dimenzija u funkciji njihove propusne sposobnosti–Doktorska disertacija, Novi Sad: Fakultet tehničkih nauka, Univerzitet u Novom Sadu.
22. Baderna, D., Caloni, F., Benfenati, E., (2019) Investigating landfill leachate toxicity in vitro: A review of cell models and endpoints, *Environ. Int.*, **122**, pp. 21-30.
23. Baldock, J.A., Oades, J.M., Vassallo, A.M., Wilson, M.A., (1989) Incorporation of uniformly labeled ¹³C-glucose carbon into the organic fraction of a soil. Carbon balance and CP/MAS-¹³C-NMR measurements. *Soil Biol Biochem*, **27**, 725–746.
24. Banfalvi, G., (2011) Cellular Effects of Heavy Metals. Netherlands, London, New York: Springer.
25. Banu, S., and Berrin, T. (2015). Parametric fate and transport profiling for selective ground water monitoring at closed landfills: a case study. *Waste Management*, **38**, 263–270.
26. Barry, C.D., Foy, R.H., (2016) Assessing the success of regional measures for lowering agricultural nutrient pollution in headwater streams, *J. Environ. Qual.*, **45**, pp. 1329-1343.
27. Becker J., van Eekelen, E., van Wiechen, J., de Lange, W., Damsma, T., Smolders, T., van Koningsveld, M., (2015) Estimating source terms for far field dredge plume modelling, *J. Environ. Manag.*, **149**, pp. 282-293.
28. Behroozi, A., Meenakshi, A., Fletcher, T.D., Western, A.W. (2020) Sorption and transport behavior of zinc in the soil; Implications for stormwater management, *Geoderma*, **367**, 114-243.
29. Benner, R., (2003) Molecular indicators of the bioavailability of dissolved organic matter. In: Findlay, S.E.G. and Sinsabaugh, R.L., ed. Aquatic Ecosystems interactivity of dissolved organic matter. San Diego, California: Academic Press, 121-135.
30. Beukes, J.P., du Preez, S.P., van Zyl, P.G., Paktunc, D., Fabritius, T., Päätaalo, M., Cramer, M., (2017) Review of Cr(VI) environmental practices in the chromite mining

- and smelting industry - relevance to development of the Ring of Fire, *Canada J. Clean. Prod.*, **165**, pp. 874-889.
31. Bhomia, R.K. and Reddy, K.R., (2018) Influence of vegetation on long-term phosphorus sequestration in subtropical treatment wetlands, *J. Environ. Qual.*, **47**, pp. 361-370, 10.2134/jeq2017.07.0272.
 32. Bi, X., Feng, X., Yang, Y., Qiu, G., Li, G., (2006) Quantitative assessment of cadmium emission from zinc smelting and its influences on the surface soils and mosses in Hezhang County, *Southwestern China Atmos. Environ.*, **40 (22)**, pp. 4228-4233.
 33. Birch, G.F., (2017) Determination of sediment metal background concentrations and enrichment in marine environments – A critical review. *Science of The Total Environment*, **580**, 813-831.
 34. Blazquez, C., Adams, T., Keillor, P. (2001) Optimization of mechanical dredging operations for sediment remediation., *J Waterw Port Coast Ocean Eng*, **127**, 299–307.
 35. Bodek, I., Lyman, W.J., Reehl, W.F. and Rosenblatt, D.H., (1988) *Environmental Inorganic Chemistry: Properties, Processes and Estimation Methods*, Pergamon Press, Elmsford, NY, USA.
 36. Bogdal, C., Züst, S., Schmid, P., Gyalpo, T., Zeberli, A., Hungerbühler, K., Zennegg, M., (2017) Dynamic transgenerational fate of polychlorinated biphenyls and dioxins/furans in lactating cows and their offspring, *Environ. Sci. Technol.*, **51**, pp. 10536-10545.
 37. Boyle, D., Wiesner, C., Richardson, A. (1998) Factors affecting the degradation of polyaromatic hydrocarbons in soil by white-rot fungi, *Soil Biol. Biochem.*, **30 (7)**, pp. 873-882.
 38. Bradley, C., Byrne, C., Craig, M., (2015) *Water Quality in Ireland 2010–2012*, Environmental Protection Agency, Johnstown Castle, Co. Wexford.
 39. Brandvold, D.C. (1994) *Water Treatment Industrial Commercial and Municipal*, Jacksonville, FL, DCB-Enterprises.
 40. Breivik, K., Alcock, R., Li, Y.F., Bailey, R.E., Fiedler, H., Pacyna, J.M., (2004) Primary sources of selected POPs: regional and global scale emission inventories. *Environ Poll*, **128**, 3–16.
 41. Brennan, R.B., Healy, M.G., Morrison, L., Hynes, S., Norton, D., Clifford, E. (2016) Management of landfill leachate: the legacy of European Union Directives, *Waste Management*, **55**, 355–363.
 42. Bridges, T.S., S. Ellis, D. Hayes, D. Mount, S.C. Nadeau, M.R. Palermo, C. Patamont, and P. Schroeder. 2008. "The Four R's of Environmental Dredging: Resuspension, Release, Residual, and Risk." USACE, Engineering Research and Development Center, ERDC/EL TR-08-4, Washington, D.C. February.
 43. Brils, J. (2008) Sediment monitoring and the European Water Framework Directive. *Ann Istt Super Sanita*, **44(3)**, 218-223.
 44. Bro-Rasmussen, F., (1996) Contamination by persistent chemicals in food chain and human health, *Sci. Total Environ.*, **188**, pp. S45-S60.

45. Brown, C., Canfield, D., Bachmann, J.R., Hoyer, M., (1998) Seasonal patterns of chlorophyll, nutrient concentrations and Secchi disk transparency in Florida lakes. *Lake and Reservoir Management*, **14(1)**, 60–76.
46. BS ISO 21338:2010-Water quality-kinetic determination of the inhibitory effects of sediment.
47. Budzinski, H., Jones, I., Bellocq, J., Piérard, C., Garrigues, P., (1997) Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde estuary, *Mar. Chem.*, **58 (1)**, pp. 85-97.
48. Burton E.D., Bush R.T. and Sullivan L.A., (2006a) Elemental sulfur in drain sediments associated with acid sulfate soils. *Applied Geochemistry*, **21(7)**, 1240–1247.
49. Burton, E.D., Phillips, I.R., Hawker, D.W. (2006b) Factors controlling the geochemical partitioning of trace metals in estuarine sediments, *Soil Sediment Contam*, **15**, pp. 253-276.
50. Camargo, J.A., Alonso, A., (2006) Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment, *Environ Int.*, **32**, 831–849.
51. Campbell, P., (1995) Interactions between trace metals and aquatic organisms: a critique of the free-ion activity model A. Tessier, D.R. Turner (Eds.), *Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems*, John Wiley and Sons, New York, NY.
52. Campbell, P.G.C., (2006) “Cadmium-A priority pollutant,” *Environmental Chemistry*, vol. **3**, no. 6, pp. 387–388.
53. Cardoso, S.J., Enrich-prast, A., Pace, M.L. and Roland, F., (2014) Do models of organic carbon mineralization extrapolate to warmer tropical sediments? *Limnology and Oceanography*, **59(1)**, 48-54.
54. Carere, M., Dulio, V., Hanke, G. and Polesello, S. (2012) Guidance for sediment and biota monitoring under the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. *Trends in Analytical Chemistry*, **36**, 15-24.
55. Carneiro, F.M., Nabout, J.C., Vieira, L.C.G., Roland, F. and Bini, L.M., (2014) Determinants of chlorophyll-a concentration in tropical reservoirs. *Hydrobiologia*, **740(1)**, 89-99. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-014-1940-3>.
56. Carpenter, S.R., (2005) Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil phosphorus. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **102(29)**, 10002-10005.
57. Casper, S.T. (2008) Regulatory frameworks for sediment management. In:Owens PN (ed) *Sustainable management of sedimentresources: sediment management at the river basin scale*, Elsevier, Amsterdam, pp 55–81.
58. Chadwick, J., Wei, T., Yan'an, Y., Guanghui, S. and Qirong, C., (2015) Qing Improving manure nutrient management towards sustainable agricultural intensification in China Agriculture, *Ecosystems & Environment*, **209**, pp. 34-46.
59. Chen, C.F., Ju, J.R., Chen, C.W., Dong, C.D. (2019)Changes in the total content and speciation patterns of metals in the dredged sediments after ocean dumping: Taiwan continental slope, *Ocean Coast Manag.*, 181.

60. Chen, X., Lu X., (2018) Contamination characteristics and source apportionment of heavy metals in topsoil from an area in Xi'an city, *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, **151**, pp. 153-160.
61. Chrostowski, P.C. and Edelmann, K.G., (1991) The use of natural processes for the control of chromium migration, *Remediation Journal*, **1(3)**, 341 – 351.
62. CoE (2006) Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals, European (REACH) European Parliament and Council of Europe, Brussels, Belgium, Regulation No 1907/2006, Official Journal of the European Communities, L 396/1-849.
63. CoE (2008) Classification, Labelling and Packaging of Substances and Mixtures, European Regulation No 1272/2008 (L 353/1-1355), European Parliament and Council of Europe, Brussels, Belgium, Official Journal of the European Communities.
64. Cole, J.J., (1999) Aquatic microbiology for ecosystem scientists: new and recycled paradigms in ecological microbiology. *Ecosystems*, New York, N.Y., **2(3)**, 215-225.
65. Coll, M., Piroddi, C., Albouy, C., Lasram, F. B., Cheung, W.W.L., Christensen, V., Karpouzi, V.S., (2012) The Mediterranean Sea under siege: spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves, *Global Ecology and Biogeography*, **21**, 465-480.
66. Collins, A., Ohandja, D-G., Hoare, D. and Voulvouolis, N. (2012) Implementing the Water Framework Directive: a transition from established monitoring networks in England and Wales. *Environmental Science and Policy*, **17**, 49-61.
67. Condon, L.M. and Newman, S., (2011) Revisiting the fundamentals of phosphorus fractionation of sediments and soils J. Soils Sediments, **11**, pp. 830-840, 10.1007/s11368-011-0363-2.
68. Corsolini, S. and Sarà, G., (2017) The trophic transfer of persistent pollutants (HCB, DDTs, PCBs) within polar marine food webs, *Chemosphere*, **177**, pp. 189-199.
69. Cottingham, K.L., Carpenter, S.R. and Amand, A.L.S., (1998) Responses of epilimnetic phytoplankton to experimental nutrient enrichment in three small seepage lakes. *Journal of Plankton Research*, **20(10)**, 1889-1914.
70. Craig, P.J., (1986) Chemical species in industrial discharges and emuents. In: M. Bernhard, F.E. Brinckman and P.J. Sadler (Eds), The Importance of Chemical "Speciation" Processes. Dahlem Konferenzen 1986. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, pp. 443-464.
71. Crane, M. and Babut, M. (2007) Environmental Quality Standards for Water Framework Directive Priority Substances: Challenges and Opportunities. *Integrated Environmental Assessment and Management*, **3(2)**, 290-296.
72. Crannell, B. S., Eighmy, T.T., Willson, C., Reible, D., Yin. M., (2004) Pilot-scale Reactive Barrier Technologies for Containment of Metal-contaminated Sediments and Dredged Materials. Submitted to NOAA/UNH Cooperative Institute for Coastal and Estuarine Environmental Technology (CICEET).
73. Cruz-Guzman, M., Celis, R., Hermosin, M.C., Leone, P., Negre, M., Cornejo, J. (2003) Sorption-desorption of lead (II) and mercury (II) by model associations of soil colloids, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **67**, pp. 1378-1387.

74. Dalmacija, B. (1998) Monographs on Drinking Water Quality, Problem and Solution, University of Novi Sad, Faculty of Sciences, Novi Sad.
75. Dalmacija, B., Prica, M., Ivančev-Tumbas, I., Van der Kooij, A., Rončević, S., Krčmar, D., Bikit, I., Teodorović, I., (2006) Pollution of the Begej Canal sediment – metals, radioactivity and toxicity assessment, *Environ. Int.*, **32**, pp. 606-615.
76. Dalmacija, B., Tričković J., Krčmar D., Maletić S., Rončević S., Agaba J., Bečelić M., Ivančev-Tumbas I., Prica M., Pešić V., Tubić A., Rajčić M., Murgul Lj., Stanojev S. (2007) Izveštaj o hemijskom kvalitetu vode i sedimenta Velikog Bačkog kanala, JVP "Vode Vojvodine", Departman za hemiju, Prirodno-matematičkog fakulteta, Katedra za hemijsku tehnologiju i zaštitu životne sredine, Novi Sad.
77. Dalmacija, B., Agbaba, J., Tričković, J., Rončević, S., Ugarčina, S., Petrović, O., Tamaš, Z., Bečelić, M., Ivančev-Tumbas, I., Krčmar D., Pešić, V., Dalmacija, M., Maletić, S., Božović, Lj., Tubić, A., Molnar, J., Karlović, E., Watson, M.A., (2008a) Zagađujuće materije u vodenom ekosistemu i remedijacioni procesi, Novi Sad.
78. Dalmacija, B., Tričković, J., Agbaba, J., Rončević, S., Krčmar, D., Pešić, V., Tubić, A., Dalmacija, M., Božović, Lj., Molnar, J., Ivančev-Tumbas, I., Ugarčina, S., Kragulj, M., Barši, A., Bečelić, M., Maletić, S., Watson, M.A., Poguberović, S., Rajačić, M., Murgul, Lj., Stanojev, S. (2008b) Monitoring hemijskog kvaliteta površinskih voda i sedimenta u zaštićenim zonama i crnim ekološkim tačkama u Vojvodini za 2008. godinu, Pokrajinski sekretarijat za zaštitu životne sredine i održivi razvoj, Prirodno-matematički fakultet, Departman za hemiju, Katedra za hemijsku tehnologiju i zaštitu životne sredine, Novi Sad.
79. Dalmacija, B., (2008c) Monitoring arsena u vodi bunara za vodosnabdevanje stanovništva na području Južnog Banata.
80. Dalmacija, B., Tričković, J., Krčmar, D., Dalmacija, M., Božović, Lj., Watson, M.A., Agbaba, J., Maletić, S., Tubić, A., Molnar, J., Rončević, S., Pešić, V., Bečelić, M., Ivančev-Tumbas, I., Ugarčina, S., Kragulj, M., Rajačić, M., Murgul, Lj., Stanojev, S. (2009) Podloga za akcioni plan zaštite voda plovnog Begeja-analiza vode i sedimenta sa procenom uticaja radova na izmuljivanju sedimenta na kvalitet vode usled resuspenzije zagađenja, JVP "Vode Vojvodine", Prirodno-matematički fakultet, Departman za hemiju, Katedra za hemijsku tehnologiju i zaštitu životne sredine, Novi Sad.
81. Dalmacija, B., Krčmar, D., Pešić, V., Maletić, S., Dalmacija, M., Rajčić, Lj., Agbaba, J., Rončević, S., Bečelić M., Tričković, J., Tubić, A., Molnar, J., Kragulj, M., Ugarčina, S., Watson, M.A., Leovac, A., Kerkez, Đ., Rajačić, M., Murgul, Lj., Stanojev, S. (2010) Analiza otpadnih voda zagađivača na teritoriji JVP „ Vode Vojvodine“ u cilju proširenja i azuriranja baze podataka i identifikacije vodećih sila i značajnih pritisaka na odabranim vodocima, JVP "Vode Vojvodine", Prirodno-matematički fakultet, Departman za hemiju, Katedra za hemijsku tehnologiju i zaštitu životne sredine, Novi Sad.
82. Dalmacija, B., Tričković, J., Rončević, S., Krčmar, D., Vukov, D., (2011a) Metodologija izmuljivanja, deponovanja i remedijacije sedimenta, Prirodno-matematički fakultet, Novi Sad.

83. Dalmacija, B., Tričković, J., Dalmacija, M., Krčmar, D., Pešić, V., Rončević, S., Kragulj, M., Molnar, J., Watson, M.A., Agbaba, J., Bečelić, M., Rajić, Lj., Leovac, A., Kerkez, Đ., Ugarčina, S., Maletić, S., Tubić, A., Tomašević, D., Rajačić, M., Murgul, Lj., Stanojev, S. (2011b) Istraživanje specifičnih polutanata na odabranim profilima na vodotocima u AP Vojvodini, Pokrajinski sekretarijat za zaštitu životne sredine i održivi razvoj, Prirodno-matematički fakultet, Departman za hemiju, Katedra za hemijsku tehnologiju i zaštitu životne sredine, Novi Sad.
84. Dalmacija, B., Bečelić-Tomin, M., Dalmacija, M., Tričković, J., Agbaba, J., Rončević, S., Maletić, S., Krčmar D., Leovac, A., Kerkez, Đ., Ugarčina-Perović, S., Tomašević, D., (2012) Parametri kvaliteta vode i sedimenta i tumačenje standarda (Imisioni standard), Novi Sad.
85. Dalmacija, B., Krčmar, D., Pešić, V., Molnar, J., Kragulj, M., Tubić, A., Maletić, S., Spasojević, J., Leovac, A., Kerkez, Đ., Varga, N., Watson, M.A., Tomašević, D., Bečelić, M., Tričković, J., Agbaba, J., Rončević, S., Ugarčina, S., Rajačić, M., Murgul, Lj., Stanojev, S. (2013a) Monitoring kvaliteta površinskih voda u AP Vojvodini u 2013. godini, Pokrajinski sekretarijat za zaštitu životne sredine i održivi razvoj, Prirodno-matematički fakultet, Departman za hemiju, Katedra za hemijsku tehnologiju i zaštitu životne sredine, Novi Sad.
86. Dalmacija, B., Krčmar, D., Pešić, V., Molnar, J., Kragulj, M., Tubić, A., Maletić, S., Spasojević, J., Leovac, A., Kerkez, Đ., Varga, N., Watson, M.A., Tomašević, D., Bečelić, M., Tričković, J., Agbaba, J., Rončević, S., Ugarčina, S., Rajačić, M., Murgul, Lj., Stanojev, S. (2013b) Analiza otpadnih voda i recipijenata u slučaju potencijalnih akcidentnih ispuštanja i analiza mulja sa predlogom mera za bezbedno izmuljivanje i deponovanje sedimenta, JVP "Vode Vojvodine", Prirodno-matematički fakultet, Departman za hemiju, Katedra za hemijsku tehnologiju i zaštitu životne sredine, Novi Sad.
87. Dalmacija, B., Rončević, S., Dalmacija, M., Tričković, J., Krčmar D., Maletić, S., Tomašević, D., Agbaba, J., Bečelić-Tomin, M., (2013) Kvalitet površinskih voda i sedimenta- procena i upravljanje rizikom, Novi Sad.
88. Dalmacija, B., Krčmar, D., Pešić, V., Molnar Jazić J., Maletić S., Spasojević J., Kerkez Đ., Varga N., Bečelić Tomin M., Watson M. A., Agbaba J., Rončević S., Tričković J., Kragulj Isakovski M., Tubić A., Tomašević D., Leovac A., Dubovina M., Tomić R., Rajačić M., Stanojev S., Pešić N. (2014) Studija analize otpadnih voda i recipijenata u slučaju potencijalnih akcidentnih ispuštanja i analiza mulja sa predlogom mera za bezbedno izmuljivanja i deponovanje sedimenta, JVP „Vode Vojvodine“ Novi Sad.
89. Dalmacija, B., Krčmar, D., Pešić, V., Molnar Jazić J., Maletić S., Spasojević J., Kerkez Đ., Varga N., Bečelić Tomin M., Watson M. A., Agbaba J., Rončević S., Tričković J., Kragulj Isakovski M., Tubić A., Tomašević Pilipović D., Leovac Maćerak A., Dubovina M., Tomić R., Grgić M., Pucar G., Slijepčević N., Apostolović T., Rajačić M., Stanojev S., Pešić N. (2015) Studija analize otpadnih voda i recipijenata u slučaju potencijalnih akcidentnih ispuštanja i analiza mulja sa predlogom mera za bezbedno izmuljivanja i deponovanje sedimenta, JVP „Vode Vojvodine“ Novi Sad.

90. Dalmacija, B., Krčmar, D., Pešić, V., Maletić S., Spasojević J., Kerkez Đ., Varga N., Dubovina M., Tomić R., Kragulj Isakovski M., Molnar Jazić J., Tubić A., Leovac Maćerak A., Bečelić Tomin M., Watson M. A., Agbaba J., Rončević S., Tričković J., Tomašević D., Grgić M., Pucar G., Slijepčević N., Apostolović T., Rajačić M., Stanojev S., Pešić N. (2016) Studija analize otpadnih voda i recipijenata u slučaju potencijalnih akcidentnih ispuštanja i analiza mulja sa predlogom mera za bezbedno izmuljivanja i deponovanje sedimenta, JVP „Vode Vojvodine“ Novi Sad.
91. Dalmacija, B., Krčmar, D., Pešić, V., Maletić S., Kerkez Đ., Varga N., Dubovina M., Tomić R., Tubić A., Leovac Maćerak A., Grgić M., Slijepčević N., Apostolović T., Tomašević Pilipović D., Watson M., Bečelić Tomin M., Agbaba J., Rončević S., Kragulj Isakovski M., Molnar Jazić J., Spasojević J., Tričković J., Rajačić M., Stanojev S., Pešić. N. (2017) Studija analize otpadnih voda i recipijenata u slučaju potencijalnih akcidentnih ispuštanja i analiza mulja sa predlogom mera za bezbedno izmuljivanja i deponovanje sedimenta, JVP „Vode Vojvodine“ Novi Sad.
92. Dalmacija, B., Krčmar, D., Pešić, V., Maletić, S., Kerkez, Đ., Varga, N., Dubovina, M., Tomić, R., Tubić, A., Leovac-Maćerak, A., Grgić, M., Slijepčević, N., Apostolović, T., Watson, M.A., Bečelić Tomin, M., Agbaba, J., Rončević, S., Kragulj-Isakovski, M., Molnar-Jazić, J., Beljin, J., Tričković, J., Zrnić, K., Tenodi, S., Rajačić, M., Stanojev, S., Pešić, N. (2018) Analiza otpadnih voda i recipijenata u slučaju potencijalnih akcidentnih ispuštanja i analiza mulja sa predlogom mera za bezbedno izmuljivanje i deponovanje sedimenta, JVP "Vode Vojvodine", Prirodno-matematički fakultet, Departman za hemiju, biohemiju i zaštitu životne sredine, Katedra za hemijsku tehnologiju i zaštitu životne sredine, Laboratorija za hemijska ispitivanja životne sredine „dr Milena Dalmacija“, Novi Sad.
93. Dalmacija, B., Krčmar, D., Pešić, V., Maletić, S., Tubić, A., Kerkez, Đ., Varga, D., Dubovina, M., Tomić, R., Kragulj-Isakovski, M., Grgić, M., Apostolović, T., Slijepčević, N., Molnar-Jazić, J., M.A., Bečelić Tomin, M., Agbaba, J., Rončević, S., Tenodi, S., Zrnić, K., Rajačić, M., Stanojev, S., Pešić, N. (2019) Praćenje stanja (monitoring) vode i sedimenata u pogledu prioriternih supstanci i specifičnih polutanata sa analizom zagađenja za potrebe izrade planova upravljanja, JVP "Vode Vojvodine", Prirodno-matematički fakultet, Departman za hemiju, biohemiju i zaštitu životne sredine, Katedra za hemijsku tehnologiju i zaštitu životne sredine, Laboratorija za hemijska ispitivanja životne sredine „dr Milena Dalmacija“, Novi Sad.
94. David, I.G., Matache, M.L., Tudorache, A., Chisamera, G., Rozyłowicz, L., Radu, G.L., (2012) Food chain biomagnification of heavy metals in samples from the lower Prut floodplain natural park. *Environ Eng Manag J*, **11(1)**, 69–73.
95. De Conti, L., Ceretta, C.A., Ferreira, P.A.A., Lorensini, F., Lourenzi, C.R., Vidal, R.F., Tassinari, A., Brunetto, G., (2015) Effects of pig slurry application and crops on phosphorus content in soil and the chemical species in solution, *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, **39**, pp. 774-787, 10.1590/01000683rbc20140452.
96. De Nobili, M., Francaviglia, R., and Sequi, P. (2002) Retention and mobility of chemicals in soil, Violante, A., Huang, P.M., Bollag, J.M., Gianfreda, L., (Eds.), *Developments in Soil Science*, Elsevier, pp. 171-196.

97. Debnath, A., Singh, P.K., Sharma, Y.C. (2021) Metallic contamination of global river sediments and latest developments for their remediation, *Journal of Environmental Management*, **298**, 113378.
98. Den Herder, A., 2010. Suction dredger for transporting sand and shingle from bottom of the sea has belt located in centerline of the suction dredger when used and is designed such that distribution belt can swivel at both sides of the suction dredger backwards. EP168527:0-8.
99. Deng, W., Li, X.G., Li, S.Y., Ma, Y.Y., Zhang, D.H., (2013) Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediment of mud areas in the East China Sea using diagnostic ratios and factor analysis, *Mar. Pollut. Bull.*, **70** (1–2), pp. 266.
100. Desguin, B., Fellner, M., Riant, O., Hu, J., Hausinger, R.P., Hols, P., Soumillon, P., (2018) Biosynthesis of the nickel-pincer nucleotide cofactor of lactate racemase requires a CTP-dependent cyclometallase. *J. Biol. Chem.*, **293**, 12303–12317.
101. DesMarias, T.L. and Costa, M., (2019) Mechanisms of chromium-induced toxicity, *J. Clean. Prod.*, **165**, pp. 874-889.
102. Devi, N.L., Yadav, I.C., Chakraborty, P., Shihua, Q., (2018) Polychlorinated biphenyls in surface soil from north-East India: implication for sources apportionment and health-risk assessment, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **75**, pp. 377-389.
103. Dhere, A.M., Pawar, C.B., Pardeshi, P.B., & Patil, D.A. (2008) Municipal solid waste disposal in Pune city—an analysis of air and groundwater pollution, *Current Science*, **95**(6), 773–777.
104. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy (OJ L 327, 22.12.2000, P. 1-73).
105. Dokulil, M.T., Teubner, K., (2000) Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*, **438**, 1–12.
106. Donald, D.B., Bogard, M.J., Finlay, K. and Leavitt, P.R., (2011) Comparative effects of urea, ammonium, and nitrate on phytoplankton abundance, community composition, and toxicity in hypereutrophic fresh waters. *Limnology and Oceanography*, **56**(6), 2161-2175.
107. Douglas, G.S., Bence, A.E., Prince, R.C., McMillen, S.J., Butler, E.L., (1996) Environmental stability of selected petroleum hydrocarbon source and weathering ratios, *Environ. Sci. Technol.*, **30**, pp. 2332-2339.
108. Dreyer, H.B., (2006). Submersible boom for use in aquatic environment, has buoyancy unit to raise and lower horizontal support unit between two positions, and boom curtain suspended from horizontal support unit. US096033:0-15.
109. Drupp, P., Carlo, E.H., Mackenzie, F.T., Bienfang, P. and Sabine, C.L., (2011) Nutrient inputs, phytoplankton response, and CO₂ variations in a semi-enclosed subtropical embayment, Kaneohe Bay, Hawaii. *Aquatic Geochemistry*, **17**(4-5), 473-498.
110. Du Laing, G., Rinklebe, J., Vandecasteele, B., Meers, E., Tack, F.M., (2009) Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: a review, *Sci Total Environ*, **407**, pp. 3972-3985.

111. Dubovina, M., Krčmar, D., Grba, N., Malcolm A.W., Rađenović, D., Tomašević-Pilipović, D., Dalmacija, B., (2018) Distribution and ecological risk assessment of organic and inorganic pollutants in the sediments of the transnational Begej canal (Serbia-Romania), *Environmental Pollution*, **236**, pp. 773-784, ISSN 0269-7491.
112. Duran Neira, C., (2011). Closed-circuit water system for suction dredgers, drives water accumulated in compartment through spout pipe towards dredging head of suction pipe for recirculating aspirated water. ES030040:0-13.
113. Duursma, E.K., Nieuwenhuize, J., Van Liere, J.M., (1989) Polychlorinated biphenyl equilibria in an estuarine system, *Sci. Total Environ.*, **79**, pp. 141-155.
114. EC (1975). European Framework Directive on Waste, Council Directive of 15 July 1975 on waste (75/442/EEC); modified by Decisions 91/156/EEC and 96/350/EC.
115. EC (1999). European Landfill Directive 1999/31/EC.
116. Eisma, D., (2006). Dredging in coastal waters / [editor] D. Eisma. London: Taylor & Francis.
117. Elander, P. and Hammar, T., (1998) The remediation of Lake Jarnsjon: project implementation *Ambio*, **27**, pp. 393-398.
118. El-Hasan, T., and Jiries, A. (2001) "Heavy metal distribution in valley sediments in Wadi Al-Karak catchment area, South Jordan," *Environmental Geochemistry and Health*, vol.**23**, no. 2, pp. 105–116.
119. El-Moselhy, K.H.M, Othman, A.I., Abd El-Azem, H., El-Metwally, M.E.A., (2014) Bioaccumulation of heavy metals in some tissues of fish in the Red Sea, Egypt. *Egypt J Basic Appl Sci*, **1(2)**, 97–105.
120. Emsley, J., (2001) *Chromium Nature's Building Blocks: an A-Z Guide to the Elements*, 978-0-19-850340-8, Oxford University Press, Oxford, England, UK, pp. 495-498.
121. Environmental performance reviews, United Nations Economic Commission for Europe, Romania, 2020.
122. EPA (U.S. Environmental Protection Agency) Method 3051A – Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soils, and Oils (2007)
123. EPA 7000b Flame Atomic Absorption Spectrophotometry
124. EPA 7010- Graphite Furnace Absorption Spectrophotometry
125. EPA metoda 3550b (USEPA, 1996a) Ultrasonic extraction, Revision 2.
126. EPA metoda 3630C (USEPA, 1996c) Silica gel cleanup, Revision 3
127. EPA metoda 3660b (USEPA, 1996b) Sulfur cleanup, Revision 2.
128. EPA metoda 8270C (USEPA, 1996d) Semivolatile organic compounds by gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS), Revision 3.
129. EPA7010-Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrophotometry.
130. Eriksson, J., (2001) Concentrations of 61 Trace Elements in Sewage Sludge, Farmyard Manure, Mineral Fertiliser, Precipitation and in Oil and Crops Swedish, *Environmental Protection Agency*, Stockholm, Sweden.
131. Esteves, F.A., (2011) *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência. Fahim, A., Dean, A.E., Thomas, M.D.A., Moffatt, E.G., (2019) Corrosion resistance of chromium-steel and stainless steel reinforcement in concrete, *Mater. Corros.*, **70 (2)**, pp. 328-344.

132. EUDA, Types of dredger (2014) European Dredging Association.
133. Fahim, K.M., Ismael, E., Khalefa, H.S., Farag, H.S., Hamza, D.A., (2019) Isolation and characterization of *E. coli* strains causing intramammary infections from dairy animals and wild birds, *Int. J. Vet. Sci. Med.* **7(1)**, 61-70.
134. Fairbrother, A., Wenstel, R., Sappington, K., Wood, W., (2007). Framework for Metals Risk Assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **68**, 145-227.
135. Farazaki, M. and Gikas, P. (2019) Nitrification-denitrification of municipal wastewater without recirculation, using encapsulated microorganisms, *Journal of Environmental Management*, **242(6)**,258-265.
136. Fenchel, T., King, G. and Blackburn, T., (2012) Bacterial biogeochemistry: the ecophysiology of mineral cycling. London: Academic Press.
137. Fergusson, J. E.,(1990) The Heavy Elements: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects. Pergamon Press, Oxford.
138. Fernandes, C., Fontainhas-Fernandes, A., Cabral, D., Salgado, M.A., (2008a). Heavy metals in water, sediment and tissues of *Liza saliens* from Esmoriz-Paramos lagoon, Portugal. *Environ Monit Assess*, **136**, 267–75.
139. Fernández-Calviño, D., Rodríguez-Suárez, J.A., López-Periago, E., Arias-Estévez, M., Simal-Gándara, J., (2008b) Copper content of soils and river sediments in a winegrowing area, and its distribution among soil or sediment components, *Geoderma*, **145**, 91-97.
140. Ferrans, L., Jani, Y., Burlakovs, J., Klavins, M., Hogland, W. (2021) Chemical speciation of metals from marine sediments: Assessment of potential pollution risk while dredging, a case study in southern Sweden, *Chemosphere*, **263**, 128105.
141. Filgueiras, A., Lavilla, I. and Bendicho, C. (2002) Chemical Sequential Extraction for Metal Partitioning in Environmental Solid Samples, *Journal of Environmental Monitoring*, **4(6)**,823-57.
142. Forsberg, C., (1989) Importance of sediments in understanding nutrient cycling in lakes. *Hydrobiologia*, **176/177(1)**, 263-277.
143. Förstner U, Aplitz, S.E., (2007) Sediment remediation: US focus on capping and monitored natural recovery, *J. Soil Sediments*,**7(6)**, 351–8.
144. Förstner, U. and Wittmann, G.T.W.,(1981) Metal Pollution in the Aquatic Environment, Springer-Verlag, Heidelberg.
145. Förstner, U., Ahalf, W., Calmano, W., Kersten, M., (1990) Sediment criteria development contributions from environmental geochemistry to water quality management. In: Heling, D., Rothe, P., Förstner, U., Stoffers, P. (Eds.), *Sediments and Environmental Geochemistry: Selected Aspects and Case Histories*, Springer-Verlag, Berlin Hidelberg: 311-338.
146. Fostner, U. and Wittmann, G.T.W., (1983) Metal pollution in the aquatic environment. New York: Springer-Verlag.
147. Fthenakis, V.M., (2004) Life cycle impact analysis of cadmium in CdTe PV production *Renew. Sust. Energ. Rev.*, **8(4)**, 303-334.
148. Fuglevand, P.F., Webb, R.S., (2012) Urban river remediation dredging methods that reduce resuspension, release, residuals, and risk. In: *Proceedings WEDA XXXII*

- Technical Conference and TAMU 43 Dredging Seminar; 2012 Jun 10–13; San Antonio, TX. Bonsall (CA): WEDA.
149. Fujimoto, T. and Tadasu, O., (1998) The Development of Underwater Dredging System for Rocky Sea Bottom at Narrow Channel, p. 340.
 150. Fukunaga, A., Anderson, M.J., (2011) Bioaccumulation of copper, lead and zinc by the bivalves *Macomona liliana* and *Austrovenus stutchburyi*, *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **396**, pp. 244-252, 10.1016/j.jembe.2010.10.029.
 151. Gao, W.Q. and Chen, Y.F. (2011) Research progress and development trend of remediation of lead-contaminated soil, *Chin. J. Nonferrous Metals*, **63 (01)**, pp. 131-136.
 152. Gier, S. and Johns, W.D. (2000) Heavy metal-adsorption on micas and clay minerals studied by X-ray photoelectron spectroscopy, *Applied Clay Science*, **16**, Issues 5–6, Pages 289-299.
 153. Girotti, S., Ferri, E.N., Fumo, M.G., Maiolini, E. (2008) Monitoring of environmental pollutants by bioluminescent bacteria, *Anal. Chim. Acta*, **608 (1)**, pp. 2-29.
 154. Gobas, FAPC, (2001) Assessing bioaccumulation factors of persistent organic pollutants in aquatic food-chains. In: Stuart H (ed) Persistent organic pollutants. Springer: US; p. 145–165. doi:10.1007/978-1-4615-1571-5_6.
 155. Gouzy, A. and Brignon, J.M., (2014) Données technico-économiques sur les substances chimiques en France: Zinc et principaux composés. Rapport INERIS, DRC-14-136881-02237A.
 156. Granier, L.K. and Chevreuil, M., (1997) Behaviour and spatial and temporal variations of polychlorinated biphenyls and lindane in the urban atmosphere of the Paris area, France, *Atmos. Environ.*, **31**, pp. 3787-3802.
 157. Grant, C. and Sheppard, S.C. (2008) Fertilizer impacts on cadmium availability in agricultural soils and crops, *Hum. Ecol. Risk Assess. Int. J.*, **14**, pp. 210-228.
 158. Grba, N., Franz, N., Šajinović, A., Stojanović, K., Jovančičević, B. (2015) Heavy metals in neogene sedimentary rocks as a potential geogenic hazard for sediment, soil, surface and groundwater contamination (Eastern Posavina and Lopare Basin, Bosnia and Herzegovina), *Journal of the Serbian Chemical Society*, **80**, Issue 6, Pages: 827-838.
 159. Grba, N., Krčmar, D., Kragulj-Isakovski, M., Molnar-Jazić, J., Maletić, S., Pešić, V., Dalmacija, B., (2016) Priority substances in sediments of the “Carska Bara” special nature reserve, a natural scientific research area on the UNESCO list, *Journal of Environmental Management*, **182**, pp. 149-159, ISSN 0301-4797.
 160. Gschwend, P.M. and Shianchee, W., (1985) On the constancy of sediment-water partition coefficients of hydrophobic organic pollutants, *Environ. Sci. Technol.*, **19**, pp. 90-96.
 161. Gudasz, C., Bastviken, D., Steger, K., Premke, K., Sobek, S. and Tranvik, L.J., (2010) Temperature-controlled organic carbon mineralization in lake sediments. *Nature* **466(7305)**, 478-U473.
 162. Guédron, S., Tisserand, D., Garambois, S., Spadini, L., Molton, F., Bounvilay, B., Charlet, L., Polya, D.A., (2014) Baseline investigation of (methyl)mercury in waters,

- soils, sediments and key foodstuffs in the lower Mekong Basin: the rapidly developing city of Vientiane (Lao PDR). *J. Geo. Explor.*, **143**, 96–102.
163. Guo, J., (2011). Pipeline dredger for dredging downriver, has piston provided in pipe body and connected with handle, and aerating sealing rubber ring connected with lower end of pipe body, where aerating sealing rubber ring is provided with aerator. CN20287342:0-6.
164. Gust, K.A. (2006) Joint toxicity of cadmium and phenanthrene in the freshwater amphipod *hyalella Azteca*, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **50**, pp. 7-13.
165. Hakanson, L., (1980) An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach, *Water Res.*, **14**, pp. 975-1001, 10.1016/0043-1354(80)90143-8.
166. Hansmann, W. and Köppel, V., (2000) Lead-isotopes as tracers of pollutants in soils, *Chem. Geol.*, **171**, pp. 123-144.
167. Harris, J.B., Eldridge, M.L., Sayler, G., Menn, F.M., Layton, A.C., Baudry, J., (2014) A computational approach predicting CYP450 metabolism and estrogenic activity of an endocrine disrupting compound (PCB-30), *Environ. Toxicol. Chem.*, **33**, pp. 1615-1623.
168. Hayes D., Crockett T.R., Ward T.J., Averett D. Sediment resuspension during Cutter-head dredging operation. *J Wat Port Coastal Oc Eng* 2000. **126(3)**, 153–161.
169. Heemken, O.P., Stachel, B., Theobald, N., Wenclawiak, B.W., (2000) Temporal Variability of organic micropollutants in suspended particulate matter of the river Elbe at Hamburg and the river mulde at Dessau, Germany *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **38**, pp. 11-31.
170. Hens, B. and Hens, L., (2018) Persistent threats by persistent pollutants: chemical nature, concerns and future policy regarding PCBs-what are we heading for *Toxics*, **6**, p.1.
171. Highley, D.E., Hetherington, L.E., Brown, T.J., Harrison, D.J., Jenkins, G.O., (2007) The Strategic Importance of the Marine Aggregate Industry to the UK .
172. Hiller, M.M. and Leggett, R.W., (2020) A biokinetic model for trivalent or hexavalent chromium in adult humans, *J. Radiol. Prot.*, **40 (1)**, pp. 19-39.
173. Hilscherova, K., Dusek, L., Kubik, V., Cupr, P., Hofman, J., Klanova, J., Holoubek, I. (2007) Redistribution of organic pollutants in river sediments and alluvial soils related to major floods, *J. Soils Sediments*, **7(3)**, pp. 167-177.
174. Hogarh, J.N., Seike, N., Kobara, Y., Carboo, D., Fobil, J.N., Masunaga, S., (2018) Source characterization and risk of exposure to atmospheric polychlorinated biphenyls (PCBs) in Ghana, *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, **25**, pp. 16316-16324.
175. HR Wallingford Ltd & Dredging Research Ltd. Protocol for the Field Measurement of Sediment Release from dredges. Produced for VBKO TASS, Issue 1, p. **83**. 2003.
176. <https://geology.com/minerals/muscovite.shtml>
177. <https://www.epa.gov/caddis-vol2/ammonia>
178. Huang, T., Wei, X., Zhang, S., (2019a) Bioleaching of copper sulfide minerals assisted by microbial fuel cells, *Bioresour. Technol.*, **288**, 121-561.

179. Huang, A., He, Y., Zhou, Y., Zhou, Y., Yang, Y., Zhang, J., Luo, L., Mao, Q., Hou, D., Yang, J., (2019b) A review of recent applications of porous metals and metal oxide in energy storage, sensing and catalysis, *J. Mater. Sci.*, **54**, pp. 949-973.
180. Huang, J.Z., Ge, X., Wang, D. (2012) Distribution of heavy metals in the water column, suspended particulate matters and the sediment under hydrodynamic conditions using an annular flume, *J. Environl Sci*, **24**. pp. 2051-2059.
181. Huttermann, A., Arduini, I., Godbold, D.L.,(1999) Metal pollution and forest decline. In: Prasad NMV, Hagemeyer J, eds. Heavy metal stress in plants: from molecules to ecosystems. *Berlin: Springer-Verlag*, 253–272.
182. IARC (2010) Some non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons and some related exposures, IARC (Int. Agency Res. Cancer), *Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.*, 92.
183. Indelicato, S., Orecchio,S., Avellone,G., Bellomo,S., Ceraulo, L., Di Leonardo, R., Di Stefano, V., Favara, R., Candela, E.G., La Pica, L., Morici, S., Pecoraino, G., Pisciotta, A., Scaletta, C., Vita, F., Vizzini, S., Bongiorno, D., (2017) Effect of solid waste landfill organic pollutants on groundwater in three areas of Sicily (Italy) characterized by different vulnerability *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, **24**, pp. 16869-16882.
184. Iolanda, L., Di Risio, M., De Girolamo, P., Gabellini, M., (2016) Engineering Tools for the Estimation of Dredging-Induced Sediment Resuspension and Coastal Environmental Management, *Environmental Science*.
185. Iordache, V., (2009) Ecotoxicology of heavy metals in Danube meadow. Bucharest, Romania; Ars Docenti. ISBN 978-973-558-233-3.
186. Ishizaki, M., Rikitake, M., (2010). Pollution prevention curtain used in dredging constructions, has one way valve into which water is made to flow in from exterior, which is provided in inside of cover of curtain installed in hung-down state. JP102110:0-7.
187. ISO 11277:2009 Soil quality-Determination of particle size distribution in mineral soil material-Method by sieving and sedimentation
188. ISO 11277-Određivanje granulometrijskog sastava sedimenta i zemljišta gravimetrijski.
189. ISO 18400-101:2017 Soil quality –Sampling-Part 101: Framework for the preparation and application of a sampling plan.
190. ISO 18400-102:2017(en) Soil quality-Sampling -Part 102: Selection and application of sampling techniques.
191. ISO 18400-103:2017 Soil quality-Sampling-Part 103: Safety.
192. ISO 18400-107:2017 Soil quality-Sampling-Part 107: Recording and reporting.
193. ISO 9377-2:2000 Water quality-Determination of hydrocarbon oil index-Part 2: Method using solvent extraction and gas chromatography.
194. Jackson, T., Macgillivray, A., (1995) Accounting for cadmium: tracking emissions of cadmium from the global economy, *Chem. Ecol.*, **11(3)**, 137-181.
195. Jain, C.K. and Ram, D. (1997) Adsorption of metal ions on bed sediments , *Hydrol. Sci. J.*, 42, p. 713.

196. Jarque, S., Masner, P., Klánová, J., Prokeš, R., Bláha, L. (2016) Bioluminescent *Vibrio fischeri* Assays in the Assessment of Seasonal and Spatial Patterns in Toxicity of Contaminated River Sediments, *Frontiers in Microbiology*.
197. Jesús-Gismera, M., Lacal, J., Da Silva, P., García, R., Teresa-Sevilla, M., Procopio, J.R., (2004) Study of metal fractionation in river sediments. A comparison between kinetic and sequential extraction procedures, *Environmental Pollution*, **127**, pp 175-182.
198. Joseph, P., (2009) Mechanisms of cadmium carcinogenesis, *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, **238(3)**, 272-279.
199. Jovanović D., Jakovljević, B., Rašić-Milutinović, Z, Paunović, K, Peković, G., Knežević, T. (2011) Arsenic occurrence in drinking water supply systems in ten municipalities in Vojvodina Region, Serbia, *Environmental Research*, **111**, 315-318.
200. Kabata-Pendias, A. and Pendias, H., (2011) Trace Elements in Soils and Plants CRC. Taylor & Francis Group, Boca Raton.
201. Kabata-Pendias, A., and Pendias, H., (1992) Trace Elements in Soils and Plants. 2nd Edition, CRC Press, Boca Raton, FL.365 pp.
202. Kähkönen, M.A. and Kairesalo, T., (1998) The Effects of Ni on the Nutrient Fluxes and on the Growth of *Elodea canadensis*, *Chemosphere*, **37**, 1521.
203. Kakareka, S.V., (2000) Persistent Organic Pollutants-An Environmental Challenge of Modern Time. Belarus.
204. Kalf, D.F., Crommentuijn, T., Van de Plassche, E.J., (1997) Environmental quality objectives for 10 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, **36**, pp. 89-97.
205. Kalff, J., (2001) Limnology. New York: Prentice-Hall.
206. Kaličanin, B.M., (2009) Determination of very toxic metal-cadmium in natural water samples, *Desalination*, **249(1)**, 58-62.
207. Kamarianos, A., Karamanlis, X., Goulas, P., Theodosiadou, E., Smokovitis, A., (2003) The presence of environmental pollutants in follicular fluid of farm animals (cattle, sheep, goats and pigs), *Reprod. Toxicol.*, **17**, pp. 185-195.
208. Karlin, K.D. and Tyeklár, Z., (2012) Bioinorganic Chemistry of CopperSpringer, Science & Business Media.
209. Karlsson, T. and Persson, P., (2006) U. SkyllbergComplexation of copper (II) in organic soils and in dissolved organic matter—EXAFS evidence for chelate ring structures, *Environ. Sci. Technol.*, **40**, 2623-2628.
210. Katsiri, A., Pantazidou, M., Damikouka, I., Kontogiorgi, C., Tringali, A., (2009) Disposal options for dredged marine sediments based on physicochemical and toxicological characterizationGlob. NEST J., **11**, pp. 449-456.
211. Katsoyiannis, A. and Samara, C., (2004) Persistent organic pollutants (POPs) in the sewage treatment plant of Thessaloniki, northern Greece: occurrence and removal, *Water Res*, **38 (11)**, pp. 2685-2698.
212. Kensetsu, T.K.K., Seiyaku Co, D.K., Ekuseno Yamamizu, K.K., (1994). Spray device to remove smell during dredging operations-comprising pump, long nozzle, essential plant oil and diluent liquid.

213. Kettanah, Y.A., (2019) Copper mineralization and alterations in gercus basalt within the gercus formation, northern Iraq, *Ore Geol. Rev.*, **111**, 102-974.
214. Kim, N.C., (2004). Sediment treatment method for purifying lake and reservoir water and system. KR013864:0-1.
215. Kirschbaum, M.U.F., (2006) The temperature dependence of organic-matter decomposition - still a topic of debate. *Soil Biology & Biochemistry*, **38(9)**, 2510-2518.
216. Kizyaev, B.M., Golubev, N.K., Bass, V.N., (2011). Method to clean canals and waterways from sediments includes working and washing of sediments with a hydraulic dredger into a dump arranged in a near-bed zone and fenced with banking dams along the whole perimeter. RU145021:0-1.
217. Klaver, G., Van Os, B., Negrel, P., Petelet-Giraud, E. (2007) Influence of hydropower dams on the composition of the suspended and riverbank sediments in the Danube, *Environ. Pollut.*, **148**, pp. 718-728.
218. Kokilavani, V., Devi, M.A., Sivarajan, K. and Panneerselvam, C., (2005) Combined efficacies of dl-lipoic acid and meso 2,3 dimercaptosuccinic acid against rsenic induced toxicity in antioxidant systems of rats. *Toxicology Letters*, **160**, 1-7.
219. Koshy, L., Paris, E., Ling, S., Jones, T., BéruBé, K. (2007) Bioreactivity of leachate from municipal solid waste landfills - assessment of toxicity, *The Science of the Total Environment*, **384(1-3)**, 171-181.
220. Kostić, N. (2001) Distribution and chemical speciation of some heavy metals in soils of Vojvodina and Central Serbia, Proceedings of the 10th Congress of Yugoslav Soil Sci. Soc, CD Copy by Soil Sciences Institute, Belgrade
221. Kotaś, J. and Stasicka S., (2000) Chromium occurrence in the environment and methods of its speciation, *Environ. Pollut.*, **107(3)**, pp. 263-283.
222. Kranck, K. (1975) Sediment deposition from flocculated suspensions, *Sedimentology*, **22**, 111-123.
223. Krčmar, D., Dalmacija, B., Rončević, S., Tričković, J., Maletić, S., Pešić, V., Spasojević, J. (2014) Studija opravdanosti sa generalnim projektom izmuljivanja, deponovanja i remedijacije sedimenta kanala Vrbas-Bezdan u Vrbasu, Hidrozavod DTD, Depatman za hemiju, Prirodno-matematičkog fakulteta, Katedra za hemijsku tehnologiju i zaštitu životne sredine, Novi Sad.
224. Krčmar D., Dalmacija B., Pešić V., Maletić S., Tubić A., Molnar Jazić J., Spasojević J., Kerkez Đ., Kragulj Isakovski M., Varga N., Dubovina M., Tomić R. (2016) Pilot projekat izmuljivanja i deponovanja sedimenta kanala Plovni Begej-prva faza, "Hidrozavod DTD" ad, Novi Sad.
225. Krčmar, D., Dubovina, M., Grba, N., Pešić, V., Watson, M., Tričković, J., Dalmacija, B., (2017) Distribution of organic and inorganic substances in the sediments of the "Great Bačka Canal", a European environmental hotspot, *Science of The Total Environment*, **601-602**, pp 833-844, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.251>.
226. Krčmar, D., Grba, N., Kragulj Isakovski, M., Varga, N., Spasojević, J., Agbaba, J., Dalmacija, B., (2020) Multicriteria to estimate the environmental risk of sediment from the Obedska Bog (Northern Serbia), a reservation area on UNESCO's list,

- International Journal of Sediment Research **35**, 527-539.
<https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2020.03.013>.
227. Król, A., Mizerna, K., Bożym, M., (2020) An assessment of pH-dependent release and mobility of heavy metals from metallurgical slag, *Journal of Hazardous Materials*, **384**, pp 121-502, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121502>.
228. Kucuksezgin, F., Uluturhan, E., Batki, H. (2008) Distribution of heavy metals in water, particulate matter and sediments of Gediz River (Eastern Aegean), *Environ Monit Assess*, **141**, pp. 213-225.
229. Kumar, S., Islam, A.R.M.T., Hasanuzzaman, M., Salam, R., Khan, R., Islam, M.S., (2021) Preliminary assessment of heavy metals in surface water and sediment in Nakuvadra-Rakiraki River, Fiji using indexical and chemometric approaches, *Journal of Environmental Management*, **298**, 113-517.
230. Lambert, P., (2009) 6 - Sustainability of metals and alloys in construction J.M. Khatib (Ed.), *Sustainability of Construction Materials*, Woodhead Publishing, pp. 148-170.
231. Laurenti, R., Redwood, M., Puig, R., Frostell B., (2017) Meas. Environ. Footprint Leath. *Process. Technol.*, **21(5)**, pp. 1180-1187.
232. Lawal, A.T., (2017) Polycyclic aromatic hydrocarbons. *A review Cogent Environ. Sci.*, **3**, p. 1339-841.
233. Lefever, J., Van Wellen, E., (2011). Cutter suction dredger for dredging ground under water, has vessel loosening ground fragments, which are sucked away by suction conduit, and vessel comprising sounder to measure depth of under water ground after ground is dredged.
234. Levasseur, P., (2005) Teneur en cuivre et zinc des lisiers et des fumiers de porcs charcutiers après réduction de leur concentration dans les aliments après réduction de leur concentration dans les aliments. *Tech. Porc Vol.* vol. **28**, N, 21–24.
235. Lima, A.C., Farrington, J.W., Reddy, C.M., (2005) Combustion-derived polycyclic aromatic hydrocarbons in the environment—a review, *Environ. Forensic*, **6**, pp. 109-131.
236. Linge, K.L., (2008) Methods for investigating trace element binding in sediments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **38**, 165–196.
237. Liu, Q., Tian, S., Jia, R., Liu, X., (2017) Pollution characteristics and ecological risk assessment of HCHs and DDTs in estuary wetland sediments from the Bohai Bay, North China *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **24**, pp. 26967-26973.
238. Liu, X., Li, D., Song, G., (2016) Assessment of heavy metal levels in surface sediments of estuaries and adjacent coastal areas in China. *Front. Earth Sci.* **11(1)**, 85–94.
239. Liu, Z., Wu, W., Shi, P., Guo, J., Cheng, J., (2015) Characterization of dissolved organic matter in landfill leachate during the combined treatment process of air stripping, Fenton, SBR and coagulation, *Waste Manage.* **41**, pp. 111-118.
240. Lothenbach, B., Bernard, E., Mäder, U. (2017) Zeolite formation in the presence of cement hydrates and albite, *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* **99**, Pages 77-94.

241. Lou, J., Schwab, D.J., Beletsky, D. and Hawley, N. (2000) A model of sediment resuspension and transport dynamics in southern Lake Michigan. *J. Geophys. Res. Ocean*, **105**, 6591–6610.
242. Lue-hing, C., Zenz, D.R., Kuchenrither, R. (1998) *Municipal Sewage Sludge Management*. Lancaster, PA: Technomic.
243. Luizon Filho, R.A., Possato, L.G., Santisteban, O.A.N., de Vasconcellos, A., da Silva, D.A., Lima, M.F., Martins, L., Nery, J.G., (2020) Synthesis and characterization of chromium silicate catalyst and its application in the gas phase glycerol transformation into acetaldehyde, *Inorg. Chem. Commun.*, **112**, p. 107-710.
244. Luoma, S.N., Rainbow, P.S., (2008) *Metal contamination in aquatic environments: science and lateral management*. Cambridge University Press, Cambridge.
245. Malik, A., Verma, P., Singh, A.K., Singh, K.P., (2011) Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in water and bed sediments, *Environ. Monit. Assess.*, **172**, pp. 529-545.
246. Maliszewska-Kordybach, B. (1996) Polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in Poland: preliminary proposals for criteria to evaluate the level of soil contamination, *Appl. Geochem.*, **11**, pp. 121-127.
247. Manning, T.M., Roach, A.C., Edge, K.J., Ferrell, D.J., (2017) Levels of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs in seafood from Sydney harbour, *Australia Environ. Pollut.*, **224**, pp. 590-596.
248. Marek, R.F., Thorne, P.S., Wang, K., Dewall, J., Hornbuckle, K.C., (2013) PCBs and OH-PCBs in serum from children and mothers in urban and rural U.S. communities, *Environ. Sci. Technol.*, **47**, pp. 3353-3361.
249. Maroney, M.J. and Ciurli S., (2014) Nonredox nickel enzymes. *Chem. Rev.*, **114**, 4206–4228. doi: 10.1021/cr4004488.
250. Martensson, A.M., Aulin, C., Wahlberg, O., Agren, S., (1999) Effect of humic substances on the mobility of toxic metals in a mature landfill, *Waste Management & Research*, **17**, pp. 296-304.
251. Mason, R.P., (2013) *Trace metals in aquatic systems*. Hoboken: John Wiley & Sons. <http://dx.doi.org/10.1002/9781118274576>.
252. McCave, I.N., (1984) Erosion, transport and deposition of fine-grained marine sediments, pp. 35–69 in *Fine-Grained Sediments: Deep Water Processes and Facies*, D.A.V. Stow and D.J.W. Piper, eds. Oxford, U.K.: Blackwell Scientific Publishers.
253. Meeddat (2009) *Eléments de contexte et réglementation française relatifs à la valorisation des boues issues du traitement des eaux usées*, Meeddat note.
254. Megonigal, J.P., Hine, M.E. and Visscher, P.T., (2005) Anaerobic metabolism: linkages to trace gases and aerobic processes. In: *W. Schlesinger, ed. Biogeochemistry*. USA: Elsevier, pp. 317-392.
255. Mendonca, R., Kosten, S., Sobek, S., Barros, N., Cole, J.J., Tranvik, L.J. and Roland, F., (2012) Hydroelectric carbon sequestration. *Nature Geoscience*, **5(12)**, 838-840. <http://dx.doi.org/10.1038/ngeo1653>.
256. Merian E., (1991) *Metals and their compounds in the environment. Occurrence, analysis and biological relevance*, New York, Weinheim, 469-479.

257. Mihaljevič, M., Baieta, R., Ettler, V., Vaněk, A., Kříbek, B., Penížek, V., Drahota, P., Trubač, J., Sracek, O., Chrástný, V., Mapani, B.S., (2019) Tracing the metal dynamics in semi-arid soils near mine tailings using stable Cu and Pb isotopes, *Chem. Geol.*, **515**, 61-76.
258. Millward, R.N., Carman, K.R., Fleeger, J.W., Gambrell, R.P., Portier, R. (2004) Mixtures of metals and hydrocarbons elicit complex responses by a benthic invertebrate community, *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **310**, pp. 115-130.
259. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Vierde Nota Waterhuishouding, Projectleider: A., H., G., C., van der Beesen (1998).
260. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment Directorate-General for Environmental Protection, (2000) „Circular on target values and intervention values for soil remediation”, Netherlands Government Gazette 39.
261. Ministry of Transport and Public Works Water evaluation bill, Government decision, „Additional policy measures and finance 1994–1998”, Parliament, Assembly year 1993– 1994, No. 21250 (27-28), The Hague, The Netherlands: Sdu Uitgeverij, 1994; 163 (1994), Available at <https://zoek.officielebekendmakingen.nl/dossier/21250>.
262. Miranda-García, N., Suárez, S., Sánchez, B., Coronado, J.M., Malato, S., Maldonado, M.I., (2011) Photocatalytic degradation of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plant effluents using immobilized TiO₂ in a solar pilot plant, *Appl. Catal. B-Environ.*, **103(3)**, pp. 294-301.
263. Mizwar, A., Priatmadi, B.J., Abdi, C. (2016) Assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) contamination in surface soil of coal stockpile sites in South Kalimantan, Indonesia, *Environ. Monit. Assess.*, **188**, p. 152.
264. Mohora, E., Rončević, S., Agbaba, J., Tubić, A., Mitić, M., Klačnja, M., Dalmacija, B., (2014) Removal of arsenic from groundwater rich in natural organic matter (NOM) by continuous electrocoagulation/flocculation (ECF), *Separation and Purification Technology*, **136**, pp 150-156.
265. Mojovic, Z.D., (2009) Alumosilikati sa ugrađenim klasterima metala prelaznih grupa Ib i IVb-VIII kao elektrokatalitički materijali, Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Fakultet za fizičku hemiju, Beograd.
266. Montuori, P., Aurino, S., Garzonio, F., Sarnacchiaro, P., Nardone, A., Triassi, M. (2016) Distribution, sources and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in water and sediments from Tiber River and estuary Italy. *Sci. Total Environ.*, **566-567**, pp. 1254-1267.
267. Moore, J.W. and Ramamoorthy, S., (2012) Heavy metals in natural waters: applied monitoring and impact assessment. *Springer Science & Business Media*.
268. Moreda, J.M., Arranz, A., Fdez De Betoño, S., Cid, A., Arranz, J.F. (1998) Chromatographic determination of aliphatic hydrocarbons and polyaromatic hydrocarbons (PAHs) in a sewage sludge, *Sci. Total Environ.*, **220**, pp. 33-43.
269. Mortadi, H., Sabbar, E., Bettach, M., (2019) Electrical conductivity and dielectric behavior in copper divanadates, *Phys. B Condens. Matter*, **561**, 159-163.
270. Moss, B., (2008) Water pollution by agriculture *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B*, **363**, pp. 659-666.

271. Mostafa, Y.E.S., (2012) Environmental impacts of dredging and land reclamation at Abu Qir Bay, *Egypt Ain Shams Eng. J.*, **3**, pp. 1-15.
272. Mudroch, A. and Macknight, S.D., (1994) *Handbook of techniques for aquatic sediments sampling*. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press Inc.
273. Mudroch, A., Azcue, J.M. and Mudrock, P., (1996) *Manual of physico-chemical analysis of aquatic sediments*. Boca Raton: CRC Press Inc.
274. Müller, G., (1979) Schwermetalle in den sedimenten des Rheins- Veränderungen seit 1971, **79**, 778-783.
275. Muñoz A. and Costa M., (2012) Elucidating the mechanisms of nickel compound uptake: A review of particulate and nano-nickel endocytosis and toxicity. *Toxicol. Appl. Pharm.*, **260**, 1–16. doi: 10.1016/j.taap.2011.12.014.
276. Mzoughi, N., Chouba, L., (2011) Distribution and partitioning of aliphatic hydrocarbons and polycyclic aromatic hydrocarbons between water, suspended particulate matter, and sediment in harbours of the West coastal of the Gulf of Tunis (Tunisia), *J. Environ. Monit.*, **13**, pp. 689.
277. Nagy, P.G., (2007) Determination of Concentration and Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Alkylphenols in Danube Water and Sediment, University of Technology and Economics, Budapest, Hungary, Ph.D. dissertation.
278. Nam, J.J., Song, B.H., Eom, K.C., Lee, S.H., Smith, A. (2003) Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in South Korea, *Chemosphere*, **50**, pp. 1281-1289.
279. NAVFAC. 2003. "Implementation Guide for Assessing and Managing Contaminated Sediment at Navy Facilities," NFESC User's Guide UG-2053-Env. Naval Facilities Engineering, Command, Washington, DC.
280. Nemati, K., Bakar, N.K.A., Abas, M.R., Sobhanzadeh, E. (2011) Speciation of heavy metals by modified BCR sequential extraction procedure in different depths of sediments from sungai buloh, selangor, Malaysia, *J. Hazard Mater.*, **192** (1), pp. 402-410.
281. Nguyen, D.D., Tsai, C.L., Hsu, Y.C., Chen, Y.W., Weng, Y.M., Chang, M.B., (2017) PCDD/Fs and dl-PCBs concentrations in water samples of Taiwan, *Chemosphere*, **173**, pp. 603-611.
282. Nieto, M., Sarmiento, A.M., Olías, M., Canovas, C.R., Riba, I., Kalman, J., Delvalls, T.A., (2007) Acid mine drainage pollution in the Tinto and Odiel rivers (Iberian pyrite belt, SW Spain) and bioavailability of the transported metals to the Huelva estuary, *Environ. Int.*, **33**, pp. 445-455, 10.1016/j.envint.2006.11.010.
283. Ninkov, J., Milić, S., Vasin, J., Kicošev, V., Sekulić, P., Zeremski, T., Maksimović, L. (2012) Teški metali u zemljištu i sedimentu potencijalne lokalne ekološke mreže srednjeg Banata, *Ratar. Povrt.*, **49**, 17-23.
284. Nippon, C.C.L., (1996). Dredging method of sand, earth and colloidal sediments from dams, lakes-has first conveyor partly laid on ground and partly on water with float bodies connecting second conveyor through transfer device for dredge transportation.
285. Norpadzlihatun, M. and Voulvoulis, N., (2015) Environmental management for dredging sediments-The requirement of developing nations, *Journal of Environmental Management*, **147**, pp 338-348.

286. Norpadzlihatun, M., (2013), Risk-based decision making framework for the integrated environmental management of dredging sediments, A thesis submitted to Imperial College London for the degree of Doctor of Philosophy, Centre for Environmental Policy Faculty of Natural Sciences, London.
287. Nriagu, J.O. and Pacyna, J.M., (1988) Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals, *Nature*, **333**, pp. 134-139.
288. Nriagu, J.O., (1979) Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace metals to the atmosphere. *Nature*, **279**, 409-411.
289. Nriagu, J.O., (1990) Global metal pollution: poisoning the biosphere? *Environ. Sci. Policy Sustain. Dev.*, **32(7)**, pp. 7-33.
290. Obreht, I., Zeeden, C., Schulte, P., Hambach, U., Eckmeier, E., Timar-Gabor, A., Lehmkuhl, F. (2015) Aeolian dynamics at the Orlovat loess–paleosol sequence, northern Serbia, based on detailed textural and geochemical evidence, *Aeolian Research*, **18**, pp 69-81.
291. ÖNORMS 2088-2 (2000) Austrian Standards on contaminated land management general protocol and generic criteria (trigger values) for risk assessment regarding human exposure and plant uptake (ÖNORM S 2088-2) for soil samples from 0 to 20 cm in depth.
292. Organization, W.H., (1998) Selected Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons-Environmental Health Criteria 202.
293. Orosz, L. and Bierbauer, A. (1994) Extraction and processing of sandy aggregate - to form dry and/or wet concrete mixes, p. HU003275.
294. O'Shea, L., (2002) An economic approach to reducing water pollution: point and diffuse sources, *Science of The Total Environment*, **282–283**, pp 49-63.
295. Oste, L. and Hin, J., (2010). How to assess sediment without sediment environmental quality standards? Netherlands: Deltares.
296. Otten M.T., Webb R. Dredging Systems Used to Meet Remediation Goals - Evaluation of Three Successful Case Histories. In: Proc. of West. Dredg.Ass.WEDA. 2008.
297. Ouyang W., Hao X., Wang L., Xu Y., Tysklind M., Gao X., Lin C., (2019) Watershed Diffuse Pollution Dynamics and Response to Land Development Assessment with Riverine Sediments, *Sci. Total Environ*, **659**, 283–292.
298. Padmalal, D., (2008) Environmental effects of river sand mining: a case from the river catchments of Vembanad lake, *Southwest coast of India Environ. Geol.*, **54**, pp. 879-889.
299. Page, D.S., Boehm, P.D., Douglas, G.S., Bence, A.E., Burns, W.A., Mankiewicz, P.J., (1999) Pyrogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments record past Human activity: a case study in prince william Sound, Alaska, *Mar. Pollut. Bull.*, **38**, pp. 247-260.
300. Pakhomova, S.V., Hall, P.O.J., Kononets, M.Y., Rozanov, A.G., Tengberg, A., Vershinin, A.V. (2007) Fluxes of iron and manganese across the sediment–water interface under various redox conditions, *Marine Chemistry*, **107**, Issue 3, Pages 319-331.
301. Palermo M.R., Averett D.E. Environmental dredging-a state of the art review. 2nd International Symposium on Contaminated Sediments: Characterization, Evaluation,

- Mitigation/Restoration, Management Strategy Performance, Quebec City, Canada: 12–17. 2003.
302. Palermo, M.R., Schroeder, P.R., Estes, T.J. and Francingues.,T.J., (2008) “Technical Guidelines for Environmental Dredging of Contaminated Sediments.” U.S. Army Corps of Engineers, Engineer Research and Development Center, ERDC/EL TR-08-29, Vicksburg, Mississippi. September 2008.
303. Palmer, M.A., Covich, A.P., Finaly, B.J., Gibert, J., Hyde, K.D., Johnson, R.K., Kairesalo, T., Lake, P.S., Lovell, C.R., Naiman, R.J., Ricci, C., Sabater, F. and Strayer, D., (1997) Biodiversity and ecosystem processes in freshwater sediments. *Ambio*, **26**, 571-577.
304. Papazotos, P., Vasileiou, E., Perraki, M., (2020) Elevated groundwater concentrations of arsenic and chromium in ultramafic environments controlled by seawater intrusion, the nitrogen cycle, and anthropogenic activities: The case of the Gerania Mountains, NE Peloponnese, Greece, *Applied Geochemistry*, **121**,104697.
305. Pariatamby, A. and Kee, Y.L., (2016) Persistent organic pollutants management and remediation,*Procedia Environ. Sci.*, **31**, pp. 842-848.
306. Párraga-Aguado, S., Álvarez-Rogel, J., Nazaret González-Alcaraz, M., M. Conesa, H., (2017) Metal mobility assessment for the application of an urban organic waste amendment in two degraded semiarid soils, *Journal of Geochemical Exploration*, **173**, pp 92-98, <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.11.022>.
307. Peng, D., Wu, B., Tan, H., Hou, S., Liu, M., Tang, H., Yu, J., Xu, H. (2019) Effect of multiple iron-based nanoparticles on availability of lead and iron, and micro-ecology in lead contaminated soil, *Chemosphere*, **228**, pp. 44-53.
308. Pensaert, S., Dor, T., Van den Bossche, P., Hendrik, N. and Vandycke, S. (2008) The Svartsjo Project: Environmental Dredging and Dewatering of Pulp-and-paper Sludges, Helmholtz Centre Environmental Research-UFZ, *Permoserstrasse*, **15**, Leipzig D-04318, Germany.
309. Pies C., Hoffmann B., Petrowsky J., Yang Y., Ternes T. A., Hofmann T., (2008). Characterization and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in river bank soils. *Chemosphere*, **72**, 1594 - 1601.
310. Pirard, C., Compere, S., Firquet, K., Charlier, C., (2018) The current environmental levels of endocrine disruptors (mercury, cadmium, organochlorine pesticides and PCBs) in a Belgian adult population and their predictors of exposure, *Int. J. Hyg. Environ. Health*, **221**, pp. 211-222.
311. Pirota, E., Laesser, B.E., Hardaker, A., Riddoch, N., Marcoux, M., Lusseau, D., (2013) Dredging displaces bottlenose dolphins from an urbanised foraging patch, *Marine Pollution Bulletin*, **74**, 396-402.
312. Powers, E., (2001) Sediments in England and Wales: Nature and Extent of the Issues. Environment Agency, Bristol.
313. Protsenko, S., Bobrova, L.S., Butyrina, T.E., Danilov, F.I., (2019) Hydrogen evolution reaction on Cr-C electrocatalysts electrodeposited from a choline chloride based trivalent chromium plating bath *Voprosy khimii i khimicheskoi tekhnologii*, **1**, pp. 61-66.

314. Przydatek, G., and Kanownik, W. (2019) Impact of small municipal solid waste landfill on groundwater quality, *Environmental Monitoring and Assessment*, **191**, 169.
315. Qiao, M., Wang, C., Huang, S., Wang, D., Wang, Z., (2006) Composition, sources, and potential toxicological significance of pahs in the surface sediments of the Meiliang Bay, Taihu Lake, China, *Environ. Int.*, **32** (1), pp. 28-33.
316. Qu, M.K., Wang, Y., Huang, B., Zhao, Y.C., (2018) Source apportionment of soil heavy metals using robust absolute principal component scores-robust geographically weighted regression (RAPCS-RGWR) receptor model, *Sci. Total Environ.* **626**, pp. 203-210.
317. Radenović, D., (2020) Uticaj starenja stabilizovanog i solidifikovanog sedimenta na strukturne karakteristike matriksa i izluživanje metala, Doktorska disertacija, Univerzitet u Novom Sadu, Prirodno-matematički fakultet, Novi Sad.
318. Radenović, D., Kerkez, Đ., Tomašević-Pilipović, D., Dubovina, M., Grba, N., Krčmar, D., Dalmacija, B. (2019) Long-term application of stabilization/solidification technique on highly contaminated sediments with environment risk assessment, *Science of The Total Environment*, **684**, pp. 186-195, ISSN 0048-9697.
319. Ragsdale, S.W., (2007) Nickel and the carbon cycle. *J. Inorg. Biochem.* **101**, 1657–1666. doi: 10.1016/j.jinorgbio.2007.07.014.
320. Rai, D., Eary, L.E., Zahara, J.M., (1989) Environmental chemistry of chromium, *Sci. Total Environ.*, **86**, pp. 15-23.
321. Rainbow, P.S., Poirier, L., Smith, B.D., Brix, K.V., Luoma, S.N., (2006) Trophic transfer of trace metals from the polychaete worm *Nereis diversicolor* to the polychaete *N. virens* and the decapod crustacean *Palaemonetes varians*. *Mar Ecol Prog Ser*, **321**, 167–181.
322. Ram, M.S., Singh, L., Suryanarayana, M.V., Alam, S.T., (2000) Effect of Iron, Nickel, Cobalt on bacterial activity and dynamics during anaerobic oxidation of organic matter. *Water Air Soil Pollut.*, **117**, 305-312.
323. Rana, R.S., Singh, P., Kandari, V., Singh, R., Dobhal, R., Gupta, S., (2017) A review on characterization and bioremediation of pharmaceutical industries' wastewater: An Indian perspective. *Applied Water Science*, **7**, 1-12.
324. Randall, R.E. (2017). "Dredging and Dredged Material Placement." Center for Dredging Studies, Department of Ocean Engineering, Texas A&M University, College Station, TX.
325. Ranieri, E. and Gikas, P., (2014) Effects of plants for reduction and removal of hexavalent chromium from a contaminated soil *Water, Air, & Soil Pollut.*, **225**, pp. 1981-1989.
326. Raskin and Ensley, B. D., (2000) *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment*, John Wiley & Sons, New York, NY, USA.
327. Rauret, G., Lopez-Sanchez, J.F., Sahuquillo, A., Rubio, R., Davidson, C., Ure, A., Quevauviller, P. (1999) Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials, *J. Environ. Monit.*, **1**(1), pp. 57-61.

328. Ravindra K., Wauters E., Van Grieken R., (2008). Variation in particulate PAHs levels and their relation with the transboundary movement of the air masses. *Sci. Total Environ.*, **396**, 100 - 110.
329. Reba, B.V. (1975) Anchoring for floating dredger with cables, winches and anchors—has bow and stern cables guided over hydraulic cylinder-operated pulleys. NL016200.
330. Reddy, K.R., Chua, T. and Richardson, C.J. (2013) Chapter 35: organic phosphorus mineralization in wetland soils, DeLaune, R.D. Reddy, K.R., Richardson, C.J., Megonigal, P.J., (Eds.), *Methods in Biogeochemistry of Wetlands*, Book Series No. 10, Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 683-700.
331. Regadío, M., Ruiz, A.I., de Soto, I.S., Rastrero, M.R., Sánchez, N., Gismera, M.J., Sevilla, M.T., da Silva, P., Procopio, J. M., Cuevas, J. (2012) Pollution profiles and physicochemical parameters in old uncontrolled landfills, *Waste Management*, **32(2)**, 482–497.
332. Revans, A., Ross, D., Gregory, B., Meadows, M., Harries, C., Gronow, J., (1999) Long Term Fate of Metals in Landfill. Sardinia, 99, *Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, 4–7 October, Volume I, pp. 199–206.
333. Rudnick, R.L., Gao, S., (2004) Composition of the continental crust, *Treatise on Geochemistry*, **3**, pp. 1-65.
334. Saeedi, M., Li, L.Y., Karbassi, A.R., Zanjani, A.J. (2013) Sorbed metals fractionation and risk assessment of release in river sediment and particulate matter, *Environ Monit Assess*, **185**, pp. 1737-1754.
335. Saha, N., Zaman, M.R., (2013) Evaluation of possible health risks of heavy metals by consumption of foodstuffs available in the central market of Rajshahi City, Bangladesh. *Environ Monit Assess*, **185(5)**, 3867–3878. doi:10.1007/s10661-012-2835-2.
336. Salimkhani, S., Siahcheshm, K., Kadkhodaie, A., Salimkhani, H. (2021) Structural analysis and the effect of the chromium on LTA (Na) zeolite synthesized from kaolin, *Materials Chemistry and Physics*, **271**, 124957.
337. Salomons, W. and Forstner, U., (1984) Metals in the hydrocycle. USA: Springer Science & Business Media. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-69325-0>.
338. Salomons, W. and Forstner, U., (1980) Trace metal analysis on polluted sediments. II. Evaluation of environmental impact. *Environ. Technol. Lett.*, **1**, 506-517.
339. Samuelsson C., (2004) Mineralization Rates of Organic Matter in Freshwater Sediments when Different Electron Acceptors Dominate, *Master of Science Thesis*, Environmental Science Programme.
340. Sánchez-Hernández, R., Padilla, I., López-Andrés, S., López-Delgado, A., (2018) Single and competitive adsorptive removal of lead, cadmium, and mercury using zeolite adsorbent prepared from industrial aluminum waste, *Desalination and Water Treatment*, **126**, 181–195.
341. Satarug, S., Baker, J.R., Urbanjapol, S., Haswell Elkins, M., Reilly, P.E., Williams, D.J., Moore, M.R., (2003) A global perspective on cadmium pollution and toxicity in non-occupationally exposed population, *Toxicol. Lett.*, **137(1–2)**, pp. 65-83.
342. Schäfer, S., Buchmeier, G., Claus, E., Duester, L., Heininger, P., Körner, A., Mayer, P., Paschke, A., Rauert, C., Reifferscheid, G., Rüdell, H., Schleichtrien, C.,

- Schröter-Kermani, C., Schudoma, D., Smedes, F., Steffen, D. and Vietoris, F., (2015) Bioaccumulation in aquatic systems: methodological approaches, monitoring and assessment. *Environ Sci Eur*, **27**, 5. doi:10.1186/s12302-014-0036-z.
343. Schneider, L., Belgerb, L., Burgerc, J., Vogta, R.C., (2009) Mercury bioaccumulation in four tissues of *Podocnemis erythrocephala* (Podocnemididae: Testudines) as a function of water parameters. *Sci Total Environ.*, **407**, 1048–1054.
344. Schwarzbauer, J., (2010) Organic matter in the hydrosphere. In: Timmis KN (ed) Chapter 20, Handbook of Hydrocarbon and Liquid.
345. Schwertmann, U. and Pfab, G., (1996) Structural vanadium and chromium in lateritic iron oxides: genetic implications, *Geochem. Cosmochim. Acta*, **60(21)**, pp. 4279–4283.
346. Scragg, A., (2006) Environmental Biotechnology, Oxford University Press, Oxford, UK, 2nd edition.
347. Sheehan, C., Harrington, J., Murphy, J.D. (2010) An environmental and economic assessment of topsoil production from dredge material, *Resour Conserv Recycl*, **55**, 209–20.
348. Shen, F., Liao, R., Ali, A., Mahar, A., Guo, D., Li, R. and Zhang, Z., (2017) Spatial distribution and risk assessment of heavy metals in soil near a Pb/Zn smelter in Feng County, China. *Ecotox Environ. Safe.*, **139**, pp. 254–262.
349. Službeni Glasnik RS, br. 23/94, Pravilnik o dozvoljenim količinama opasnih i štetnih materija u zemljištu i vodi za navodnjavanje i metodama njihovog ispitivanja.
350. Službeni Glasnik RS, br. 30/2018, Uredba o graničnim vrednostima zagađujućih, štetnih i opasnih materija u zemljištu.
351. Službeni Glasnik RS, br. 50/12, Uredba o graničnim vrednostima zagađujućih materija u površinskim i podzemnim vodama i sedimentu i rokovima za njihovo dostizanje.
352. Službeni Glasnik RS, br. 56/2010, Pravilnik o kategorijama, ispitivanju i klasifikaciji otpada.
353. Službeni Glasnik RS, br. 96/2010, Pravilnik o utvrđivanju vodenih tela površinskih i podzemnih voda.
354. Smil V., (1999) Nitrogen in crop production: an account of global flows. *Glob. Biogeochem. Cycles*, **13**, 647–62.
355. Smith, L.A., Means, J.L., Chen, A., (1995) Remedial Options for Metals-Contaminated Sites, Lewis Publishers, Boca Raton, Fla, USA.
356. Smith, V.H., Tilman, G.D., Nekola, J.C., (1999) Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, **100**, 179–196.
357. Smith, S.M. and Lee, K.D. (2011) Nitrogen-stimulated growth of algae in surface-water samples collected from freshwater kettle ponds of Cape Cod National Seashore (Massachusetts, USA), *Journal of Freshwater Ecology*, **27**, 1.
358. Somprasong, K., Assawadithalerd, M. (2021) Integrated spatial approaches for long-term monitoring of cadmium contamination caused by rainfall erosion: A case study of overland sediment in Mae Sot, Thailand, *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* **121**, 102961.

359. Song X., Kenston S.S.F., Kong L., Zhao J., (2017) Molecular mechanisms of nickel induced neurotoxicity and chemoprevention. *Toxicology*, **392**, 47–54. doi: 10.1016/j.tox.2017.10.006.
360. Sreekanth, T.V.M., Nagajyothi, P.C., Lee, K.D., Prasad, T.N.V.K.V., (2013) Occurrence, physiological responses and toxicity of nickel in plants. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* **10**, 1129–1140. doi: 10.1007/s13762-013-0245-9.
361. SRPS EN 12880: 2007 Karakterizacija mulja-određivanje suvog ostatka i sadržaja vode
362. SRPS EN 25814:2009 Water quality-Determination of dissolved oxygen - Electrochemical probe method
363. SRPS EN 26777:2009 Water quality-Determination of nitrite - Molecular absorption spectrometric method (ISO 6777:1984)
364. SRPS EN 27888:1993 Water quality-Determination of electrical conductivity
365. SRPS EN 903:2009 Water quality-Determination of anionic surfactants by measurement of the methylene blue index MBAS (ISO 7875-1:1984 modified)
366. SRPS EN ISO 5667-3:2018 Water quality-Sampling-Part 3: Preservation and handling of water samples
367. SRPS EN ISO 5667-6:2017 Water quality-Sampling-Part 6: Guidance on sampling of rivers and streams
368. SRPS EN ISO 6878:2008 Water quality-Determination of phosphorus-Ammonium molybdate spectrometric method
369. SRPS EN ISO 8467:2007 Water quality-Determination of permanganate index
370. SRPS H.Z1.111:1987 Testing of industrial waters-Measurement of pH-Potentiometric method
371. SRPS H.Z1.184:1974 Water testing-Determination of ammonia
372. SRPS ISO 11465:2002 Soil quality-Determination of dry matter and water content on a mass basis-Gravimetric method-Technical Corrigendum 1
373. SRPS ISO 5667-11:2019 Water quality-Sampling-Part 11: Guidance on sampling of groundwaters
374. SRPS ISO 5667-12:1995 Water quality-Sampling-Part 12: Guidance on sampling of bottom sediments
375. SRPS ISO 5667-4:2019 Water quality-Sampling-Part 4: Guidance on sampling from lakes, natural and man-made
376. SRPS ISO 6060:1994 Water quality-Determination of the chemical oxygen demand
377. SRPS ISO 6439:1997 Water quality-Determination of phenol index-4-Aminoantipyrine spectrometric methods after distillation
378. SRPS ISO 7890-3:1994 Water quality-Determination of nitrate-Part 3: Spectrometric method using sulfosalicylic acid
379. SRPS ISO 8245:2007 Water quality-Guidelines for the determination of total organic carbon (TOC) and dissolved organic carbon (DOC)
380. SRPS ISO 9297:1997 Water quality-Determination of chloride-Silver nitrate titration with chromate indicator (Mohr's method)

381. Sruthi, S.N., Shyleshchandran, M.S., Mohan, M., Ramasamy, E.V., (2018) Distribution of priority pollutants in the sediment of vembnad estuary, peninsular India, *Mar. Pollut. Bull.*, **133**, 294-303.
382. Stigliani W., (1993) Chemical time bombs: definition, concepts and examples. International Institute for Applied Systems Analysis, Luxembourg.
383. Strayer, D.L., May, S.E., Nielsen, P., Wollheim, W. and Hausam, S., (1997) Oxygen, organic matter, and sediment granulometry as controls on hyporheic animal communities. *Archiv für Hydrobiologie*, **140(1)**, 131-144.
384. Su, S., (2002) Potential long-term ecological impacts caused by disturbance of contaminated sediments: a case study *Environ. Manage.*, **29**, pp. 234-249.
385. Tessier, P.G.C., (1979) Campbell and M. Bisson, *Anal Chem*, **51**, 844.
386. Thibodeaux, L.J. and Duckworth, K.T., (2001) The effectiveness of environmental dredging: a study of three sites, *Remediat. J.*, **11**, pp. 5-33.
387. Thorn, M.F.C. (1975) Loading and consolidation of dredged silt in a trailer suction hopper dredger, First International Symposium on Dredging Technology, B1-1–B1-14.
388. Țigănuș, D., Coatu, V., Luminița, L., Oros, A., Spînu, A.D., (2013) Identification of the sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from the Romanian black sea sector, *Cercetari Marine*, **43**, pp. 187-196.
389. Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W.H., Simberloff, D. and Swackhamer, D., (2001) *Forecasting agriculturally driven global environmental change. Science*, **292(5515)**, 281-284.
390. Tobiszewski, M. and Namieśnik, J., (2012) PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources, *Environ. Pollut.*, **162**, pp. 110-119.
391. Trang, V. and Keat, T., (2010) A Review of the Current State-of-the-arts on the Application of Silt Screens as Sediment Control Equipment in Open Water, pp. 60-66.
392. Tremblay A., Lucotte M., Schetagne R., (1998) Total Mercury and Methylmercury Accumulation in Zooplankton of Hydroelectric Reservoirs in Northern Quebec (Canada), *Sci. Total Environ.*, **213**, 307–315.
393. Turekian, K.K., Steele, J.H., Thorpe, S.A. (2010) A derivative encyclopedia of ocean sciences, *Clim Oceans*, **1**, 1–647.
394. Tyohemba, R.L., Pillay, L., Humphries, M.S., (2020) Herbicide residues in sediments from Lake St Lucia (iSimangaliso World Heritage Site, South Africa) and its catchment areas: Occurrence and ecological risk assessment, *Environmental Pollution*, **267**, 115566.
395. Umar, Z., Hussain Shahzad, S.J., Kenourgios, D., (2019) Hedging U.S. metals & mining Industry's credit risk with industrial and precious metals, *Resour. Pol.*, **63**, 101-472.
396. UNEP (2017) The 16 New POPs added to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants.
397. Ure, A.M., Quevauviller, P., Muntau, H., Griepink, B., (1993) Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of

- extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission of the European Communities, *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, **51**, pp. 135-151.
398. USACE. 2008. Technical Guidelines for Environmental Dredging of Contaminated Sediments. ERDC/EL TR-08-29. <http://el.erd.c.usace.army.mil/elpubs/pdf/trel08-29.pdf>.
399. USDHHS, *Toxicological profile for lead*, United States Department of Health and Human Services, Atlanta, Ga, USA, 1999.
400. USEPA (1998) P.C. Grevatt (Ed.), *Toxicological Review of Trivalent Chromium*, US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.
401. USEPA (2001) *Methods for Collection, Storage and Manipulation of Sediments for Chemical and Toxicological Analysis: Technical Manual*. EPA 905-R96-00. US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.
402. USEPA (2012) *Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories* Agency, Office of Water, US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
403. USEPA Method 1311, (2003) *Toxicity Characteristic Leaching Procedure, Test Methods for Evaluation of Solid Wastes, Physical/Chemical Methods, SW846*, URL: <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/pdfs/1311.pdf>, United States Environmental Protection Agency.
404. USEPA, (1996), *Test Methods for Evaluating Solid Wastes, Physical/Chemical Methods, SW-846*. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, D.C.
405. USEPA, (2007) Carlson's trophic state index. *Aquatic Biodiversity*, <http://www.epa.gov/bioindicators/aquatic/carlson.html>.
406. USEPA, (2016) Sources, stressors & responses, Nutrients, http://www3.epa.gov/caddis/ssr_nut_int.html.
407. USEPA. 2005. *Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC, OSWER 9355.0-85.
408. USGS, United States Geological Survey, (2019) <https://www.usgs.gov/centers/nmic/copper-statistics-and-information>.
409. Vădineamu, A., (1990) "Considerations on the significance of holistic approach of the heavy metals and radioactive pollution problems. Nature Protection". *Ocrotirea Naturii*, **1(1)**, 51–54.
410. Valdes, J., Guinez, M., Castillo, A., Vega, S.E., (2014) Cu, Pb, and Zn content in sediments and benthic organisms from San Jorge Bay (northern Chile): accumulation and biotransference in subtidal coastal systems. *Ceinc. Mar.* **40**, 45–58.
411. Van Dijk, G., Nijp, J.J., Metselaar, K., Lamers, L.P.M. and Smolders, A.J.P., (2016) Salinity-induced increase of the hydraulic conductivity in the hyporheic zone of coastal wetlands. *Hydrological Processes*, **3(4)**, 880-890.
412. Van Rijn, L.C., (1993) *Principles of sediment transport in rivers, estuaries and coastal seas*, Aqua Publications, The Netherlands 831.
413. Verger, L., Dargaud, O., Chassé, M., Trcera, N., Rousse, G., Cormier, L., (2018) Synthesis, properties and uses of chromium-based pigments from the Manufacture de Sèvres, *J. Cult. Herit.*, **30**, pp. 26-33.

414. Vincent, J.B., (2017) New evidence against chromium as an essential trace element, *J. Nutr.*, **147(12)**, pp. 2212-2219.
415. Vogelweith, F. and Thiéry, D., (2018) An assessment of the non-target effects of copper on the leaf arthropod community in a vineyard, *Biol. Contr.*, **127**, 94-100.
416. Volpi Ghirardini A., Girardini M., Marchetto D., Pantani C. (2009). Microtox solid phase test: effect of diluent used in toxicity test. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **72**, 851–861.
417. Von Wachenfeldt, E. and Tranvik, L.J., (2008) Sedimentation in boreal lakes: the role of flocculation of allochthonous dissolved organic matter in the water column. *Ecosystems New York, N.Y.*, 11(5)
418. Wahidullah Safi, Sandeep Singh, Efficient & effective improvement and stabilization of clay soil with waste materials, *Materials Today: Proceedings*, 2021.
419. Wan, X., Pan, X., Wang, B., Zhao, S., Hu, P., Li, F., Boulanger, B., (2011) Distributions, historical trends, and source investigation of polychlorinated biphenyls in Dianchi Lake, *ChinaChemosphere*, **85**, pp. 361-367.
420. Watanabe, K. (2001) Microorganisms relevant to bioremediation, *Curr. Opin. Biotechnol.*, **12**, pp. 237-241.
421. Weber, R., Herold, C., Hollert, H., Kamphues, J., Blepp, M., Ballschmiter, K., (2018) Reviewing the relevance of dioxin and PCB sources for food from animal origin and the need for their inventory, control and management, *Environ. Sci. Eur.*, **30 (1)**, p. 42.
422. Weggler, K., McLaughlin, M.J., and Graham, R.D., (2004) “Effect of Chloride in Soil Solution on the Plant Availability of Biosolid-Borne Cadmium,” *Journal of Environmental Quality*, vol. **33**, no. 2, pp. 496–504.
423. Weiner, E.R., (2008) Application of Environmental Aquatic Chemistry. *Taylor and Francis*, L.L.C. U S A. 109 pp.
424. Westheimer F.H., (1987) Why nature chose phosphates, *Science*, **235**, 1173–77.
425. Wetzel, R.G., (1983) *Limnology*. 2nd ed. Philadelphia: Saunders Company.
426. Whitton, B.A., (1970) Toxicity of heavy metals to freshwater algae: a review, *Phykos*, **9**, pp. 116-125.
427. WHO (2003) Chromium in Drinking-Water World Health Organization WHO, Geneva, Switzerland.
428. WHO (2019) Chromium in Drinking-Water, Draft Background Document for Development of WHO Guidelines for Drinking-Water Quality World Health Organization, Geneva, Switzerland.
429. Withers, P.J.A, Jarvie, H.P., Hodgkinson, R.A., (2009) Characterization of phosphorus sources in rural watersheds, *J. Environ. Qual.*, **38**, pp. 1998-2011.
430. Withers, P.J.A. and Haygarth, P.M., (2007) Haygarth Agriculture, phosphorus and eutrophication: A European perspective *Soil Use & Management*, **23**, pp. 1-4.
431. Withers, P.J.A., Neal, C., Jarvie, H.P., (2014) Agriculture and eutrophication: where do we go from here? *Sustainability*, **6**, pp. 5853-5875.
432. Wojtkowska, M., Jan, B. and Witesk, A. (2016) Assessment of the hazard posed by metal forms in water and sediments, *Science of The Total Environment* **551–552**, 387–392.

433. Wood, P., Armitage, P., (1997) Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment, *Environmental Management*, **21**, 203–217.
434. Wu, J., Hu, J., Wang, S., Jin, J., Wang, R., Wang, Y., Jin, J., (2018) Levels, sources, and potential human health risks of PCNs, PCDD/Fs, and PCBs in an industrial area of Shandong Province, China, *Chemosphere*, **199**, pp. 382-389.
435. Wu, X., Yue, B., Su, Y., Wang, Q., Huang, Q., Wang, Q., Cai, H. (2016) Pollution characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in common used mineral oils and their transformation during oil regeneration, *J. Environ. Sci.*, 10.1016/j.jes.2016.06.036.
436. Xia, F., Niu, X., Qu, L., Dahlgren, R.A., Zhang, M., (2021) Integrated source-risk and uncertainty assessment for metals contamination in sediments of an urban river system in eastern China, *CATENA*, **203**, 105277.
437. Xu, D., Gao, B., Gao, L., Zhou, H., Zhao, X. and Yin, S., (2016a) Characteristics of cadmium remobilization in tributary sediments in Three Gorges Reservoir using chemical sequential extraction and DGT technology, *Environ. Pollut.*, **218**, pp. 1094-1101.
438. Xu, X., Cao, Z., Zhang, Z., Li, R., Hu, B., (2016b) Spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in the surface sediments of the Bohai and Yellow Seas. *Mar. Pollut. Bull.* **110(1)**, 596–602.
439. Xu, M., Yan, R., Zheng, C., Qiao, Y., Han, J., Sheng, C., (2004) Status of trace element emission in a coal combustion process: a review, *Fuel Process. Technol.*
440. Yang, X., Meng, L., Meng, F., (2019) Combination of self-organizing map and parallel factor analysis to characterize the evolution of fluorescent dissolved organic matter in a full-scale landfill leachate treatment plant, *Sci. Total Environ.*, **654**, pp. 1187-1195.
441. Yim, Y.J., and Park, S.J., (2019) Effect of silver-plated expanded graphite addition on thermal and electrical conductivities of epoxy composites in the presence of graphite and copper, *Compos. Appl. Sci. Manuf.*, **123**, 253-259.
442. Yruela, I., (2009) Copper in plants: acquisition, transport and interactions, *Funct. Plant Biol.*, **36**, 409-430.
443. Yuhai, D., and Hongwei, L., (2010) Mechanical Technology for Dyke Reinforcement by Sediment Discharge in the Lower Reaches of the Yellow River Yellow River Conservancy Press, Chengdong Lu, Zhengzhou, Henan 450004, Peoples R China.
444. Yunker M. B., Macdonald R.W., Vingarzan R., Mitchell R. H., Goyette D., Sylvestre S., (2002). PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochem.*, **33**, 489-515.
445. Yvon-Durocher, G., Jones, J.I., Trimmer, M., Woodward, G. and Montoya, J.M., (2010) Warming alters the metabolic balance of ecosystems.
446. Zennegg, M., Kohler, M., Hartmann, P.C., Sturm, M., Gujer, E., Schmid, P., Gerecke, A.C., Heeb, N.V., Kohler, H.P.E., Giger, W., (2007) The historical record of PCB and PCDD/F deposition at Greifensee, a lake of the Swiss plateau, *between 1848 and 1999 Chemosphere, Halogenated Persistent Organic Pollutants Dioxin 2004*, **67**, pp. 1754-1761.

447. Zeremski, T., (2005) Određivanje sadržaja teških metala i njihovog oblika vezivanja u černozeu Vojvodine metodom sekvencijalne ekstrakcije, Magistarska teza, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu.
448. Zhang, D.W., Zhang, X., Tian, L., Ye, F., Huang, X.P., Zeng, Y.Y., Fan, M.L., (2013) Seasonal and spatial dynamics of trace elements in water and sediment from Pearl River Estuary, South China. *Environ. Earth Sci.*, **68**(4), 1053–1063.
449. Zhang, J., Yang, B., Chen, T., Sun, X., Chen, C. (2016) Metal speciation and pollution assessment of Cd and Pb in intertidal sediments of Donghai Island, China, *Regional Studies in Marine Science*, **6**, pp. 37-48.
450. Zhang, J.Z. and Millero, F.J. (1993) The chemistry of the anoxic waters in the Cariaco Trench, Deep Sea Research Part I: *Oceanographic Research Papers*, **40**, Issue 5, Pages 1023-1041.
451. Zhang, R., Zeng, F., Liu, W., Zeng, R.J., Jiang, H., (2014) Precise and economical dredging model of sediments and its field application: case study of a river heavily polluted by organic matter, nitrogen, and phosphorus *Environ. Manage.*, **53**, pp. 1119-1131.
452. Zhang, X., Cheng, S., Zhu, C., Sun, S. (2006) Microbial PAH-degradation in soil: degradation pathways and contributing factors, *Pedosphere*, **16**, pp. 555-565.
453. Zhang, Y., Li, H., Yin, J., Zhu, L. (2021) Risk assessment for sediment associated heavy metals using sediment quality guidelines modified by sediment properties, *Environmental Pollution*, **275**, 115844.
454. Zhou, S., Hosomi, M., (2008) Nitrogen transformations and balance in a constructed wetland for nutrient-polluted river water treatment using forage rice in Japan, *Ecol Eng*, **32**, pp. 147-155.
455. Zhu, X., Chang, Y., Chen, Y., (2010) Toxicity and bioaccumulation of TiO₂ Nanoparticle aggregates in *Daphnia magna*. *Chemosphere*, **78**, 209–215.
456. Ziyath, A.M., Mahbub, P., Goonetilleke, A., Adebajo, M.O., Kokot, S., Oloyede, A., (2011) Influence of Physical and Chemical Parameters on the Treatment of Heavy Metals in Polluted Stormwater Using Zeolite—A Review, *Journal of Water Resource and Protection*, **3**, 758-767.
457. Zoumis, T., Schimdt, A., Grigorova, L. and Calmano, W., (2001) Contaminants in sediments: remobilisation and demobilisation. *The Science of the Total Environment*, **266**, 195-202.

7. ПРИЛОГ

Табела П-1. Пеарсонова матрица корелације тешких метала и других испитиваних параметара у седименту северног дела канала Бегеј

Варијансе	Ni	Zn	Cd	Cr	Cu	Pb	As	Hg	PAH ₁₆	Глина	Органска материја	InP b	DahA b
Ni	1,000												
Zn	0,640*	1,000											
Cd	0,349	0,290	1,000										
Cr	0,639*	0,538**	0,148	1,000									
Cu	0,353	0,121	0,133	0,483	1,000								
Pb	0,285	-0,222	0,076	0,432	0,680*	1,000							
As	-0,234	-0,192	-0,189	-0,020	-0,197	-0,173	1,000						
Hg	0,436	0,468	0,200	0,556*	0,380	0,111	0,378	1,000					
PAH₁₆	-0,085	-0,236	0,240	-0,378	-0,398	-0,184	-0,143	-0,442	1,000				
Глина	0,292	0,249	0,334	0,144	-0,323	-0,222	0,088	0,113	0,179	1,000			
Органска материја	0,203	0,250	0,126	0,410	0,080	0,085	0,139	0,538*	0,012	0,148	1,000		
InP b	0,102	-0,056	0,591*	-0,216	-0,223	-0,042	-0,177	-0,211	0,892*	0,233	0,152	1,000	
DahA b	0,092	-0,060	0,462	-0,168	-0,273	-0,096	-0,169	-0,293	0,933*	0,287	0,106	0,947*	1,000

*Значај на нивоу вероватноће 0,01 (двострани)

** Значај на нивоу вероватноће 0,05 (двострани)

Табела П-2. Оптерећења петнаест испитиваних параметара у седименту на значајним главним компонентама за идентификацију четири Веримаксова фактора за сваки период истраживања односно 2007. и 2014.годину

		Варијансе	ВФ1	ВФ2	ВФ3	ВФ4
Период истраживања током 2007, године	Ant		-0,320	0,708	-0,188	-0,218
	BaP		0,398	0,600	0,123	0,435
	DahA		0,436	0,049	0,078	0,737
	PAH ₁₆		0,095	0,738	0,134	0,428
	Минерална уља		0,478	-0,059	-0,017	0,668
	Глина		-0,065	0,062	0,008	-0,774
	Органска материја		0,208	-0,233	0,543	0,670
	Ni		0,237	0,779	-0,180	-0,223
	Zn		0,015	0,376	-0,098	0,600
	Cd		0,788	0,105	-0,095	0,311
	Cr		0,786	0,064	-0,112	0,038
	Cu		0,681	0,468	0,272	0,174
	Pb		0,802	-0,104	0,254	0,204
	As		-0,133	-0,080	0,888	0,032
	Hg		0,163	0,019	0,900	-0,054
	Сопствена вредност		5,059	2,600	1,719	1,464
Укупна варијанса %		33,729	17,334	11,462	9,761	
Кумулативна варијанса %		33,729	51,064	62,526	72,287	
		Варијансе	АФ1	АФ2	АФ3	АФ4
Период истраживања током 2014, године	Ant		-0,064	-0,206	0,842	0,077
	BaP		-0,209	-0,906	0,064	-0,118
	DahA		0,482	0,491	-0,215	0,267
	PAH ₁₆		0,100	-0,805	0,224	-0,097
	Минерална уља		-0,111	-0,151	0,807	0,094
	Глина		-0,305	-0,142	-0,017	-0,797
	Органска материја		0,812	0,141	-0,163	0,326
	Ni		0,872	0,018	-0,161	0,120
	Zn		0,869	-0,032	-0,108	0,199
	Cd		0,735	0,218	0,031	-0,047
	Cr		0,672	0,168	0,079	-0,016
	Cu		0,844	-0,043	0,082	-0,049
	Pb		0,637	0,147	0,600	-0,047
	As		0,295	0,600	0,084	-0,617
	Hg		0,050	0,216	0,356	0,619
	Сопствена вредност		5,281	2,379	1,621	1,480
Укупна варијанса %		35,205	15,862	10,809	9,864	
Кумулативна варијанса %		35,205	51,067	61,876	71,739	

Табела П-3. Пеарсонова матрица корелације тешких метала и других параметара за све профиле седимента Великог Бачког канала за 2007. годину

Варијансе	Ant	BaP	DahA	PAH ₁₆	Мин, уља	Глина	Органска материја	Ni	Zn	Cd	Cr	Cu	Pb	As	Hg
Ant	1,000														
BaP	0,118	1,000													
DahA	-0,299	0,610	1,000												
		*													
PAH ₁₆	0,392	0,637	0,455	1,000											
	**	*	*												
Мин, уља	-0,327	0,350	0,504	0,301	1,000										
		**	*												
Глина	0,194	-0,346	-0,656	-0,277	-0,348	1,000									
		**	*		**										
Органска материја	-0,371	0,171	0,514	0,237	0,671	-0,466*	1,000								
	**		*		**										
Ni	0,434	0,294	-0,082	0,452	0,002	0,162	-0,356	1,000							
	**		*	*			**								
Zn	0,039	0,425	0,333	0,300	0,462	-0,191	0,268	0,200	1,000						
		**			*										
Cd	-0,167	0,348	0,483	0,233	0,632	-0,256	0,355	0,302	0,334	1,000					
		**	*		*		**								
Cr	-0,093	0,458	0,439	0,210	0,343	-0,130	0,117	0,064	-0,093	0,464	1,000				
		*	**							*					
Cu	-0,059	0,634	0,402	0,397	0,393	-0,199	0,287	0,445	0,392	0,579	0,527	1,000			
		*	**	**	**			*	**	*	*				
Pb	-0,338	0,373	0,523	0,164	0,491	-0,219	0,459	0,025	0,040	0,692	0,483	0,482	1,000		
		**	*		*		*			*	*	*			
As	-0,168	0,039	-0,018	0,091	0,029	-0,006	0,480	-0,240	-0,148	-0,163	-0,156	0,062	0,142	1,000	
							*								
Hg	-0,226	0,147	0,160	0,050	-0,058	0,017	0,464	-0,093	-0,025	0,049	-0,032	0,407	0,309	0,625	1,000
							*					**		*	

*Значај на нивоу вероватноће 0,01 (двострани)

** Значај на нивоу вероватноће 0,05 (двострани)

Табела П-4. Пеарсонова матрица корелације тешких метала и других параметара за све профиле седимента Великог Бачког канала за 2014.године

Варијансе	Ant	BaP	DahA	PAH ₁₆	Мин. уља	Глина	Органска материја	Ni	Zn	Cd	Cr	Cu	Pb	As	Hg
Ant	1,000														
BaP	0,167	1,000													
DahA	-0,261	-0,510	1,000												
		*													
PAH₁₆	0,327	0,761	-0,248	1,000											
		*													
Мин. уља	0,626	0,210	-0,270	0,134	1,000										
	*														
Глина	-0,110	0,313	-0,411	0,092	-0,002	1,000									
			**												
Органска материја	-0,235	-0,354	0,418	-0,151	-0,212	-0,512	1,000								
		**	**			*									
Ni	-0,096	-0,283	0,490	-0,070	-0,177	-0,347	0,688	1,000							
			*			**	*								
Zn	-0,158	-0,209	0,426	-0,021	-0,042	-0,365	0,777	0,799	1,000						
			**			**	*	*							
Cd	-0,062	-0,282	0,435	-0,058	-0,156	-0,215	0,543	0,696	0,598	1,000					
			**				*	*	*						
Cr	-0,010	-0,240	0,359	-0,041	-0,083	-0,244	0,631	0,507	0,368	0,385	1,000				
			**				*	*	**	**					
Cu	0,004	-0,161	0,414	0,104	0,074	-0,176	0,631	0,662	0,803	0,372	0,542	1,000			
			**				*	*	*	**	*				
Pb	0,360	-0,223	0,145	0,089	0,246	-0,170	0,471	0,455	0,426	0,569	0,452	0,472	1,000		
	**						*	*	**	*	*	*			
As	-0,159	-0,457	0,332	-0,199	-0,135	0,224	0,101	0,064	0,113	0,360	0,289	0,288	0,295	1,000	
		*								**					
Hg	0,114	-0,141	0,290	-0,001	0,210	-0,342	0,212	-0,068	0,126	0,124	0,091	0,042	0,283	-0,118	1,000

*Значај на нивоу вероватноће 0,01 (двострани)

** Значај на нивоу вероватноће 0,05 (двостран)

Табела П-5. Оптерећења тринаест испитиваних параметара у седименту на значајним главним компонентама за идентификацију четири Веримаксова фактора на основу северног дела канала Бегеј

Варијансе	Фактор 1	Фактор 2	Фактор 3	Фактор 4
Ni	0,835	0,107	-0,252	0,044
Zn	0,892	-0,121	0,176	0,040
Cd	0,470	0,577	-0,094	0,045
Cr	0,663	-0,172	-0,418	0,338
Cu	0,246	-0,198	-0,850	0,035
Pb	0,006	0,028	-0,913	0,041
As	-0,327	-0,196	0,259	0,744
Hg	0,475	-0,244	-0,163	0,728
РАН ₁₆	-0,218	0,902	0,197	-0,122
Глина	0,439	0,285	0,467	0,188
Органска материја	0,236	0,180	-0,110	0,721
InP b	0,015	0,982	0,049	-0,008
DahA b	0,006	0,964	0,113	-0,046
Expl.Var	2,843	3,348	2,213	1,778
Сопствена вредност	0,219	0,258	0,170	0,137
Укупна варијанса %	3,83	3,18	1,87	1,30
Кумулативна варијанса %	29,50	24,50	14,35	10,00

Табела П-6. Карактеризација површинских вода узводно од активности измуљивања на испитиваним локацијама од 1 до 11

Површинска вода узводно од активности измуљивања		Локације узорковања (од 1 до 6) и класе површинске воде (К)											
Параметри	Јед. мере	1	К	2	К	3	К	4	К	5	К	6	К
Електропроводљивост	uS/cm	445	I	615	I	340	III	590	II	894	II	770	II
pH	-	7,25	I	8,16	I	7,59	I	7,48	II	8,17	II	7,88	II
Растворени кисеоник	mgO ₂ /l	5,70	IV	4,90	IV	3,95	V	7,75	II	3,10	III	3,03	V
Суспендоване материје	mg/l	25	I	6	I	<12	I	111	III	32	III	25	I
ХПК	mgO ₂ /l	101	IV	<16	I	<32	II	<32	II	28	III	<32	III
БПК5	mgO ₂ /l	13	IV	<4	I	16	IV	6	II	7,5	III	<8	III
Укупан азот	mgN/l	1,66	II	0,84	I	6,25	III	2,14	III	0,77	II	0,819	II
Амонијак	mgN/l	<0,02	I	0,14	III	0,061	I	<0,06	II	0,269	III	0,361	III
Нитрати	mgN/l	0,78	I	0,27	I	0,709	I	0,652	II	0,035	II	<0,02	II
Нитрити	mgN/l	0,008	I	0,015	II	0,015	II	0,006	II	0,010	II	<0,002	II
Укупан фосфор	mgP/l	0,062	II	0,058	II	0,126	II	0,449	IV	0,051	II	0,116	II
Ортофосфати	mgP/l	0,058	II	0,052	II	0,081	II	0,134	II	0,046	II	0,030	II
Хлориди	mgCl ⁻ /l	32	I	50	II	17,2	I	<12	II	42	II	28,7	II
Сулфати	mgSO ₄ ²⁻ /l	44	I	49	I	27,6	I	43	II	70	II	42,3	II

Наставак табеле П-6.

Површинска вода узводно од активности измуљивања			Локације узорковања (од 7 до 11) и класе површинске воде (К)								
Параметри	Јед. мере	7	К	8	К	9	К	10	К	11	К
Електропроводљивост	uS/cm	493	II	392	II	370	II	597	II	337	II
pH	-	7,62	II	7,81	II	7,91	II	7,99	II	7,34	II
Растворени кисеоник	mgO ₂ /l	4,14	IV	4,80	IV	5,10	II	5,7	II	3,90	III
Суспендоване материје	mg/l	<12	II	43	V	<12	II	15	II	<6	II
ХПК	mgO ₂ /l	<32	III	48	IV	<32	III	<32	III	<16	II
БПК5	mgO ₂ /l	<8	III	28	V	10	IV	10,9	IV	<4	II
Укупан азот	mgN/l	0,300	II	0,382	II	1,51	II	2,16	III	1,53	II
Амонијак	mgN/l	0,018	II	0,290	III	0,352	III	0,835	IV	0,126	II
Нитрати	mgN/l	0,030	II	<0,04	II	<0,04	II	1,007	II	0,764	II
Нитрити	mgN/l	<0,005	II	0,010	II	0,018	II	0,038	III	0,022	II
Укупан фосфор	mgP/l	0,089	II	0,014	II	0,201	II	0,138	II	0,028	II
Ортофосфати	mgP/l	0,023	II	<0,011	II	0,056	II	0,071	II	0,027	II
Хлориди	mgCl ⁻ /l	35,1	II	18,1	II	18,8	II	30,8	II	22,3	II
Сулфати	mgSO ₄ ²⁻ /l	58,3	II	33,3	II	36,9	II	50,9	II	34,3	II

Табела П-7. Карактеризација површинских вода низводно од активности измуљивања на испитиваним локацијама од 1 до 11

Површинска вода низводно од активности измуљивања			Локације узорковања (од 1 до 6) и класе површинске воде (К)										
Параметри	Јед. мере	1	К	2	К	3	К	4	К	5	К	6	К
Електропроводљивост	uS/cm	446	I	692	I	348	III	585	II	898	II	710	II
pH	-	7,59	I	8,00	I	7,48	I	7,43	II	8,27	II	7,99	II
Растворени кисеоник	mgO ₂ /l	5,46	IV	4,20	IV	3,86	V	8,45	II	3,95	III	3,60	V
Суспендоване материје	mg/l	21	I	22	I	54	III	103	III	63	III	<12	II
ХПК	mgO ₂ /l	100	IV	<16	I	<32	II	<32	II	63	III	<32	II
БПК5	mgO ₂ /l	11	IV	6	III	19	IV	5	II	24	III	<8	II
Укупан азот	mgN/l	0,62	I	1,07	I	3,79	III	2,45	III	0,76	II	1,23	II
Амонијак	mgN/l	<0,02	I	0,41	I	0,128	II	<0,06	II	0,107	II	0,237	III
Нитрати	mgN/l	0,06	I	0,16	I	0,317	I	0,671	II	0,067	II	<0,02	II
Нитрити	mgN/l	0,009	I	0,035	I	0,010	I	0,008	II	0,016	II	<0,002	II
Укупан фосфор	mgP/l	46	II	0,193	II	0,317	III	0,751	IV	0,115	II	0,061	II
Ортофосфати	mgP/l	0,053	II	0,166	II	0,139	III	0,083	II	0,029	II	0,022	II
Хлориди	mgCl ⁻ /l	21	I	51	I	19,1	I	<12	II	42	II	33,7	II
Сулфати	mgSO ₄ ²⁻ /l	0,059	I	64	I	31,7	I	43	II	73	II	37,5	II

Наставак табеле П-7.

Површинска вода низводно од активности измуљивања			Локације узорковања (од 7 до 11) и класе површинске воде (К)								
Параметри	Јед. мере	7	К	8	К	9	К	10	К	11	К
Електропроводљивост	uS/cm	477	II	403	II	370	II	600	II	356	II
рН		7,48	II	7,72	II	7,99	II	7,92	II	7,55	II
Растворени кисеоник	mgO ₂ /l	4,08	IV	3,12	V	3,27	V	5,6	II	4,58	II
Суспендоване материје	mg/l	<12	II	159	V	<12	II	15,5	II	<6	II
ХПК	mgO ₂ /l	<32	II	<32	II	<32	II	84	IV	<16	II
БПК ₅	mgO ₂ /l	<8	II	<8	II	11	IV	13	IV	<4	II
Укупан азот	mgN/l	0,200	II	0,588	II	1,36	II	2,49	III	1,64	II
Амонијак	mgN/l	<0,06	II	0,438	III	0,798	IV	0,887	IV	0,052	II
Нитрати	mgN/l	<0,02	II	<0,04	II	<0,02	II	0,891	II	0,902	II
Нитрити	mgN/l	<0,005	II	0,045	III	<0,005	II	0,042	III	0,015	II
Укупан фосфор	mgP/l	0,101	II	0,036	II	0,132	II	0,177	II	0,030	II
Ортофосфати	mgP/l	0,025	II	0,022	II	0,063	II	0,074	II	0,025	II
Хлориди	mgCl ⁻ /l	34,7	II	19,1	II	20,6	II	30,5	II	28,4	II
Сулфати	mgSO ₄ ²⁻ /l	56,7	II	35,6	II	38,8	II	66,6	II	31,1	II

Табела П-8. Дистрибуција метала у површинским водама низводно од активности измуљивања на испитиваним локацијама од 1 до 11

Површинска вода низводно од активности измуљивања		Локације узорковања (од 1 до 6) и класе површинске воде (К)											
Параметри	Јед. мере	1	К	2	К	3	К	4	К	5	К	6	К
Гвожђе	mg/l	< 0,068	I	0,756	III	0,616	III	0,206	II	< 0,14	II	< 0,1	II
Манган	µg/l	63,24	II	135	II	90,5	II	261	III	91,52	II	44,17	II
Никл	µg/l	< 1,09	-	< 1,09	-	< 2,2	-	< 2,2	-	7,72	-	4,18	-
Цинк	mg/l	< 0,023	-	< 0,011	I	< 0,023	I	< 0,023	II	0,081	II	< 0,023	II
Кадмијум	µg/l	< 0,15	-	< 0,15	-	0,217	-	< 0,15	-	< 0,07	-	< 0,15	-
Хром, укупан	µg/l	< 0,44	-	1,22	I	1,73	I	< 0,9	II	5,52	II	< 0,9	II
Бакар	µg/l	< 0,44	-	5,57	I	5,62	I	4,44	II	8,629	II	1,52	II
Олово	µg/l	< 2,92	-	< 2,92	-	< 5,9	-	< 5,9	-	< 2,92	-	< 5,9	-
Арсен	µg/l	< 2,64	-	< 1,37	-	< 2,6	I	< 2,6	II	21,14	III	2,64	II
Жива	µg/l	< 0,16	-	< 0,16	-	< 0,5	-	< 0,5	-	< 0,16	-	< 0,5	-
Површинска вода низводно од активности измуљивања		Локације узорковања (од 7 до 11) и класе површинске воде (К)											
Параметри	Јед. мере	7	К	8	К	9	К	10	К	11	К		К
Гвожђе	mg/l	0,104	II	1,45	IV	1,26	IV	0,957	III	0,714	III		III
Манган	µg/l	122	III	153	V	264	III	44,8	II	99	II		II
Никл	µg/l	< 2,2	-	2,82	-	13,2	-	< 1,06	-	< 1,06	-		-
Цинк	mg/l	0,075	II	0,062	II	< 0,023	II	0,080	II	< 0,023	II		II
Кадмијум	µg/l	< 0,15	-	< 0,15	-	< 0,15	-	< 0,15	-	< 0,07	-		-
Хром, укупан	µg/l	< 0,90	II	< 0,90	II	1,49	II	14,9	II	0,109	III		III
Бакар	µg/l	2,53	II	14,6	II	5,29	II	43,0	II	0,061	II		II
Олово	µg/l	< 5,9	-	< 5,9	-	1,71	-	< 2,92	-	< 2,92	-		-
Арсен	µg/l	6,79	II	6,30	II	5,12	II	11,8	III	< 1,28	II		II
Жива	µg/l	< 0,5	-	< 0,5	-	< 0,5	-	< 0,16	-	< 0,16	-		-

Табела П-9. Дистрибуција метала у површинским водама узводно од активности измуљивања на испитиваним локацијама од 1 до 11

Површинска вода узводно од активности измуљивања		Локације узорковања (од 1 до 6) и класе површинске воде (К)											
Параметри	Јед. мере	1	К	2	К	3	К	4	К	5	К	6	К
Гвожђе	mg/l	< 0,14	<i>I</i>	< 0,068	<i>I</i>	0,427	<i>II</i>	0,216	<i>II</i>	< 0,068	<i>II</i>	< 0,1	<i>II</i>
Манган	µg/l	62,92	<i>II</i>	38	<i>I</i>	106	<i>III</i>	273	<i>III</i>	73,04	<i>I</i>	26,03	<i>II</i>
Никл	µg/l	< 1,09	-	< 1,09	-	< 2,2	-	< 2,2	-	< 1,06	-	< 2,2	-
Цинк	mg/l	< 0,023	<i>I</i>	< 0,011	-	< 0,023	<i>I</i>	< 0,023	<i>II</i>	0,030	<i>II</i>	< 0,023	<i>II</i>
Кадмијум	µg/l	< 0,15	-	< 0,15	-	2,14	-	< 0,15	-	< 0,07	-	< 0,15	-
Хром, укупан	µg/l	< 0,44	<i>I</i>	< 0,9	-	7,12	<i>I</i>	21,1	<i>II</i>	< 0,44	<i>II</i>	< 0,9	<i>II</i>
Бакар	µg/l	< 0,44	<i>I</i>	3,70	-	6,08	<i>I</i>	3,79	<i>II</i>	< 0,45	<i>II</i>	< 0,9	<i>II</i>
Олово	µg/l	< 2,92	-	< 2,92	-	< 5,9	-	< 5,9	-	< 2,92	-	< 5,9	-
Арсен	µg/l	< 2,64	<i>I</i>	< 1,37	-	< 2,6	<i>I</i>	< 2,6	<i>II</i>	16,43	<i>III</i>	2,65	<i>II</i>
Жива	µg/l	< 0,5	-	< 0,16	-	< 0,5	-	< 0,5	-	< 0,16	-	< 0,5	-
Површинска вода узводно од активности измуљивања		Локације узорковања (од 7 до 11) и класе површинске воде (К)											
Параметри	Јед. мере	7	К	8	К	9	К	10	К	11	К		К
Гвожђе	mg/l	0,139	<i>II</i>	0,622	<i>III</i>	0,960	<i>III</i>	0,884	<i>III</i>	0,798	<i>III</i>		<i>III</i>
Манган	µg/l	118	<i>III</i>	259	<i>III</i>	250	<i>III</i>	33,7	<i>II</i>	0,93	<i>II</i>		<i>II</i>
Никл	µg/l	< 2,2	-	< 2,2	-	45,4	-	< 1,06	-	< 1,06	-		-
Цинк	mg/l	0,075	<i>II</i>	0,054	<i>II</i>	0,053	<i>II</i>	0,032	<i>II</i>	< 0,023	<i>II</i>		<i>II</i>
Кадмијум	µg/l	< 0,15	-	< 0,15	-	< 0,15	-	< 0,15	-	< 0,07	-		-
Хром, укупан	µg/l	< 0,90	<i>II</i>	< 0,90	<i>II</i>	4,52	<i>II</i>	5,2	<i>II</i>	0,107	<i>II</i>		<i>II</i>
Бакар	µg/l	3,18	<i>II</i>	0,235	<i>III</i>	18,9	<i>II</i>	6,6	<i>II</i>	0,060	<i>II</i>		<i>II</i>
Олово	µg/l	< 5,9	-	< 5,9	-	1,58	-	< 2,92	-	< 2,92	-		-
Арсен	µg/l	5,10	<i>II</i>	5,59	<i>II</i>	6,92	<i>II</i>	10,5	<i>III</i>	< 2,6	<i>II</i>		<i>II</i>
Жива	µg/l	< 0,5	-	< 0,5	-	< 0,5	-	< 0,16	-	< 0,16	-		-

Табела П-10. Физичко-хемијска карактеризација подземних вода на четири истраживачка пијезометра П-1, П-2, П-3 и П-4

Параметар	Јединица	Пијезометар 1	Пијезометар 2	Пијезометар 3	Пијезометар 4	Референтна вредност
Дубина	<i>m</i>	3,25	3,10	2,10	3,10	/
Температура ваздуха	°C	12,5	12,8	13,2	30,0	/
Температура воде	°C	15,6	14,6	14,8	15,6	/
<i>pH</i>		7,49	7,62	7,58	7,27	/
Електропроводљивост	$\mu S/cm$	468	523	517	693	/
Растворени кисеоник	mgO_2/l	1,67	1,88	1,18	2,5	/
Суспендоване материје	mg/l	915	21,5	30	152	/
Укупан суви остатак	mg/l	1297	483	530	407	/
ХПК	mgO_2/l	103	11,31	11,31	<32	/
БПК5	$mg O_2/l$	25	8,6	7,5	9	/
Укупни органски угљеник	mg/l	3,4	1,92	2,0	4,3	/
Укупан азот	mgN/l	10,6	4,59	2,79	21,7	/
Укупан азот по Кјелдал-у	mgN/l	10,6	4,57	2,78	10,9	/
Амонијак	mgN/l	8,514	2,455	1,939	10,9	/
Нитрати	mgN/l	0,014	0,014	0,007	10,6	50 ⁽¹⁾
Нитрити	mgN/l	0,0014	0,003	0,006	0,18	/

Наставак табеле П-10.

Параметар	Јединица	Пијезометар 1	Пијезометар 2	Пијезометар 3	Пијезометар 4	Референтна вредност
Укупан фосфор	mgP/l	0,500	0,129	0,847	<0,005	/
Ортофосфати	mgP/l	0,168	0,048	0,253	0,295	/
Тврдоћа	mgCaCO ₃ /l	383	3,53	3,53	0,241	/
Хлориди	mgCl/l	24	21	22	32	/
Сулфати	mgSO ₄ ²⁻ /l	35	29	25	61	/
Детрџенти	mg/l	0,042	0,042	0,042	<0,12	/
Феноли	mg/l	0,018	0,018	0,018	0,302	/
Гвожђе	mg/l	31,58	7,59	6,15	0,95	/
Манган	µg/l	6638	4582	6248	870	/
Никл	µg/l	40,87	0,749	0,749	5,67	75 ⁽²⁾
Цинк	mg/l	2,912	1,275	0,326	2,37	0,8 ⁽²⁾
Кадмијум	µg/l	0,049	0,049	0,049	<0,15	6 ⁽²⁾
Хром	µg/l	20,6	0,311	0,634	2,49	30 ⁽²⁾
Бакар	µg/l	67,6	8,8	25,7	28,8	75 ⁽²⁾
Олово	µg/l	62,7	2,06	2,06	24,6	75 ⁽²⁾
Арсен	µg/l	196	10,89	6,54	46,3	60 ⁽²⁾
Жива	µg/l	0,113	0,113	0,113	<0,16	0,3 ⁽²⁾

(1) Уредба „Сл. Гласник РС“, бр. 50/2012

(2) Уредба „Сл. Гласник РС“, бр. 30/2018

Табела П-11. Карактеризација површинских вода узводно и низводно од активности измуљивања на устави Итебеј

Површинска вода		узводно од активности измуљивања 12.5.2021.		низводно од активности измуљивања 12.5.2021.		низводно од активности измуљивања 17.5.2021.		низводно од активности измуљивања 22.5.2021.	
Параметри	Јед. мере	/	К	/	К	/	К	/	К
Електропроводљивост	uS/cm	320	II	339	II	310	II	358	II
pH	-	7,41	II	7,40	II	7,38	II	7,42	II
Растворени кисеоник	mgO ₂ /l	6,81	II	6,48	II	7,78	II	6,36	II
Суспендоване материје	mg/l	<12	II	<12	II	<12	II	<12	II
ХПК	mgO ₂ /l	<32	II/III	<32	II/III	48	IV	<32	II/III
БПК5	mgO ₂ /l	<8	II/III	<8	II/III	19	IV	<8	II/III
Укупан азот	mgN/l	2,24	III	1,94	II	1,77	II	2,86	III
Амонијак	mgN/l	0,42	III	0,06	II	<0,06	II	<0,06	II
Нитрати	mgN/l	1,44	II	1,45	II	1,28	II	1,14	II
Нитрити	mgN/l	0,109	III	0,114	III	0,055	III	0,064	III
Укупан фосфор	mgP/l	0,535	IV	0,490	IV	0,099	II	0,145	II
Ортофосфати	mgP/l	0,117	III	0,094	II	<0,011	II	0,126	II
Хлориди	mgCl/l	20	II	20	II	17	II	14	II
Сулфати	mgSO ₄ ²⁻ /l	31	II	30	II	54	II	60	II

Табела П-12. Физичко-хемијска карактеризација подземних вода након депоновања седимента

Параметри	Јед.	Ниске подземне воде 2017			Високе подземне воде 2017			Контролни мониторинг (2018)				Референтне вредности
		П-2	П-3	П-4	П-2	П-3	П-4	П-1	П-2	П-3	П-4	
Дубина	<i>m</i>	3,9	2,3	4,0	3,5	2,1	3,5	4,82	4,84	3,26	4,90	/
Температура ваздуха	$^{\circ}C$	30,0	30	30,0	20,1	20,2	20,4	17,1	17,1	17,1	17,1	/
Температура воде	$^{\circ}C$	15,0	15,9	16,7	16,8	16,1	14,2	17,5	17,7	15,6	16,6	/
pH		7,01	6,82	7,03	7,52	7,44	7,32	7,62	7,60	7,61	7,40	/
Електропроводљивост	$\mu S/cm$	601	822	676	559	686	864	505	648	783	717	/
Растворени кисеоник	mgO_2/l	1,20	1,07	0,9	3,01	2,8	2,65	8,8	8,61	4,1	7,60	/
Суспендоване материје	mg/l	74	52	61	23	<12	<12	38	127	<12	<12	/
Укупан суви остатак	mg/l	431	632	367	356	478	366	261	474	447	355	/
ХПК	mgO_2/l	284	<32	57	<32	<32	<32	<30	<30	<30	<30	/
БПК5	$mg O_2/l$	140	10	13	<8	<8	<8	4	6	4	9	/
Укупни органски угљеник	mg/l	5,67	4,42	6,69	2,64	3,20	8,15	5,78	4,47	4,22	7,64	/
Укупан азот	mgN/l	3,13	2,19	5,18	3,05	2,23	17,4	8,38	2,61	3,13	13,61	/
Укупан азот по Кјелдал-у	mgN/l	3,12	2,17	5,16	3,04	2,22	17,3	8,33	2,60	3,12	13,54	/
Амонијак	mgN/l	1,94	1,19	4,16	2,02	1,94	6,14	4,20	1,64	2,65	11,42	/
Нитрати	mgN/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,123	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	50 ⁽¹⁾
Нитрити	mgN/l	0,008	0,021	0,019	0,007	0,006	0,017	0,055	0,008	0,011	0,074	/

Наставак табеле П-12.

Параметри	Јед.	Ниске подземне воде 2017			Високе подземне воде 2017			Контролни мониторинг (2018)				Референтне вредности
		П-2	П-3	П-4	П-2	П-3	П-4	П-1	П-2	П-3	П-4	
Укупан фосфор	<i>mgP/l</i>	0,167	0,117	0,239	0,070	0,032	0,080	1,56	0,309	0,311	0,064	/
Ортофосфати	<i>mgP/l</i>	0,160	0,075	0,186	0,050	0,018	0,015	1,47	0,281	0,275	0,034	/
Тврдоћа	<i>mgCaCO₃/l</i>	346	498	342	230	222	239	213,68	320,52	393,17	290,6	/
Хлориди	<i>mgCl/l</i>	22	20	20	19	18	16	19,95	18,53	18,53	21,38	/
Сулфати	<i>mgSO₄²⁻/l</i>	28	19	28	20	13	12	15,1	11,26	18,62	20,86	/
Детрџенти	<i>mg/l</i>	<0,12	<0,12	<0,12	<0,12	<0,12	<0,12	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	/
Феноли	<i>mg/l</i>	<0,037	<0,037	<0,037	<0,037	<0,037	<0,037	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	/
Гвожђе	<i>mg/l</i>	18,4	2,90	9,69	4,19	5,38	24,7	34,7	17,5	6,85	5,53	/
Манган	<i>µg/l</i>	2550	3980	1800	1820	4630	1210	1723	975	1945	872	/
Никл	<i>µg/l</i>	<2,2	<2,2	<2,2	<2,2	<2,2	<2,2	<2,2	2,92	<2,2	<2,2	75 ⁽²⁾
Цинк	<i>mg/l</i>	0,24	1,06	0,42	0,712	0,465	0,246	1,46	0,317	0,188	2,12	0,8 ⁽²⁾
Кадмијум	<i>µg/l</i>	<0,15	<0,15	<0,15	0,213	<0,15	<0,15	0,41	0,27	1,12	<0,15	6 ⁽²⁾
Хром	<i>µg/l</i>	<0,90	<0,90	<0,90	<0,90	<0,90	<0,90	<0,90	<0,90	<0,90	<0,90	30 ⁽²⁾
Бакар	<i>µg/l</i>	115	128	121	2,03	<0,90	<0,90	4,04	1,21	<0,90	1,43	75 ⁽²⁾
Олово	<i>µg/l</i>	<5,9	<5,9	<5,9	<5,9	<5,9	<5,9	15,8	16,3	18,3	12,5	75 ⁽²⁾
Арсен	<i>µg/l</i>	49,1	10,1	47,5	8,42	4,00	227	102	8,30	15,6	38,5	60 ⁽²⁾
Жива	<i>µg/l</i>	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	0,3 ⁽²⁾

(1) Уредба „Сл. Гласник РС“, бр. 50/2012

(2) Уредба „Сл. Гласник РС“, бр. 30/2018

БИОГРАФИЈА



Милош Дубовина рођен је 06.01.1990. године у Сарајеву. Основну школу "Милош Црњански" и Гимназију "Лаза Костић" (општи смер) завршио је у Новом Саду. На Природно-математички факултет, смер хемија контрола квалитета и управљање животном средином уписао се 2009. године, након чега је 2014. године завршио и мастер студије. Исте године уписује Докторске академске студије животне средине на истом факултету, где тренутно ради као стручни сарадник у настави. Учествовао је и учествује у реализацији наставе на предметима: Хемијска технологија, Основне методе технологије заштите животне средине, Технологија заштите животне средине, Заштита вода, Контрола емисије индустријских отпадних вода, Методологија узорковања у животној средини. Област истраживања заснована је на процени ризика и заштити животне средине са аспекта управљања седиментом. До сада је публиковао 2 рада у међународним часописима изузетних вредности и 1 рад у врхунском међународном часопису.

Нови Сад, 2021. година

Милош Дубовина

СПИСАК НАУЧНИХ РАДОВА

Публикација у међународном часопису са SCI листе проистекла на основу резултата истраживања у оквиру ове докторске дисертације (у целости):

1. Krčmar, D., **Dubovina, M.**, Grba, N., Pešić, V., Watson, M., Tričković, J., Dalmacija B. (2017) Distribution of organic and inorganic substances in the sediments of the “Great Bačka Canal”, a European environmental hotspot. *Science of The Total Environment*, 601, 833-844. **M21; IF (4,610)**
2. **Dubovina, M.**, Krčmar, D., Grba N., Watson, M., Rađenović D., Tomašević-Pilipović, D., Dalmacija, B. (2018) Distribution and ecological risk assessment of organic and inorganic pollutants in the sediments of the transnational Begej canal (Serbia-Romania). *Environmental Pollution*, 236, 773-784. **M21a; IF (6,152)**

Остале публикације у међународним часописима са SCI листе:

1. Rađenović D., Kerekz Đ., Tomašević-Pilipović, D., **Dubovina M.**, Grba N., Krčmar D., Dalmacija B. (2019) Long-term application of stabilization/solidification technique on highly contaminated sediments with environment risk assessment. *Science of The Total Environment*, 684, 186-195. **M21a; IF (6,419)**

Овај Образац чини саставни део докторске дисертације, односно докторског уметничког пројекта који се брани на Универзитету у Новом Саду. Попуњен Образац укоричити иза текста докторске дисертације, односно докторског уметничког пројекта.

План третмана података

Назив пројекта/истраживања
Процена ризика система седимент/вода који садржи токсичне метале у току измуљивања и депоновања седимента
Назив институције/институција у оквиру којих се спроводи истраживање
а) Универзитет у Новом Саду, Природно-математички факултет, Трг Доситеја Обрадовића 3, 21000 Нови Сад б) Институт БиоСенс, Истраживачко-развојни институт за информационе технологије биосистема у Новом Саду, др Зорана Ђинђића 1, 21000 Нови Сад
Назив програма у оквиру ког се реализује истраживање
Докторске академске студије заштите животне средине на Природно-математичком факултету, Универзитета у Новом Саду
Пројекати у оквиру којих је реализована докторска дисертација: 1. Унапређење ремедијационих технологија и развој метода за процену ризика загађених локалитета, евиденциони број пројекта III43005 2. Унапређење технологија ремедијације седимента у циљу заштите вода (TR37004)
1. Опис података
1.1 Врста студије <u>Докторска дисертација</u> <i>Укратко описати тип студије у оквиру које се подаци прикупљају</i> Подаци су прикупљени у оквиру израде докторске дисертације <i>Процена ризика система седимент/вода који садржи токсичне метале у току измуљивања и депоновања седимента</i> . Докторска дисертација рађена је у оквиру пројекта финансираних од стране Министарства просвете, науке и технолошког развоја чији је шири циљ унапређење метода ремедијације седимента и порне (оцедне) воде (III43005) и технологија ремедијације седимента у циљу заштите вода (TR37004).
1.2 Врсте података а) квантитативни б) квалитативни

1.3. Начин прикупљања података

- a) анкете, упитници, тестови
- б) клиничке процене, медицински записи, електронски здравствени записи
- в) генотипови: навести врсту _____
- г) административни подаци: навести врсту _____
- д) узорци ткива: навести врсту _____
- ђ) снимци, фотографије: Фотографије приликом испитивања микроструктурних карактеристика седимента**
- е) текст, навести врсту: преглед литературе**
- ж) мапа, навести врсту _____
- з) остало: лабораторијски експерименти и мерења**

1.3 Формат података, употребљене скале, количина података

1.3.1 Употребљени софтвер и формат датотеке:

- а) Excel фајл, датотека: .xlsx, .csv**
- b) SPSS фајл, датотека _____
- с) PDF фајл, датотека : pdf**
- д) Текст фајл, датотека: .docx**
- е) JPG фајл, датотека: .jpg, .tif**
- ф) Остало: датотека фајлови аналитичких инструмената коришћених за обраду узорака - Excel, Word, ASC.**

1.3.2. Број записа (код квантитативних података)

- a) број варијабли 54
- б) број мерења (испитаника, процена, снимака и сл.) 5500-6500

1.3.3. Поновљена мерења

- а) да**
- б) не

Уколико је одговор да, одговорити на следећа питања:

- a) временски размак измедју поновљених мера је 48 часова
- б) варијабле које се више пута мере односе се на испитиване концентрације метала, полицикличних ароматичних угљоводоника и осталих општих параметара у води и седименту
- в) нове верзије фајлова који садрже поновљена мерења су инкорпориране у постојеће фајлове

Напомене:

Да ли формати и софтвер омогућавају дељење и дугорочну валидност података?

- а) Да
 б) Не

Ако је одговор не, образложити

2. Прикупљање података

2.1 Методологија за прикупљање/генерисање података

2.1.1. У оквиру ког истраживачког нацрта су подаци прикупљени?

- а) експеримент: анализа седимента, земљишта, површинских, подземних и оцедних вода у циљу процене и разматрања процене ризика по животну средину током активности измуљивања и депоновања
 б) корелационо истраживање, навести тип: регресиона и мултиваријантна анализа прикупљених експерименталних података
 ц) анализа текста, навести тип: прикупљање података из литературе
 д) остало: фотографије приликом испитивања микроструктурних карактеристика седимента

2.1.2 Навести врсте мерних инструмената или стандарде података специфичних за одређену научну дисциплину (ако постоје).

Атомско апсорпциона спектрофотометрија (AAS), микроталасна дигестија, гасна хроматографија (GC), анализатор тоталног органског угљеника (TOC), електронски микроскоп са енергодисперзивним детектором са X-зраком (SEM/EDX), рендгенски флуоресцентни анализатор (XRF), токсиметар за анализу акутне токсичности бактерија Vibrio Fischeri, XRD дифрактометар, TCLP (Toxicity Characteristic Leaching Procedure)

2.2 Квалитет података и стандарди

2.2.1. Третман недостајућих података

а) Да ли матрица садржи недостајуће податке? Да Не

Ако је одговор да, одговорити на следећа питања:

- а) Колики је број недостајућих података? _____
б) Да ли се кориснику матрице препоручује замена недостајућих података?
Да Не
в) Ако је одговор да, навести сугестије за третман замене недостајућих

података

2.2.2. На који начин је контролисан квалитет података? Описати

Квалитет података је контролисан на основу статистичке процене добијених резултата, одбацивањем екстремних резултата и поређењем експерименталних и теоријских података.

2.2.3. На који начин је извршена контрола уноса података у матрицу?

Контрола уноса података у матрицу је извршена статистичком контролом изведеног резултата.

3. Третман података и пратећа документација

3.1. Третман и чување података

3.1.1. Подаци ће бити депоновани у Репозиторијум докторских дисертација на Универзитету у Новом Саду.

3.1.2. URL адреса <https://cris.uns.ac.rs/searchDissertations.jsf>

3.1.3. DOI

3.1.4. Да ли ће подаци бити у отвореном приступу?

а) Да

б) Да, али после ембарга који ће трајати до

в) Не

Ако је одговор не, навести разлог

3.1.5. Подаци неће бити депоновани у репозиторијум, али ће бити чувани.

Образложење

3.2 Метаподаци и документација података

3.2.1. Који стандард за метаподатке ће бити примењен?

3.2.1. Навести метаподатке на основу којих су подаци депоновани у

репозиторијум.

Ако је потребно, навести методе које се користе за преузимање података, аналитичке и процедуралне информације, њихово кодирање, детаљне описе варијабли, записа итд.

3.3 Стратегија и стандарди за чување података

3.3.1. До ког периода ће подаци бити чувани у репозиторијуму?

3.3.2. Да ли ће подаци бити депоновани под шифром? Да Не

3.3.3. Да ли ће шифра бити доступна одређеном кругу истраживача? Да Не

3.3.4. Да ли се подаци морају уклонити из отвореног приступа после извесног времена?

Да Не

Образложити

4. Безбедност података и заштита поверљивих информација

Овај одељак МОРА бити попуњен ако ваши подаци укључују личне податке који се односе на учеснике у истраживању. За друга истраживања треба такође размотрити заштиту и сигурност података.

4.1 Формални стандарди за сигурност информација/података

Истраживачи који спроводе испитивања с људима морају да се придржавају

Закона о заштити података о личности

(https://www.paragraf.rs/propisi/zakon_o_zastiti_podataka_o_licnosti.html) и

одговарајућег институционалног кодекса о академском интегритету.

4.1.1. Да ли је истраживање одобрено од стране етичке комисије? Да Не

Ако је одговор Да, навести датум и назив етичке комисије која је одобрила истраживање

4.1.2. Да ли подаци укључују личне податке учесника у истраживању? Да Не

Ако је одговор да, наведите на који начин сте осигурали поверљивост и сигурност информација везаних за испитанике:

а) Подаци нису у отвореном приступу

б) Подаци су анонимизирани

ц) Остало, навести шта

5. Доступност података

5.1. Подаци ће бити

a) јавно доступни

б) доступни само уском кругу истраживача у одређеној научној области

ц) затворени

Ако су подаци доступни само уском кругу истраживача, навести под којим условима могу да их користе:

Уз претходну комуникацију и писмено одобрење власника података

Ако су подаци доступни само уском кругу истраживача, навести на који начин могу приступити подацима:

Добијањем шифре од власника података за приступ подацима који су похрањени на Репозиторијуму Универзитета у Новом Саду

5.4. Навести лиценцу под којом ће прикупљени подаци бити архивирани.

Ауторство - некомерцијално

6. Улоге и одговорност

6.1. Навести име и презиме и мејл адресу власника (аутора) података

Милош Дубовина, e-mail: milos.dubovina@dh.uns.ac.rs

6.2. Навести име и презиме и мејл адресу особе која одржава матрицу с подацима

Милош Дубовина, e-mail: milos.dubovina@dh.uns.ac.rs

6.3. Навести име и презиме и мејл адресу особе која омогућује приступ подацима другим истраживачима

Милош Дубовина, e-mail: milos.dubovina@dh.uns.ac.rs