

UNIVERZITET U BEOGRADU
FAKULTET VETERINARSKE MEDICINE
Katedra za higijenu i tehnologiju namirnica animalnog porekla

mr. Raša Đ. Milanov

**ISPITIVANJE SADRŽAJA TEŠKIH METALA I
METALOIDA U TKIVIMA REČNE RIBE KAO
POKAZATELJA BEZBEDNOSTI MESA RIBE I
ZAGAĐENJA ŽIVOTNE SREDINE**

Doktorska disertacija

Beograd, 2014

UNIVERSITY OF BELGRADE
FACULTY OF VETERINARY MEDICINE
Department of Hygiene and Technology of Food Animal Origin

MSc Raša Đ. Milanov

**TESTING OF CONTENTS OF HEAVY METALS AND
METALLOIDS IN TISSUES OF RIVER FISH AS
INDICATORS OF FISH MEAT SAFETY AND
ENVIRONMENTAL POLLUTION**

PhD Thesis

Belgrade, 2014

MENTOR:

Dr Milan Ž. Baltić, redovni profesor

Univerzitet u Beogradu, Fakultet veterinarske medicine,
Katedra za higijenu i tehnologiju namirnica animalnog porekla

ČLANOVI KOMISIJE:

Dr Vlado Teodorović, redovni profesor

Univerzitet u Beogradu, Fakultet veterinarske medicine,
Katedra za higijenu i tehnologiju namirnica animalnog porekla

Dr Mirjana Dimitrijević, vanredni profesor

Univerzitet u Beogradu, Fakultet veterinarske medicine,
Katedra za higijenu i tehnologiju namirnica animalnog porekla

Dr Milena Krstić, docent

Univerzitet u Beogradu, Fakultet veterinarske medicine,
Katedra za opšte i obrazovane predmete

Dr Jasna Đinović Stojanović, naučni saradnik

Institut za higijenu i tehnologiju mesa, Beograd

Datum odbrane doktorske disertacije

.....

Doktorska disertacija je realizovana na Katedri za higijenu i tehnologiju namirnica životinjskog porekla, Fakulteta veterinarske medicine, Univerziteta u Beogradu, uz nesebičnu i veliku pomoć mentora prof. dr Milana Baltića, koji mi je pružio priliku za usavršavanje na polju naučnog istraživanja. Reč hvala je malo za poverenje, podršku, strpljenje i korisne savete i saradnju pri izradi ovog rada, zbog čega sam prof. dr Milanu Baltiću, najiskrenije i neizmerno zahvalan.

Zahvaljujem se na dobroj volji i trudu, divnim ljudima, ribaru iz Starog Slankamena, čika Jovi Živiću i njegovoj supruzi gospođa Nadi, kao i mojim prijateljima, zaljubljenicima u reku i ribolov, Svetislavu Radmiloviću i Đorđu Đufoskom, koji su učestvovali u prikupljanju uzoraka, jer bez njih ovo istraživanje ne bi bilo moguće.

Izuzetnu zahvalnost dugujem dr vet. spec. Željku Huljevu, direktoru Centra za ispitivanje namirnica iz Beograda a posebno se zahvaljujem dr sc. vet. Smiljani Raičević, šefu odeljenja instrumentalne hemije CIN-a, dipl. hem. Milici Jovetić, specijalisti sanitarne hemije, i njihovim saradnicima iz odeljenja sanitarne hemije CIN-a, na nesebičnom trudu i vremenu, uz čiju sam stručnu pomoć i podršku realizovao neophodna laboratorijska ispitivanja.

Zahvalan sam svojim prijateljima, dr Goranu Paniću i dr sc.vet. Iliji Tadiću na čiji sam se predlog opredelio za istraživanja u vezi sa pojavom teških metala u ribama iz rečnih ekosistema, kao i gospodinu Dragutinu Kovijaniću, prof. dr Dejanu Krstiću i mom mladom kolegi, Aleksandru Budiću, koji su mi svojim sugestijama pomagali u tehničkom sređivanju teksta disertacije.

Posebnu i neizmernu zahvalnost dugujem svom bratu Miši, čija mi je ljubav i podrška bila podstrek da istrajem u svim mojim stremljenima ka sticanju znanja i usavršavanju a koji nažalost danas nija tu da podeli sa mnom zadovoljstvo postignutog.

Izražavam zahvalnost svojim roditeljima na koje sam uvek mogao da se oslonim i uz čiju sam dobrotu i odnos prema radu sazrevao. Na kraju, dugujem zahvalnost svojoj porodici, sinovima Milošu i Igoru i supruzi Nini za strpljenje i razumevanje da istrajem na putu usavršavanja, kao i porodici moga Brata, Sneži, Ivi i Ivanu, čija mi je podrška uvek i izuzetno značila.

ISPITIVANJE SADRŽAJA TEŠKIH METALA I METALOIDA U TKIVIMA REČNE RIBE KAO POKAZATELJA BEZBEDNOSTI MESA RIBE I ZAGAĐENJA ŽIVOTNE SREDINE

Rezime

Cilj ispitivanja u okviru ove doktorske disertacije je utvrđivanje sadržaja teških metala i metaloida (Hg, Cd, Pb, As, Fe, Zn, Ni, Cu) u sedimentu i vodi reke Dunava (na dva profila, profil A- Batajnica, Belegiš, profil B- Vinča, Grocka) kao i mišićnom tkivu i organima riba (Pb, Cd, Hg, As) što može da posluži kao pokazatelj bezbednosti ribe kao namirnice, ali i kao pokazatelj zagađenja životne sredine. Za potrebe ispitivanja uzorkovano je po deset uzoraka vode, odnosno sedimenta sa profila A i profila B (40 uzoraka). Uzorci ribe (tolstolobik, šaran, som) uzeti su od lokalnih profesionalnih ribara. Od svake vrste ribe na profilu A i na profilu B, uzeto je po 15 uzoraka ribe (ukupno 90 riba). Za ispitivanje sadržaja teških metala i arsena od svake ribe uzet je uzorak mišićnog tkiva, jetre i digestivni trakt (ukupno 270 uzoraka). Za ispitivanja korišćen je atomski apsorpcioni spektrofotometar.

Na ispitivanim profilima sadržaj olova, žive i nikla u vodi Dunava bio je ispod praga osetljivosti primenjenih metoda ispitivanja. Prosečan sadržaj cinka, arsena i bakra bio je u uzorcima vode na ispitivanim profilima ispod, a gvožđa iznad propisanih vrednosti za kvalitet vode druge klase. Prosečan sadržaj arsena i teških metala (Pb, Cd, Hg, Zn, Fe, Ni i Cu) u uzorcima sedimanta Dunava uzetim na profilu B (nizvodno od Beograda) bio je statistički značajno veći od prosečnog sadržaja ovih elemenata u uzorcima sedimenta uzetih na profilu A (uzvodno od Beograda). U mišićnom tkivu i jetri tolstolobika izlovljenog na profilu B sadržaj Pb, Cd, Hg i As bio je statistički značajno veći od sadržaja ovih elemenata u mišićnom tkivu i jetri tolstolobika izlovljenog na profilu A. Između prosečnog sadržaja ispitivanih elemenata u digestivnom traktu tolstolobika izlovljenih na profilima A odnosno B nije utvrđena, statistički, značajna razlika. Sa izuzetkom prosečnog sadržaja žive u mišićnom tkivu i prosečnog sadržaja olova u jetri šarana (veći kod šarana izlovljenog na profilu B) nisu utvrđene, statistički, značajne razlike između prosečnog sadržaja arsena i teških metala u mišićnom tkivu, digestivnom traktu i jetri šarana izlovljenog na profilu A i B. U svim

slučajevima poređenja, izuzev između prosečnog sadržaja arsena u mišićnom tkivu soma na profilu A odnosno B, prosečan sadržaj arsena i teških metala bio je, statistički, značajno veći u mišićnom tkivu, sadržaju digestivnog trakta i jetri izlovljenog na profilu A. Sa izuzetkom prosečnog sadržaja kadmijuma u mišićnom tkivu tolstolobika, šarana i soma izlovljenog na profilu B u svim ostalim slučajevima poređenja utvrđena je, statistički, značajna razlika između prosečnih sadržaja arsena i teških metala u mišićnom tkivu ispitivanih vrsta riba na oba profila. Najveće prosečne vrednosti olova i žive utvrđene su kod soma, arsena kod tolstolobika, a kadmijuma kod šarana. Prosečan sadržaj žive u mišićnom tkivu soma na profilu B bio je iznad propisanih vrednosti. Između prosečnih sadržaja arsena i teških metala u digestivnom traktu ispitivanih vrsta riba na oba ispitivana profila, utvrđene su statistički značajne razlike. Najveći prosečan sadržaj olova, utvrđen je kod tolstolobika, kadmijuma i žive kod soma a arsena kod tolstolobika. Između prosečnih sadržaja arsena i teških metala u jetri, sa izuzetkom žive, na profilu B ispitivanih vrsta riba utvrđene su, statistički, značajne razlike. Najveći prosečan sadržaj olova, kadmijuma i arsena utvrđen je u jetri tolstolobika a žive u jetri soma.

Odnosi prosečnih sadržaja arsena i teških metala u mišićnom tkivu, sadržaju digestivnog trakta i jetri ispitivanih vrsta riba, ukazuju: da je prosečan sadržaj olova bio najveći u digestivnom traktu i jetri tolstolobika i mišićnog tkiva soma; kadmijuma u digestivnom traktu soma, odnosno jetri i mišićnom tkivu tolstolobika; žive u digestivnom traktu i jetri tolstolobika i mišićnom tkivu soma; a arsena u digestivnom traktu soma, jetri tolstolobika i mišićnom tkivu šarana.

Iz dobijenih podataka uočava se da mesto izlova ribe ima značajan uticaj na sadržaj arsena i teških metala u mišićnom tkivu, digestivnom traktu i jetri riba. Podaci o nalazu teških metala kod riba kao i sadržaj arsena i teških metala u vodi i sedimentu govore istovremeno o bezbednosti ribe kao hrane i mogu da budu pokazatelj zagađenja životne sredine.

Ključne reči: rečna riba, arsen, teški metali, bezbednost, zagađenje vode

Naučna oblast: Veterinarska medicina

Uža naučna oblast: Higijene i tehnologija mesa

UDK broj:637.56:549.2

TESTING OF HEAVY METALS AND METALLOIDS IN TISSUES OF RIVER FISH AS INDICATORS OF FISH MEAT SAFETY AND ENVIRONMENTAL POLLUTION

Summary

The aim of examination within this doctoral dissertation is determination of the content of heavy metals and metalloids (Hg, Cd, Pb, As, Fe, Zn, Ni, Cu) in the sediment and water of river Danube (at two profiles, profile A Batajnica, Belegiš, profile B-Vinča, Grocka) as well as muscular tissue and organs of fish (Pb, Cd, Hg, As) which can serve as an indicator of safety of fish as food but also as an indicator of environmental pollution. For the purpose of examination, ten samples of water and ten samples of sediment from the profile A and profile B was sampled (40 samples). Samples of fish (silver carp, carp, catfish) were taken from local professional fisherman. 15 samples of fish was taken from each type of fish at profile A and profile B (90 fish in total). For the examination of the content of heavy metals and arsenic, from each fish, a sample of muscular tissue, liver and digestive tract was taken (in total 270 samples). For the examination, atomic absorption spectrophotometer was used.

At the examined profiles, the content of lead, mercury and nickel in Danube water was under the threshold of sensitivity of applied examination methods. The average content of zinc, arsenic and copper in water samples at the examined profiles was under, and content of iron above prescribed values for the quality of water of the second class. The average content of arsenic and heavy metals (Pb, Cd, Hg, Zn, Fe, Ni and Cu) in samples of sediment of Danube taken at profile B (downstream of Belgrade) was statistically significantly bigger than the average content of these elements in the samples of sediment taken at profile A (upstream from Belgrade). In muscular tissue and liver of silver carp caught at profile B the content of Pb, Cd, Hg and As was statistically significantly bigger than the content of these elements in muscular tissue and liver of silver carp caught at profile A. Between average content of examined elements in digestive tract of silver carp caught at profiles A and B statistically significant difference was not determined. With an exception of average content of mercury in muscular tissue and average content of lead in the liver of carp (bigger at

carp caught at profile B) statistically significant differences between average content of arsenic and heavy metals in muscular tissue, digestive tract and liver of carp caught at profiles A and B were not determined. In all cases of comparison, except between the average content of arsenic in muscular tissue of catfish at profile A and B, the average content of arsenic and heavy metals was statistically significantly bigger in muscular tissue, content of digestive tract and liver of the one caught at profile A. With an exception of average content of cadmium in muscular tissue of silver carp, carp and catfish caught at profile B in all other cases of comparison statistically significant difference between average content of arsenic and heavy metals in muscular tissue of examined types of fish at both profiles was determined. The biggest average values of lead and mercury were determined at catfish, arsenic at silver carp and cadmium at carp. Average content of mercury in muscular tissue of catfish at profile B was above the prescribed values. Between average content of arsenic and heavy metals in digestive tract of examined types of fish at both examined profiles, statistically significant differences were determined. The biggest average content of lead is determined at bighead carp, cadmium and mercury at catfish and arsenic at bighead carp. Between average content of arsenic and heavy metals in liver, with an exception of mercury at profile B of examined types of fish, statistically significant differences were determined. The biggest average content of lead, cadmium and arsenic was determined in liver of bighead carp and mercury in liver of catfish.

Ratios of average contents of arsenic and heavy metals in muscular tissue, content of digestive tract and liver of examined types of fish indicate that the average content of lead was the biggest in digestive tract and liver of silver carp and muscular tissue of catfish, cadmium in digestive tract of catfish and liver and muscular tissue of silver carp, mercury in digestive tract and liver of silver carp and muscular tissue of catfish and arsenic in digestive tract of catfish, liver of silver carp and muscular tissue of carp.

From the obtained data it is seen that the place of catching the fish has a significant influence to the content of arsenic and heavy metals in muscular tissue, digestive tract and liver of fish. Data on findings of heavy metals at fish as well as

content of arsenic and heavy metals in water and sediment, at the same time, speak about safety of fish as food and may be an indicator of environmental pollution.

Key words:river fish, arsenic, heavy metals, safety, water pollution

Scientific area: Veterinary medicine

More specific scientific area: Hygiene and meat technology

UDK number: 637.56:549.2

SADRŽAJ

1. UVOD	1
2. PREGLED LITERATURE	4
2.1. ZAGAĐIVANJE ŽIVOTNE SREDINE TEŠKIM METALIMA I METALOIDIMA.....	4
2.1.1. Zagađivanje živom.....	12
2.1.2. Zagađivanje olovom.....	18
2.1.3. Zagađivanje kadmijumom.....	24
2.1.4. Zagađivanje arsenom.....	29
2.2. BIOLOŠKI EFEKTI TEŠKIH METALA I METALOIDA.....	35
2.2.1. Bioakumulacija.....	36
2.2.2. Biokoncentracija.....	39
2.2.3. Sadržaj teških metala i metaloida u mesu ribe.....	46
3. CILJ I ZADACI ISPITIVANJA	52
4. MATERIJAL I METODE	53
4.1. MATERIJAL.....	53
4.2. METODE	54
4.2.1. Priprema uzoraka.....	54
4.3. STATISTIČKA OBRADA PODATAKA	56
5. REZULTATI ISPITIVANJA	57
5.1. SADRŽAJ ARSENA I TEŠKIH METALA U VODI	57
5.2. SADRŽAJ ARSENA I TEŠKIH METALA U SEDIMENTU	58
5.3. SADRŽAJ ARSENA I TEŠKIH METALA U MIŠIĆNOM TKIVU, SADRŽAJU DIGESTIVNOG TRAKTA I JETRI TOLSTOLOBIKA, ŠARANA I SOMA.....	59
5.3.1. Sadržaj arsena i teških metala u mišićnom tkivu, sadržaju digestivnog trakta i jetri tolstolobika.....	59
5.3.2. Sadržaj arsena i teških metala u mišićnom tkivu, sadržaju digestivnog trkta i jetri šarana.....	61
5.3.3. Sadržaj arsena i teških metala u mišićnom tkivu, sadržaju digestivnog trakta i jetri soma.....	63

5.4. UPOREDNA ANALIZA SADRŽAJA ARSENA I TEŠKIH METALA U MIŠIĆNOM KIVU, SADRŽAJU DIGESTIVNOG TRAKTA I JETRI TOLSTOLOBIKA, ŠARANA I SOMA.....	65
5.4.1. Sadržaj arsena i teških metala u mišićnom tkivu tolstolobika, šarana i soma na profilima A i B.....	65
5.4.2. Sadržaj arsena i teških metala u sadržaju digestivnog trakta tolstolobika, šarana i soma na profilima Ai B.....	67
5.4.3. Sadržaj arsena i teških metala u jetri tolstolobika, šarana i soma.....	68
5.5. ODNOSI SADRŽAJA ARSENA I TEŠKIH METALA U MIŠIĆNOM TKIVU, DIGESTIVNOM TRAKTU I JETRI	70
6. DISKUSIJA	73
7. ZAKLJUČCI	99
L I T E R A T U R A	101

1. UVOD

Vodeni ekosistemi su jasno odvojeni od kopnenih i odlikuju se čitavim nizom specifičnosti kao što su temperatura, količina rastvorenog kiseonika (moguća znatna variranja za razliku od vazduha gde je količina kiseonika relativno konstantna), pH, elektroprovodljivost, brzina toka, stratifikovanost itd. Od navedenih parametara zavisi i sastav života, pa se na osnovu njih vodena staništa mogu podeliti na: izvore, brze planinske potoke i reke, sporotekuće nizijske reke, jezera, bare i ribnjake. Postoje i niz prelaznih zona, i teško je povući jasnu granicu između pojedinih delova.

U većini slučajeva, ribe predstavljaju najbrojniju grupu organizama vodenih staništa i imaju veliki značaj za čoveka. Takođe, ihtiofauna je jedna od završnih karika trofičkog lanca, pa je i najosetljivija na promene uslova.

Ribarstvo je jedno od najstarijih i egzistencijalnih zanimanja čoveka. Za mnoge narode, ribolov je vekovima unazad bio način življenja, izvor ekonomskih prihoda i snabdevanja proizvodima visoke biološke vrednosti. Danas se ribolov razvija u savremenu privrednu granu za proizvodnju raznih vrsta morskih i rečnih organizama, a posebno riba.

Ribe su isključivo vodeni organizmi. Naseljavaju vode svih geografskih širina, koje se razlikuju po fizičkim i hemijskim svojstvima. Nejednaki uslovi u kojima ribe žive doveli su u toku evolucije do različitih prilagodjenosti i do velikog broja vrsta. Među kičmenjacima, to je grupa sa najvećim brojem vrsta.

Sastav svake prirodne vode određen je na osnovu procesa koji se odigravaju u životnoj sredini, pre svega fizičkih, hemijskih i bioloških. Od metala, u prirodnim vodama najviše ima kalcijuma, magnezijuma i natrijuma, dok je sadržaj teških metala uglavnom veoma nizak, a razlog tome je njihova mala zastupljenost (osim gvožđa) u Zemljinoj kori. Međutim, usled nesklada industrijskog razvoja i odgovarajućih mera zaštite životne sredine, dolazi do zagađivanja voda teškim metalima, čiji su glavni izvori industrijski i urbani otpad, fosilna goriva, hemizacija poljoprivrede i dr. Dejstvo zagađujućih supstancija na vode je višestruko. Pod dejstvom zagađujućih supstancija u vodama dolazi do primarnih, sekundarnih i tercijarnih promena.

Primarne promene nastaju pri neposrednom dejstvu zagađujućih supstancija i izražavaju se u izmenama fizičko-hemijskih i bioloških osobina vode, njenog sastava, temperature, gasnog režima i drugih uslova vezanih za život vodenih organizama. Ove promene se nadalje pojačavaju složenim sekundarnim promenama, nastalim pri međusobnoj reakciji zagađujućih supstancija ili sa osnovnim sastojcima vode, pri čemu dolazi do obrazovanja novih supstancija, koje štetno deluju na vodene organizme. Pri tome može doći do truljenja i vrenja organskih sedimenata sa obrazovanjem toksičnih supstancija, pojačanja ili slabljenja mineralizacije voda, biohemijskih procesa u vodama i zemljištima, kao i samoprečišćavanja voda.

Sve navedeno dovodi do pogoršanja hidrohemijskog režima voda i uslova života vodenih organizama. Na taj način se primarne i sekundarne promene ispoljavaju na abiotičku sredinu svih ekoloških grupa vodenih organizama, od protozoa do riba. Kao rezultat ovoga javljaju se tercijarne promene, koje se ogledaju u narušavanju složenih kompleksa reakcija riba i drugih vodenih organizama sa spoljašnjom sredinom i odnosa između samih organizama, pri čemu može doći do narušavanja životnog ciklusa njihovog razvoja. Usled povećane toksičnosti voda dolazi do izumiranja vrlo osetljivih organizama, nastajanje i razmnožavanje sve otpornijih organizama, kao bioindikatora što dovodi do raspadanja prirodnih biocenoza. Sve to dovodi do snižavanja biološke produktivnosti voda, a vremenom i do uništavanja ribljeg fonda.

Razvoj industrije (hemijska, metalurgija, prerada plastike, i drugi, pre svega antropogeni uticaji), primena pojedinih agrotehničkih mera radi postizanja što većih prinosa u poljoprivredi, posebno korišćenje i primena sredstava za tretman zemljišta i zaštitu bilja u poljoprivredi (primena veštačkih – mineralnih đubriva, pesticida herbicida, fungicida i drugih hemijskih zaštitnih sredstava), zatim upotreba motornih vozila, urbanizacija naselja i sl., osnovni su uzroci zagađenja životne sredine. Teški metali i metaloidi, imaju među zagađujućim supstancama životne sredine posebno izražajno mesto, imajući u vidu njihovu štetnost.

Manje količine metala i metaloida u životnoj sredini mogu biti prirodnog porekla, a daleko više ih je posledica zagađenja životne sredine usled uticaja čoveka (antropogeni uticaj u životnoj sredini). Tako je od oko 7.000 tona kadmijuma, koji

dospeva godišnje u atmosferu, preko 70% iz antropogenih izvora (različite vrste baterija, mineralna đubriva, antikorozivna zaštita), a od 12.000 tona olova koje godišnje dospeva u atmosferu, 60% je poreklom od drumskog saobraćaja.

Nivo teških metala u mesu ribe, kao životinja na kraju „lanca ishrane“, može da bude dobar pokazatelj zagađenosti životne sredine. U jestivom tkivuribe (muskulatura) i eventualno koža i ređe ikra, koje je sa aspekta ishrane ljudi najznačajnije, pri ispitivanjima su, prema literaturnim podacima, zapažene značajno manje količine toksičnih elemenata, nego u unutrašnjim organima (jetra, bubrezi).

Štetno dejstvo teških metala i metaloida ispoljava se na ceo ekosistem, a ako dođe do poremećaja u flori i fauni sistema, dolazi do remećenja celog lanca ishrane.

O složenosti dejstva (teških metala i metaloida) govori i mišljenje da se pravo dejstvo na pojedine organizme može videti samo u prirodnom ekosistemu, dok laboratorijski testovi imaju više hipotetički značaj.

Proučavanja teških metala i metaloida u organima i tkivima riba, odnose se na ispitivanja organa i tkiva navedenih organizama kao indikatora zagađenja životne sredine (vodenih ekosistema), ali pre svega radi ocene njihove higijenske bezbednosti. Od izuzetnog je značaja proučavanje "sudbine" ovih elemenata u telu riba (raspoređenost u pojedinim organima, njihov tropizam, kinetika, regulacioni mehanizmi, uticaj na metabolizam i sinergizam itd.) i uzroka promena količina toksičnih elemenata u tkivu riba (uzrast i masa, životni ciklus i način života, tropizam, zagađenost hrane štetnim materijama, itd.) u cilju sveukupnog sagledavanja i ocene potencijalno negativnog uticaja na zdravlje ljudi

2. PREGLED LITERATURE

2.1.ZAGAĐIVANJE ŽIVOTNE SREDINE TEŠKIM METALIMA I METALOIDIMA

Zabrinutost potrošača za bezbednost ribe i mesa ribe, kao hrane, zbog prisustva teških metala i metaloida, odnosi se u većoj meri na ribu iz otvorenih voda (reke, jezera), vodotokove u blizini velikih gradova, koja se planski izlovljava (profesionalni ribari) ili dolazi od pecaroša (sportski ribolov), a u manjoj meri na gajenu ribu (riba iz ribnjaka) i morsku ribu. Ne može se međutim reći da potrošač nije zainteresovan za poreklo (mesto ulova), ribe koja se nalazi u maloprodaji (Järup, 2003, Burger, 2002, Baltić i sar., 2009).

U literaturi su česti podaci o nalazu teških metala i metaloida u ribi iz otvorenih voda što je i razumljivo s obzirom na to da podaci o tim nalazima ukazuju na bezbednost ribe kao namirnice, na njeno zdravstveno stanje kao i na zagađenje vodene sredine, a samim tim, i životne sredine. Često se dobijeni podaci porede sa propisanim ili preporučenim normama u maksimalno dozvoljenoj količini teških metala i metaloida u mesu ribe (Burgeri i Gocfeld, 2005, Eneji i sar., 2011, Staniskienc i sar., 2006).

Teški metali se sve više izučavaju u okviru viših naučnih disciplina, a posebno u toksikologiji i epidemiologiji, budući da se nalaze u životnoj sredini i imaju značajan uticaj, mada još uvek nedovoljno izučeni, na živi svet. Metali imaju visoku termalnu kondukciju, visoku gustinu i mogućnost kovanja. Povećan interes za uticaj teških metala na zdravlje ljudi kao i na ekosistem, posledica je brojnih slučajeva trovanja teškim metalima koji su zabeleženi u poslednjih nekoliko dekada. Svaki prirodni element ima specifičan biohemijski ciklus koji određuje njegovo kretanje u prirodi, od atmosfere, hidrosfere do geosfere. Teški metali se razlikuju po kretanju u životnoj sredini i toksikološkom uticaju na biljke, životinje i čoveka, što zavisi od tipa metala i njegovih hemijskih karakteristika. Iako pojedini teški metali imaju različite hemijske osobine, velike međusobne razlike su rezultat veze metal-ugljenik, odnosno mogućnosti stvaranja ogranometalnih jedinjenja (Järup, 2003, Kendrick i sar.,1992).Zagađenje životne sredine, naročito vodenih sistema teškim metalima, je problem u celom svetu.

Poslednjih godina, budući da su teški metali nerazorivi i često mogu da imaju toksični efekat na živi svet, od svih zagađivača teški metali su razlog posebne zabrinutosti ne samo zbog njihovog potencijalnog toksičnog efekta već i zbog sposobnosti da se akumuliraju u vodenim ekosistemima (Senarathne i Pathiratne, 2007, Matasin i sar., 2011, Ikenaka i sar., 2010).

Emisija teških metala u životnu sredinu odvija se na različite načine, odnosno različitim putevima tako da se njihova količina povećava u vazduhu, vodi i u tlu. Nalaz u vazduhu je sa stanovišta zdravlja ljudi i njihove zabrinutosti najvažniji, zbog nemogućnosti sprečavanja njihove inhalacije. Podatke o nalazu kadmijuma, olova i žive u vazduhu, u Evropi prikuplja meteorološka služba. Emisija olova vezuje se za drumski saobraćaj, kadmijuma primarno za obojenu metalurgiju i sagorevanje goriva. Prostorna distribucija žive je uglavnom vezana za sagorevanje uglja (Matašin i sar., 2011, Bradi, 2005).

Obično se uzima da se sedimentacija teških metala iz vazduha događa do udaljenosti i do 10 km od izvora emisije, mada živa može da dospe i do udaljenosti do 20 km. Udaljenost od izvora emisije do mesta do koga teški metali mogu da dospeju, zavisi od vremenskih uslova, oblika i veličine partikula, topografije terena i vegetacije. Emisija može da bude posledica prirodnih pojava kao što su to vulkanske erupcije ili šumski požari, ali i kao rezultat aktivnosti čoveka. Olovo, kadmijum, arsen i živa su često posledica sagorevanja ulja i uglja, a olovo i kao posledica metalurških procesa.

Teški metali se prirodno nalaze u stenama (kamenu i tlu) ali mogu da budu i posledica kontaminacije životne sredine (Bladl, 2005). Primarni izvor kontaminacije tla su mineralna đubriva, organska đubriva koja sadrže Cd, As i Hg, kreč i pesticidi koje sadrže Pb, As i Hg, dok otpadne vode sadrže znatne količine olova i kadmijuma, a manje arsena i žive. Kontaminirana voda irigacionih sistema je drugi važan izvor kontaminacije tla. Sekundarni izvori kontaminacije životne sredine su istrulele biljke, dim, sagorevanje uglja, industrijska postrojenja (Bosnir i sar., 2003, Bradi, 2005).

Teški metali ulaze u vodeni ekosistem iz atmosfere, kao posledica erozije tla kao i usled antropoloških aktivnosti (Alam i sar. 2002, Nakayama i sar., 2012). Najčešći

izvori zagađenja vode teškim metalima se vezuju za industriju (metalska, hemijska, plastičarska), saobraćaj i primenu agrotehničkih mera u poljoprivredi.

Zagađenje vodene sredine se manifestuje promenom osnovnih pokazatelja kvaliteta vode kako onih mikrobioloških tako i onih fizičko- hemijskih koji uključuju i sadržaj teških metala u vodi. Teški metali znatno utiču na hemijske osobine vode. To se pre svega odnosi na pH vode, koncentraciju kiseonika u vodi, sadržaj jona magnezijuma i natrijuma i drugih elemenata. To potvrđuju brojna ispitivanja kvaliteta vode koja se sprovode monitoringom analiza vode, živog sveta u vodi, uključujući i ribu. Male količine štetnih supstanci u vodi ne predstavljaju opasnost po živi svet u njoj, ali s obzirom na sposobnost akumulacije u organima i tkivima riba mogu da utiču na njeno zdravlje (Rashad i Barsoum, 2006).

Teški metali mogu kod riba da utiču na patomorfološke promene unutrašnjih organa, nepovoljno utiču na imunitet, dovode do promena parametara krvi, smanjuju sposobnost adaptacije ribe na uslove sredine, utiču na vitalnost riba i smanjuju njenu otpornost prema bolestima. Pri tom najosetljivija kategorija je mlađ ribe (Järup, 2003, Staniskiēne, 2006).

Sadržaj teških metala u vodenim ekosistemima se najčešće prati monitoringom odnosno određivanjem njihove količine u vodi, sedimentu i živom svetu (ribi) u vodi. Generalno, sadržaj teških metala u vodi je nizak, a najveće koncentracije su u sedimentu.

U poređenju sa okeanskim sedimentom, sediment slatkih voda ima manje arsena, više žive i olova, i približno isti sadržaj kadmijuma. Plankton akumulira teške metale i prenosi ih odnosno taloži u sediment. Usled aktivnosti mikroorganizama a u zavisnosti od pH vrednosti i fizičko hemijskih procesa metali prelaze iz sedimenta u vodu ili formiraju metalna organska visoko toksična jedinjenja. Teški metali uključuju esencijalne i ne esencijalne elemente koji imaju pojedinačno značaj u ekotoksikologiji zbog njihove visoke perzistencije (nemogućnost uklanjanja), a svi imaju potencijalni toksični efekat na žive organizme (Ozturk i sar, 2009, Lacatusu i sar.,2009).

Teški metali kao što su bakar, gvožđe, hrom i kalaj su esencijalni metali i imaju značajnu ulogu u biološkim sistemima, dok su kadmijum i olovo neesencijalni, a toksični su u malim količinama. Esencijalni teški metali u organizam ribe mogu da budu uneti preko vode ili hrane (Canli i sar. 2003, Fernandes, 2008).

Studije o nalazu teških metala u rekama, jezerima, ribi i sedimentu su posebno brojne zadnjih decenija. Sediment je važan rezervoar za različite zagađivače kao što su pesticidi i teški metali, a takođe ima značajnu ulogu u remobilizaciji zagađujućih supstanci u vodeni ekosistem. Interakcija između sedimenta i vode je stalna. Riba može da bude jedan od najznačajnijih indikatora zagađenja vode teškim metalima (Rashad i Barsoum, 2006). Komercijalno značajne vrste riba se široko koriste da bi se utvrdila opasnost po zdravlje ljudi zbog prisustva teških metala u ribi (Begúm, 2005).

Stepen bioakumulacije teških metala u vodenim organizmima zavisi, sa jedne strane od vrste organizma (školjke kao sesilni organizmi filtriraju vodu i razumljivo je da je sadržaj teških metala veći nego kod riba), a sa druge strane od sadržaja teških metala u vodi. Nalaz teških metala u vodenim organizmima zavisi i od načina njihove ishrane. Vodeni organizmi uključujući i ribe bioakumuliraju teške metale u značajnim količinama koji se u njima zadržavaju. Riba je poznata po tome što dobro akumulira organske i neorganske zagađujuće supstance iz vodene sredine (Jeziarska i Witeska, 2006).

Fizičko hemijske osobine vode mogu da utiču na akumulaciju teških metala u organima i tkivima ribe. Tako je bioakumulacija olova manja ukoliko je pH vode viši. Teški metali ulaze u organizam ribe i preko hrane (zooplankton, fitoplankton, fauna dna), ali najveće količine ulaze preko škrga i kože. Riba akumulira teške metale u jonskom obliku, ili kao rastvorljive forme kroz lipofilne membrane. Bioakumulacija može da bude uzrok poremećaja fizioloških procesa kod riba, što zavisi od koncentracije teških metala u tkivima (Alam i sar, 2002, Nakayama, 2012). Veće količine teških metala nalaze se kod biljojednih riba tako da je, kao posledica akumulacije, sadržaj teških metala veći nego što je to njihov sadržaj u biljkama. Riba predatori (štuka, som) sadrže više teških metala nego biljojedne vrste riba. To je i razumljivo jer se one praktično nalaze na kraju lanca ishrane vodenih ekosistema.

Mogućnost akumulacije teških metala iz sedimenta je od posebnog značaja kod soma, koji najveći deo života provodi neposredno ispod dna (sedimenta), (Jeziarska i Witeska, 2006, Baltić i sar., 2013).

Starost ribe, sadržaj masti i način ishrane (izbor hrane) su značajni faktori koji utiču na nakupljanje teških metala u ribi. Teški metali se tako prenose i na druge žive organizme (npr. ribe predatore) pa i na ljude. Sadržaj teških metala u mesu riba nije zavistan samo od njihovog sadržaja u vodi. Tako sadržaj teških metala u mesu ribe (tilapije) ima sledeći opadajući niz: Cr > Zn > Cu > Fe > Mn > Cd > Pb, dok je u vodi iz koga potiče ispitivana tilapija sadržaj teških metala sa sledećim opadajućim nizom Fe > Cr > Pb > Mn > Zn > Cu > Cd. Ovo ukazuje da je bioakumulacija teških metala specifičan proces i da pokazuje strukturne varijacije u tropizmu u zavisnosti od vrste ribe (Eneji i sar., 2011). Visok nivo gvožđa može da bude posledica njegovog značaja za hemoglobin. Faktori bioakumulacije su različiti, pa se tako navodi da za olovo mogu da budu od 219-248, a za mangan 210-604; što zavisi od vrste ribe i mesta izlova (Eneji i sar., 2011).

Absorpcija teških metala preko škrge, kao prvog ciljnog organa za sve zagađivače vode, ima značajan uticaj na sadržaj teških metala u škragama. Škrge, kao i organi digestivnog trakta, su metabolički aktivni delovi i mogu da akumuliraju teške metale u znatnijim količinama, što je dokazano kod različitih vrsta riba. Mišićno tkivo sadrži uvek manje teških metala nego što je to slučaj sa škragama i unutrašnjim organima. U intestinalnom traktu teški metali se nalaze u sluzokoži, odakle se ne mogu odstraniti pri pripremi uzorka što utiče na povećan sadržaj teških metala u digestivnom traktu (Staniskienc i sar., 2006, Bergum, 2005).

Ograničenje nivoa kontaminacije u mesu riba je imperativ sa humanotoksikološkog stanovišta, zavisi od potrošnje ribe i može se dati samo u hipotetičkom smislu kada je u pitanju potrošač. Kontrola teških metala i metaloida ima značaj u zaštiti zdravlja ljudi i ona je različita od posmatranja u ekološkom smislu. Ovde se nivo teških metala i metaloida ograničava samo na meso (jestivi deo), i to ograničenje je najčešće definisano propisima (Guallar i sar., 2002; Oelofse i sar., 2008; Ratnaika 2003; Rashad i Borsoum, 2006).

Prisustvo zagađujućih supstanci u životnoj sredini je neminovnost koja nije novijeg datuma. Sa razvojem ljudskog društva prisustvo zagađujućih supstanci u životnoj sredini je sve veće, a s obzirom na mogućnost štetnog delovanja zagađujućih supstanci na živi svet, njima se pridaje sve veći značaj.

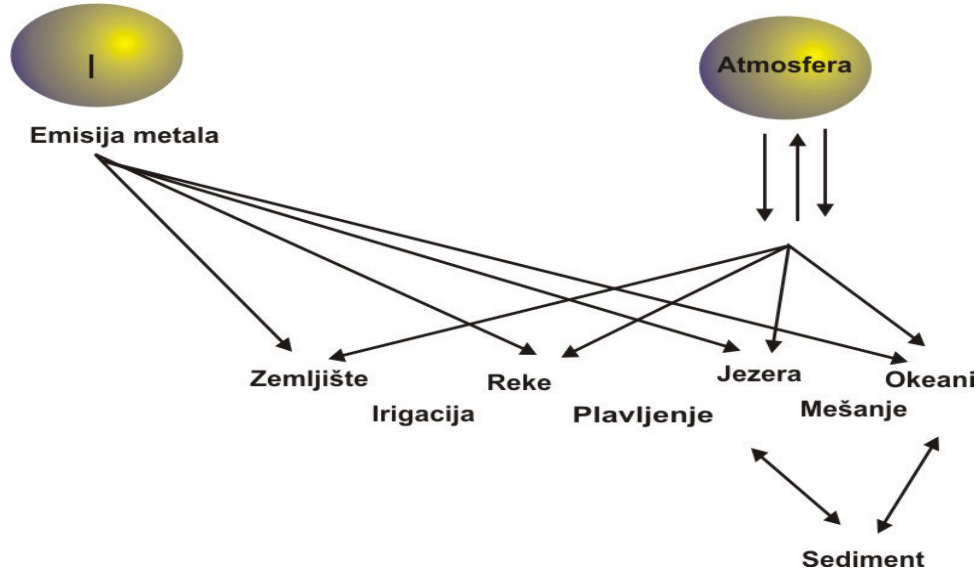
Razvoj industrije (hemijska, metalurgija, prerada plastike, i drugi, pre svega antropogeni uticaji), primena pojedinih agrotehničkih mera radi postizanja što većih prinosa u poljoprivredi, posebno korišćenje i primena sredstava za tretman zemljišta i zaštitu bilja u poljoprivredi (primena veštačkih – mineralnih đubriva, pesticida herbicida, fungicida i drugih hemijskih zaštitnih sredstava), zatim upotreba motornih vozila, urbanizacija naselja i sl., osnovni su uzroci zagađenja životne sredine.

Teški metali i metaloidi, imaju među zagađujućim supstancijama životne sredine posebno značajno mesto. Manje količine metala i metaloida u životnoj sredini mogu biti prirodnog porekla, a daleko više ih je posledica zagađenja životne sredine usled antropogenog uticaja. Tako je od oko 7.000 tona kadmijuma, koji dospeva godišnje u atmosferu, preko 70% iz antropogenih izvora (baterije, mineralna đubriva, antikoroziivna zaštita), a od 12.000 tona olova koje godišnje dospeva u atmosferu, 60% je poreklom od drumskog saobraćaja. Štetno dejstvo teških metala i metaloida ispoljava se na ceo ekosistem, a ako dođe do poremećaja u flori i fauni sistema dolazi do remećenja celog lanca ishrane. (Cerić O., 2006.)

Vodena sredina može da bude zagađena neorganskim i organskim zagađujućim supstancijama. Neorganske zagađujuće supstancije mogu da budu bez specifičnih toksičnih svojstava (inertne mineralne materije, soli natrijuma, kalcijuma i magnezijuma, zatim neorganske kiseline i baze) i sa specifičnim toksičnim svojstvima (amonijak, sumporvodonič, teški metali, arsen, hlor, cijanid, itd.). Slika 2.1. prikazuje puteve transporta elemenata u životnoj sredini. Od metala sa specifičnim toksičnim delovanjem najčešće se izučavaju olovo, živa i kadmijum, zatim, bakar, cink, mangan, gvožđe i dr., a od nemetala arsen. Ovi elementi su i predmet zakonskog regulisanja, ograničenja količine, u namirnicama animalnog porekla, dakle i u mesu ribe u većini zemalja u svetu. Olovo, živa i kadmijum u mesu ribe su elementi čije je sistematsko

praćenje deo programa kontrole štetnih materija u okviru GEMS-a (Global Environment Monitoring Sistem), (Anon 1997).

Teški metali i metaloidi stižu u reku, pored već pomenutih izvora, putem ispuštanja, padavina i/ili iz atmosfere. U rečnom sistemu oni su uglavnom vezani za suspendovane materije i fine sedimente, i talože se kao ozbiljan potencijalni rizik u dubinama pregrađenih voda. Izučavanjem grupe autora o prisutnosti teških metala i metaloida u celom toku Dunava, došlo se do određenih zaključaka. Dok u Zapadnoj Evropi postoje strogi zakonski propisi za unapređivanje efikasnosti postrojenja za preradu vode, pre svega putem prečišćavanja kroz najbolje dostupne tehnike, srednji i donji tok reke Dunav i dalje se zagađuje neprečišćenim ispustima iz gradova i industrije.



Slika 2.1. – Proces distribucije teških metala u životnoj sredini

Glavnu ulogu u smislu opasnosti po ekosistem imaju teški metali, koji se ističu svojim konstantnim prisustvom i akumulativnošću. Ako se tome doda i karakteristično svojstvo kumulativnog i nepovoljnog sinergističkog dejstva teških metala, opasnost i rizik po zdravlje ljudi su evidentno prisutni. Nažalost, dostupni podaci sa našeg prostora su dosta oskudni.

Danas se postupcima prečišćavanja otpadnih voda može odstraniti 30-90% štetnih elemenata, pa ono što se ispušta u vodotokove ili ostale vodene sisteme je

praktično bezopasno, ukoliko se primenjuju mere prečišćavanja, što u našim okolnostima još uvek nije slučaj. (Wachs 1998).

U vodi se nalazi značajan deo teških metala. Teški metali i metaloidi u vodenoj sredini koncentrišu se primarno u sedimentu, što je posebno izraženo u tzv. mirnim vodama. Metali u sedimentu mogu da budu značajan rizik za ekosistem naročito kada se remobilizuju. To su fine čestice (< 63pm) sedimenta koje nakupljaju velike količine teških metala na površini svojih mineralnih ili organskih čestica. Analizom ovih čestica sedimenta mogu da se dobiju informacije o nivou kontaminacije. Za razliku od kopnenih životinja koje teške metale unose preko hrane i inhalacijom, ribe, najveći deo teških metala unose iz vode preko škrga i kože (biokoncentracija), a zatim preko hrane (biomagnifikacija).

Ispitivanje stepena zagađenja i rizika od štetnog delovanja iz životne sredine, predstavlja jedan od osnovnih načina njene zaštite. Prisustvo zagađujućih materija (teški metali i nemetali u vodi) negativno se može odraziti i na populaciju riba. U zapadnoevropskim zemljama gazdovanjem vodenim resursima, kontrolom zagađenja, propisima o zaštiti životne sredine i kontrolom zagađujućih supstanci, deluje se preventivno radi smanjenja opasnosti od štetnog delovanja zagađujućih supstanci. (Wachs 1998).

Toksičnost teških metala i metaloida ne zavisi samo od količine ovih elemenata u vodi već i od drugih, brojnih faktora. Jonska forma metala i prosta neorganska jedinjenja daleko su toksičnija nego složena organska ili neorganska jedinjenja. Zapaženo je da je štetni efekat npr. žive (Hg) veći u prisustvu bakra (Cu), kadmijuma (Cd) u prisustvu cinka (Zn). Koeficijent biokoncentracije, takođe je različit. Najveći je za živu (Hg) a zatim Zn, Cr, Cd, Cu, Ni i Pb. Štetno dejstvo teških metala i metaloida zavisi i od činilaca vezanih za ribu (vrsta, starost, pol, način ishrane, težina itd.). Pojedini organi riba pokazuju osobinu akumulacije i detoksikacije. Nije sigurno da se metali uvek tako ponašaju i da se akumuliraju u određenom organu, što se naročito odnosi na živu (Hg). U tekućim vodama sa niskim nivoom žive, meso ribe sadrži više žive nego unutrašnji organi, što nije slučaj ako je sadržaj žive u mesu veći od 1 mg/kg. Tada je sadržaj žive veći u unutrašnjim organima (jetri, bubrezima).

Određeni događaji u novijoj istoriji naše zemlje (NATO bombardovanje, tranzicija, industrijska privatizacija, sporo prilagođavanje zemlje evropskim integracijama i niz drugih faktora, pretpostavka je da mogu nepovoljno uticati na povećanje opasnosti od različitih zagađujućih supstancija u životnoj sredini pa i teških metala i metaloida.

Međusobni uticaj čoveka i životne sredine ostvaruje se u sistemu interakcionih odnosa između prirodne sredine, tehnologije, čoveka i antropogene sredine. U ovom sistemu jasno se izdvajaju dve globalne veze:

1. direktna, koja uzima u obzir delovanje čoveka na biosferu, putem tehnologije;
2. povratna, koja nastaje pri delovanju tehnosfere (antropogene sredine) na čoveka.

Čovek je složen višekomponentni otvoreni biološki sistem. Izmene u biosferi zahtevaju od bioloških sistema prilagođavanje odgovarajućim uticajima. Čovek, po pravilu, ima dovoljno široku mogućnost prilagođavanja različitim vrednostima uticajnih faktora, međutim, ako se oni menjaju brzo, ili ako su jakog intenziteta, onda se dovodi u pitanje sposobnost adaptacije organizma novim uslovima.

Negativni uticaji na zdravlje se manifestuju na više načina: akutnim zdravstvenim efektima, hroničnim oboljenjima, genetskim promenama, smanjenjem imunološke sposobnosti organizma i pogoršanja postojećih bolesti. Opasne materije prisutne u životnoj sredini dospevaju u organizam čoveka, ingestijom, inhalacijom i preko kože. Izloženost čovekovog organizma se definiše kao kontakt sa hemijskim ili fizičkim agensima na mestu unošenja opasne materije.

2.1.1. Zagađivanje živom

Vazduh – Postoje procene da emisije žive iz antropogenih izvora iznose 2.500 tona/godišnje (Nriagu 1984). Nasuprot tome, (WHO 1990, 1991) izvestila je da su najveći izvor žive u atmosferi, degasifikacija minerala žive iz litosfere i hidrosfere, u procenjenom nivou od 2.700-6.000 metričnih tona/godišnje, što je približno 1.3 do 3 puta u odnosu na oslobađanje iz antropogenih izvora. Pojedini istraživači procenjuju

svetske antropogene emisije na 4.500 tona sa dodatnih 3.000 tona poreklom iz prirodnih izvora. Drugi autori procenjuju svetske emisije žive na oko 2.200 metričnih tona/godišnje i zaključuju da prirodni izvori, industrijski izvori i recikliranje žive antropogenog porekla, pojedinačno doprinose sa jednom trećinom trenutnog globalnog opterećenja živom u atmosferi.

Skorašnje procene antropogenih emisija žive u atmosferu kreću se od 2.000-4.500 metričnih tona/godišnje, uglavnom poreklom iz rudokopa i topionica žive kao i drugih ruda metalnih sulfida. (Stein i sar. 1996) procenili su da približno 80% antropogenih izvora žive čine emisije elementarne žive u vazduh, primarno putem sagorevanja naftnih derivata, iz rudokopa, topionica i spaljivanja čvrstog otpada.

Dodatnih 15% antropogenih emisija potiču od direktne primene đubriva, fungicida i gradskih deponija (npr. baterija i termometara) u zemljištu. Preostalih 5% emisija žive, javlja se direktnim odbacivanjem industrijskog otpada. Emisije žive iz fabrika sa pogonom na ugalj u najvećoj meri su u obliku isparenja (98%), (Germani i Zoller, 1988). Utvrđeno je da se spaljivanjem medicinskog otpada oslobađa do 12.3 mg/m³ žive. Korišćenjem prečišćivača u pećima za spaljivanje može se otkloniti do 51% emisija žive. Ostali potencijalni izvori emisije žive u vazduh, uključuju šljaku poreklom iz prerade metala, plamen na mestima odlaganja otpada, kao i difuzne emisije iz ostalih antropogenih izvora, kao što su stomatologija i industrijske aktivnosti. Antropogeni izvori žive u većoj meri se javljaju na severnoj hemisferi u odnosu na južnu, i najviši su u industrijskim područjima.

Voda – Procenjeno je da se prirodnim spiranjem minerala koji sadrže živu iz stena direktno oslobađa oko 800 metričkih tona žive godišnje u površinske vode na zemlji (Gavis i Ferguson, 1972).

Atmosfersko taloženje elementarne žive, kako iz prirodnih tako i antropogenih izvora, identifikovano je kao indirektan izvor žive u površinskim vodama (WHO, 1991). Živa iz zemljišta može biti direktno sprana u površinske vode putem kišnih padavina. Površinsko spiranje je važan mehanizam za transport žive iz zemljišta u površinske vode, posebno kod zemljišta sa visokim sadržajem humusa (Meili, 1991).

Živa može dospeti u površinske vode i iz otpada poreklom iz velikog broja industrijskih procesa, kao što su kopanje rude, metalurgija, hemijska industrija, industrija mastila, papira, farmaceutska i tekstilna industrija (EPA, 1971).

Zemljište– Indirektan izvor žive u zemljište i sediment kako iz prirodnih tako i iz antropogenih izvora, predstavlja atmosfersko taloženje (Sato i Sada, 1992; WHO, 1990; 1991). U obradivo zemljište živa se oslobađa direktnom primenom neorganskih i organskih đubriva, kreča, i fungicida koji sadrže živu.

Jedan od antropogenih izvora žive u zemljištu je posledica odlaganja u zemljište industrijskog čvrstog otpada kao i otpada poreklom iz domaćinstava (termometri, električne sijalice, i baterije). Takođe, još jedan od izvora žive u zemljištu predstavlja pepeo poreklom iz peći za spaljivanje otpada u gradovima.

Toksičnost žive - Živa se lako uključuje u lanac ishrane sa tendencijom akumulacije u organizmu. Za ljude najopasniji izvori unošenja žive su namirnice, naročito plodovi voda.

U periodu 1982-1984 godine u Americi je sprovedena analiza namirnica, od strane FDA (Food and Drug Administration) sa ciljem da se utvrdi dijetarni unos američke populacije odabranih industrijskih kontaminenata (uključujući živu). Ispitane su 234 namirnice zastupljene u ishrani 8 različitih populacionih grupa. Živa je utvrđena u 129 uzoraka hrane odrasle populacije; morska hrana sadržavala je oko 77% (3.01 µg od 3.9 µg žive) ukupnog unosa žive u starosnoj grupi muškaraca od 25 do 30 godina.

Upotreba ribljeg brašna u ishrani živine i ostalih životinja koje se koriste u ljudskoj ishrani može dovesti do povišenih nivoa žive kod ovih životinja. U Nemačkoj, živina i jaja sadržavali su prosečne koncentracije žive od 0.04 i 0.03 mg/kg (ppm). Preživari imaju sposobnost da vrše demetilaciju žive u buragu i zahvaljujući tome apsorbuju manje žive; stoga, goveđe meso i mleko sadržavali su samo 0.001-0.2 mg/kg (ppm), odnosno 0.01 mg/kg (ppm) žive (Hapke, 1991). Ispitivanjem svežih hraniva u Nemačkoj, u 1986 godini, utvrđeno je da su žita, krompir, povrće i voće sadržavali prosečne koncentracije žive od 0.005 do 0.05 mg/kg (ppm sveže mase), međutim, divlje pečurke su sadržavale do 8.8 mg/kg (ppm) žive.

Kokos, lišće čaja i zrna kafe sadržavali su prosečne koncentracije žive od 0.005, 0.025 i 0.04 mg/kg (ppm). U svim slučajevima u kojima je sadržaj žive bio visok, utvrđen je i selen u merljivim ali nižim koncentracijama (Weigert, 1991).

Živa se javlja u obliku neorganskih i organskih jedinjenja. Neorganska jedinjenja žive su manje toksična od organskih. Od živinih jedinjenja, naročito je toksična metil živa.

Organske forme žive lakše prodiru kroz membrane, bolje se vežu za subcelularne strukture i teže izlučuju od neorganskih. Živa se iz organizma može eliminisati preko jetre, bubrega, fecesa, a kod sisara i preko mlečne žlezde. Najviše se deponuje u jetri i bubrezima.

Vezivanje za sulfhidrilna jedinjenja i gradnja čvrste kovalentne veze sa sumporom je osobina žive koja ima za posledicu blokiranje funkcionalnih (SH) grupa enzima i njihovo isključivanje iz funkcije. Živina organska jedinjenja uzrokuju promene u selektivnoj propustljivosti ćelijskih membrana uključujući i membrane ćelijskih organela. Kod mitohondrija to dovodi do bubrenja i destrukcije membranskog sistema što uz inaktivaciju enzima uzrokuje inhibiciju oksidativne fosforilacije i ćelijskog disanja. Trovanja živom po prvim simptomima (zamor, glavobolja, razdražljivost) nisu specifična ni prepoznatljiva. U kasnijem stadijumu, dolazi do ukočenosti ekstremiteta, gubitka ravnoteže, poremećaja koordinacije, atrofije. Oboljenja izazvana živom prvi put su registrovana u šestom veku tzv. "bolest robova" kod rudara u Španiji.

Na jednom britanskom brodu 1810. god. slučajno je razbijeno nekoliko boca sa živom. Tada se razbolelo 200 mornara, a dvojica su umrla. U Japanu je od 1953. do 1956. god. obolelo više od stotinu lica, a 17 je preminulo. Uzrok ovoj pojavi opisanoj kao "minamata" bolest, jer joj se u početku nije znao uzrok, bili su plodovi mora (ribe i školjke) kontaminirani metil živom. Živina organska jedinjenja naročito imaju teratogene efekte, što je zabeleženo kod novorođenčadi u Minamata zalivu.

Živa je i snažan mutagen. Ona je za hiljadu puta potentniji inhibitor mitoze, odnosno induktor poliploidije od poznatog mutagena kolhicina, (Leonard 1978., Undervvood 1977., Budzinska-Wrzesien 2001.). U svakom ispitivanju značaja uticaja

zagađujućih supstancija na zdravlje ljudi, mora da se razmatra i način izlaganja čoveka štetnim materijama, (Nriagu 1984., Klaasen i sar. 1986.). Od oblika žive koja se nalazi u životnoj sredini, metil živa je sa toksikološkog stanovišta najvažnija. Ciljni organ za metil živu je CNS (mozak), a za neorgansku živu ciljni organi su bubrezi i jetra. Orijentacioni nedeljni unos koji je ustanovljen 1972. je po osobi 0,3 mg žive, od čega do 0,2 mg može da bude metil živa.

Najraniji simptomi vezani za neurotoksični efekat žive zabeleženi su kod 5% odrasle populacije koja je bila izložena dužem delovanju pri čemu je dnevni unos bio od 3 - 7 pg/kg mase tela. Kasnije (1980. god.) je zaključeno da kriterijumi o unosu žive (nedeljno, dnevno) ne mogu da budu isti za sve ljude. Rizične grupe su trudnice (ugrožen je fetus) i ženska deca, (Underwood 1977.).

Upotreba ribe u ishrani je jedan od značajnih izvora kojim se živa unosi u organizam ljudi. Upotreba ribljeg brašna u ishrani stoke i živine može da rezultira dodatim izlaganjem ljudi metil živom, koja se iz ribljeg brašna prenosi u meso i jaja. Metil živa je hemijski i biološki veoma stabilna. Akutne letalne koncentracije neorganskih jedinjenja su od 0,3 do 1,0 mg/l za salmonidne, a 0,2 do 4 mg/l za ciprinidne vrste riba što zavisi od fizičkih i hemijskih osobina vode. Akutna letalna koncentracija prostih organskih jedinjenja žive je od 0,025 do 0,125 mg/l za salmonidne odnosno 0,20 do 0,70 mg/l za ciprinidne vrste riba. Za salmonidne vrste ribe, maksimalno dozvoljena koncentracija neorganske žive je oko 0,001 mg/l. Za ribe, generalno, organskih jedinjenja žive u vodi ne sme da bude više od 0,0003 mg/l, (Dallinger i sar. 1987.).

Mogući izvori izloženosti populacije živi uključuju inhalaciju isparenja elementarne žive u ambijentalnom vazduhu, unošenje putem pijaće vode i hrane kontaminirane elementarnom živom ili njenim jedinjenjima (npr. metilživom), i izlaganje elementarnoj živi i njenim jedinjenjima putem stomatoloških i medicinskih tretmana je izvestila da je dijetarni unos najvažniji izvor izloženosti ljudi živi (isključujući izloženost vezanu za zanimanje), sa ribom i proizvodima od ribe kao dominantnim izvorom metilžive u hrani. Navedeno je u saglasnosti sa međunarodnom

studijom teških metala utvrđenih u namirnicama u 12 različitih zemalja (U.S. Department Of Health, 1999).

Utvrđeno je da su koncentracije žive od 0.15 mg/kg (ppm) kod ribe i školjki približno 10-100 puta više u odnosu na ostalu ispitivanu hranu, uključujući žitarice, krompir, povrće, voće, meso, živinu, jaja, mleko i mlečne proizvode.

Smatra se da je riba najveći izvor unosa žive, što u velikoj meri zavisi od navika u ishrani (Galal-Gorchev, 1993). Veći deo žive nađene u tkivima ribe predstavlja metilživa. Nađeno je da CH₃Hg (metilživa) predstavlja do 70-98% ukupnog sadržaja žive 11 morskih vrsta ribe iz priobalnih voda Nemačke. Organska jedinjenja žive su toksičnija za ribe od neorganskih.

Zanimanja koja su u vezi sa povećanim rizikom od izloženosti živi su proizvodnja hlor-alkalnih jedinjenja, procesi dobijanja i prerade živinog-sulfida, kao i industrijski postupci pri kojima se proizvode i/ili koriste instrumenti koji sadrže tečnu živu. Stomatološka profesija može biti više izložena živi kao posledica pripreme i upotrebe dentalnih amalgama. Slikari i ostale grupe mogu biti radno izložene isparenjima žive za vreme aplikacije boja koje sadrže fenilživu-acetat (Hefflin i sar., 1993).

Poređenjem procenjene dnevne absorbanse žive putem dentalnih amalgama (u opsegu 3-17), procenjena dnevna absorbansa svih oblika žive iz ribe i morske hrane je 2,31 µg a iz svih ostalih vrsta hrane, vazduha i vode je 0.3 ug (WHO, 1991). Svi ostali izvori zajedno čine ukupno 2.61 µg/dan, u poređenju sa procenjenih 3-17 µg/dan za dentalne amalgame. Kod osoba sa velikim brojem amalgama, ovaj izvor može činiti 17 µg/dan od ukupne dnevne absorbanse od 19.61 µg/dan, odnosno 87% absorbovane žive.

Nasuprot tome, kod osoba sa malim brojem amalgama, živa iz ovog izvora može doprinositi sa samo 3 µg/dan od ukupne absorbanse od 5.61 µg/dan, odnosno 53% absorbovane žive. Halbach i sar. (1994) zaključuju da je zbir unosa žive iz dentalnih amalgama i dijetarnog unosa ipak ispod doze koja odgovara prihvatljivom dnevnom unosu (ADI-acceptable daily intake) žive. ADI iznosi 40 µg ukupne žive, od čega je 30 µg dozvoljeno za metilživu.

Pored navedenog, profesionalni rizik od trovanja živom i njenim jedinjenjima, postoji kod radnika zaposlenih na kopanju rude, preradi rude i dobijanju metalne žive u rotacionim ili šahtnim pećima, zatim u proizvodnji živinih termometara, manometara, barometara, kvarcnih i električnih lampi, rendgenskih cevi, baterija, u farmaceutskoj i hemijskoj industriji i sl. (Mikov, 1985.). Prema istom autoru, živa prodire u organizam uglavnom udisanjem njenih para ili dima oksida žive preko respiratornih organa.

Izuzetno, metalna živa i živina jedinjenja rastvorljiva u vodi mogu prodreti u organizam preko digestivnih organa. Put ulaza u organizam može biti i preko kože, ali je apsorpcija ovim putem veoma spora.

Živa i njena jedinjenja, predstavljaju jak protoplazmatični otrov. Patogeneza trovanja živom još uvek predstavlja područje istraživanja i razjašnjavanja. Prema Mikovu, neki autori smatraju da živa oštećuje u prvom redu vezu kore velikog mozga sa talamusom i hipotalamusom. Živa se eliminiše iz organizma preko pluća, u ekspiratornom vazduhu, preko bubrega, jetre, sluzokože creva, pljuvačnim i znojnim žlezdama.

Ljudska tkiva koja se koriste u monitoringu izloženosti živi su urin, krv i dlaka. Urin se često koristi kao indikator izloženosti živi vezanoj za zanimanje (EPA, 1996d). Živa u urinu je najbolji indikator prisustva žive u bubrezima (Clarkson i sar., 1988b). Više autora je povezalo povišen nivo žive u urinu sa dentalnim amalgamima osoba iz opšte populacije (Barregard i sar., 1995; Škare, 1995), kao i kod stomatologa i stomatološkog osoblja koji su bili okupaciono izloženi (Akesson i sar., 1991; Chien i sar., 1996; WHO, 1991).

Dlake glave se takođe koriste kao indikator izloženosti metilživi, obzirom da se živa ugrađuje u njih kao i u folikule dlake proporcionalno sadržaju u krvi (EPA, 1996d).

2.1.2. Zagađivanje olovom

Osnovni izvori zagađenja olovom su metalurški (olovni) kombinati, olovni aditivi benzina (tetraetil olovo), olovne boje i pesticidi tipa olovo arsenata, zatim aditivi za preparate i takođe kalaisano posuđe i razni vodoinstalaterski elementi. Danas se,

pored metalurških olovnih kombinata, za osnovne izvore kontaminacije olovom uzima benzinsko gorivo. Smatra se da je progresivno opterećenje atmosfere, hidrosfere i živih sistema naročito izraženo u severnoj zemljinoj hemisferi pa su tako veće količine olova utvrđene u ledu Arktika nego Antartika.

Za olovo je karakteristično da je problem kontaminacije olovom vezan, pre svega, za kontaminaciju vazduha, po svojim masovnim posledicama, nego za kontaminaciju vode i hrane. Olovo uneto u organizam, preko vazduha, apsorbuje se i do 40%, a olovo uneto digestivnim traktom svega 5%. O progresivnom nagomilavanju olova u organizmu ljudi, govori činjenica da je količina olova u kostima nađenim u grobnicama iz Starog veka iznosila 0,2 pg/g a u kostima iz grobnica iz osamnaestog veka ta količina je bila 10 ng/g, (Forstner i Witman 1979., Rabinovvitz i Needleman 1983., Wong i sar. 1975.).

Značajan izvor olova je vazдушna kontaminacija a posledično i površinske vode. U vazduh, olovo u značajnim količinama dospeva od izduvnih gasova motornih vozila koji sadrže raspadne produkte tetraetil olova. U vodenim sistemima olovo se taloži u sedimentu u četiri reda veličine više nego u vodi (Svoboda Zdenka i sar. 1973.).

Olovo se retko nalazi u značajnim količinama u površinskoj vodi izuzev ako se radi o zagađenom području. Visok nivo olova nađen je u vodama niskog pH i u većini slučajeva posledica je ispiranja i ispuštanja neprečišćenog otpada u vodotokove.

Unos olova biljkama je manje efikasan nego unos kadmijuma. Takođe, zemljište bolje veže olovo nego kadmijum što ima uticaja na učestalost trovanja. Zbog toga se mnogo veće količine olova tolerišu u vodi za navodnjavanje nego što je to slučaj sa kadmijumom (Svoboda Z., i sar. 1973.)

Primena visoko kontaminiranog rečnog mulja za prehranjivanje poljoprivrednog zemljišta, stvara slične probleme i kada se radi sa zagađenjem olovom. Zemljište sa 200 - 300 pg/kg olova (računato na suhu masu) odražava se na to da biljke imaju 0,1 do 10 pg/kg olova.

Potrošnja jednog kilograma ovog materijala za prehranjivanje poljoprivrednog zemljišta, doprinosi unošenju 0,01 do 1 mg olova, što odgovara preporučenom,

nedeljnom unosu olova. Olovo može da se mikrobiološki metiluje što ne utiče značajno na njegovo ponašanje u lancu ishrane i uticaju na čoveka, (Underwood 1977.).

Opasnost po zdravlje čoveka ne predstavlja samo "prirodni" sadržaj olova u namirnicama već i olovo od ambalaže (ambalaža paste za zube, limena ambalaža namirnica) naročito ako je u limenoj ambalaži, kiselo povrće, (Underwood 1977., Klaasen i sar. 1986.). Prisustvo olova utvrđeno je u većem broju namirnica.

Konzerve lemljene olovom mogu povećati sadržaj olova; međutim, ovaj trend se smanjuje obzirom da je smanjena upotreba ovih tipova konzervi još od 1991. U 1974, Sadržaj olova u konzervama opao je sa prosečne vrednosti od 0.31 ($\mu\text{g/g}$) ppm u 1980 do 0.04 ($\mu\text{g/g}$) ppm u 1988 (NFPA 1992).

Dodatna izloženost olovu putem ishrane kod ljudi koji žive u gradovima je procenjena na prosečno 28 $\mu\text{g/dan}$ kod odraslih i 91 $\mu\text{g/dan}$ kod dece putem atmosferske prašine. Olovo, poreklom iz atmosfere, može dospeti na useve u polju ili u baštama (direktno, preuzimanjem iz zemljišta, ili direktnim taloženjem na površinu useva), za vreme transporta do trgovine, prerade, ili pripreme (EPA, 1986a).

Utvrđeni su povišeni nivoi olova u krvi stoke koja je napasana u blizini topionica, iako nije utvrđen i povišen nivo olova u mesu. Prosečni nivoi olova u stadi, bili su najviši pored topionice i opadali su udaljavanjem od nje. Smatra se daje ingestija zemljišta kao i zelene mase bila izvor metala (Neuman i Dollhopf, 1992). Dokazano je i prisustvo olova u mleku i tkivima stoke koja je bila otrovana lizanjem ostataka baterija koje su bile spaljene i ostavljene na pašnjaku (Oskarsson i sar., 1992). Nivoi olova ujestivom tkivu akutno obolelih krava koje su zaklane varirali su od 0.23 do 0.5 mg/kg. Normalni nivoi olova u mesu goveda sa švedskih farmi su <0.005 mg/kg.

Olovo je prisutno u duvanu u koncentracijama od približno 2.5-12.2 $\mu\text{g/cigareti}$, od kojih približno 2-6% može biti inhalirano (WHO, 1977).

Zbog raširene upotrebe olova i njegove proizvodnje, ono može da kontaminira vazduh, vodu, zemljište i preko njih uđe u lanac ishrane putem namirnica biljnog i životinjskog porekla. Glavne izvore olova, u našoj sredini, čine metalna industrija, industrijski otpad, molerske boje, olovne vodovodne cevi u starim zgradama i drugo.

Koncentracija olova u prečišćenim vodama je, po pravilu, niža nego u sirovoj vodi, ali se ponekad uočava i suprotan slučaj, kada su izvor olova uvodi za piće stare vodovodne instalacije. Prirodan sadržaj olova u jezerskim vodama, rekama procenjuje se na oko 1 i 10 µg/l. U slučaju tvrdih voda brže se formira zaštitni sloj od nerastvornih soli kalcijuma na unutrašnjim zidovima cevi i teško rastvornih jedinjenja olova kao što su $PbSO_4$ i $Pb(OH)_2 \cdot X \cdot 2PbCO_3$. Pored niske tvrdoće vode i niži pH utiče na veću migraciju olova u vodu. U većini zemalja sadržaj olova u vodi za piće iznosi 10-20 µg/l. Prosečni dnevni unos olova vodom varira od 10-20 µg do 1 mg. (Mirić M., i Šobajić S., 2002.).

Toksičnost olova – O toksičnosti olova postoje u literaturi brojni podaci. Kritična, organ za neorgansko olovo je hematopoetski sistem, nervni sistem i glatka muskulatura. Oko 90% opterećenja tela olovom je u kostima, odakle olovo može da se mobiliše, što ima negativne posledice na zdravlje. Maksimalno dozvoljen unos olova je 3 mg po osobi nedeljno. Ovo se ne odnosi na bebe i decu koja su osetljivija na unos olova od odraslih ljudi, (Nriagu 1984). Olovo u organizam ljudi dospeva oralno, respiratorno i preko kože (kozmetička sredstva), a izbacuje fecesom (0,08 - 0,12 mg/kg) i mokraćom (0,04 mg/l).

Ovaj element nagomilava se u kostima, a zatim u mekim tkivima kao što su bubrezi (a naročito kora) jetri i slezini. Najmanje količine prisutne su u mišićnom i nervnom tkivu. Koncentracija olova u kostima raste sa uzrastom (starošću) a koncentracija u mekim tkivima održava se tokom života relativno stabilno. U slučaju kad je opterećenje olovom iznad granica njegove moći deponovanja u kostima i njegove ekskrecije dolazi do povećanja sadržaja olova u mekim tkivima, (Klaasen i sar. 1986., Underwood 1977.).

Efekti štetnog delovanja olova zasnivaju se na oštećenju mitohondrija i inaktivaciji intracelularnih enzima. Zapaženo je da olovo utiče negativno na procese respiracije i fosforilacije u mitohondrijama. Olovo blokira potencijalne reaktivne grupe aminokiselina. Smatra se da olovo reaguje sa karboksilnom i alfa-amino grupom lizina, imidazolnom grupom histidina, fenoksi grupom tirozina, sulfhidrilnom grupom cisteina i guanidainom grupom arginina. Olovo reaguje sa slobodnim sulfhidrilnim grupama

enzima, na taj način što u njima zamenjuje vodonik, što ima za posledicu inaktivaciju enzima. Delovanje olova odražava se negativno na funkcije većine organskih sistema (nervnog, mišićnog, eritriopetičnog, bubrežnog, reproduktionog itd.).

U zavisnosti od vrste oštećenih ćelija, odnosno organa, zapaženi su poremećaji kao što su "olovna paraliza", olovna encefalopatija, anemični sindrom (retikulocitoza, astenija, slabost, vrtoglavica itd.), bubrežni sindrom (aminoacidurija, glikozurija, fosfaturemija itd.), jetrin sindrom (hipofunkcija jetre), kardiovaskularni sindrom (spazam kapilara retine, agonija kapilara) i reproduktioni sindrom (mrtvo rođena deca, pobačaji), (Leonard 1978., Underwood 1977., Klaasen i sar. 1986.).

Kada govorimo o toksičnom delovanju olova na organizam čoveka, posmatrano sa aspekta njegovog kancerogenog, mutagenog i teratogenog efekta, ne tako brojne epidemiološke studije kao i ispitivanja na ljudima nisu utvrdila statistički značajno povećanje incidence malignih neoplazmi kod eksponiranih radnika.

Eksperimentalna ispitivanja, sprovedena na životinjama, pokazuju da olovo, uneto u organizam putem digestivnog trakta, može izazvati stvaranje benignih i malignih tumora na bubrežima, testisima, tiroideji, hipofizi, prostati, plućima, a takođe, može dovesti i do stvaranja malignih limfoma.

Eksperimenti na miševima, unosom hrane sa povećanim sadržajem olova pokazali su hromozomske aberacije u kulturama leukocita i limfocita. Međutim, kada je reč o ljudima, literaturni podaci su kontroverzni u pogledu hromozomskih promena uzrokovanih olovom, od onih da nema promena do postojanja značajnog porasta hromozomskih aberacija.

Slična situacija je i u pogledu teratogenog efekta olova na ljudski organizam. Opisane su neuro-muskularne abnormalnosti i poremećaji u rastu deteta nastali kao posledica konzumiranja viskija u toku trudnoće, zagađenog olovom.

Toksični efekti su posledica inaktiviranja određenih enzimskih sistema, vezivanja za SH grupe proteina, zamene esencijelnih elemenata. Ovo se lako vezuje za mitohondrije što dovodi do poremećaja u transportu kiseonika i prenosu energije. Olovo se vremenom taloži u organizmu, a može delimično zameniti Ca u kostima.

Izloženost populacije olovu je najverovatnija putem ingestije kontaminirane hrane i pijaće vode, kao i inhalacijom čestica olova iz vazduha. Direktna inhalacija olova čini samo mali deo ukupne izloženosti ljudi, međutim, olovo koje je vezano za zemljište može biti inhalirano kao prašina. U periodu od 1979. do 1989. konzerve koje su lemljene olovom izbačene su iz upotrebe kao izvor kontaminacije hrane. Ova vrednost je malo viša od procenjenog dnevnog unosa od 54 µg/dan, dobijenog u ispitivanju u Kanadi, sprovedenog u 1981.

Olovo se javlja kao toksičan agens u proizvodnim uslovima u vidu prašine, pare i dima u obliku njegovih jedinjenja: olovni monoksid (PbO), olovni dioksid (PbO₂), olovni tetraoksid (Pb₃O₄), olovni hlorid (PbCl₂), olovni karbonat (PbCO₃), olovni sulfat (PbSO₄), olovni acetat /Pb(CH₃COO)₂/, olovni sulfid (PbS), olovni nitrat (PbNO₃), tetraetil olovo / Pb (C₂H₅)₄ / i dr. Profesionalni rizik od trovanja olovom postoji i pri vađenju rude. Stari, duboki rudnici iz kojih se vadi olovni sulfid (galenit) ne predstavljaju veliku opasnost, pošto je olovni sulfid veoma slabo rastvorljiv u želudačnom soku. Noviji rudnici, bliži površini zemlje, međutim, sadrže oksidisane rude, sulfate i karbonate, koji su znatno rastvorljiviji i toksičniji.

Neorganska jedinjenja olova prodiru u organizam inhalacijom i ingestijom, dok preko kože prodiru veoma male količine, ako je koža ledirana. Preko neledirane kože prodiru samo organska jedinjenja olova.

Glavni put prodiranja olovnih jedinjenja u uslovima profesionalne ekspozicije je respiratorni trakt. Izvesne količine udahnutog olova mogu biti apsorbirane u vazдушnim putevima, ali veliki deo prelazi u plućni krvotok. Stepem apsorpcije zavisi u prvom redu od kočine prašine čije su čestice manje od 5 µm u prečniku i respiratornog minutnog volumena eksponiranih radnika. Povećanje fizičkih napora za vreme rada povlači i veću apsorpciju olova.

Olovna jedinjenja uneta preko respiratornog trakta ulaze direktno u cirkulaciju u velikom krvotoku za razliku od digestivnog puta i na taj način se zaobilazi jetra, koja ima važnu antitoksičnu ulogu u organizmu.

Prodiranje olova preko digestivnog trakta je od drugostepenog značaja u uslovima profesionalne ekspozicije. Olovo dospeva u digestivni trakt ako radnik puši ili uzima hranu prljavim rukama, i usled gutanja izvesnih količina olova u obliku prašine, koja dospeva kao rezultat oilijarne aktivnosti iz respiratornog trakta.

Najveći toksikološki značaj imaju koštani depoi. Deponovanje olova u kostima najpre se vrši u trabekulama i to deponovanje je nestabilno, reverzibilno. U trabekulama je koncentracija olova za 5–16 puta veća nego u korteksu. Deponovanje u korteksu je gotovo ireverzibilno i zbog toga deponovanje olova u trabekulama ima mnogo veći toksikološki značaj, jer u izvesnim okolnostima oslabljenost organizma usled oboljenja ili slabe ishrane, teška fizička naprezanja i druga nepovoljna stanja mogu dovesti do mobilizacije olova iz kostiju i prelazak u cirkulaciju. (Mikov., 1985.).

Izlučivanje olova se obavlja uglavnom preko urina i fecesa. Male količine se mogu izlučiti i preko kože, sluzokoža, pljuvačnih, znojnih i mlečnih žlezda. (Mikov., 1985.).

Dugotrajna izloženost niskim dozama olova uglavnom oštećuje nervni sistem (usporena nervna provodljivost, promene ponašanja, mentalna retardacija). Ove promene se javljaju kod koncentracija olova u krvi od 100-150 µg/l. (Mirić. i Šobajić., 2002.).

2.1.3. Zagađivanje kadmijumom

Vazduh – Kadmijum dospeva u atmosferu kako iz prirodnih tako i iz antropogenih izvora. Široko je rasprostranjen u zemljinoj kori i u vazduh dospeva preko čestica prašine, vulkanskih erupcija ili drugih prirodnih pojava (EPA, 1985a).

Najznačajniji izvor kadmijuma u vazduhu su industrijska postrojenja. Najznačajniji industrijski izvori emisija kadmijuma uključuju topionice cinka, olova, bakra i kadmijuma; kotlove sa pogonom na ugalj i naftu; fabrike boja itd. Prema nekim podacima, ugalj i nafta koji se koriste kao pogonsko gorivo u fabrikama čine 50% izvora kadmijuma koji se oslobađa u atmosferu (U.S. Department Of Health, 2012).

Dodatni izvori su industrija gume, sagorevanje izduvnih gasova, proizvodnja cementa, kao i primena đubriva i fungicida. Kadmijum u atmosferi javlja se uglavnom u obliku kadmijum oksida i kadmijum hlorida (U.S. Department Of Health., 2012, Toxicological Profile For Cadmium.).

Voda – Kadmijum u vodu dospeva iz atmosferskih padavina, industrijskih postrojenja ili fabrika za proizvodnju đubriva ili iz zemljišta. Najveći izvor kadmijuma antropogenog porekla, u vodenoj sredini, predstavlja proces topljenja metalnih ruda (bez gvozda). Ostali izvori antropogenog porekla uključuju fosfatna đubriva. Kadmijum čini do 35 mg/kg fosfor pentoksida Atmosferske padavine su još jedan veliki izvor kadmijuma u životnoj sredini (U.S. Department Of Health., 2012, Toxicological Profile For Cadmium.).

Elinder (1992) je utvrdio da se koncentracija kadmijuma u vodi otvorenog mora kretala od 0.02 do 0.1 $\mu\text{g/L}$, dok je Eisler (1985) utvrdio koncentraciju od 0.01-0.1 ppb ($\mu\text{g/L}$). Sprague (1986) je utvrdio koncentraciju kadmijuma od 0.12 $\mu\text{g/L}$ u dubokoj okeanskoj vodi kao i da koncentracija blizu površine može opasti zbog apsorpcije kadmijuma od strane vodenih organizama. Koncentracija kadmijuma u površinskim vodama u prirodi kao i podzemnim vodama obično je manja od 1 $\mu\text{g/L}$ (Elinder, 1985a, 1992). (Preuzeto iz: U.S. Department Of Health., 2012, Toxicological Profile For Cadmium.).

Zemljište – Odlaganje otpada koji sadrži kadmijum (uključujući baterije), talog poreklom iz otpadnih voda i fosfatna đubriva su glavni izvor kadmijuma u zemljištu. Prirodni sadržaj kadmijuma u fosfatima kreće se od 3 do 100 $\mu\text{g/g}$. Koncentracija kadmijuma u fosfatnim đubrivima kreće se od 0.05 do 170 mg/kg (ppm). Koncentraciji kadmijuma u zemljištu mogu doprineti i atmosferske padavine, naprimer u oblastima prerade otpadnih guma (U.S. Department Of Health, 2012).

Kadmijum je detektovan u skoro svim uzorcima hrane analiziranim dovoljno osetljivim metodama (Elinder, 1985a). U hrani poreklom iz nekontaminiranih područja, koncentracija kadmijuma je obično niža od 0.1 mg/kg sveže mase. Mleko, mlečni proizvodi, jaja, govedina i riba, obično sadrže <0.01 mg/kg (ppm) dok se više koncentracije, od 0.01-0.10 mg/kg, često nalaze u povrću, voću i zrnavlju (Elinder,

1992). Jetra i bubrezi imaju više koncentracije u odnosu na meso (Ellinder, 1985a). Kadmijum se koncentriše do 8 µg/g kod ostriga i 3 µg/g u mesu lososa. Kadmijum se akumulira velikim delom u hepatopankreasu kraba i utvrđeni su nivoi od 30-50 ppm u ovom jestivom delu. Nivoi kadmijuma od 10 ppm su utvrđeni kod nekih vrsta divljih jestivih pečuraka. Značajne koncentracije kadmijuma utvrđene su i kod nekih vrsta riba koje se hrane na dnu (Preuzeto iz: U.S. Department Of Health., 2012, Toxicological Profile For Cadmium.).

Toksičnost kadmijuma– Slično olovu i živi, kadmijum ima tendenciju akumulacije u organizmu čoveka i to naročito u pankreasu, bubrežima, kostima i tiroidei.

Oko 75% telesnog opterećenja kadmijumom odnosi se na jetru i bubrege. Kadmijum se izlučuje preko bubrega. Povećane količine kadmijuma u mokraći javljaju se u slučaju teže intoksikacije kada su bubrezi oštećeni. Hronični efekti trovanja kadmijumom ispoljavaju se u obliku anemije i poremećaja u funkciji jetre, zatim i hipertenzijom i uropatijom. Efekat delovanja kadmijuma zasniva se na činjenici da je kadmijum kompetitor cinku, koji je esencijalni element i koji je značajan za brojne enzimske sisteme i ćelijske procese, (Leonard 1978., Underwood 1987.).

Poluživot kadmijuma u organizmu čoveka je 20-30 godina. U Japanu, stanovništvo je u odnosu na stanovništvo ostalog sveta, prema literaturnim podacima i studijama o toksičnosti kadmijuma, u većoj meri opterećeno kadmijumom, kao posledica značajnije potrošnje pirinča i ostalih žitarica (U.S. Department Of Health, 2012).

Na osnovu nalaza na autopsiji utvrđeno je da su kritične koncentracije kadmijuma u kori bubrega oko 200 pg/g. Utvrđeno je, na osnovu metaboličkog nivoa, da se ove kritične koncentracije dostižu ako je nedeljni unos kadmijuma 1,4 - 2,8 mg po osobi. Smatra se da je dozvoljeni nedeljni unos kadmijuma 0,4 - 0,5 mg po osobi (FAO, WHO). U Nemačkoj je preporučeni nedeljni unos 70% od FAO -WHO prepuruke, ali ima područja gde je on veći.

Osnovni izvor kadmijuma je biljna hrana kao što su pšenica i pirinač, a ove namirnice se redovno koriste u ishrani. Bubrezi, jetra i neke vrste plodova voda (lignje npr.) mogu da sadrže značajne količine kadmijuma iako su iz nezagađenih područja. Važan izvor kadmijuma je pušenje. Pušenje 20 cigareta na dan odgovara unosu od 40 µg kadmijuma iz hrane, što je prosečan unos kadmijuma u Evropi, (Klaasen i sar. 1986., Undervvood 1977.).

Osnovni putevi unosa kadmijuma i kadmijumovih jedinjenja kod ljudi su inhalacija, dermalni kontakt i ingestija (NTP, 1991). Kod nepušača, hrana je osnovni izvor izloženosti kadmijumu. Izvori kontaminacije hrane kadmijumom uključuju fosfatna đubriva, opremu koja sadrži kadmijum a koja se koristi u proizvodnji hrane, emajlirane prevlake i grnčariju sa pigmentima kadmijuma kao i stabilizatore koji se koriste u plastičnim materijama koje su u kontaktu sa hranom (Galal-Gorchev, 1993).

Unos kadmijuma u SAD, putem hrane, kod odrasle osobe je procenjen na oko 30 µg/dan, pri čemu je najveći unos poreklom iz zrnevlja, žitnih proizvoda, krompira i drugog povrća. Najveći deo kadmijuma unešenog hranom pasira kroz digestivni trakt bez apsorpcije. Samo oko jedna-dvadesetina (1/20) ukupno unešenog kadmijuma preko hrane ili vode biva apsorbovana kod odraslih osoba (U.S. Department Of Health, 2012).

Unos kadmijuma preko pijaće vode ili vazduha je od manjeg značaja (Elinder, 1985a). Procenjeno je da su pušači izloženi koncentraciji do 1.7 µg kadmijuma po cigareti (NTP, 1991).

U eksperimentima na životinjama, potvrđen je kancerogeni efekat kadmijuma, (posle intramuskularne injekcije kadmijuma u prahu, utvrđena je pojava sarkoma). Međutim, dugotrajna oralna izloženost pacova nije pokazala kancerogeni efekat. Američka Agencija za karcinom, svrstava Cd u tzv. grupu verovatnih kancerogena (II-a grupa). Kod proučavanja bolesti „itai-itai” izazvane upotrebom pirinča akcidentalno kontaminiranog kadmijumom, u Japanu, u pojedinim slučajevima su utvrđene hromozomske aberacije, ali ovi rezultati nisu potvrđeni.

Neurotoksični i hepatotoksični efekti kod embriona, utvrđeni su na eksperimentalnim životinjama (skotne mišice, koje su izlagane visokim dozama

kadmijuma). U literaturi je potvrđeno teratogeno dejstvo Cd. Naime, nivo kadmijuma kod mrtvorođenih mladunaca veći je čak 10 puta od normalnog. Dokazan je teratogeni efekat kadmijuma prilikom eksperimentalnog iniciranja visokih doza na ispitivanim životinjama. Uočene su promene i kod fetusa, u vidu smanjenja telesne težine, poremećaja osteogeneze, kumulacije kadmijuma u pojedinim organima, deficit gvožđa, cinka i bakra, a pri ekstremno visokim dozama došlo je do uginuća ploda. Mehanizam delovanja kadmijuma na fetus nije utvrđen. Ostaje dilema da li je reč o direktnom dejstvu na fetus, ili je reč o indirektnom dejstvu izazvanom metaboličkim procesima u majčinom organizmu odnosno promenama trofičkih funkcija placente. (Stojanović D., 1996.).

Hrana predstavlja najvažniji izvor kadmijuma za humanu populaciju, osim u slučajevima profesionalne izloženosti. Većina namirnica sadrži tragove Cd. U namirnice ovaj element dospeva preko zemljišta, koje ga prirodno sadrži ili je zagađeno, najčešće, otpadnim vodama. Najveća količina kadmijuma se može naći u iznutricama, školjkama, gljivama, nekim biljkama, jer se kadmijum u njima može koncentrisati. Tako, na primer, količina kadmijuma može biti naročito velika u jetri, bubrezima, kakaovcu, pirinču. Iz tih razloga su vrednosti maksimalno dozvoljenih koncentracija u namirnicama za kadmijum najveće u iznutricama, o čemu je potrebno voditi računa kada se procenjuje nivo kadmijuma u proizvodima od mesa i iznutrica.

Prosečan dnevni unos u nezagađenim područjima se procenjuje na 10 - 40 µg, ali visoka nedeljna količina konzumiranih školjki, iznutrica, gljiva, kakao proizvoda može znatno da utiče na ukupan unos kadmijuma.

Radnici u velikom broju zanimanja mogu biti izloženi kadmijumu i njegovim jedinjenjima. Najveći nivo izloženosti može se očekivati u operacijama koje uključuju termičku obradu proizvoda koji sadrže kadmijum kao što su: topljenje, zavarivanje, lemljenje i sl. Primarni način izloženosti je putem inhalacije prašine i isparenja kao i slučajnom ingestijom prašine preko prljavih ruku, cigareta ili hrane.

Dimovi i prašina kadmijuma i njegovih jedinjenja su vrlo toksični. Najtoksičniji je kadmijumhlorid, jer je veoma rastvorljiv. Kadmijum u obliku kadmijumoksida i drugih jedinjenja prodire u organizam uglavnom preko respiratornog trakta, dok je kod

profesionalno izložene populacije digestivni put od manjeg značaja. Sem opštetoksičnog dejstva, kadmijum izaziva i lokalno kaustično dejstvo digestivnog i respiratornog trakta različito po težini. (Mikov., 1985.).

U pogledu kliničke slike trovanja, razlikuju se dva oblika trovanja: akutno i hronično trovanje. Akutno trovanje u proizvodnim uslovima je veoma retko. Najčešće nastaje posle udisanja dima kadmijumoksida u visokim koncentracijama u atmosferi radnih prostorija (3-100 mg/m³). (Mikov., 1985.).

Hronično trovanje kadmijumom nastaje obično posle dugotrajne ekspozicije (4-10 godina) dimu ili prašini kadmijumoksida, a takođe i prašini kadmijumsulfida i kadmijumhlorida. Rani simptomi kod hroničnog trovanja kadmijumom mogu biti neodređeni i različiti. Najčešće žalbe su više opšte prirode kao zamor bez nekog vidnog uzroka, dispneja i kašalj. Karakterističan nalaz u eksponiranih kadmijumom je žuta prebojenost u vidu prstena na vratu zuba. Neodređeno je da li je ovo lokalni efekat kod inhalacije kadmijuma ili je rezultat deponovanja kadmijuma u zubima posle apsorpcije.

Kod profesionalno eksponiranih lica oštećenje jetre nije nađeno, dok su u eksperimentima na životinjama kao rezultat dugotrajne ekspozicije visokim dozama otrova nađene promene u smislu ciroze jetre. (Mikov., 1985.).

2.1.4. Zagađivanje arsenom

Vazduh – Arsen se u prirodi javlja u zemljištu i prisutan je u vazduhu u vidu čestica prašine. Oslobađa se i iz vulkana. Gasovita jedinjenja arsena (alkil arsenati) mogu se oslobađati iz zemljišta koje je tretirano neorganskim jedinjenjima arsena kao rezultat biogenih procesa (Schroeder i sar. 1987; Tamaki i Frankeberger 1992).

Arsen se u prirodi javlja u morskoj vodi i u vegetaciji i oslobađa se u atmosferu u obliku slanih aerosola i prilikom šumskih požara. Antropogeni izvori arsena su topionice metala, sagorevanje uglja, ulja i drveta, kao i gradska đubrišta.

Arsen se u prirodi javlja u uglju i ulju tako da fabrike za preradu ovih sirovina oslobađaju arsen u atmosferu u toku prerade (Pacyna, 1987). Upotreba arsena u poljoprivredi i industriji takođe doprinosi njegovom oslobađanju u atmosferu. Važan

izvor arsena je proizvodnja pamuka. Pacyna i sar. (1995) ispitivali su oslobađanja arsena u atmosferu u svetu u 1983 godini. Procene godišnjih emisija iz antropogenih izvora kretale su se od 12.000 do 25.600 metričkih tona sa srednjom vrednošću od 18.800 metričnih tona. Prirodni izvori čine 1.100 do 23.500 metričnih tona godišnje. Chilvers i Peterson (1987) procenili su ukupnu prirodnu i antropogenu emisiju arsena u atmosferu na 73.500 i 28.100 metričnih tona godišnje. Proces topljenja bakra i sagorevanja uglja činili su 65% antropogenih emisija.

Studija američkog "Bureau of Mines" procenjuje da se globalne emisije arsena u toku procesa topljenja metala, sagorevanja uglja i drugih industrijskih izvora kreću od 24.000 do 124.000 metričnih tona godišnje u poređenju sa prirodnim izvorima, u najvećoj meri poreklom iz vulkana, koji se kreću od 2.800 do 8.000 metričnih tona godišnje (Loebenstein, 1994). Neorganska jedinjenja arsena su najčešći oblik arsena u vazduhu; metilovani oblici arsena su od manjeg značaja. Uzorci vazduha koji sadrže arsen, poreklom iz fabrika sa pogonom na uglj, sadrže uglavnom trovalentni oblik arsena (Pacvna, 1987). Oksidi su forme koje nastaju iz procesa prerade nafte i industrijskih procesa.

Voda – Arsen može dospeti u vodu putem atmosferskih padavina a poreklom iz tla, stena, kao i u vulkanskim područjima. U podzemne vode arsen dospeva iz tla i iz stena. Antropogeni izvori arsena u vodi poreklom su iz procesa miniranja, proizvodnje metala, posebno bakra, topionica metala, otpadnih voda, fabrika sa pogonom na uglj (Nriagu i Pacuna, 1988; Pacvna i sar., 1995). Značajne količine arsena oslobađaju se u tečnom otpadu prilikom prečišćavanja rude zlata korišćenjem cijanida (Environment Canada, 1993).

Nriagu i Pacyna (1988) i Pacvna i sar. (1995) procenili su globalni antropogeni unos arsena u reke, jezera, i okeane u 1983. Godišnji procenjeni unos kretao se od 11.600 do 70.300 metričnih tona sa srednjom vrednošću od 41.800 metričnih tona. Izvori arsena u podzemnim vodama su tlo, klizišta kao i stovarišta rude (Francis i White, 1987; Wadge i Hutton, 1987). Arsen u zemljištu može biti prirodnog porekla, ili kao posledica korišćenja pesticida, ili iz mulja. Drvo, tretirano hromiranim bakar-

arsenatom, je u širokoj upotrebi u pristaništima i iz njega se arsen veoma često oslobađa u vodu (Sanders i sar., 1994).

Koncentracije arsena u podzemnim vodama su u proseku 1-2 ($\mu\text{g/L}$) sa izuzetkom područja sa stenama vulkanskog porekla i naslaga sulfidnih minerala bogatih arsenom, gde se nivoi arsena mogu kretati do 3.400 $\mu\text{g/L}$ (IARC, 1980; Page, 1981; Robertson, 1989). U područjima u blizini rudokopa, izmerene koncentracije arsena u podzemnim vodama bile su do 48.000 $\mu\text{g/L}$ (Welch i sar., 1988). Arsen se može naći i u kiši u prosečnim koncentracijama 0.2-0.5 $\mu\text{g/L}$ (Welch i sar., 1988).

Pijaća voda je najvažniji izvor kontaminacije. Bitni izvori kontaminacije pijaće vode su: geološki sastav zemljišta kao i mobilizacija toksičnih metala sa mesta odlaganja otpada. Ispitivanja pijaće vode u Americi pokazala su da više od 99% vode iz vodovoda ima koncentracije arsena niže od MCL od 50 $\mu\text{g/L}$ (EPA, 1984). Pojedini istraživači utvrdili su korelaciju između visoke koncentracije arsena i fluorida u pijaćoj vodi (Wyatt i sar., 1998a; 1998b).

Zemljište - Arsen dospeva u zemljište iz različitih antropogenih izvora, uključujući i pepeo iz fabrika, procesa topljenja, miniranja, kao i iz industrijskog otpada. Pepeo iz fabrika za preradu često je inkorporiran u cementu i drugim materijalima koji se koriste za puteve i kao konstrukcije. Iz takvih materijala on može dospeti u zemljište. Na sličan način, drvo tretirano hrom bakar arsenatom (CCA), koje se koristi u temeljima ili stubovima, može predstavljati izvor arsena. Takođe, arsen u zemljište može dospeti primenom pesticida i đubriva.

Senesi i sar. (1999) utvrdili su nivo arsena u 32 različita đubriva od 2.2-322 ng/g. Otpadne vode su takođe izvor arsena u zemljištu. Arsen je detektovan u uzorcima mulja iz otpadnih voda iz 23 grada u koncentraciji od 0.3-53 ppm (Mumma i sar., 1984). Nriagu i Pacuna (1988) i Pacuna i sar. (1995) izračunali su globalni antropogeni unos arsena u zemljište u 1983. Isključujući rudokope i topionice, godišnji procenjeni unos kretao se od 52.000 do 112.000 metričnih tona sa srednjom vrednošću od 82.000 metričnih tona. Rudokopi i topionice su doprinosili sa dodatnih 7.200-11.000, odnosno 4.500-9.000 metričnih tona. Napušteni rudokopi nesumljivo čine doprinos kontaminaciji arsenom.

Arsen je raširen u prirodi ali se obično nalazi u malim količinama. Osnovni izvor zagađenja arsenom su herbicidi koji se koriste za zaštitu bilja. Odatle arsen dospeva ne samo u biljne proizvode već i u zemljište, odakle se ponovo uključuje u lanac ishrane, (Underwood 1977., Klaasen i sar. 1986.).

Arsen se u vazduhu oslobađa u atmosferu primarno kao arsen trioksid ili, ređe, u obliku nekoliko isparljivih organskih jedinjenja, uglavnom arsina (EPA, 1982b). Trovalentni arsen i metil arsini u atmosferi oksidišu do petovalentnih oblika (EPA, 1984), a arsen u atmosferi je obično mešavina trovalentnih i petovalentnih oblika.

U vodi, arsen prolazi kroz nekoliko transformacija, uključujući reakcije oksido-redukcije, razmenu liganada, precipitaciju, i biotransformaciju (EPA, 1984; Sanders i sar., 1994). Faktori od značaja za ove procese uključuju oksido-redukcioni potencijal, pH, koncentraciju metalnih sulfida i sulfidnih jona, koncentraciju gvožđa, temperaturu, salinitet i distribuciju i sastav živog sveta (EPA, 1979; Wakao i sar., 1988). U vodenoj sredini preovlađuju neorganska jedinjenja arsena. Od organskih jedinjenja najčešća su metilarsonična kiselina i dimetilarsonična kiselina (Eisler, 1994).

U zemljištu arsen se javlja u različitim oksidacionim stanjima i u vidu različitih jedinjenja, u zavisnosti od pH zemljišta i redoks potencijala.

Prelaz u različita oksidaciona stanja i jedinjenja javlja se kao rezultat biotičkih ili abiotičkih procesa (Bhumbla i Keefer, 1994). Arseniti su od većeg ekološkog značaja od arsenata zbog veće toksičnosti i lakše pokretljivosti u zemljištu (McGeehan, 1996).

Organoarsenični pesticidi, korišćeni u zemljištu, metabolišu se od strane bakterija zemljišta u alkilarsine i arsenate. Oni mogu biti metabolisani do neorganskog arsena (Gao i Bureau, 1997; Hood, 1985).

Toksičnost arsena - Arsen je poznat otrov (arsentrioksid), a trovanje može da bude akutno i hronično. Akutno trovanje je najčešće slučajno (udesno), a može da bude ubilačno, a retko i samoubilačko. Hronična trovanja su zabeležena kod ljudi koji su konzumirali vino koje je poticalo od grožđa prskanog herbicidima.

Značajne količine arsena utvrđene su u začinicima (5 pg/g) i plodovima voda (mekušcima) a posebno u školjkama (120 pg/g), (Klaasen i sar. 1986., Underwood 1977.). Arsen se koristi u medicini (za uništenje zubne pulpe, lečenje leukemije) mada su njegovu upotrebu potisla druga sredstva. Od oralno unetog arsena resorbuje se od 10 do 40% u digestivnom traktu. Resorpcija je bolja ako su čestice arsena manje. Neresorbovani arsen se izlučuje mokraćom i fecesom. Izlučivanje arsena je veoma sporo. Preparati arsena resorbuju se pareneralno, a neki i preko kože. Arsen se deponuje u organizmu naročito u jetri i bubrezima, crevnom zidu, slezini, plućima. Naročit afinitet pokazuje prema koži i dlakama, (Klaasen i sar. 1986., Underwood 1977.). Delovanje arsena u organizmu zasniva se na inaktivaciji enzima koji sadrže sulfhidrilne grupe (SH - grupe) jer se arsen vezuje za ove grupe.

Trovanje arsenom izaziva različite i brojne kliničke manifestacije bolesti (anemija, dermatitis, hiperkeratoza, itd.). Hronično trovanje neorganskim jedinjenjima arsena uzrokuje i pojavu kancera, (Nriagy 1984., Klaasen i sar. 1986.).

U svojim jedinjenjima, arsen može da bude trovalentan ili petovalentan. U arsenastoj kiselini [As(OH)₃] arsen je trovalentan, dok je u arsenskoj kiselini [O As(OH)₃] arsen petovalentan. Soli arsenaste kiseline (arseniti) deluju u organizmu slično kao i soli, arsenske kiseline (arsenati) jer se arsenati u organizmu redukuju u arsenite. U ovu grupu pripada i anhidrid arsenaste kiseline (arsentrioksid (As₂O₃) koji ima slično dejstvo kao i pomenute soli.

Arsentrioksid je letalan ako je njegova koncentracija u vodi između 3 i 30 mg/l Rastvorljiva forma, koja može da bude otrovna za ribe uključuje jednostavna jedinjenja (jone) organska ili neorganska.

Za opštu populaciju, hrana je obično najveći izvor izloženosti arsenom. Za neorganski arsen, hrana je takođe osnovni put unosa za grupu algi (<0.02-2.0 µg/kg telesne mase na dan); na drugom mestu je unos preko prašine kod odojčadi i dece (0.02-0.08 µg/kg telesne mase na dan); a na trećem mestu je unos preko vode i vazduha, kod svih starosnih grupa. Na osnovu postojećih podataka, prosečni dnevni unos neorganskog arsena iz površinskih izvora pijace vode, kod svih starosnih grupa, je prosečno <0.5

$\mu\text{g}/\text{kg}$ telesne mase na dan. Prosečni dnevni unos iz vazduha, kreće se od 0.0003 do 0.0004 $\mu\text{g}/\text{kg}$ telesne mase na dan.

Pijaća voda može biti značajan izvor izloženosti arsenu u područjima gde je on prisutan u podzemnim vodama. Predpostavlja se daje skoro sav arsen u pijaćoj vodi neorganskog porekla (EPA, 1984).

U Americi je procenjen unos arsena preko hrane od 2 $\mu\text{g}/\text{dan}$ kod odojčadi, do 92 $\mu\text{g}/\text{dan}$ kod ljudi starosti 60-65 godina (Tao i Bolger, 1999). Najveći izvor arsena u hrani predstavlja hrana morskog porekla (76-96%) kod svih starosnih grupa osim odojčadi. Kod odojčadi, hrana morskog porekla i pirinač čine 42 odnosno 31%.

Procenjuje se da je arsen u hrani morskog porekla najčešće (80-99%) prisutan u netoksičnim organskim oblicima. U Danskoj je utvrđeno da su šargarepe uzgajane na zemljištu koje je sadržavalo 30 $\mu\text{g}/\text{g}$ arsena, što je iznad dozvoljene količine od 20 $\mu\text{g}/\text{g}$ ukupnog arsena za uzgojna zemljišta, sadržavale 0.014 $\mu\text{g}/\text{g}$ arsena u neorganskom obliku (Helgesen i Larsen, 1998). Odrasla osoba koja konzumira 376 grama povrća dnevno (uglavnom šargarepe) unela bi 5.3 μg arsena na dan. Ovom analizom došlo se do zaključka da je procenjeni unos arsena iz proizvoda odgajanih na zemljištu koje odgovara zakonskim zahtevima nizak u poređenju sa ostalim izvorima poreklom iz hrane i vode.

Inhalacija arsena iz vazduha je obično od manjeg značaja za opštu populaciju. Pušači mogu biti izloženi arsenu inhalacijom duvanskog dima. Pretpostavljajući daje da je 20% arsena u cigaretama prisutno u dimu, osoba koja potroši dva pakovanja cigareta na dan inhaliraće oko 12 μg arsena (EPA, 1984). Analiza nivoa arsena u tkivu pluća 50 preminulih ljudi, nepušača, pokazala je da nema značajne razlike u koncentraciji arsena u plućima između pušača i nepušača, kao i da nema značajne razlike u vezi sa starosti i polom (Kraus i sar., 2000). Pre zabrane pesticida sa arsenom, duvan je sadržavao do 52 μg arsena/g, a nakon zabrane, maksimalni nivo arsena smanjenje na 3 μg . Izloženost arsenu vezana za zanimanje može biti od značaja u industrijama topljenja metala (ali ne i industriji topljenja gvožđa), proizvodnje arsena, konzervacije drveta, proizvodnje stakla kao i proizvodnji i upotrebi pesticida koji sadrže arsen. Kako se jedinjenja arsena

koriste u sušenju pamuka, radnici mogu biti izloženi arsenu putem disajnih organa (unos inhalacijom).

Pouzdana procena potencijala za izloženost ljudi arsenu zavisi delom od pouzdanosti analitičkih podataka poreklom od uzoraka iz životne sredine i bioloških uzoraka. Treba takođe imati u vidu da koncentracija identifikovane supstance nije uvek ekvivalentna koncentraciji koja je biodostupna.

2.2.BIOLOŠKI EFEKTI TEŠKIH METALA I METALOIDA

Mehanizam toksičnog delovanja teških metala i metaloida (arsena) na ribe je različit. I teški metali i arsen, kao što je to već napomenuto, imaju afinitet vezivanja za aminokiseline i SH grupe proteina, i tako zaustavljaju aktivnost enzima.

Toksičnost teških metala i arsena prema ribama značajno zavisi od forme u kojoj se nalaze u vodi. Jonska forma ovih elemenata ili jednostavna (prosta) neorganska jedinjenja su mnogo toksičnija, nego složena neorganska ili organska jedinjenja. Toksični efekat je najviše izražen kod riba u razvoju, i to je najvažniji efekat štetnog delovanja zagađujućih supstancija.

Druga potencijalno štetna osobina većeg broja zagađujućih supstancija je njihova sposobnost da se akumuliraju u sedimentu, a zatim u flori i fauni (bioakumulacija). Ova osobina se kvantitativno opisuje koeficijentom akumulacije (koncentracija u supstratu/koncentracija u vodi). Koeficijenti akumulacije mogu da budu od nekoliko stotina do više hiljada. Zbog toga sadržaj metala i metaloida (arsena) u vodi ne daje prave podatke o zagađenju vodene sredine pa je za to bolje kao indikator zagađenja uzeti sadržaj ovih elemenata u sedimentu a posebno u mesu riba grabljivica koje se nalaze na kraju lanca ishrane. Elementi koji su od naročitog značaja za procenu opterećenja (zagađenja) vodenih sistema i živog sveta u njemu su Al, Cr, Fe, Cu, Zn, As, Cd, Hg i Pb, (Forstner i Witmann 1979, Budzhinska i Wrzesien 2001.).

2.2.1. Bioakumulacija

Opšte je poznato da je stanje zdravija ribe pod izuzetnim uticajem kvaliteta vode. Riba, kao najrazvijenija vrsta u slatkoj vodi, nije i najbolji pokazatelj nalaza teških metala u vodi. To je zbog toga što postoji velika razlika između sadržaja teških metala u vodi i njihovog zadržavanja u mesu ribe. Akumulacija, a i odavanje teških metala, teku vrlo sporo.

Proces bioakumulacije supstancije predstavlja povećanje njenog sadržaja „obogaćenje“ u nekom organizmu, (biljnom ili životinjskom), u odnosu na sadržaj te supstancije u okruženju, odnosno životnoj sredini.

Bioakumulacija može da bude posledica biokoncentracije (resorpcija iz lanca ishrane, medija) ili biomagnifikacije (resorpcija iz lanca ishrane). Kao parametar za kvantifikaciju zagađujućih supstancija bioakumulacijom, može da se koristi koeficijent raspodele između vode i mesa ribe.

Najveći bioakumulacioni transfer odigrava se između vode i algi, na dnu lanca ishrane što ima visok uticaj na koncentraciju u ribi. Kidwell i sar. (1995) ispitivali su razlike u nivou metala i ostalih zagađujućih supstancija u tkivima riba koje se hrane na dnu i predatorskih vrsta. Nisu utvrđene razlike u koncentraciji arsena. Biokoncentracioni faktori (BKF) za nekoliko jedinjenja arsena određivani u vodi kod beskičmenjaka i riba kretali su se od 0 do 17, ali BKF kod morskih ostriga bio je 350 (EPA, 1980^a).

Kada se ispituje riba, važno je da se ispituju unutrašnji organi (jetra, bubrezi, slezina), jer se na taj način dobijaju realniji podaci o kontaminaciji ribe.

Isto tako, važno je da se uzme više uzoraka, jer rezultati na nekoliko riba nisu pouzdani. Ako se voda stalno zagađuje teškim metalima, dokaz ekološkog rizika može da bude pouzdan ako se analiziraju mišići većeg broja riba. Povećana koncentracija teških metala u škragama zahvaljujući njihovom adsorptivnom efektu govori o akutnom zagađenju vode, (Wachs 1981., Kolaczisar. 1996.). Na osnovu nalaza teških metala u jetri, bubrezima i slezini, može da se izvrši kategorizacija zagađenja vode. Detaljni

podaci o zagađenju, mogu da se dobiju ako se vrši analiza vode, flore, faune i sedimenta (Pourang 1995.).

Ekosistemi se zagađuju iz različitih izvora. Teški metali deluju naročito nepovoljno na riblju mlad. Takođe, veoma je značajno njihovo delovanje na organizme, biljne i životinjske, koji služe kao hranivo ribama jer promene u ovom segmentu remete čitav lanac ishrane, (Wachs 1979.). Analize sadržaja teških metala u ekosistemu daju i odgovore o eventualnom aditivnom i sinergijskom delovanju teških metala. Sumirani štetni efekat ustanovljen je, ako se zajedno nađu kadmijum i cink ili bakar i živa.

Bioakumulacija opasnih supstanci u vodenim organizmima predstavlja veoma bitan kriterijum za utvrđivanje rizika koji takve supstance predstavljaju po vodene ekosisteme kao ljude. U ekosistemu tekućih voda suspendovana materija i perifitonska masa pokazuju najviše nivoe koncentracije teških metala. Srednji nivo akumulacije može se osmotriti kod bentičke faune i podvodne flore, dok se najmanji faktori koncentracije nalaze u ribljim mišićima (Wachs 1991, 1996).

Uprkos položaju riba na vrhu akvatičkog lanca ishrane, ribe, u poređenju sa drugim hidrobiontima, uvek pokazuju najnižu koncentraciju metala u svojim mišićima, tj. Po nekim autorima ne postoji bioakumulacija (Pourang 1995; Wachs 1981b preuzeto od Washa 2000.). U prirodnim vodama put akumulacije od primarnih i sekundarnih konzumenata ka ribi, nasuprot monofaktorno usmerenom laboratorijskom eksperimentu, jasno ne igra odlučujuću ulogu tako da se ne dešava transfer teških metala u višu tropičku fazu. Sledstveno tome, kada se uporedi sa razvojem zagađenja u bentičkim organizmima koji služe kao hrana ribama, dominantni put, od vode ka ribi potiskuje svaki analitički značaj efekta lanca ishrane u prirodnom sistemu reka. Ovo, prema drugim autorima, ne znači da inkorporirani sadržaj metala ne može voditi ka štetnim koncentracijama u ribi (Dallinger i dr. 1987. Preuzeto od Wachsa).

U zavisnosti od odabranih i upoređenih vrsta ribe, nesumnjivo starost i navike u ishrani ribe igraju suštinsku ulogu. Kod starijih riba grabljivica potvrđeni su povremeno viši sadržaji metala nego kod bentivornih ili planktivornih vrsta (Maletin i dr. 1992). Uglavnom, ipak, piscivorne ribe pokazuju niži sadržaj nego ribe koje nisu grabljivice, barem što se tiče većine teških metala (Badsha & Goldspink 1982).

Situacija je drugačija kada je reč o higijenski bezbednosnom aspektu jestivog tkiva riba, namenjenog ishrani ljudi. Ograničenje nivoa kontaminacije u mesu riba je imperativ sa humano-toksikološkog stanovišta, zavisi od potrošnje ribe i može se dati samo u hipotetičkom smislu kada je u pitanju potrošač. U slučaju kontrole teških metala u zdravstveno bezbednosnom smislu ona je različita od posmatranja u ekološkom smislu. Ovde se nivo teških metala i metaloida ograničava samo na meso (jestivi deo) i to ograničenje je najčešće definisano propisom. U Nemačkoj to ograničenje se odnosi na tri teška metala kada je meso ribe u pitanju tako da je ograničen nivo žive na 0,5 mg/kg, kadmijuma na 0,1 mg/kg i olova na 0,5 mg/kg, (Wachs 1998.).

Wachs (1989., 1996.), zbog toga predlaže da se uvede tzv. Eko-vrednost kao ograničenje kontaminacije životne sredine a ona se odnosi na sadržaj teških metala i metaloida u mesu ribe, filtriranoj vodi, vodi koja nije filtrirana, a uključuje i faktor biokoncentracije. U tabeli 2.1, prikazane su eko vrednosti koje se odnose na salmonidne vrste riba u vodi u kojoj ove vrste riba žive, (Wachs 2000., Wachs 1991.).

Vodeni sistemi, od zagađenja, treba da se štite svim sredstvima koja uključuju prečišćavanje otpadnih voda kojih se oslobađa industrija (precipitacija, jonska izmena, elektrolitska redukcija, oksidacija složenih organskih agenasa, detoksifikacija biljaka, reciklaža). Cilj je da se ovim postupcima dobije voda u rekama dobrog kvaliteta (II klasa prema preporuci Wachsa 1996.).

Tabela 2.1. - Ekovrednosti za teške metale i arsen u mesu salmonidnih riba i vodi (preuzeto od Wachsa 2000.)

Element	Sadržaj u mesu mg/kg	Faktor biokoncentracije (BKF)	Sadržaj u vodi	
			Filtriranoj mg/kg	Ne filtriranoj mg/kg
As	0,2	200	1	/
Cd	0,03	200	0,15	0,3
Hg	0,2	20.000	0,01	0,02
Pb	0,2	100	2	5

Sadržaj teških metala u jestivom tkivu riba značajan je sa aspekta ribe kao namirnice i značajan je za procenu zdravstvene ispravnosti mesa ribe, odnosno zadovoljenja uslova koji su propisani standardom, (Wachs 1992.).

Zaštita životne sredine i ljudi od štetnog delovanja teških metala i metaloida, može da se postigne ako se ograniči sadržaj ovih materija u otpadnim vodama, što nije definisano propisima, (Wachs 1996.), osim ograničenja prisustva teških metala i metaloida generalno u vodama, što je kod nas definisano posebnim Pravilnikom . Ovo nije samo regionalni i nacionalni interes već i interes celokupnog čovečanstva. Ispitivanje stepena zagađenja vodenih ekosistema štetnim materijama predstavlja jedan od osnovnih načina zaštite ekosistema. Posledično, prevencija zaštite vodenih sistema zasniva se na proučavanju načina na koji ove štetne materije dospevaju u vodene ekosisteme.

Takođe veoma je značajno poznavanje „ponašanja“ teških metala i metaloida u životnoj sredini, pa čak i u slučaju da se radi o malim količinama ovih elemenata. Pravo delovanje teških metala i metaloida na pojedine organizme u životnoj sredini može da se vidi u prirodnom ekosistemu, a laboratorijski testovi nemaju ništa više nego hipotetički značaj (Wachs 1998.).

Na osnovu sadržaja teških metala u vodi može da se izvrši klasifikacija zagađenja vode. Wachs (1998) za to koristi sadržaj kadmijuma, bakra, hroma, žive, nikla, olova i cinka u vodi. Na osnovu sadržaja svakog od ovih elemenata u vodi, sedimentu, mesu riba, zoobentosu i fitobentosu, vrši se klasifikacija vode u kvalitetne grupe.

2.2.2. Biokoncentracija

Nakupljanje opasnih materija u vodenim organizmima predstavlja veoma značajan kriterijum od rizika unošenja ovih supstancija u organizam čoveka iz plodova vode.

U ekosistemu tekućih voda i voda uopšte suspendovane materije i masa perifita predstavljaju najviši nivo sadržaja teških metala. Nivo akumulacije može da se posmatra u fauni dna i potopljenoj flori dok je faktor koncentracije u mesu riba najmanji.

Tako, uprkos tome što je flora i fauna hranivo za ribe, i što su ribe u lancu ishrane na višem nivou, sadržaj teških metala u njima je niži, jer se unos ovih materija hranom (biomagnifikacija) manje značajan. U vodenom sistemu viši trofični nivo u lancu ishrane ima daleko manji značaj nego što to ima put voda riba, što znači da daleko više teških metala direktno iz vode prelazi u meso riba. Ovo međutim ne znači da inkorporisani teški metali u flori i fauni ne mogu da predstavljaju rizik.

Sadržaj teških metala u mesu ribe zavisi u mnogome od vrste ribe, odnosno od načina ishrane ribe. Visok nivo teških metala može da se očekuje kod grabljivica (starih riba) i viši je od onih kod riba dna i riba koje se hrane planktonom. Generalno, međutim, ribojedne ribe, pokazuju niži nivo nego ne grabljivice, naročito kada se posmatra više teških metala, (Matig i sar. 1997., Wachs 1980., 1982.).

Ribe, u prirodnoj sredini, ne akumuliraju teške metale putem biomagnifikacije, što pokazuju uporedni koeficijenti biokoncentracije u mesu riba i zooplanktonu (*Erpobdella octoculata*). Taj koeficijent, sa izuzetkom cinka, vanadijuma i žive ne prelazi 400 za meso, ribe.

Opadajući niz sposobnosti biokoncentracije teških metala u flori je:

KADMIJUM > OLOVO > CINK > HROM > BAKAR > ŽIVA > NIKL ,

u fauni je:

KADMIJUM > BAKAR > CINK > ŽIVA > OLOVO > HROM > NIKL,

u mesu riba je:

ŽIVA > CINK > HROM > KADMIJUM > BAKAR > NIKL > OLOVO.

Veći koeficijent biokoncentracije znači i veći rizik za ljude koji konzumiraju tu ribu. Kod riba najveći koeficijent biokoncentracije je za živu, zatim cink, kadmijum, bakar, nikal i olovo. Kod riba je značajno da je proces akumulacije brži nego proces eliminacije.

Visok stepen biokoncentracije žive u mesu ribe, ističe njen značaj u vezi sa njenom toksičnošću i njenim značajem u zagađenju životne sredine. Zbog sposobnosti koncentrisanja žive u mesu ribe, nije isključeno da u stajaćim i mirnim vodama, bez

obzira na umeren ili nizak nivo kontaminacije ovih voda živom, sadržaj žive u mesu ribe bude značajan, (Wachs 1989, Wachs 1992.).

Dok kopnene životinje unose arsen i teške metale preko hrane i inhalacijom, ribe, sa izuzetkom onih koje su u jako zagađenoj sredini, najveći deo arsena i teških metala unose preko vode, a zatim preko hrane. Riba absorbira metalne jone preko škrga i kože. Dalje, meso riba uvek pokazuje niže koncentracije metala u poređenju sa nižom faunom.

Podataka o unosu arsena i teških metala biomagnifikacijom (unos hranom) je malo. Detoksifikacija (izlučivanje teških metala) vrši se preko jetre, bubrega, škrga, kože i fecesom, (Wachs 1992, Pourang 1995, Kolacz 1996.).

Živa se u jestivom tkivu nalazi u obliku metil žive. Afinitet između organskih komponenti žive i lipida, nezavisno od visokog sadržaja žive u jetri, slezini i bubrezima vodi ka nakupljanju žive u masnom tkivu i CNS-u. Regulacija žive u organizmu ribe i njena detoksikacija je takva da sadržaj žive u telu ribe raste sa starošću ribe. Zbog prirode teških metala, korelaciju između sadržaja teških metala i mase (dužine, starosti) ribe, o kojoj se u literaturi govori, vrlo teško je prepoznati, (Zwjetkova i sar. 1990).

Mišići i unutrašnji organi jegulje mogu da imaju visok sadržaj metala. Kadmijum, živa i olovo a posebno cink se nakupljaju u mastima ovih riba (jegulja može da sadrži 20 - 30% masti) a ima ih više kod starijih riba i koncentracija im je deset puta viša nego kod ostalih vrsta riba.

Meso starijih riba ima tendenciju da akumulira veće količine, posebno kadmijuma i žive. Ovo je karakteristično za štuku. Potvrđeno je u više slučajeva da ribe dna (mrena, deverika) imaju ponekad, viši nivo metala, (Wachs 1985.).

Kod riba pojedini organi preuzimaju funkciju akumuliranja i detoksikacije teških metala. Nije sigurno da se teški metali uvek ponašaju tako da se akumuliraju u određenom organu, a to se naročito odnosi na živu i vanadijum. U tekućim vodama sa niskim nivoom žive ili vanadijuma, meso ribe ima više ovih elemenata od unutrašnjih organa. Ako je sadržaj žive u mesu veći od 1 mg/kg tada je sadržaj žive u jetri,

bubrezima, slezini, mozgu i masnom tkivu znatno veći nego u mesu (Wasch 1982, 1989.). U slučajevima olova, hroma i nikla najveće koncentracije se nalaze u slezini.

U ovom slučaju jetra i bubrezi pokazuju nešto niže vrednosti ali se one međusobno značajno ne razlikuju. Bubrež je kritični organ za kadmijum, kobalt i cink. Nivo kadmijuma ima sledeći opadajući niz: bubrež, jetra, slezina, mišići.

Jetra je kritičan organ za živu, arsen, bakar i aluminijum. Nivo žive ima sledeći opadajući niz: jetra i bubrež, slezina, mišići, a nivo arsena sledeći: jetra, bubrež, slezina, mišići, (Krelowska Kulaš 1995.).

Kada je u pitanju olovo najznačajnije nakupljanje ovog elementa je u kostima zbog toga što olovo zauzima mesto kalcijuma. U slučaju cinka relativno visok nivo utvrđen je u gonadama ženki.

Prisustvo visokog sadržaja nekih metala u vodi ide ka njihovoj apsorpciji u telo ribe u količinama koje su nekoliko puta veće nego što se to očekuje.

Za nivo teških metala u mesu i organima ribe mogu da se koriste odnosi:

- jetra / mišić (J/ M)
- bubrež / mišić (B/M)
- jetra / bubrež (J/B).

Ti odnosi su za kadmijum, olovo i živu prikazani u tabeli 2.2 a podaci se odnose na sadržaj ovih elemenata u mesu i organima riba iz Dunava u području Bavarske, (Wachs 1982.).

Tabela 2.2 – Odnosi između sadržaja kadmijuma, olova i živeu pojedinim organima mesu ribe

Teški metali	Odnosi		
	J/M	B/M	J/B
Kadmijum	>7	32	<0,4
Olovo	3,2	4,1	1,2
Živa *	0,6	0,6	1,1

* Hg < 1 mg/kg u jestivom tkivu

Prema načinu ishrane sadržaj žive u mesu riba bio je prema Koslovoj (1991.) sledeći:

- fitofagne vrste: 0,12 - 0,18 mg/kg
- bentofagne vrste: 0,07 - 0,50 mg/kg
- karnivorne vrste: 0,26 - 1,65 mg/kg
- Som (*Silurus glanis*): 0,31-10 mg/kg

Biokoncentracija arsena javlja se u vodenim organizmima, pre svega algama i nižim beskičmenjacima. Ribe mogu akumulirati kontaminante poreklom iz vode. Ribe koje se hrane na dnu izložene su većem sadržaju metala koji se akumuliraju u sedimentu. Ribe predatori mogu bioakumulirati metale iz vode ili hranjenjem drugim ribama, uključujući i vrste koje se hrane na dnu. Arsen se uglavnom akumulira u egzoskeletu beskičmenjaka i jetri riba. Nisu utvrđene razlike u nivou arsena kod različitih vrsta riba, koje se uključivale herbivore, insektivore i karnivore. (Baltić i Todorović, 1997).

Arsen u vodi prolazi kroz nekoliko transformacija, uključujući reakcije oksido-redukcije, razmenu liganada, precipitaciju, i biotransformaciju (EPA, 1984; Sanders i sar., 1994). Faktori od značaja za ove procese uključuju oksido-redukcionu potencijal, pH, koncentraciju metalnih sulfida i sulfidnih jona, koncentraciju gvožđa, temperaturu, salinitet i distribuciju i sastav živog sveta (EPA, 1979; Wakao i sar., 1988). U vodenoj sredini preovlađuju neorganska jedinjenja arsena. Od organskih jedinjenja najčešća su metil arsenična kiselina i dimetilarsenična kiselina (Eisler, 1994). Vodeni i kopneni organizmi bioakumuliraju kadmijum (Handu, 1992a; 1992b; Kuroshima, 1992; Roseman i sar., 1994; Suresh i sar., 1993). (Preuzeto iz U.S. Department Of Health..., 2012, Toxicological Profile For Cadmium.).

Utvrđeni faktori biokoncentracije (BCF) kreću se od 113 do 18.000 za beskičmenjake (EPA, 1985d; van Hattum i sar., 1989), od 3 do 4.190 za vodene organizme slatkih voda (ASTER, 1995), i od 5 do 3.160 za vodene organizme slanih voda (ASTER, 1994). Biokoncentracija kod ribe zavisi od pH i sadržaja humusa u vodi (John i sar., 1987). Zbog njihove sposobnosti da akumuliraju metale, neke vodene biljke se koriste za kontrolu kontaminacije. Na primer, brzo rastuća *Eichhornia crassipes* može

se koristiti radi uklanjanja kadmijuma iz otpadnih voda (Ding i sar., 1994; Muntau i Baudo, 1992). (Preuzeto iz U.S. Department Of Health., 2012, Toxicological Profile For Cadmium.).

Podaci govore da se kadmijum akumulira u svim nivoima lanca ishrane. Akumulacija kadmijuma utvrđena je u travi i usevima, glistama, živini, preživarima, konjima i divljači (Alloway i sar., 1990; Beyer i sar., 1987; Gochfeld i Burger, 1982; Kalac i sar., 1996; Munshower, 1977; Ornes i Sajvvan, 1993; Rutzke i sar., 1993; Sileo i Beyer, 1985; Vos i sar., 1990). Opterećenje useva metalima zavisi od preuzimanja putem korenovog sistema, direktnog preuzimanja putem listova kao i površinske raspodele čestica (Nwosu i sar., 1995). (Preuzeto iz U.S. Department Of Health., 2012, Toxicological Profile For Cadmium.).

U osnovi, kadmijum se akumulira na lišću biljaka i prema tome predstavlja veći rizik kod lisnatog povrća uzgajanog na kontaminiranom zemljištu nego kod semenja ili korenova useva (Alloway i sar., 1990).

U slatkoj vodi, kadmijum je prisutan uglavnom kao kadmijum (+2) jon i Cd(OH) ili CdCO₃, iako pri visokim koncentracijama organske materije, više od polovine se može javiti u organskim kompleksima (McComish i Ong, 1988; NTP, 1991). Neka jedinjenja kadmijuma kao kadmijum sulfid, kadmijum karbonat i kadmijum oksid su praktično nerastvorljiva u vodi.

Međutim, nerastvorljiva jedinjenja mogu preći u rastvorljive soli interakcijom sa kiselinama, svetlosti ili kiseonikom. Koncentracija kadmijuma u površinskim vodama u prirodi kao i podzemnim vodama obično je manja od 1µg/L (Elinder, 1985a, 1992).

Najznačajnije emisije olova u vodi potiču iz industrije čelika i gvožđa kao i proizvodnje olova. Atmosfersko taloženje je značajan indirektan izvor olova u vodenom okruženju. Olovo koje dospeva u površinske vode vezano je za suspendovane čestice i sediment. Iako se ne očekuje da se iz industrijskih postrojenja u vodu oslobađa veća količina olova, ono može u značajnim nivoima biti prisutno u pijaćoj vodi. (EPA, 1982a).

U područjima sa kiselim kišama, aciditet pijaće vode može biti povećan; ovo povećava korozivnost vode što može rezultovati oslobađanjem olova iz vodenih sistema, posebno starijih sistema prilikom puštanja vode u prvim mlazevima.

Hemijski oblici olova u vodenim rastvorima su veoma složeni. Olovo ima osobinu da stvara jedinjenja male rastvorljivosti sa većinom anjona prisutnih u vodi. Količina olova u površinskim vodama zavisna je od pH vode i sadržaja rastvorenih soli u vodi. Sadržaj olova u površinskim vodama široko varira u zavisnosti od izvora kontaminacije, sadržaja olova u sedimentu, i osobina sredine (pH, temperature itd.). U morskoj vodi olovo je prisutno u koncentraciji od 0.005 µg/L. Koncentracije olova u površinskim vodama su više u gradskim područjima nego u prirodi (U.S. Department Of Health., 2017, Toxicological Profile ForLead.).

Izloženost populacije olovu je najverovatnija putem ingestije kontaminirane hrane i pijaće vode, kao i inhalacijom čestica olova iz vazduha. Direktna inhalacija olova čini samo mali deo ukupne izloženosti ljudi; međutim, olovo koje je vezano za zemljište može biti inhalirano kao prašina.

Procenjeno je da se prirodnim spiranjem minerala koji sadrže živu iz stena direktno oslobađa oko 800 metričnih tona žive godišnje u površinske vode na zemlji (Gavis i Ferguson, 1972).

Atmosfersko taloženje elementarne žive kako iz prirodnih tako i antropogenih izvora identifikovano je kao indirektan izvor žive u površinskim vodama (WHO, 1991). Živa iz zemljišta može biti direktno sprana u površinske vode putem kišnih padavina. Površinsko spiranje je važan mehanizam za transport žive iz zemljišta u površinske vode, posebno kod zemljišta sa visokim sadržajem humusa (Meili, 1991).

Živa može dospeti u površinske vode i iz otpada poreklom iz velikog broja industrijskih procesa, kao što su kopanje rude, metalurgija, hemijska industrija, industrija mastila, papira, farmaceutska i tekstilna industrija (Dean i sar., 1972; EPA, 1971c).

Svaki oblik žive koji dospe u površinske vode može mikrobnim putem biti konvertovan u jonske oblike, pod povoljnim uslovima. Sulfo-redukujuće bakterije su

zaslužne za najveći deo metilacije žive u životnoj sredini (Gilmour i Henry, 1991), sa anaerobnim uslovima kao faktorom aktivnosti (Regnell i Tunlid, 1991). Kvasci, kao što je *Candida albicans* i *Saccharomyces cerevisiae*, čiji rast je favorizovan pri niskom pH, imaju sposobnost da metilišu živu i redukuju jonski oblik žive u elementarnu živu (Yannai i sar., 1991).

Pri pH od 4 do 9 i normalnoj koncentraciji sulfida, živa stvara živu sulfid. Ovo jedinjenje je relativno nerastvorljivo u vodenom rastvoru (11×10^{-17} ppb), i iz tog razloga se taloži i uklanja jone žive iz vode, smanjujući dostupnost žive ribljim vrstama. U kiselim uslovima, međutim, aktivnost sulfidnih jona opada i tako inhibira nastanak živa sulfida i favorizuje nastanak metil žive (Bjornberg i sar., 1988). Nizak pH i visoke koncentracije žive u sedimentu favorizuju nastanak metil žive, koja ima viši potencijal biodostupnosti vodenim organizmima u odnosu na neorganska jedinjenja žive. (Preuzeto iz: U.S. department of health., 2007, Toxicological profile for mercury).

Metilživa može biti unesena od strane vodenih organizama koji se nalaze u donjem lancu ishrane, kao stoje žuti grgeč, kojeg konzumiraju karnivorne ribe u višem lancu ishrane (Ćope i sar., 1990; Wiener i sar., 1990; Preuzeto iz: U.S. department of health., 2007, Toxicological profile for mercury).

Abiotička redukcija neorganske žive u metalnu živu može se takođe javiti u vodenim sistemima, posebno u prisustvu rastvorljivih humičnih supstanci (kisele vode koje sadrže humične i fulvične kiseline). Ovaj redukcionni proces je povišen pri svetlosti, javlja se u aerobnim i anaerobnim uslovima, i inhibiran je kompeticijom od strane hloridnih jona.

2.2.3.Sadržaj teških metala i metaloida u mesu ribe

Živa može da uđe u telo ribe, preko hrane (digestivnog trakta), preko kože i preko škrga. Absorpcija preko digestivnog trakta ima veći značaj za nakupljanje metil žive. Tako ukupna koncentracija žive u mesu ribe može da bude deset puta viša nego u hrani za ribe. Ovaj koeficijent bioakumulacije može da se poredi sa hranidbenim koeficijentom za ribe koje žive u otvorenim vodama i hrane se vodenim beskičmenjacima. Zapaženo je da je nivo žive bio naročito visok u pijavicama a one su

osnovni izvor hrane riba grabljivica. Kako su pijavice široko rasprostranjene u različitim vodama one mogu da budu indikator kontaminacije vodene sredine živom.

Karnivorne ribe sadrže veće količine žive jer su na vrhu lanca ishrane u vodenom sistemu. Problem žive u vodenoj sredini je važan ne samo sa stanovišta zaštite životne sredine i higijene mesa već i sa stanovišta gajenja riba. Pokazalo se da živa može da deluje na vitalna tkiva i organe ribe i može da utiče štetno na reprodukciju. Veoma male količine žive mogu da redukuju pokretljivost spermatozoida, redukuju produkciju jaja, utiču na razvoj jaja i preživljavanje mlađi (Klaasen i sar. 1986.).

Prvi, prikupljeni podaci o sadržaju žive u hrani datiraju iz perioda krajem šezdesetih i početkom sedamdesetih godina. Prema tim podacima sadržaj žive u mleku bio je od 0 do 40 $\mu\text{g}/\text{kg}$ sa srednjom vrednošću od 6 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Sadržaj žive u jajima bio je od 0 do 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$, a najviše uzoraka je sa sadržajem od 10 do 20 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Sadržaj žive u mesu i proizvodima od mesa bio je od 0 do 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ a najčešće vrednosti su 10 - 20 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Različite vrste povrća i žitarica imale su sadržaj žive od 0 do 20 $\mu\text{g}/\text{kg}$ a prosečne 3 $\mu\text{g}/\text{kg}$. (Smart, 1968, Bouquix, 1974.).

Sadržaj žive u nekim cerealijama iz različitih zemalja bio je do 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ a najčešće oko 20 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Voće i povrće iz Belgije, Nemačke i Velike Britanije ima žive do 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ sa najčešćom vrednošću od 7 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Analiza od 1400 uzoraka hrane uključujući i ribu u Kanadi u toku 1970. god. pokazuje da su ostaci žive manji od 60 $\mu\text{g}/\text{kg}$ u hlebu, brašnu, žitaricama i jajima, i manje od 40 $\mu\text{g}/\text{kg}$ u mesu i povrću (Samers 1971.). Kao rezultat zabrane primene metilživinih fungicida u poljoprivredi u Švedskoj je sadržaj žive smanjen sa 29 $\mu\text{g}/\text{kg}$ u 1966. na 9 $\mu\text{g}/\text{kg}$ u 1969. godini. Anorganska živa čini više od polovine ukupne žive u bubrezima i mozgu svinja, jetri volova i jajima.

Prva saopštenja o sadržaju žive u ribi slatkovodnih voda govore o nivou od 30 do 180 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Stock i Cucuel, 1934, Reader i Snekvik 1948.). Bouquix (1974.) saopštava da je nivo žive u ribi Zapadne Evrope od 0 do 1000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ a da su najčešće vrednosti od 200 do 400 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Konzerve tune iz Zapadne Evrope imale su sadržaj žive

do 500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ sa prosečnom vrednošću od 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Konzerve tune iz drugih regija imale su sadržaj žive i do 4000 $\mu\text{g}/\text{kg}$, a najčešće od 200 do 500 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Sadržaj žive kod lososa iz Atlantika bio je najviše do 150 $\mu\text{g}/\text{kg}$, a najčešće do 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Sa druge strane štika ulovljena u vodama Danske imala je žive i do 3000 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Slični rezultati su i kad je u pitanje štika ulovljena u kontaminiranim vodama Švedske. Sadržaj žive u morskoj ribi pokazuje značajne varijacije. Svi činioci koji utiču na nivo žive u ribi nisu u potpunosti objašnjeni ali se uopšteno može reći da to zavisi od vrste ribe, geografske lokacije, starosli i/ili mase ribe. Najveće vrednosti žive utvrđene su kod ribe koja je na kraju lanca ishrane kao što su to karnivorne vrste ribe (Bouquiaux 1974.).

Sadržaj žive u morskoj ribi predmet je brojnih ispitivanja. Prvi podaci (Stock i Cucuel 1934, Raeder i Snekvik 1941.) govore o nivoima od 44 do 150 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Mnogo kasnije (Peterson i sar. 1973, Bouquiaux 1974.) govori se o koncentraciji od 0 do 500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ sa najčešćim vrednostima do 160 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Izuzetak od ovih vrednosti čine sabljarka, tuna i halibut kod kojih su ove vrednosti od 200 do 1500 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Sijpack, bela tuna i žuta tuna imaju nivo žive od 0 do 1000 $\mu\text{g}/\text{kg}$, a najčešće od 200 do 300 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Plava tuna iz Biskajskog zaliva imala je nivo od 200 do 800 $\mu\text{g}/\text{kg}$, a najčešće oko 500 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Slične vrste iz Mediterana imale su od 500 do 2500 $\mu\text{g}/\text{kg}$, a najčešće oko 1100 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Velikooka tuna imala je sadržaj žive od 400 do 1000 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Podaci o 5200 uzoraka različitih vrsta tune govore daje nivo žive kod ovih vrsta riba od 0 do 1750 $\mu\text{g}/\text{kg}$, a najčešće od 300 do 500 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Metaboličke razlike mogu da imaju uticaja na nivo žive. Barber (1972.) beleži razlike u sadržaju žive kod različitih vrsta riba dna uprkos činjenici da imaju iste uslove ishrane, iste ekološke uslove i da su izložene živi u sličnom području i istom vremenskom periodu.

Starost (masa) ribe takođe značajno određuje nivo žive. Utvrđena je pozitivna korelacija između nivoa žive i zavisnost između mase ribe i sadržaja žive i kod slatkovodnih riba (Johnels 1967, Kleinert 1972, Bache i sar. 1971.). Sadržaj žive u mesu ribe može da zavisi i od pola. Forester (1972.) je utvrdio da mužjak morskih pasa sadrži

više žive od ženki. Autor smatra da ovo može da bude i posledica sporijeg rasta mužjaka.

Prvo trovanje ribom kontaminiranom živom u Mimamatu zabeleženo je 1953. godine (Japan). Sa ovog mesta živa (metil živa) se "širila" sve do 1968. godine. Količina žive u kosi stanovništva ugroženog područja bila je 10-20 puta veća nego u neugroženim područjima.

Deset godina posle 1968. godine u ugroženom području bilo je učestalih pojava kliničke slike koja je karakteristična za trovanje metil živom a karakteriš ih ataksija, disatrija, islične promene (Ninomija i sar. 1995.). Holsbek i sar. (1998.), ispitujući meso 417 uzoraka ribe (16 vrsta) utvrdili su da se sadržaj žive kreće od 2 do 430 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Zabeležena su tri tipa akumulacije i zavisnosti od odnosa žive i metil žive. Prvi tip akumulacije se javlja kod najvećeg broja vrsta riba i kod njih je zabeleženo da nivo metil žive raste sa starošću ribe (dužinom) a daje nivo neorganske žive nizak i konstantan.

Kod potpuno odraslih vrsta nivo organske žive u ovoj grupi dostiže čak od 90 do 100%. Drugi tip obuhvata ribe kod kojih nivo neorganske žive raste sa starošću, a nivo organske žive je nizak i konstantan, ili se smanjuje sa starošću. Ovakav tip akumulacije karakterističan je za morske ribe. Treći tip akumulacije obuhvata vrste riba gde je nakupljanje organske i neorganske žive u korelaciji sa starošću riba. Ovaj tip akumulacije obuhvata ribe koje žive na dnu.

Harnlv i sar. (1998.) su utvrdili da postoji korelacija između potrošnje ribe u ishrani ljudi i sadržaja žive u krvi ispitanika. Ispitivanja se odnose na stanovništvo koje živi u okolini jednog jezera u Kaliforniji.

Neumann i sar. (1998.), od 1987. do 1994. godine analizirali su meso ribe iz reka u Oregonu. Od ispitanih uzoraka 89 uzoraka (20%) imalo je sadržaj žive iznad onog koji je propisan u SAD (1 mg/kg). Prosečan sadržaj žive kod ispitanih vrsta riba bio je 0,75mg/kg. Najniže koncentracije utvrđene su kod pastrmke (0,37 mg/kg) a najveće prosečne vrednosti (0,92 mg/kg) kod *Micropterus salmoides* (slatkovodna riba koja, i ako u svom imenu ima naziv salmoides, i naziva se pastrmski grgeč, pripada

familiji Centrarchidae, *Micropterus dolomieu* (0,87 mg/kg) a kod *Ictalurus punctatus* (0,82 mg/kg). Utvrđeno je da postoji pozitivna korelacija između količine žive u mesu i starosti (mase) ribe.

Amundsen i sar. (1998.) saopštavaju da su ispitujući sadržaj teških metala kod različitih vrsta riba utvrdili da je sadržaj teških metala niži u jestivom tkivu nego u jetri i škragama. Zapažene su i razlike u sadržaju teških metala u zavisnosti od vrste riba. Samo kod žive je utvrđeno da njen sadržaj u mesu riba zavisi od biomagnifikacije (ishrana). Kod ostalih teških metala njihov sadržaj u zavisnosti je od trofičnog nivoa ribe.

Kannan i sar. (1998) su u bočatnim vodama Floride u sedimentu utvrdili daje nivo žive od 1 do 219 $\mu\text{g/g}$ suve materije. Metilživa je činila 0,77% (u proseku) od ukupnog sadržaja žive u sedimentu. Sadržaj žive u filtriranoj vodi bio je od 3 do 7 $\mu\text{g/l}$ a pri tom je metil živa činila od 0,003 do 52% od ukupne žive. Ukupan sadržaj žive u mišićima riba bio je između 0,03 i 2,21 pg/g (prosečno 0,3 $\mu\text{g/g}$) pri čemu je metil živa činila 83% od ukupne žive. Količina metil žive bila je direktno proporcionalna ukupnoj količini žive. Koncentracija žive u mesu ribe direktno je proporcionalna koncentraciji žive u sedimentu.

Količina žive specifična je za vrstu ribe a zavisila je od nekoliko abiotičnih faktora, Potrošnja ribe sa prosečnom količinom od 0,31 $\mu\text{g/g}$ predstavlja rizik po potrošača ako je potrošnja veća od 70 g ribe na dan.

Park i Curtis (1998.) su ispitivali sadržaj žive u sedimentu i mesu ribe iz dva jezera u Oregonu. Količina žive u prvom jezeru bila je prosečno $0,67 \pm (0,05 \mu\text{g/g})$ suve materije sedimenta a u drugom $0,12 \pm 0,01 \mu\text{g/g}$.

Maksimalna količina žive (prosečna) u mesu riba jezera bila je 1 $\mu\text{g/g}$ i bila je značajno viša nego kod riba iz drugog jezera. Količina žive u mesu riba zavisi od sadržaja žive u sedimentu. Block i sar. (1998.) objašnjavaju da mobilizacija metil-žive iz vode u škrge ribe zavisi od pH vode i količine hlora u vodi. Akumulacija metilžive se povećava sa padom pH vode i porastom koncentracije hlora. Koncentracija kalcijuma u vodi ne utiče na akumulaciju žive u škragama.

Ikarashi i sar. (1996.), utvrdili su daje unos žive u Japanu od 6,9 do 11,0 $\mu\text{g/g}$, a arsena 120-230 $\mu\text{g/g}$ po osobi dnevno. Taj nivo unosa je stabilan od 1979. do 1994. a osnovni izvor ovih elemenata su meso ribe i plodovi voda. Nivo žive u mesu riba raste sa porastom mase tela ribe dok nivo arsena nije zavisao od mase tela ribe (Zarski i sar. 1996.).

Osfor i sar. (1998.) utvrdili su daje u jednom jezeru u Egiptu količina olova u vodi bila 0,26 $\mu\text{g/l}$ a u sedimentu 33,5 $\mu\text{g/kg}$, kadmijuma u vodi 0,014 $\mu\text{g/l}$, a u sedimentu 1,37 $\mu\text{g/kg}$ i žive u vodi 0,002 $\mu\text{g/l}$, a u sedimentu 0,28 $\mu\text{g/kg}$. Nivo olova, kadmijuma i žive bio je u mesu ribe 1,06; 0,18 i 0,00025 ppm respektivno, a u serumu kontrolne grupe ispitanika 374, 12,8 i 11,2 $\mu\text{g/l}$ respektivno. Autori zaključuju da postoji veza između sadržaja ovih elemenata u mesu ribe, odnosno potrošnje ribe i sadržaja tih elemenata u krvi ispitanika.

Do sličnih rezultata došli su i Mamaffev i Mergler (1998.) koji su ispitali sadržaj žive u krvi ispitanika kojima je ishrana ribom preporučena iz zdravstvenih razloga. De Conto-Cinler i sar. (1998.) su simulirali kontaminaciju mesa i organa šarana tako što su 140 dana šarana gajili u vodi koja je sadržavala 450 $\mu\text{g/l}$ kadmijuma. Količina kadmijuma brzo se povećavala u jetri i bubrezima do nivoa zasićenja.

3. CILJ I ZADACI ISPITIVANJA

Cilj ispitivanja u okviru ove doktorske disertacije je utvrđivanje sadržaja teških metala i metaloida (Hg, Cd, Pb, As, Fe, Zn, Ni, Cu) u sedimentu i vodi reke Dunava kao i mišićnom tkivu i organima riba (Pb, Cd, Hg, As) što može da posluži kao pokazatelj bezbednosti ribe kao namirnice ali i kao pokazatelj zagađenja životne sredine.

Za ostvarenje ovih ciljeva postavljeni su sledeći **Zadaci**:

1. ispitati sadržaj teških metala i metaloida u vodi reke Dunav na ulazu (Batajnica, Belegiš- profil A), odnosno izlazu (Vinča, Grocka- profil B), odnosno izlazu iz Beograda.
2. ispitati sadržaj teških metala i metaloida u sedimentu reke Dunav na ulazu (Batajnica, Belegiš), odnosno izlazu (Vinča, Grocka), odnosno izlazu iz Beograda.
3. ispitati sadržaj teških metala i metaloida u mišićnom tkivu riba (tolstolobik, šaran, som) izlovljenih iz reke Dunav na ulazu (Batajnica, Belegiš), odnosno izlazu (Vinča, Grocka), odnosno izlazu iz Beograda.
4. ispitati sadržaj teških metala i metaloida u jetri i sadržaju digestivnog trakta riba (tolstolobik, šaran, som) izlovljenih iz reke Dunav na ulazu (Batajnica, Belegiš), odnosno izlazu (Vinča, Grocka), odnosno izlazu iz Beograda.
5. Utvrditi odnose sadržaja teških metala i metaloida između mišićnog tkiva, jetre i sadržaja digestivnog trakta tolstolobika, šarana i soma.

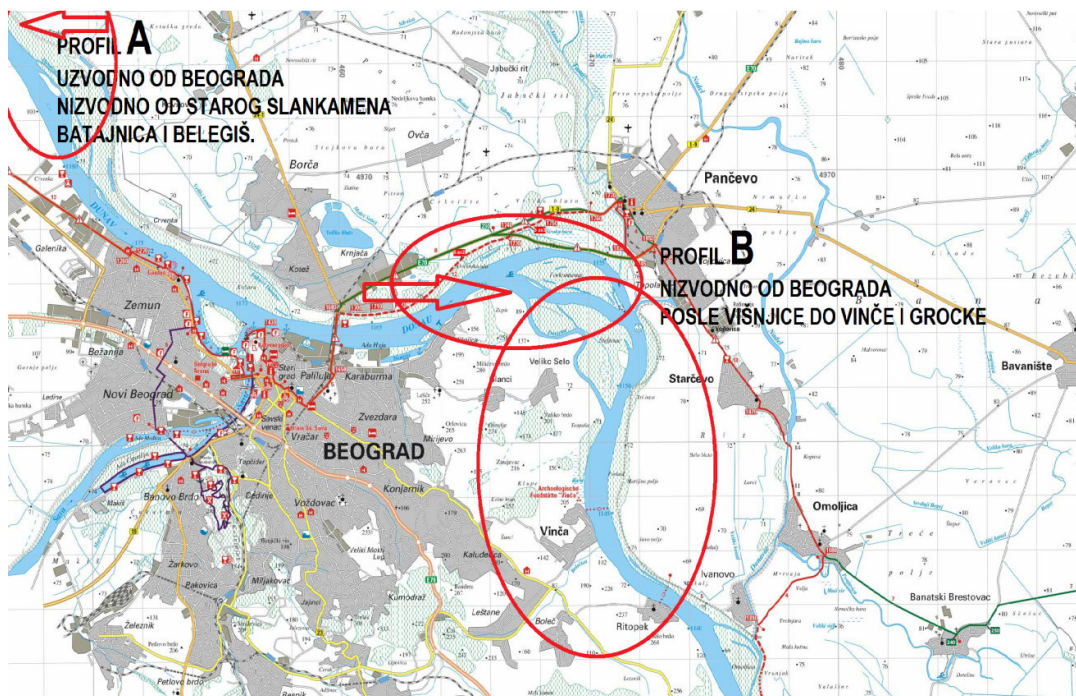
Profil A, šire obuhvata tok Dunava uzvodno od ulaza u Beograd odnosno nizvodno od Starog Slankamena prema Batajnici i Belegišu. Profil B, šire obuhvata tok Dunava na izlazu iz Beograda, nizvodno od Beograda posle Višnjice, prema Vinči i Grockoj.

4. MATERIJAL I METODE

4.1. MATERIJAL

Za potrebe ispitivanja uzorkovano je po deset uzoraka vode, odnosno sedimenta sa profila A i profila B. Uzorci ribe, tolstolobik - beli tolstolobik (*Hypophthalmichthys molitrix*), dalje u tekstu: tolstolobik, šaran (*Cyprinus carpio L.*), som (*Silurus glanis*), uzeti su od lokalnih profesionalnih ribara. Od svake vrste ribe na profilu A i na profilu B uzeto je po 15 uzoraka ribe (ukupno 90 riba).

Za ispitivanje sadržaja teških metala i arsena od svake ribe uzet je uzorak mišićnog tkiva, jetre i digestivni trakt. Uzorci su obeleženi i do analiza čuvani zamrznuti. Uzorci ribe uzimani su na lokacijama orijentaciono prikazanim na slici 4.1.



Slika 4.1. – Lokacije uzimanja uzoraka (A i B)

4.2. METODE

4.2.1. Priprema uzoraka

Za pripremu uzoraka korišćena je mikrotalasna digestija kao i odgovarajući instrumenti, standardni rastvori, hemikalije i oprema detaljnije su prikazani u tabeli 4.1.

Tabela 4.1 – Instrumenti, standardni rastvori, hemikalije i oprema korišćeni za pripremu uzoraka

Instrument:	Atomski apsorpcioni spektrofotometar, GBC 932 plus (plamena i hidridna tehnika) i GBC SensAA (sa grafitnom kivetom) sa multielementalnim lampama, Photron ;
Standardni rastvori:	Osnovni standardni rastvori Pb, Cd, Cu, Zn i Fe koncentracija 1000 g/l (ppm) proizvođača Merck i osnovni standardni rastvori Hg i As koncentracija 1000 mg/l (ppm), J. T. Baker , od kojih su pravljene odgovarajući radni kalibracioni rastvori;
Hemikalije:	1. konc. azotna kiselina (65%), p. a., Merck ; 2. vodonik peroksid (32%), p. a., Merck ; 3. dejonizovana voda (18 MΩ).
Oprema:	mikrotalasna peć, Berghof MWS-2 (sa DAC-70 kivetama);
Digestija:	sa konc. HNO ₃ i H ₂ O ₂ ; uzorci su nakon digestije razblaženi vodom do 50 ml.

U tabeli 4.2. prikazane su analitičke metode određivanja teških metala i metaloida (Arsen) kao i principi korišćenja metoda.

Tabela 4.2. – Analitičke metode određivanja pojedinih teških metala i metaloida (Arsen) i principi korišćenja metoda

Olovo (Pb)	AOAC 986.15; 999.10; NMKL No 161 (1998)	Atomska apsorpciona spektrofotometrija elektrotermalna atomizacija grafitnom kivetom (GFAAS)
Kadmijum (Cd)	AOAC 986.15; 999.10 NMKL No 161 (1998)	Atomska apsorpciona spektrofotometrija elektrotermalna atomizacija grafitnom kivetom (GFAAS)
Živa (Hg)	AOAC 971.21	Atomska apsorpciona spektrofotometrija-hidridna tehnika (HGAAS)
Arsen (As)	AOAC 986.15	Atomska apsorpciona spektrofotometrija-hidridna tehnika (HGAAS)
Bakar (Cu)	AOAC 999.10, NMKL No 161 (1998)	Atomska apsorpciona spektrofotometrija-plamena atomizacija (FTAAS)
Cink (Zn)	AOAC 999.10; NMKL No 161 (1998)	Atomska apsorpciona spektrofotometrija-plamena atomizacija (FTAAS)
Gvožđe (Fe)	AOAC 999.10; NMKL No 161 (1998)	Atomska apsorpciona spektrofotometrija-plamena atomizacija (FTAAS)
Nikl (Ni)	AOAC (2012) 999.10	Atomska apsorpciona spektrofotometrija-tehnika grafitne peći

4.3. STATISTIČKA OBRADA PODATAKA

U statističkoj analizi dobijenih rezultata izvedenog eksperimenta kao osnovne statističke metode korišćeni su deskriptivni statistički parametri. Deskriptivni statistički parametri, odnosno aritmetička sredina, standardna devijacija, standardna greška, minimalna, maksimalna vrednost i koeficijent varijacije, omogućavaju opisivanje eksperimentalnih rezultata i njihovo tumačenje.

Za testiranje i utvrđivanje statistički značajnih razlika između ispitivanih grupa korišćena su dva testa. Za ispitivanje značajnosti razlika između srednjih vrednosti dve ispitivane grupe korišćen je t-test.

Za ispitivanje signifikantnih razlika između tri i više posmatranih tretmana korišćen je grupni test, ANOVA, a zatim pojedinačnim Tukey testom ispitane su statistički značajne razlike između tretmana.

Signifikantnost razlika utvrđena je na nivoima značajnosti od 5% i 1%. Svi dobijeni rezultati prikazani su tabelarno i grafički. Statistička analiza dobijenih rezultata urađena je u statističkom paketu **PrismaPad 5.00**.

5. REZULTATI ISPITIVANJA

Rezultati ispitivanja prema zadacima ispitivanja prikazani su u pet osnovnih podpoglavlja.

5.1.SADRŽAJ ARSENA I TEŠKIH METALA U VODI

Rezultati prvog dela ispitivanja odnose se na sadržaj arsena i teških metala u vodi na profilu A i B. Na oba navedena profila sadržaj olova ($<0,009$ mg/l), kadmijuma ($0,0008$ mg/l) i žive ($<0,0005$ mg/l) bio je manji od praga osetljivosti primenjenih metoda ispitivanja. Sadržaj cinka u vodi na profilu B bio je $0,063\pm 0,007$ mg/l a na profilu A $0,032\pm 0,002$ mg/l. Razlika je bila statistički značajna ($p<0,01$). Utvrđeno je da je sadržaj gvožđa u vodi ($0,41\pm 0,001$ mg/l) na profilu B bio statistički značajno veći ($p<0,01$) od sadržaja gvožđa u vodi na profilu A ($0,33\pm 0,002$ mg/l). Takođe je utvrđeno da je sadržaj arsena u vodi na profilu B ($0,006\pm 0,001$ mg/l) bio statistički značajno veći od sadržaja arsena u vodi na profilu A ($0,004\pm 0,001$ mg/l). Nije utvrđena statistički značajna razlika između sadržaja bakra u vodi na profilima B odnosno A ($0,004\pm 0,001$ mg/l) (tabela 5.1.).

Tabela 5.1. - Prosečan sadržaj arsena i teških metala u vodi

Mesto uzorkovanja	Sadržaj mg/kg ($\bar{X} \pm SD$)			
	Zn	Fe	As	Cu
A	$0,032^A \pm 0,002$	$0,33^A \pm 0,02$	$0,004^A \pm 0,001$	$0,004 \pm 0,001$
B	$0,063^A \pm 0,007$	$0,41^A \pm 0,01$	$0,006^A \pm 0,001$	$0,004 \pm 0,001$

Legenda: Ista slova A - $p<0,01$;

5.2. SADRŽAJ ARSENA I TEŠKIH METALA U SEDIMENTU

Prosečan sadržaj olova u sedimentu na profilu B bio je $64,92 \pm 2,39$ mg/kg a na profilu A $32,58 \pm 2,61$ mg/kg. Razlika je bila statistički značajna ($p < 0,01$). Utvrđeno je takođe da je na profilu B sadržaj kadmijuma i žive i arsena ($1,69 \pm 0,13$ mg/kg, $0,80 \pm 0,09$ mg/kg, $13,89 \pm 1,05$ mg/kg, pojedinačno) bio statistički značajno ($p < 0,01$) veći od sadržaja ovih elemenata na profilu A (Cd $0,61 \pm 0,11$ mg/kg, Hg $0,69 \pm 0,08$ mg/kg i As $8,90 \pm 0,25$ mg/kg) (tabela 5.2.).

Tabela 5.2. - Prosečan sadržaj arsena i teških metala u sedimentu

Mesto uzorkovanja	Sadržaj mg/kg ($\bar{X} \pm SD$)			
	Pb	Cd	Hg	As
A	$32,58^A \pm 2,61$	$0,61^A \pm 0,11$	$0,69^A \pm 0,08$	$8,90^A \pm 0,25$
B	$64,92^A \pm 2,39$	$1,69^A \pm 0,13$	$0,80^A \pm 0,09$	$13,89^A \pm 1,05$

Legenda: Ista slova A - $p < 0,01$;

Utvrđeno je da je sadržaj cinka, gvožđa, nikla odnosno bakra u sedimentu na profilu B bio ($270,40 \pm 17,98$ mg/kg, $17530 \pm 971,7$ mg/kg, $88,42 \pm 3,88$ mg/kg i $50,93 \pm 3,34$ mg/kg, pojedinačno) statistički značajno veći ($p < 0,01$) od sadržaja ovih elemenata u sedimentu na profilu A (Zn $139,40 \pm 8,71$ mg/kg, Fe 16104 ± 1068 mg/kg, Ni $32,27 \pm 0,87$ mg/kg i Cu $35,95 \pm 1,40$ mg/kg) (tabela 5.3.).

Tabela 5.3. - Prosečan sadržaj teških metala u sedimentu

Mesto uzorkovanja	Sadržaj mg/kg ($\bar{X} \pm SD$)			
	Zn	Fe	Ni	Cu
A	$139,4^A \pm 8,71$	$16104^A \pm 1068,0$	$32,37^A \pm 0,87$	$35,95^A \pm 1,40$
B	$270,4^A \pm 17,98$	$17530^A \pm 971,7$	$88,42^A \pm 3,88$	$50,93^A \pm 3,34$

Legenda: Ista slova A - $p < 0,01$;

5.3.SADRŽAJ ARSENA I TEŠKIH METALA U MIŠIĆNOM TKIVU, SADRŽAJU DIGESTIVNOG TRAKTA I JETRI TOLSTOLOBIKA, ŠARANA I SOMA

Rezultati ispitivanja sadržaja arsena i teških metala u mišićnom tkivu, sadržaju digestivnog trakta i jetri odvojeno za svaku od tri ispitivane vrste ribe.

5.3.1.Sadržaj arsena i teških metala u mišićnom tkivu, sadržaju digestivnogtrakta i jetri tolstolobika

U drugom podpoglavlju prikazani su rezultati ispitivanja sadržaja olova, kadmijuma, žive i arsena u mišićnom tkivu, digestivnom traktu i jetri tolstolobika, šarana i soma koji su izlovljeni u vodama Dunava na profilima A i B.

Sadržaj olova, kadmijuma i arsena u mišićnom tkivu tolstolobika (n=15, prosečna masa 7,80±2,54 kg- tabela 5.4) izlovljenog na profilu B (56,36±8,62μg/kg, 15,87±2,29μg/kg, 43,07±7,33μg/kg, pojedinačno) bio je statistički značajno veći (p<0,05) od sadržaja ovih elemenata u mišićnom tkivu tolstolobika (n=15, prosečna masa 6,60±1,72 kg) (tabela 5.4), izlovljenog na profilu A (Pb 48,67±9,93μg/kg, Cd 13,80±2,27μg/kg, As 35,93±8,01μg/kg) (tabela 5.4).

Tabela 5.4. - Prosečna masa riba

Mesto izlova	Masa ribe kg ($\bar{X} \pm SD$)		
	Tolstolobik	Šaran	Som
A	7,80±2,54	4,53±1,89	3,07 ^A ±1,03
B	6,60±1,72	4,47±1,51	19,73 ^A ±7,93

Legenda:Ista slova A - p<0,01;

Utvrđeno je takođe da je prosečan sadržaj žive u mišićnom tkivu tolstolobika izlovljenom na profilu B (163,50±23,09μg/kg) bio statistički značajno veći (p<0,01) od

prosečnog sadržaja žive u mišićnom tkivu tolstolobika izlovljenog na profilu A ($139,50 \pm 24,42 \mu\text{g/kg}$) (tabela 5.5).

Tabela 5.5. -Prosečan sadržaj arsena i teških metala u mišićnom tkivu tolstolobika

Mesto izlova	Sadržaj $\mu\text{g/kg}$ ($\bar{x} \pm \text{SD}$)			
	Pb	Cd	Hg	As
A	$48,27^a \pm 9,93$	$13,80^a \pm 2,27$	$139,5^A \pm 24,42$	$35,93^a \pm 8,01$
B	$56,36^a \pm 8,62$	$15,87^a \pm 2,29$	$163,5^A \pm 23,09$	$43,07^a \pm 7,33$

Legenda: Ista slova A $p < 0,01$; a $p < 0,05$

Prosečan sadržaj olova u digestivnom traktu tolstolobika izlovljenog na profilu A bio $1518 \pm 190,2 \mu\text{g/kg}$, na profilu B $1303 \pm 77,4 \mu\text{g/kg}$, kadmijuma na profilu A $62,20 \pm 9,18 \mu\text{g/kg}$, na profilu B $68,07 \pm 9,00 \mu\text{g/kg}$, žive na profilu A $252,6 \pm 52,46 \mu\text{g/kg}$, na profilu B $269,2 \pm 47,53 \mu\text{g/kg}$ i arsena na profilu A $65,13 \pm 15,75 \mu\text{g/kg}$, na profilu B $73,53 \pm 13,34 \mu\text{g/kg}$. Između prosečnih sadržaja olova, kadmijuma, žive i arsena u digestivnom traktu tolstolobika izlovljenog na profilima A, odnosno B nije utvrđena statistički značajna razlika (tabela 5.6.).

Tabela 5.6. - Prosečan sadržaj arsena i teških metala u digestivnom traktu tolstolobika

Mesto izlova	Sadržaj $\mu\text{g/kg}$ ($\bar{x} \pm \text{SD}$)			
	Pb	Cd	Hg	As
A	$1518 \pm 190,2$	$62,20 \pm 9,18$	$252,6 \pm 52,46$	$65,13 \pm 15,75$
B	$1303 \pm 77,4$	$68,07 \pm 9,00$	$269,2 \pm 47,53$	$73,53 \pm 13,34$

Prosečan sadržaj olova u jetri tolstolobika izlovljenog na profilu B ($144,60 \pm 19,39 \mu\text{g/kg}$) bio je statistički značajno veći ($p < 0,01$) od prosečnog sadržaja olova u jetri tolstolobika izlovljenog na profilu A. Utvrđeno je takođe da je i prosečan sadržaj kadmijuma ($216,80 \pm 18,78 \mu\text{g/kg}$) odnosno žive ($208,8 \pm 25,91 \mu\text{g/kg}$) u jetri

tolstolobika izlovljenog na profilu B bio statistički značajno veći ($p < 0,05$) od prosečnog sadržaja kadmijuma ($191,10 \pm 38,72 \mu\text{g/kg}$) odnosno žive ($184,70 \pm 27,67 \mu\text{g/kg}$) u mišićnom tkivu tolstolobika izlovljenog na profilu A.

Nije utvrđena statistički značajna razlika u sadržaju arsena u jetri tolstolobika izlovljenog na profilu A ($72,93 \pm 14,40 \mu\text{g/kg}$) i sadržaja arsena u jetri tolstolobika ($80,67 \pm 9,14 \mu\text{g/kg}$) izlovljenog na profilu B (tabela 5.7.).

Tabela 5.7. - Prosečan sadržaj arsena i teških metala u jetri tolstolobika

Mesto izlova	Sadržaj $\mu\text{g/kg}$ ($\bar{X} \pm \text{SD}$)			
	Pb	Cd	Hg	As
A	$125,10^A \pm 18,01$	$191,10^a \pm 38,72$	$184,7^a \pm 27,67$	$72,93 \pm 14,40$
B	$144,60^A \pm 19,39$	$216,80^a \pm 18,78$	$208,8^a \pm 25,91$	$80,67 \pm 9,14$

Legenda: Ista slova A $p < 0,01$; a $p < 0,05$

5.3.2. Sadržaj arsena i teških metala u mišićnom tkivu, sadržaju digestivnog trkta i jetri šarana

U mišićnom tkivu šarana ($n=15$, prosečna masa $4,47 \pm 1,51$ - (tabela 5.4.) izlovljenog na profilu B prosečan sadržaj olova bio je $48,07 \pm 22,22 \mu\text{g/kg}$ a na profilu A $36,00 \pm 15,12 \mu\text{g/kg}$ ($n=15$, prosečna masa $4,53 \pm 1,89$ - (tabela 5.4.), kadmijuma na profilu B $16,27 \pm 2,12 \mu\text{g/kg}$, na profilu A $14,53 \pm 4,05 \mu\text{g/kg}$ i arsena na profilu B $15,07 \pm 3,43 \mu\text{g/kg}$, a na profilu A $12,93 \pm 3,10 \mu\text{g/kg}$. Između navedenih prosečnih vrednosti sadržaja olova, kadmijuma i arsena u mišićnom tkivu šarana izlovljenog na profilu B odnosno A nije utvrđena statistički značajna razlika. Prosečan sadržaj žive u mišićnom tkivu šarana ($248,20 \pm 50,71 \mu\text{g/kg}$) izlovljenom na profilu B bio je statistički značajno veći ($p < 0,01$) od prosečnog sadržaja žive ($207,00 \pm 26,58 \mu\text{g/kg}$) u mišićnom tkivu šarana izlovljenog na profilu A (tabela 5.8.).

Tabela 5.8. - Prosečan sadržaj arsena i teških metala u mišićnom tkivu šarana

Mesto izlova	Sadržaj $\mu\text{g/kg}$ ($\bar{x} \pm \text{SD}$)			
	Pb	Cd	Hg	As
A	36,00 \pm 15,12	14,53 \pm 4,05	207,00 ^A \pm 26,58	12,93 \pm 3,10
B	48,07 \pm 22,22	16,27 \pm 2,12	248,20 ^A \pm 50,71	15,07 \pm 3,43

Legenda: Ista slova A $p < 0,01$;

Nisu utvrđene statistički značajne razlike između prosečnih sadržaja olova u digestivnom traktu šarana izlovljenog na profilu B odnosno A (214,40 \pm 18,20 $\mu\text{g/kg}$ i 265,60 \pm 29,34 $\mu\text{g/kg}$, pojedinačno), kadmijuma (108,40 \pm 19,89 $\mu\text{g/kg}$ i 102,80 \pm 29,05 $\mu\text{g/kg}$, pojedinačno), žive (221,30 \pm 30,89 $\mu\text{g/kg}$ i 207,40 \pm 38,63 $\mu\text{g/kg}$, pojedinačno) i arsena (18,27 \pm 4,46 $\mu\text{g/kg}$ i 16,07 \pm 4,06 $\mu\text{g/kg}$, pojedinačno) (tabela 5.9.).

Tabela 5.9. - Prosečan sadržaj arsena i teških metala u digestivnom traktu šarana

Mesto izlova	Sadržaj $\mu\text{g/kg}$ ($\bar{x} \pm \text{SD}$)			
	Pb	Cd	Hg	As
A	265,60 \pm 29,40	102,80 \pm 29,05	207,40 \pm 38,63	16,07 \pm 4,06
B	214,40 \pm 18,20	108,40 \pm 19,89	221,30 \pm 30,89	18,27 \pm 4,46

Prosečan sadržaj olova u jetri šarana (63,53 \pm 9,56 $\mu\text{g/kg}$) izlovljenog na profilu B bio je statistički značajno veći ($p < 0,01$) od prosečnog sadržaja olova u jetri šarana (47,33 \pm 18,81 $\mu\text{g/kg}$) izlovljenog na profilu A. Nije utvrđena statistički značajna razlika između prosečnog sadržaja kadmijuma u jetri šarana izlovljenog na profilu B odnosno A (130,20 \pm 27,03 $\mu\text{g/kg}$ i 132,30 \pm 34,87 $\mu\text{g/kg}$, pojedinačno), prosečnog sadržaja žive (220,40 \pm 37,16 $\mu\text{g/kg}$ i 206,30 \pm 38,67 $\mu\text{g/kg}$, pojedinačno), kao i između prosečnog sadržaja arsena u jetri šarana izlovljenih na profilima B i A (19,27 \pm 3,51 $\mu\text{g/kg}$ i 18,07 \pm 3,82 $\mu\text{g/kg}$, pojedinačno) (tabela 5.10.).

Tabela 5.10. - Prosečan sadržaj arsena i teških metala u jetri šarana

Mesto izlova	Sadržaj $\mu\text{g}/\text{kg}$ ($\bar{X} \pm \text{SD}$)			
	Pb	Cd	Hg	As
A	47,33 ^A ±18,81	132,30±34,87	206,30±38,67	18,07±3,82
B	63,53 ^A ±9,56	130,20±27,03	220,40±37,16	19,27±3,51

Legenda: Isto slovo A $p < 0,01$;

5.3.3.Sadržaj arsena i teških metala u mišićnom tkivu, sadržaju digestivnog trakta i jetri soma

Prosečan sadržaj olova ($68,40 \pm 9,44 \mu\text{g}/\text{kg}$), kadmijuma ($15,53 \pm 3,54 \mu\text{g}/\text{kg}$) i žive ($534,10 \pm 100,30 \mu\text{g}/\text{kg}$) u mišićnom tkivu soma izlovljenog na profilu B ($n=15$, prosečne mase $19,73 \pm 7,93 \text{kg}$ - tabela 4) bio je statistički značajno veći ($p < 0,01$) od prosečnog sadržaja olova ($14,13 \pm 5,52 \mu\text{g}/\text{kg}$), kadmijuma ($7,73 \pm 2,81 \mu\text{g}/\text{kg}$) i žive ($327,30 \pm 109,90 \mu\text{g}/\text{kg}$) u mišićnom tkivu samo izlovljenog na profilu A ($n=15$, prosečne mase $3,07 \pm 1,03 \text{kg}$ - tabela 5.4). Nije utvrđena statistički značajna razlika između prosečnog sadržaja arsena u mišićnom tkivu soma izlovljenog na profilu B ($3,33 \pm 0,81 \mu\text{g}/\text{kg}$) i prosečnog sadržaja arsena u mišićnom tkivu soma izlovljenog na profilu A ($2,66 \pm 0,97 \mu\text{g}/\text{kg}$) (tabela 5.11.).

Tabela 5.11. - Prosečan sadržaj arsena i teških metala u mišićnom tkivu soma

Mesto izlova	Sadržaj $\mu\text{g}/\text{kg}$ ($\bar{X} \pm \text{SD}$)			
	Pb	Cd	Hg	As
A	14,13 ^A ±5,22	7,73 ^A ±2,81	327,30 ^A ±109,90	2,66±0,97
B	68,40 ^A ±9,44	15,53 ^A ±3,54	534,10 ^A ±100,30	3,33±0,81

Legenda: Isto slovo A $p < 0,01$;

Utvrđeno je da je prosečan sadržaj olova, kadmijuma i žive u digestivnom traktu soma izlovljenog na profilu B ($99,14 \pm 14,34 \mu\text{g}/\text{kg}$, $145,70 \pm 26,36 \mu\text{g}/\text{kg}$,

308,10±51,26µg/kg, pojedinačno) bio statistički značajno veći ($p<0,01$) od prosečnog sadržaja olova, kadmijuma i žive u digestivnom traktu soma izlovljenog na profilu A (37,59±13,78µg/kg, 101,10±31,11µg/kg, 167,30±43,20µg/kg, pojedinačno). Takođe utvrđeno je i da je prosečan sadržaj arsena u digestivnom traktu soma izlovljenog na profilu B (6,20±0,94µg/kg) bio statistički značajno veći ($p<0,05$) od prosečnog sadržaja arsena u digestivnom traktu soma izlovljenog na profilu A (5,26±0,96µg/kg) (tabela 5.12.).

Tabela 5.12. - Prosečan sadržaj arsena i teških metala u digestivnom traktu soma

Mesto izlova	Sadržaj µg/kg ($\bar{X} \pm SD$)			
	Pb	Cd	Hg	As
A	35,79 ^A ±13,78	101,10 ^A ±31,11	167,30 ^A ±43,20	5,26 ^a ±0,96
B	99,14 ^A ±14,34	145,70 ^A ±26,36	308,10 ^A ±51,26	6,20 ^a ±0,94

Legenda: Isto slovo A- $p<0,01$; isto slovo a- $p<0,05$

Utvrđeno je da je prosečan sadržaj olova, kadmijuma, žive i arsena (106,00±17,30µg/kg, 127,30±16,40µg/kg, 235,50±27,72µg/kg, 4,86±0,91µg/kg pojedinačno) bio statistički značajno veći ($p<0,01$) od prosečnog sadržaja olova, kadmijuma, žive i arsena u jetri soma izlovljenog na profilu A (33,67±17,55µg/kg, 64,33±16,34µg/kg, 143,50±39,31µg/kg, 3,73±0,79µg/kg pojedinačno) (tabela 5.13.).

Tabela 5.13. - Prosečan sadržaj arsena i teških metala u jetri soma

Mesto izlova	Sadržaj mg/ ($\bar{X} \pm SD$)			
	Pb	Cd	Hg	As
A	33,67 ^A ±17,55	64,33 ^A ±16,34	143,50 ^A ±39,31	3,73 ^A ±0,79
B	106,00 ^A ±17,30	127,3 ^A ±16,40	235,50 ^A ±27,72	4,86 ^A ±0,91

Legenda: Ista slova A $p<0,01$; a $p<0,05$;

5.4.UPOREDNA ANALIZA SADRŽAJA ARSENA I TEŠKIH METALA U MIŠIĆNOM TKIVU, SADRŽAJU DIGESTIVNOG TRAKTA I JETRI TOLSTOLOBIKA, ŠARANA I SOMA

Rezultati ovog dela ispitivanja prikazani su odvojeno za mišićno tkivo, sadržaj digestivnog trakta i jetri tolstolobika, šarana i soma na profilima A i B.

5.4.1.Sadržaj arsena i teških metala u mišićnom tkivu tolstolobika, šarana i soma na profilima A i B

Rezultati ispitivanja sadržaja arsena i teških metala prema mestu izlova prikazani su uporedno za mišićno tkivo, digestivni trakt i jetru tolstolobika, šarana i soma.

Prosečan sadržaj olova u mišićnom tkivu riba na profilu A kretao se od $14,13 \pm 5,22 \mu\text{g/kg}$ (som) do $48,27 \pm 9,93 \mu\text{g/kg}$ (tolstolobik) i na profilu B kretao se od $48,07 \pm 22,22 \mu\text{g/kg}$ (šaran) do $68,40 \pm 9,44 \mu\text{g/kg}$ (som). Između prosečnih poređenih vrednosti sadržaja olova ispitivanih vrsta riba na oba profila utvrđena je statistički značajna razlika ($p < 0,01$).

U mišićnom tkivu ispitivanih vrsta riba na profilu A sadržaj kadmijuma kretao se od $7,73 \pm 8,21 \mu\text{g/kg}$ (som) do $14,53 \pm 4,05 \mu\text{g/kg}$ (šaran). Prosečan sadržaj kadmijuma u mišićnom tkivu soma na ovom profilu bio je statistički značajno manji od prosečnog sadržaja olova u mišićnom tkivu šarana odnosno tolstolobika. Na profilu B sadržaj kadmijuma u mišićnom tkivu ispitivanih vrsta riba kretao se od $15,53 \pm 3,54$ (som) $\mu\text{g/kg}$ do $16,27 \pm 2,12 \mu\text{g/kg}$ (šaran).

Između prosečnih vrednosti sadržaja kadmijuma u mišićnom tkivu tolstolobika, šarana odnosno soma nije utvrđena statistički značajna razlika. Prosečan sadržaj žive u mišićnom tkivu riba na profilu A kretao se od $139,00 \pm 24,42 \mu\text{g/kg}$ (tolstolobik) do $327,10 \pm 109,90 \mu\text{g/kg}$ (som) a na profilu B kretao se od $163,50 \pm 23,09 \mu\text{g/kg}$ (tolstolobik) do $534,10 \pm 100,30 \mu\text{g/kg}$ (som).

Razlike između prosečnog sadržaja žive u mišićnom tkivu ispitivanih vrsta riba bile su statistički značajne ($p < 0,05$; $p < 0,01$). Kod ispitivanih vrsta riba prosečan sadržaj arsena kretao se na profilu A od $2,66 \pm 0,97 \mu\text{g/kg}$ (som) do $35,93 \pm 8,01 \mu\text{g/kg}$ (tolstolobik) a na profilu B kretao se od $3,33 \pm 0,81 \mu\text{g/kg}$ (som) do $43,07 \pm 7,33 \mu\text{g/kg}$ (tolstolobik). U svim slučajevima poređenja utvrđena je statistički značajna ($p < 0,01$) razlika između prosečnih sadržaja arsena u mišićnom tkivu ribe (tabela 5.14., tabela 5.15.).

Tabela 5.14. - Usporedna analiza prosečnih sadržaja arsena i teških metala u mišićnom tkivu ispitivanih vrsta riba na profilu A

Vrsta ribe	Sadržaj $\mu\text{g/kg}$ ($\bar{X} \pm \text{SD}$)			
	Pb	Cd	Hg	As
Tolstolobik	$48,27^A \pm 9,93$	$13,80^B \pm 2,27$	$139,0^{aB} \pm 24,42$	$35,93^A \pm 8,01$
Šaran	$36,00^A \pm 15,12$	$14,53^A \pm 4,05$	$207,00^{aA} \pm 26,58$	$12,93^A \pm 3,10$
Som	$14,13^A \pm 5,22$	$7,73^{AB} \pm 2,81$	$327,10^{AB} \pm 109,90$	$2,66^A \pm 0,77$

Legenda: Ista slova A, B $p < 0,01$; a $p < 0,05$;

Tabela 5.15. - Usporedna analiza prosečnih sadržaja arsena i teških metala u mišićnom tkivu ispitivanih vrsta riba na profilu B

Vrsta ribe	Sadržaj $\mu\text{g/kg}$ ($\bar{X} \pm \text{SD}$)			
	Pb	Cd	Hg	As
Tolstolobik	$56,36^A \pm 8,62$	$15,87 \pm 2,29$	$163,50^A \pm 23,09$	$43,07^A \pm 7,33$
Šaran	$48,07^A \pm 22,22$	$16,27 \pm 2,12$	$248,20^A \pm 50,71$	$15,07^A \pm 3,43$
Som	$68,40^A \pm 9,44$	$15,53 \pm 3,54$	$534,10^A \pm 100,30$	$3,33^A \pm 0,81$

Legenda: Isto slovo A, $p < 0,01$;

5.4.2. Sadržaj arsena i teških metala u sadržaju digestivnog trakta tolstolobika, šarana i soma na profilima A i B

Prosečan sadržaj olova u digestivnom traktu ispitivanih vrsta riba na profilu A kretao se od $35,79 \pm 13,78 \mu\text{g/kg}$ (som) do $1518,00 \pm 190,2 \mu\text{g/kg}$ (tolstolobik) a na profilu B od $99,14 \pm 14,34 \mu\text{g/kg}$ (som) do $1303,00 \pm 77,4 \mu\text{g/kg}$ (tolstolobik). U svim slučajevima poređenja prosečan sadržaj olova u digestivnom traktu ispitivanih vrsta riba bio je statistički značajno različit ($p < 0,01$). Prosečan sadržaj kadmijuma na profilu A kao i na profilu B bio je statistički značajno manji ($p < 0,01$) u digestivnom traktu tolstolobika ($62,20 \pm 2,29 \mu\text{g/kg}$, $68,07 \pm 9,00 \mu\text{g/kg}$, pojedinačno) u odnosu na prosečan sadržaj kadmijuma u digestivnom traktu šarana ($102,80 \pm 29,05 \mu\text{g/kg}$, $108,40 \pm 19,89 \mu\text{g/kg}$, pojedinačno) odnosno soma ($101,10 \pm 31,11 \mu\text{g/kg}$, $145,70 \pm 26,36 \mu\text{g/kg}$, pojedinačno).

Nije utvrđena statistički značajna razlika između prosečnog sadržaja kadmijuma u digestivnom traktu šarana i soma na profilu A, dok je na profilu B sadržaj kadmijuma u digestivnom traktu soma bio statistički značajno veći ($p < 0,01$) od prosečnog sadržaja ovog elementa u digestivnom traktu šarana.

U digestivnom traktu ispitivanih vrsta riba na profilu A prosečan sadržaj žive kretao se od $167,30 \pm 43,20 \mu\text{g/kg}$ (som) do $252,60 \pm 52,46 \mu\text{g/kg}$ (tolstolobik) a na profilu B od $221,30 \pm 30,89 \mu\text{g/kg}$ (šaran) do $308,10 \pm 51,26 \mu\text{g/kg}$ (som). Između prosečnih sadržaja žive u digestivnom traktu ispitivanih vrsta riba utvrđena je statistički značajna razlika ($p < 0,05$; $p < 0,01$) svim slučajevima poređenja. Prosečan sadržaj arsena u digestivnom traktu ispitivanih vrsta riba na profilu A kretao se $5,26 \pm 0,96 \mu\text{g/kg}$ (som) do $65,13 \pm 15,75 \mu\text{g/kg}$ (tolstolobik) i na profilu B od $6,20 \pm 0,94 \mu\text{g/kg}$ (som) do $73,53 \pm 13,34 \mu\text{g/kg}$ (tolstolobik). Razlike između prosečnih vrednosti sadržaja arsena u digestivnom traktu soma, šarana odnosno tolstolobika na oba ispitivana profila bile su statistički značajne ($p < 0,01$) (tabela 5.16., tabela 5.17.).

Tabela 5.16. – Uporedna analiza prosečnih sadržaja arsena i teških metala u digestivnom traktu ispitivanih vrsta riba na profilu A

Vrsta ribe	Sadržaj $\mu\text{g/kg}$ ($\bar{X} \pm \text{SD}$)			
	Pb	Cd	Hg	As
Tolstolobik	1518,0 ^A ±190,2	62,20 ^{AB} ±2,29	252,60 ^A ±52,46	65,13 ^A ±15,75
Šaran	265,60 ^A ±29,34	102,80 ^A ±29,05	207,40 ^A ±38,63	16,07 ^A ±4,06
Som	35,79 ^A ±13,78	101,10 ^B ±31,11	167,30 ^A ±43,20	5,26 ^A ±0,96

Legenda: Ista slova A, B, $p < 0,01$;

Tabela 5.17. - Uporedna analiza prosečnih sadržaja arsena i teških metala u digestivnom traktu ispitivanih vrsta riba na profilu B

Vrsta ribe	Sadržaj $\mu\text{g/kg}$ ($\bar{X} \pm \text{SD}$)			
	Pb	Cd	Hg	As
Tolstolobik	1303,0 ^A ±77,4	68,07 ^{AB} ±9,00	269,20 ^a ±47,53	73,53 ^A ±13,34
Šaran	214,40 ^A ±18,22	108,40 ^{AC} ±19,89	221,30 ^{aA} ±30,89	18,27 ^A ±4,46
Som	99,14 ^A ±14,34	145,70 ^{ABC} ±26,36	308,10 ^A ±51,26	6,20 ^A ±0,94

Legenda: Ista slova A, B, C, $p < 0,01$; a $p < 0,05$

5.4.3. Sadržaj arsena i teških metala u jetri tolstolobika, šarana i soma

Utvrđeno je da je prosečan sadržaj olova ($125,10 \pm 18,01 \mu\text{g/kg}$) u jetri tolstolobika bio statistički značajno veći ($p < 0,01$) od prosečnog sadržaja olova u jetri šarana ($47,33 \pm 18,81 \mu\text{g/kg}$) odnosno soma ($33,67 \pm 17,55 \mu\text{g/kg}$) na profilu A. Nije utvrđena statistički značajna razlika između prosečnog sadržaja olova u jetri šarana odnosno soma na profilu A. Prosečan sadržaj olova u jetri ispitivanih vrsta riba na profilu B kretao se od $63,53 \pm 9,56 \mu\text{g/kg}$ (šaran) do $144,60 \pm 19,39 \mu\text{g/kg}$ (tolstolobik). Između prosečnog sadržaja olova u jetri šarana, tolstolobika odnosno soma na profilu B utvrđena je statistički značajna razlika ($p < 0,01$). Na profilu A prosečan sadržaj kadmijuma kretao se od $64,33 \pm 16,34 \mu\text{g/kg}$ (som) do $191,10 \pm 38,72 \mu\text{g/kg}$ (tolstolobik).

Razlika između prosečnih vrednosti sadržaja kadmijuma u jetri tolstolobika, šarana odnosno soma na profilu A bila je statistički značajna ($p < 0,01$). Utvrđeno je da je prosečan sadržaj kadmijuma na profilu B u jetri tolstolobika ($216,80 \pm 18,78 \mu\text{g/kg}$) bio statistički značajno veći od prosečnog sadržaja kadmijuma u jetri šarana ($130,20 \pm 27,03 \mu\text{g/kg}$), odnosno jetri soma ($127,30 \pm 16,40 \mu\text{g/kg}$). Prosečan sadržaj žive na profilu A kod ispitivanih vrsta riba kretao se od $143,50 \pm 39,31 \mu\text{g/kg}$ (som) do $206,30 \pm 38,67 \mu\text{g/kg}$ (šaran).

Prosečan sadržaj žive u jetri soma bio je statistički značajno manji ($p < 0,01$) od prosečnog sadržaja žive u jetri šarana odnosno tolstolobika. Na profilu B prosečan sadržaj žive kretao se od $208,80 \pm 25,91 \mu\text{g/kg}$ (tolstolobik) do $235,50 \pm 27,72 \mu\text{g/kg}$ (som). Između prosečnih sadržaja žive u jetri poređenih vrsta riba nije utvrđena statistički značajna razlika.

Na profilu A prosečan sadržaj arsena kretao se od $3,73 \pm 0,79 \mu\text{g/kg}$ (som) do $72,93 \pm 14,40 \mu\text{g/kg}$ (tolstolobik) a na profilu B od $4,86 \pm 0,91 \mu\text{g/kg}$ (som) do $80,67 \pm 9,14 \mu\text{g/kg}$ (tolstolobik). U svim slučajevima poređenja između prosečnih vrednosti sadržaja arsena u jetri tolstolobika, šarana odnosno soma na ispitivanim profilima utvrđena je statistički značajna razlika ($p < 0,01$) (tabela 5.18., tabela 5.19.).

Tabela 5.18. - Usporedna analiza prosečnih sadržaja arsena i teških metala u jetri ispitivanih vrsta riba na profilu A

Vrsta ribe	Sadržaj $\mu\text{g/kg}$ ($\bar{X} \pm \text{SD}$)			
	Pb	Cd	Hg	As
Tolstolobik	$125,10^{\text{AB}} \pm 18,01$	$191,10^{\text{A}} \pm 38,72$	$184,70^{\text{A}} \pm 27,67$	$72,93^{\text{A}} \pm 14,40$
Šaran	$47,33^{\text{A}} \pm 18,81$	$132,30^{\text{A}} \pm 34,87$	$206,30^{\text{B}} \pm 38,67$	$18,07^{\text{A}} \pm 3,82$
Som	$33,67^{\text{B}} \pm 17,55$	$64,33^{\text{A}} \pm 16,34$	$143,50^{\text{AB}} \pm 39,31$	$3,73^{\text{A}} \pm 0,79$

Legenda: Ista slova A, B, C $p < 0,01$; a $p < 0,05$

Tabela 5.19. - Usporedna analiza prosečnih sadržaja arsena i teških metala u jetri ispitivanih vrsta riba na profilu B

Vrsta ribe	Sadržaj $\mu\text{g/kg}$ ($\bar{X} \pm \text{SD}$)			
	Pb	Cd	Hg	As
Tolstolobik	144,60 ^A ±19,39	216,80 ^{AB} ±18,78	208,80±25,91	80,67 ^A ±9,14
Šaran	63,53 ^A ±9,56	130,20 ^A ±27,03	220,40±37,16	19,27 ^A ±3,51
Som	106,60 ^A ±17,50	127,30 ^B ±16,40	235,50±27,72	4,86 ^A ±0,91

Legenda: Ista slova A, B p<0,01;

5.5.ODNOSI SADRŽAJA ARSENA I TEŠKIH METALA U MIŠIĆNOM TKIVU, DIGESTIVNOM TRAKTU I JETRI

Odnosi sadržaja olova između mišićnog tkiva i digestivnog trakta kod tolstolobika bili su na profilu A 1:31,45 i profilu B 1:24,42, kod šarana na profilu A 1:7,38 i profilu B 1:4,46 a kod soma na profilu A 1:2,53 i profilu B 1:1,45. Znatno manji odnosi utvrđeni su između sadržaja olova u mišićnom tkivu i jetri. Tako je kod tolstolobika na profilu A odnos olova u mišićnom tkivu i jetri bio 1:2,59 a na profilu B 1:2,56, kod šarana na profilu A 1:31 a na profilu B 1:1,32 i kod soma na profilu A 1:2,38 i na profilu B 1:1,55. Odnosi sadržaja olova u jetri i digestivnom traktu bili su kod tolstolobika 1:0,08 na profilu A i 1:0,11 na profilu B, a kod šarana na profilu A 1:0,18 a na profilu B 1:0,99 i kod soma na profilu A 1:0,94 a na profilu B 1:1,07 (tabela 5.20.).

Tabela 5.20. - Odnosi sadržaja olova u mišićnom tkivu, sadržaju digestivnog trakta i jetri ispitivanih vrsta riba na profilima A i B

Odnosi	Tolstolobik		Šaran		Som	
	A	B	A	B	A	B
M:DT	1:31,45	1:24,42	1:7,38	1:4,46	1:2,53	1:1,45
M:J	1:2,59	1:2,56	1:1,31	1:1,32	1:2,38	1:1,55
J:DT	1:0,08	1:0,11	1:0,18	1:0,99	1:0,94	1:1,07

Legenda: M- mišićno tkivo; DT- digestivni trakt; J- jetra.

Kod tolstolobika na profilu A odnos kadmijuma između mišićnog tkiva i digestivnog trakta bio je 1:4,51 a na profilu B 1:4,29, kod šarana na profilu A 1:7,07 i profilu B 1:6,66, a kod soma na profilu A 1:13,08 i na profilu B 1:9,50. (tabela 5.21.).

Odnosi sadržaja kadmijuma između mišićnog tkiva i jetre bili su kod tolstolobika na profilu A 1:13,85 i na profilu B 1:13,66, kod šarana na profilu A 1:9,10 i na profilu B 1:8,00, a kod soma na profilu A 1:8,32 i profilu B 1:8,30. (tabela 5.21).

Znatno manji odnosi utvrđeni su između sadržaja kadmijuma u jetri i digestivnom traktu. Tako je taj odnos kod tolstolobika na profilu A bio 1:3,07 i na profilu B 1:3,18, kod šarana na profilu A 1:1,29 kao i na profilu B 1:1,29 a kod soma na profilu A 1:0,64 i profilu B 1:0,87 (tabela 5.21).

Tabela 5.21. - Odnosi sadržaja kadmijuma u mišićnom tkivu, sadržaju digestivnog trakta i jetri ispitivanih vrsta riba na profilima A i B

Odnosi	Tolstolobik		Šaran		Som	
	A	B	A	B	A	B
M:DT	1:4,51	1:4,29	1:7,07	1:6,66	1:13,08	1:9,50
M:J	1:13,85	1:13,66	1:9,10	1:8,00	1:8,32	1:8,30
J:DT	1:3,07	1:3,18	1:1,29	1:1,29	1:0,64	1:0,87

Legenda: M- mišićno tkivo; DT- digestivni trakt; J- jetra.

Odnosi sadržaja žive između mišićnog tkiva i digestivnog trakta kod tolstolobika bili su na profilu A 1:1,81, a na profilu B 1:1,65., kod šarana 1:1,00 na profilu A i 1:0,89 na profilu B, a kod soma na profilu A 1:0,54 i na profilu B 1:0,58. (tabela 5.22.).

Kod tolstolobika odnosi sadržaja žive između mišićnog tkiva i jetre bili su na profilu A 1:1,32 i na profilu B 1:1,28, a kod šarana na profilu A 1:0,99 i na profilu B 1:0,89 a kod soma identičan na oba profila 1:0,44. (tabela 5.22.).

Odnosi žive između jetre i digestivnog trakta bili su kod tolstolobika na profilu A 1:0,73 i na profilu B 1:0,78, kod šarana identičan na oba profila 1:0,99, a kod soma na profilu A 1:0,44 i na profilu B 1:0,76 (tabela 5.22.).

Tabela 5.22. - Odnosi sadržaja žive u mišićnom tkivu, sadržaju digestivnog trakta i jetri ispitivanih vrsta riba na profilima A i B

Odnosi	Tolstolobik		Šaran		Som	
	A	B	A	B	A	B
M:DT	1:1,81	1:1,65	1:1,00	1:0,89	1:0,54	1:0,58
M:J	1:1,32	1:1,28	1:0,99	1:0,89	1:0,44	1:0,44
J:DT	1:0,73	1:0,78	1:0,99	1:0,99	1:0,44	1:0,76

Legenda: M- mišićno tkivo; DT- digestivni trakt; J- jetra

Kod tolstolobika odnosi arsena između mišićnog tkiva i digestivnog trakta bili su na profilu A 1:1,01 i na profilu B 1:1,71, kod šarana na profilu A 1:1,24 i na profilu B 1:1,41 a kod soma na profilu A 1:1,18 i na profilu B 1:1,86. (tabela 5.23.).

Slični odnosi utvrđeni su i kod odnosa arsena između mišićnog tkiva i jetre. Kod tolstolobika odnosi arsena između arsena u mišićnom tkivu i arsena u jetri bili su na profilu A 1:2,03 i na profilu B 1:1,69, kod šarana na profilu A 1:1,40 i na profilu B 1:1,27, a kod soma na profilu A 1:1,40 i na profilu B 1:1,46. (tabela 5.23.).

Odnosi između sadržaja arsena u jetri i digestivnom traktu tolstolobika bili su na profilu A 1:1,12 i na profilu B 1:1,10, kod šarana na profilu A 1:1,40 i na profilu B 1:1,05 a kod soma na profilu A 1:0,71 i na profilu B 1:0,78 (tabela 5.23.).

Tabela 5.23. - Odnosi sadržaja arsena u mišićnom tkivu, sadržaju digestivnog trakta i jetri ispitivanih vrsta riba na profilima A i B

Odnosi	Tolstolobik		Šaran		Som	
	A	B	A	B	A	B
M:DT	1:1,81	1:1,71	1:1,24	1:1,41	1:1,98	1:1,86
M:J	1:2,03	1:1,69	1:1,40	1:1,27	1:1,40	1:1,46
J:DT	1:1,12	1:1,10	1:1,24	1:1,05	1:0,71	1:0,78

Legenda: M- mišićno tkivo; DT- digestivni trakt; J- jetra

6. DISKUSIJA

Voda je osnov opstanka živog sveta koji je u njoj i nastao. Dve trećine zemljine površine je pod vodom. Procenjuje se da na planeti Zemlji ima 1,4 milijardi km^3 vode od čega je samo 0,8% slatka voda (vodotokovi, jezera, podzemne vode). Bez obzira na značaj vode na opstanak živog sveta ljudska vrsta prema vodi nema odgovarajući odnos. O tome govore podaci o zagađenju okeana, mora, vodotokova (reka, potoka) i jezera. Zagađenje vode, antropogeno, dakle, poreklom od čoveka javlja se kao posledica direktnog ili indirektnog ispuštanja zagađivača u vodu, bez adekvatnog postupka sa štetnim i opasnim jedinjenjima. Najčešći zagađivači vode su otpadne vode i voda koja dolazi sa površine zemlje (naročito obradive površine). Voda može da bude zagađena biološkim i hemijskim agensima, fizički i termalno.

Da postoji opasnost od zagađanja vode zapaženo je još u 18. veku kada je zapisano: „Reka Rajna, poznato je pere Keln, plameniti grad ali recite koja će to božanska sila oprati reku Rajnu“. Iako je zagađenje vode prepoznato i dobro poznato malo je učinjeno da se ono zaustavi. Ono je danas jedan od najznačajnijih i najaktuelnijih problema civilizacije. Da se radi i pojavi koja treba ozbiljno da zabrine čovečanstvo najbolje govore podaci o sve većem broju mrtvih zona u moru. Prve morske mrtve zone opisane su pre više od sto godina tačnije 1912. godine. Najveća mrtva zona u svetu poslednjih godina nalazi se u Baltičkom moru i zauzima površinu od 80 hiljada km^2 . Mrtve zone su vodene površine sa malom količinom kiseonika (sadržaj kiseonika ispod 2 mg/l), zbog čega u njima praktično nema života. Ova područja nalaze se uglavnom u priobaljima i zalivima a nastaju kao posledica zagađenja životne sredine. Vodena sredina opterećena naročito azotom i fosforom (najčešće potiču od veštačkih đubriva) postaje “plodno tlo“ za bujanje algi što je izraženo posebno od poleća da jeseni. Bakterija razlažu mrtve alge trošeći pri tom kiseonik. Tako nastaje hipoksija mora u kome nestaje život. Broj mrtvih zona od 1912. pa do 1960. godine je stalno rastao tako da ih je 1960. godine bilo 49, 1970. godine 87, 1980. godine 162, 1990. godine 305 a 2008. godine 405. Njihova ukupna površina takođe se iz godine u godinu povećavala i 2007. godine bila je preko 250 hiljada km^2 što odgovara kopnenoj površini Novog Zelanda.

Posle mrtve zone u Baltičkom moru najveća mrtva zona nalazi se u Meksičkom zalivu (ušće reke Misisipi). Inače mrtva zona u Meksičkom zalivu je najbolje proučavana i o njoj postoje podaci od 1985. godine. Njena prosečna površina za 22 godine praćenja je oko 14 hiljada km². Najveća površina mrtve zone u Meksičkom zalivu bila je 2002. godine (preko 20 hiljada km²).

Ima mišljenja da će povećanje proizvodnje kukuruza u SAD za proizvodnju biodizela opteretiti Meksički zaliv azotom i fosforom iz veštačkih đubriva a time povećati površinu mrtve zone. Jedan od uzroka pojave mrvih zona je farmerski uzgoj ribe (marikultura). Gajenjem ribe na ovaj način nastaju otpadne vode (riblje đubrivo) koje hrani alge u okeanima smanjujući količine kiseonika i time stvarajući mrtve zone. Industrijsko gajenja lososa u Škotskoj proizvodi istu količinu azotnog otpada kao i naprečišćena kanalizacija populacije od 3,2 miliona ljudi što je više od polovine populacije ljudi u ovoj zemlji.

Procenjuje se da se u vodenu sredinu ispusti oko 6 miliona tona nafte i njenih derivata, 200 hiljada tona olovnih jedinjenja, 5 hiljada tona žive i ogromne količine pesticida. Znatne količie nafte i njenih derivata dospevaju u mora i okeane kao posledica udesa tankera i kvarova na naftnim platformama. Ako se u vodene tokove ispuštaju fosfati i nitrati iz veštačkih đubriva, deterdženti iz domaćinstva i hemijske industrije, zatim filtrat iz deponija otpada, tada te materija potpomažu rast vodenih algi a posledično i osiromašenje vode kiseonikom. Primera radi, reka Po u Italiji donosi tone otpada, pesticida i veštaških đubriva. Kao posledica toga dolazi do pojave mrtvih zona u delu Jadranskog mora.

Zagađenost vode je blisko vezana sa povećanim potrebama stanovništva za vodenim resursima. Povećane potrebe rastu sa porastom stanovništva, razvojem privrede i tehnologije. Veća potrošnja vode znači i veću količinu otpadnih voda. Dospevanjem u reke otpadne vode menjaju fizička (boja, miris, ukus, providnost), hemijska (sastav) i biološka svojstva (živi svet reka). Na osnovu ovih svojstava definiše se kvalitet vode i kategorizacija voda odnosno vodotokova po klasama. Uobičajena je podela na četiri klase vode.

Pravilnik o opasnim materijama u vodi (Sl. Glasnik RS 31/82) definise količine (mg/l) za četiri klase vode kao maksimalno dozvoljene količine (MDK). Za prvu i drugu odnosno treću i četvrtu klasu vode vrednosti opasnih materija su identične zbog toga što se klasiranje vode ne zasniva samo na sadržaju teških metala i metaloida u vodi. Maksimalna dozvoljene količine pojedinih hemijskih elemenata u vodi prikazani su u tabeli 6.1.

Tabela 6.1. - Maksimalno dozvoljene količine hemijskih elemenata (mg/l) za pojedine klase vode

Redni broj	Element	Klasa	
		I i II	III i IV
1.	Arsen	0,05	0,05
2.	Bakar	0,1	0,1
3.	Bor	0,3	1,0
4.	Gvožđe	0,3	1,0
5.	Antimon	0,05	0,05
6.	Barijum	1,0	4,0
7.	Berilijum	0,000	0,001
8.	Bakarijum	0,1	0,5
9.	Volfram	0,10	0,10
10.	Živa	0,001	0,001
11.	Kadmijum	0,005	0,01
12.	Kabalt	0,2	2,0
13.	Molibden	0,5	0,5
14.	Nikl	0,05	0,1
15.	Olovo	0,05	0,1
16.	Selen	0,01	0,01
17.	Srebro	0,01	0,02
18.	Telur	0,01	0,01
19.	Titan	0,10	0,10
20.	Fluor	1,0	1,5
21.	Hlor (aktivni)	0,005	0,01
22.	Cink	0,2	1,0

U Pravilniku o dozvoljenim količinama opasnih i štetnih materija u zemljištu i vodi za navodnjavanje i metodama njihovog ispitivanja ("Sl. Glasnik RS", br.

23/94)definisane su maksimalno dozvoljene količine opasnih materija (kadmijum, olovo, živa, arsen, hrom, nikl i fluor) i štetnih materija (bakar, cink i bor) u zemljištu (mg/kg) i vodi (mg/l).Maksimalno dozvoljene količine opasnih i štetnih materija hemijskih elementa u zemlji i vodi prikazane su u tabeli 6.2.

Tabela 6.2. - Maksimalno dozvoljena količina opasnih i štetnih elemenata u zemljištu i vodi

Redni broj	Element	MDK	
		mg/kg zemlje	mg/l vode
1.	Kadmijum	Do 3	Do 0,01
2.	Olovo	Do 100	Do 0,1
3.	Živa	Do 2	Do 0,01
4.	Arsen	Do 25	Do 0,05
5.	Hrom	Do 100	Do 0,5
6.	Nikl	Do 50	Do 0,1
7.	Fluor	Do 300	Do 1,5
8.	Bakar	Do 100	Do 0,1
9.	Cink	Do 300	Do 1,0
10.	Bor	Do 50	Do 1,0

Prvu klasu kvaliteta vode u Srbiji imaju planinski potoci i reke kao što su Studenica, Rzav, Piva, Tara, Drina (do Foče) i druge. Ova voda je čista i pitka. Trećina reka ima vodu druge klase. U ovoj vodi nema plemenitih vrsta riba i pre korišćenja za piće i prehrambenu industriju voda mora da se prečisti. Vodu sa ovim osobinama imaju Dunav i Drina (od Foče), Golijska Moravica, Crni i Beli Timok, Raška, Beli Drim,Bojana.

Treću klasu vode imaju pretežno veće reke. Ona je isključivo tehnička voda i nije pogodna za vodosnabevanje, kupanje, prehrambenu i hemijsku industriju. Ovakvu vodu imaju Sava, Tisa, Morava (Velika, Zapadna, Južna) Kolubara i Toplica.

Četvrtu klasu kvaliteta voda imaju brojni manji vodotoci, pojedini sektori reka nizvodno od velikih zagađivača i donji tokovi većih reka. Ova voda koristi se samo za plovidbu (ako su plovne) i hidroenergetiku. Vodu ove klase imaju Begej, Sitnica,

Resava (nizvodno od rudnika uglja), Lepenica (nizvodno od Kragujevca), Nišava (nizvodno od Niša), Topčiderska, Prištevka i Borska reka.

Kako se sam proces zagađivanja vode teško može sprečiti, zaštita voda prvenstveno je usmerena na smanjenje njihovog uticaja a u najboljem slučaju potpuno uklanjanje njihovog uticaja. To se postiže kroz opšte ekološke mere (radne akcije, ekološki aktivizam) kao i specifične mere (obrazovanje, sredstva javnog informisanja). U principu najvažnije je utvrđivanje kvaliteta vode i mogućnosti vodotoka da primi otpadne vode, registovanje svih mogućih zagađivača (njihova lokacije i stepen zagađivanja), obavljanje stalnih kontrola otpadnih voda u blizini vodotokova, prečišćavanje otpadnih voda i izmeštanje industrije na mesta na kojima će zagađivanje biti minimalno.

Dugoročna zaština vodenih sistema od prisustva teških metala podrazumeva i primenu dobre poljoprivredne prakse i formiranje tampon pojasa čija uloga je da štiti vodenu sredinu. Formiranje ovog pojasa (njegova širina i biološke karakteristike) zavise od stanja ugroženih vrsta vodenih organizama, predeonih karakteristika, zaštićenih oblasti, osetljivosti područja, intenziteta i učestalosti ugrožavajućih faktora i sl. Pri tome je važno imati u vidu da ni najbolje održavani tampon pojas neće otkloniti sve uticaje pogrešnih praksi upravljanja u okruženju. Tampon pojas je deo prostora oko određenog staništa (reke, jezera, zemljište) čije plansko uređenje može znatno smanjiti većinu negativnih uticaja iz okruženja. Nakon poremećene funkcionalnosti ponovno uspostavljanje tampon zone može zahtevati dug vremenski period i značajna materijalna ulaganja. Dužina oporavka poremećene funkcionalnosti tampon zone najviše zavisi od stanja zemljišnog substrata, posebno kod priobalnih tampon zona jer je pedološki sloj rezultat dugoročnih geoloških, hidroloških kao i bioloških procesa.

Formiranje tampon zone ima najveći značaj kod eliminisanja štetnih uticaja tzv. rasutih zagađivača (poljoprivredne površine). Zaštita otvorenih vodotokova tampon zonama samo jedan od više postupaka kojima se štiti zagađenje voda.

Povišen sadržaj pojedinih teških metala i metaloida može da bude geohemijskog (prirodni sastav tla) ili antropogenog porekla (npr. primena fungicida na bazi bakra povećava njegov sadržaj u zemljištu). Antropogeni uticaj povišenog sadržaja

teških metala koji potiču od fungicida mogu da se smanje racionalizacijom njihove primene, primenom sintetičkih pesticida ali i prenamenom zemljišta. Prenamena zemljišta podrazumeva gajenje kultura koje neće zahtevati primenu fungicida koji su zemljište opteretili teškim metalima.

Usvajanjem okvirne Direktive o vodama (2000/60/EC) Evropskog Parlamenta i Saveta postavljena je strategija protiv zagađenja voda i zahtevi za dalje specifične mere u kontroli zagađenja. Evropski propisi, kojima se uspostavljaju mere za sprečavanje zagađenja površinskih voda provode se na dva nivoa:

kroz odabir supstanci od značaja za postizanje "dobrog statusa" voda,

kroz definisanje mera koje svaka zemlja članica mora preduzeti na nivou rečnog sliva za sprečavanje zagađenja određenim opasnim supstancama.

Značajniji deo strategije za sprečavanje i kontrolu zagađenja površinskih voda nalazi se u članu 16. Direktive 2000/60/EC koji zahteva uspostavljanje liste prioriternih supstanci i procedura za identifikaciju prioriternih supstanci i prioriternih hazardnih supstanci, kao i usvajanje specifičnih mera za sprečavanje zagađenja ovim supstancama.

"Prioritetne supstance" su one koje tokom izrade Plana upravljanja rečnim slivom dobijaju prioritet na osnovu definisane procedure određivanja tog prioriteta i za sada je njihov identitet određen Anex-om X WFD. To su individualne grupe ili polutanti koji predstavljaju značajan rizik za ili preko vodene sredine uključujući i rizike za vodu koja se koristi za vodosnabdevanje. Za takve supstance neophodno je preduzeti mere progresivne redukcije. Među njima, posebno su definisane "prioritetne hazardne supstance", koje su toksične, perzistentne i imaju tendenciju bioakumulacije ili na drugi način doprinose nivou zabrinutosti, za koje je neophodno potpuno prekinuti ili postepeno ukidati izlivanje, emisiju i gubitke, dakle u potpunosti onemogućiti dalje zagađenje okoline.

Potrebno je napomenuti da grupa "prioritetnih polutanata" predstavlja manji deo šire grupe jedinjenja koja u okviru svakog plana upravljanja rečnim slivom mora biti identifikovana od strane svake države članice i predstavlja tzv. "specifične sintetske i nesintetske polutante". Termin "specifični polutanti" obuhvata prioritetne supstance i

dodatno još supstance relevantne za sliv koje u toku izrade plana upravljanja rečnim slivom moraju biti identifikovane (<http://www.ekourb.vojvodina.gov.rs/>).

Ispitivanje prisustva prioriternih i drugih specifičnih supstanci u vodi i sedimentu urađeno je u delu Vojvodine u dva pravca:

Kvantitativno ispitivanje prisustva jedinjenja sa liste 33 prioritne supstance ili grupe supstanci i 8 drugih polutanata uključenih u analizu, kao i dodatnih jedinjenja koja spadaju u grupu postojanih i bioakumulativnih supstanci ili polutanata karakterističnih za Dunav: pesticida, policikličnih aromatičnih ugljovodonika, aromatičnih i hlorovanih ugljovodonika, metala (kadmijum, olovo, živa, nikal, arsen, hrom, cink i bakar) i ostalih supstanci (<http://www.ekourb.vojvodina.gov.rs/>).

Naša zemlja nema odgovarajuće propise za procenu kvaliteta sedimenta pa su za interpretaciju rezultata korišćeni standardi kvaliteta prema kanadskom zakonodavstvu, preporuke ICPDR-a, a pojedini parametri su procenjeni korišćenjem holandske metodologije.

Prema kanadskom zakonodavstvu definisane su dve vrednosti: niža vrednost ISQGs (Interim Sediment Quality Guideline) predstavlja privremene preporuke koje su dobijene teorijskim putem i iznad kojih je moguć uticaj na akvatične organizme, dok je druga, viša vrednost PEL (Probable Effect Level), vrednost iznad koje je uticaj na akvatične organizme verovatan.

Holandski sistem klasifikacije sedimenta (Vierde Nota Waterhuishouding, Ministerie V&W, December 1998) je baziran na tri nivoa rizika na osnovu podataka za toksičnost i ekotoksičnost. Prvi nivo rizika je "zanemarljiv rizik" (sa ovog nivoa su izvedene referentne vrednosti), zatim "maksimalno dozvoljeni rizik" (sa ovog nivoa su izvedene maksimalno dozvoljene koncentracije (MPC)) koji je vezan za koncentracije pri kojima nema štetnih efekata na ekosistem i rizika za ljude (NOEC). Treći nivo rizika predstavlja "izuzetno visok rizik", koji odgovara interventnoj vrednosti, čije prekoračenje u skladu sa holandskim aktom o zaštiti zemljišta zahteva remedijaciju, i iznad koje se sediment smatra izuzetno zagađenim jer je postavljena na nivo pri kojem je 50% vrsta u ekosistemu potencijalno ugroženo, a u obzir je uzet i maksimalno dozvoljeni rizik za ljude. Prekoračenje srednje vrednosti referentne i interventne

vrednosti (srednja vrednost) za bilo koji parametar, predstavlja indikaciju ozbiljnog zagađenja sedimenta koje zahteva nastavak istraživanja.

Sadržaj kadmijuma u vodi Save, Tise, Bosuta i Dunava bio je u tragovima što se odnosi i na sadržaj nikla.

Sadržaj bakra se u vodi Dunava nizvodno od Pančeva kretao oko 2-3 µg/l. Procena hemijskog statusa moguća je poređenjem sa ciljnom vrednošću u skladu sa preporukama ICPDR-a koja za bakar iznosi 2 µg/l. Ova vrednost je, u svim uzorcima u kojima je bakar detektovan iznad praktične granice određivanja, prekoračena.

Bakar u površinskim vodama najverovatnije potiče iz otpadnih voda metalopredivačke industrije i otpadnih voda velikih svinjogojskih farmi (>10000 svinja) (<http://www.ekourb.vojvodina.gov.rs>).

Arsen u vodi Save, Tise i Bosutaje detektovan u tragovima (< 2µg/l). Budući da ciljna vrednost prema ICPDR-u iznosi 1 µg/l, može da bude problem u svim navedenim vodotocima i zaštićenim zonama.

Cink je u svim ispitivanim uzorcima vode detektovan u tragovima (< 16 µg/l). Budući da je praktična granica određivanja viša od ciljne vrednosti prema ICPDR-u (5 µg/l) nije moguće dati sigurnu procenu hemijskog statusa, ali postoji indikacija da cink predstavlja potencijalni problem u svim ispitivanim vodotocima i zaštićenim zonama. Sadržaj kadmijuma je u svim ispitivanim uzorcima bio niži od detekcionog limita metode (< 5,5 µg/kg), što je daleko niže od bilo kog standarda kvaliteta.

Sadržaj olova u sedimentu se kretao do 61,8 mg/kg koliko je bio u rekama. Poređenjem sa kanadskim preporukama za sediment, uočava se da je ISQG vrednost, koja ukazuje namoguće negativne efekte.

Sadržaj žive u sedimentu se kretao u opsegu 0,11-8,19 mg/kg. Poređenjem sa kanadskim preporukama, uočava se da je ISQG vrednost prekoračena na skoro svim ispitivanim lokalitetima. Viša PEL vrednost, koja ukazuje na verovatno prisutne negativne toksične efekte na akvatične organizme, sedimentima u Savi, Tisi i na dva ispitivana profila u Dunavu (granični profil i nizvodno od Pančeva). ICPDR ciljna

vrednost je prekoračena u sedimentima Save, Tise i Dunava nizvodno od Pančeva. Pojava žive u sedimentu je posledica ispuštanja industrijskih otpadnih voda (naročito iz pogona za proizvodnju hlora), upotreba živinih pesticida za zaštitu semena, upotreba živinih jedinjenja u upaljačima eksplozivnih sredstava (posledice ratnog konflikta 1999.godine) i upotreba žive u mernim uređajima (u toku razaranja industrijskih postrojenja za vreme konflikta 1999. godine uništen je deo ove merne opreme).

Sadržaj bakra se kretao u veoma širokom opsegu od oko 4 mg/kg do 1440 mg/kg koliko je određeno u sedimentu Tise na graničnom profilu. Oko 50% uzoraka sedimenta sadrži bakar u koncentracijama koje izaživaju verovatne negativne efekte, a najugroženije lokacije su pored Tise, Dunav, Bosut. Kako je napomenuto kod vode isti su izvori zagađenja i za sediment.

Hrom je detektovan u opsegu od oko 2 mg/kg pa do 423 mg/kg. Samo na lokaciji Sava hrom je određen iznad PEL vrednosti koje ukazuju na verovatne negativne uticaje na akvatične organizme. Istovremeno, na ovoj lokaciji je prekoračena ICPDR ciljna vrednost. Potencijalni negativni efekti su mogući u Savi zbog prekoračenja ISQG vrednosti. Hrom potiče od industrijskih otpadnih voda metalopređivačke industrije.

Sadržaj cinka se kretao do veoma visokih koncentracija u sedimentima Save, Dunava (granični profil, nizvodno od Pančeva), u kojima je značajno prekoračena PEL vrednost. Slični zaključci se dobijaju poređenjem sa preporukom ICPDR-a. Cink potiče od otpadnih voda metalo prerađivačke industrije i otpadnih voda svinjogojskih farmi. Sadržaj arsena u sedimentu se kretao u opsegu 3,6-80 mg/kg. U 25% ispitivanih uzoraka očekuju se negativni ekotoksični efekti jer su merene vrednosti bliske ili značajno prekoračuju PEL vrednost (Sava), odnosno ciljnu vrednost prema ICPDR-u. U većini ostalih ispitivanih uzoraka sadržaj arsena se kretao oko ISQG vrednosti.

Sadržaj cinka se kretao od veoma visokih koncentracija u sedimentima Save, Dunava (granični profil, nizvodno od Pančeva), u kojima je značajno prekoračena PEL vrednost. Slični zaključci se dobijaju poređenjem sa preporukom ICPDR-a. Cink potiče od otpadnih voda metaloprerađivačke industrije i otpadnih voda svinjogojskih farmi.

Ocena stepena zagađenja vode i sedimenta na ispitivanim lokalitetima prikazana je u tabelama 6.3. i 6.4.

Tabela 6.3. - Ocena hemijskog statusa vode na ispitivanim lokalitetima

(<http://www.ekourb.vojvodina.gov.rs/>)

Reka/ zaštićena zona	Profil	Parametar koji ne zadovoljava standard
Dunav	Granični profil	Zn ^a
Dunav	Nizvodno od Novog Sada	Zn ^a
Dunav	Nizvodno od Pančeva	Zn ^a , Cu ²
Sava	Granični profil	Zn ^a , As ^a
Tisa	Granični profil	Zn ^a , As ^a
Bosut	Granični profil	Zn ^a , As ^a

Legenda: ² - prekoračena ciljna vrednost prema ICPDR-u, ^a -nije moguće dati ocenu hemijskog statusa jer je PQL viši od standarda kvaliteta.

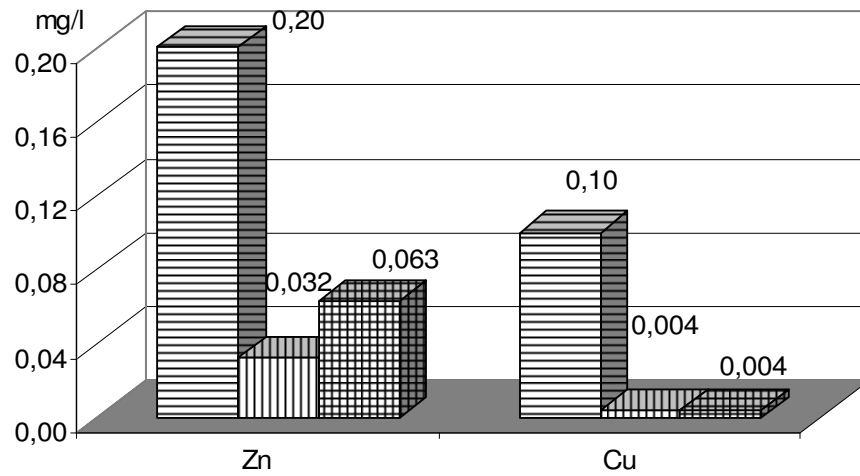
Tabela 6.4. - Ocena hemijskog statusa sedimenta na ispitivanim lokalitetima

(<http://www.ekourb.vojvodina.gov.rs/>)

Reka/ zaštićena zona	Profil	Parametar koji ne zadovoljava standard
Dunav	Granični profil	Hg ¹ , Cu ^{1,2} , Zn ^{1,2}
Dunav	Nizvodno od Novog Sada	Cu ^{1,2} , Zn ²
Dunav	Nizvodno od Pančeva	Hg ^{1,2} , Cu ^{1,2} , Zn ^{1,2} ,
Sava	Granični profil	Ni ^{1,2} , Hg ¹ , Cu ^{1,2} , Cr ^{1,2} , Zn ^{1,2} , As ^{1,2}
Tisa	Granični profil	Hg ^{1,2} , Cu ^{1,2}
Bosut	Granični profil	Cu ^{1,2} , Zn ^{1,2}

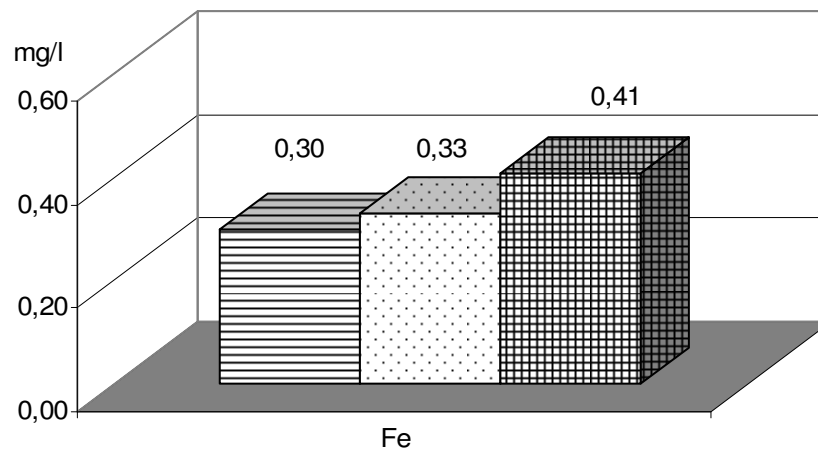
Legenda: ¹ - prekoračena PEL vrednost, ² - prekoračena ICPDR ciljna vrednost

Naši rezultati u prvom delu odnose se na sadržaj arsena i teških metala u vodi i sedimentu Dunava na dva profila. Za drugu klasu vode dozvoljena količina cinka je 0,20 mg/l, bakra 0,10 mg/l, a gvožđa 0,30 mg/l. Na ispitanim profilima sadržaj žive, olova, kadmijuma i nikla bio je manji od praga osetljivosti primenjenih metoda ispitivanja. Od ispitivanih elemenata sadržaj cinka i bakra na oba profila bio je manji od dozvoljene količine. Sadržaj cinka i gvožđa bio je veći na profilima B, a bakra identičan na oba profila (grafikoni 6.1. i 6.2.).



▣ Dozvoljena količina za drugu klasu ▢ Profil A ▤ Profil B

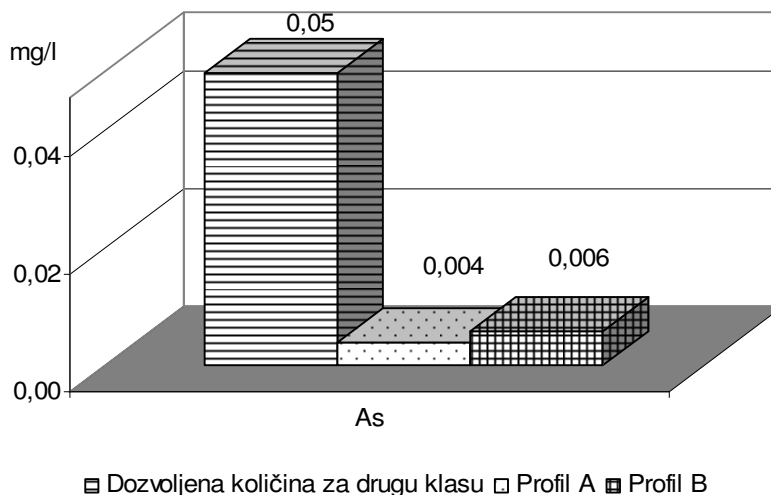
Grafikon 6.1. - Sadržaj cinka i bakra u vodi na profilima A i B



▣ Dozvoljena količina za drugu klasu ▢ Profil A ▤ Profil B

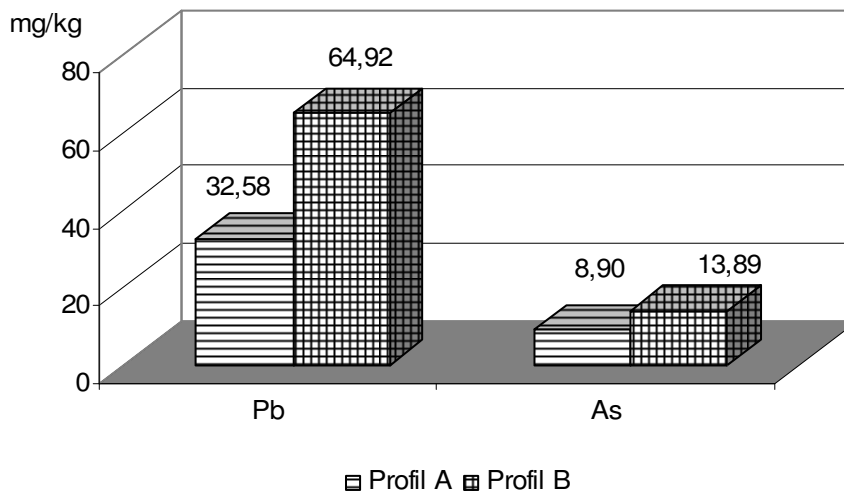
Grafikon 6.2. - Sadržaj gvožđa u vodi na profilima A i B

Iz grafikona 6.3. uočava se da je sadržaj arsena na oba profila daleko ispod dozvoljenog nivoa. Na profilu B sadržaj arsena je veći nego na profilu A (grafikon 6.3.).

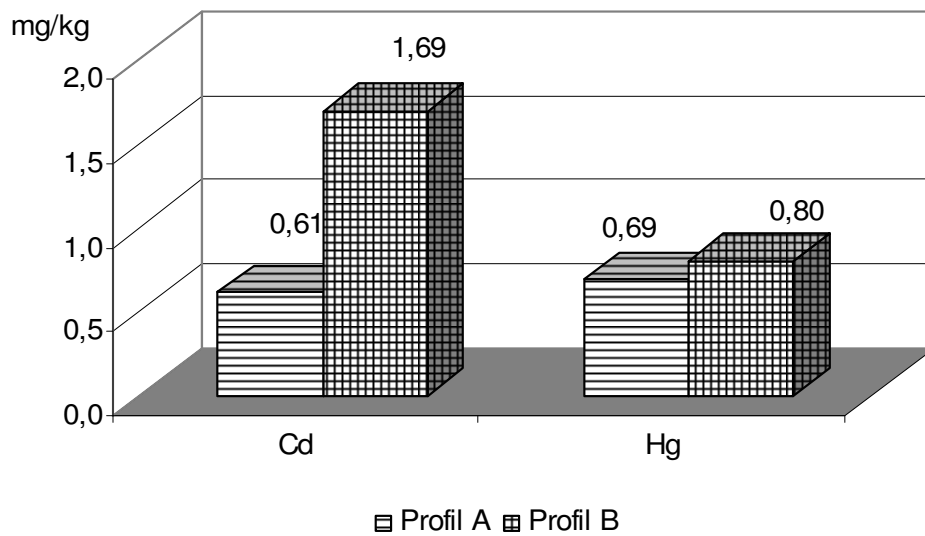


Grafikon 6.3. - Sadržaj arsena u vodi na profilima A i B

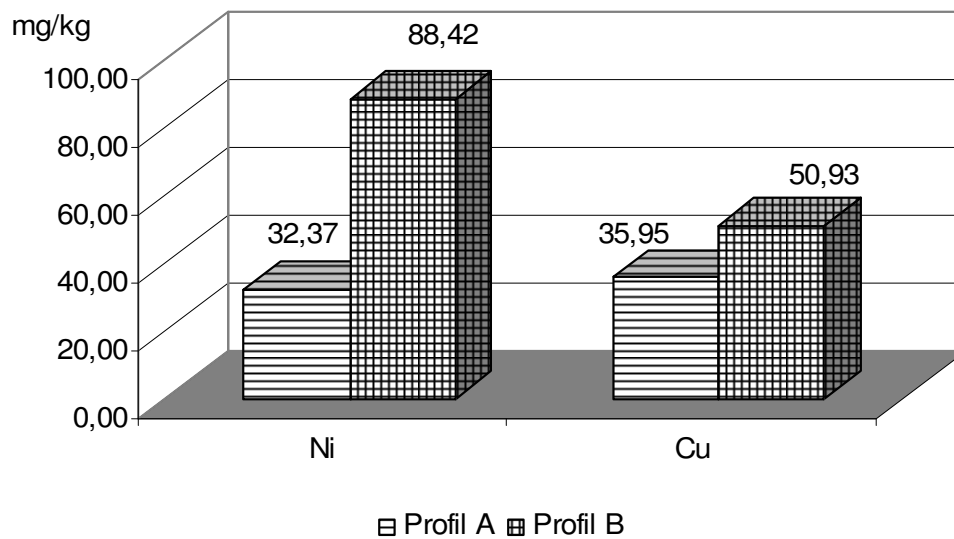
Propisi u Srbiji ne definišu maksimalno dozvoljene količine arsena i teških metala u sedimentu vodenih sredina (reka, jezera). Naši rezultati pokazuju da je u sedimentu na profilu B sadržaj kamijuma, žive, olova, arsena, gvožđa, cinka, nikla i bakra uvek bio veći od sadržaja ovih elemenata na profilu A (grafikoni 6.4. i 6.5 a, b.). Ovo se može objasniti uticajem otpadnih voda grada Beograda koje se ispuštaju u Dunav i Savu i tako povećavaju sadržaj arsena i teških metala u sedimentu Dunava.



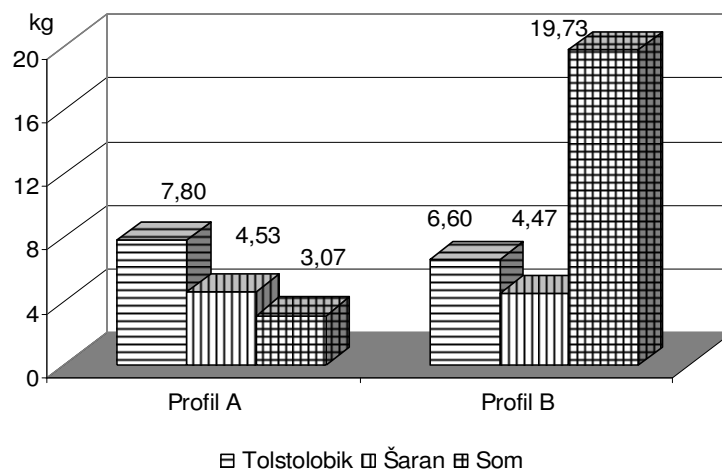
Grafikon 6.4. - Sadržaj arsena teških metala (Pb) u sedimentima profila A i B



Grafikon 6.5a. - Sadržaj teških metala (Cd i Hg); u sedimentima profila A i B

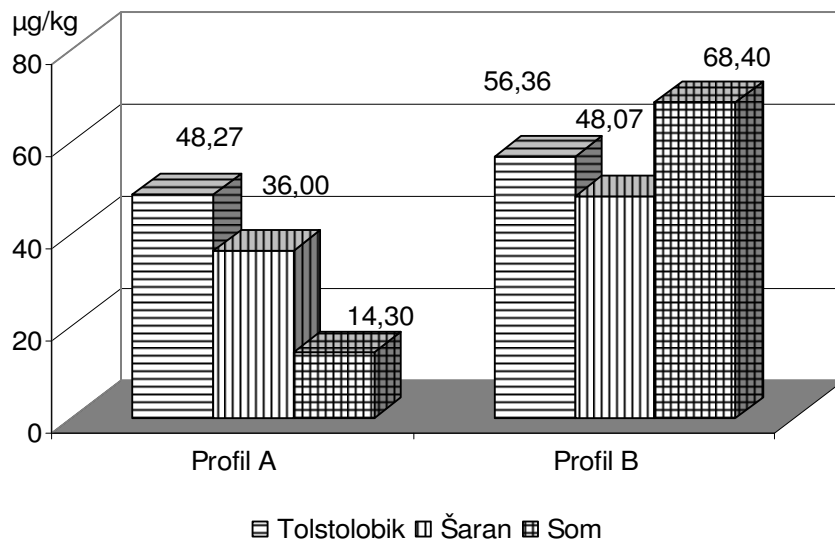


Grafikon 6.5b. - Sadržaj teških metala (Ni i Cu) u sedimentima profila A i B

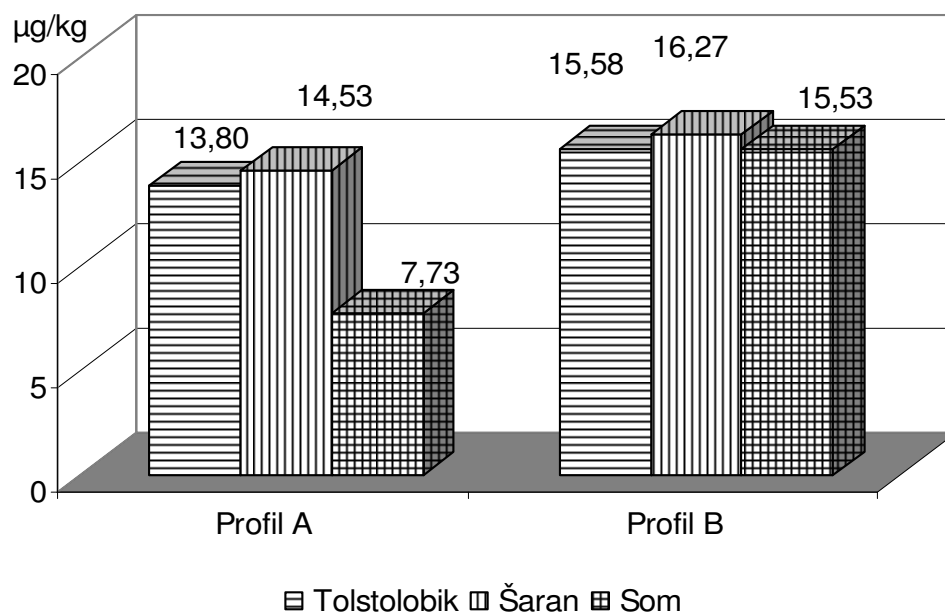


Grafikon 6.6. - Mase ispitivanih vrsta riba

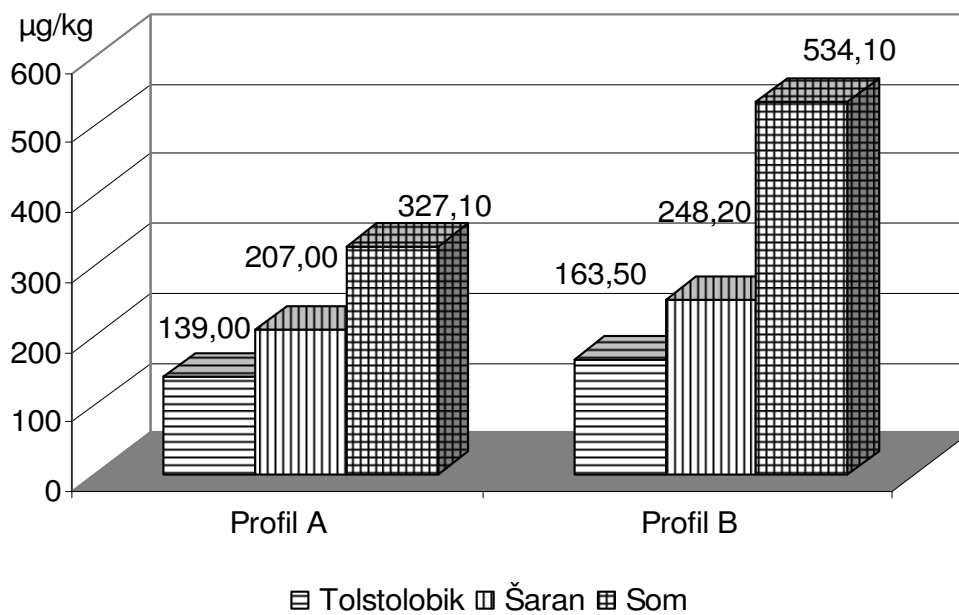
Sadržaj olova, kamijuma, žive i arsena bio je u svim slučajevima poređenja značajno veći u mišićnom tkivu riba izlovljenih na profilu B u odnosu na profil A (grafikoni 6.7. do 6.10.). Sadržaj olova u mišićnom tkivu riba na profilu A imao je sledeći opadajući niz: tolstolobik > šaran > som, a na profilu B: som > tolstolobik > šaran (grafikon 6.7.). Na oba profila sadržaj kadmijuma bio je najveći u mišićnom tkivu šarana, zatim tolstolobika, a najmanji u mišićnom tkivu soma (grafikon 6.8.). Sadržaj žive na oba profila imao je sledeći opadajući niz: som > šaran > tolstolobik (grafikon 6.9.), a arsena: tolstolobik > šaran > som (grafikon 6.10.).



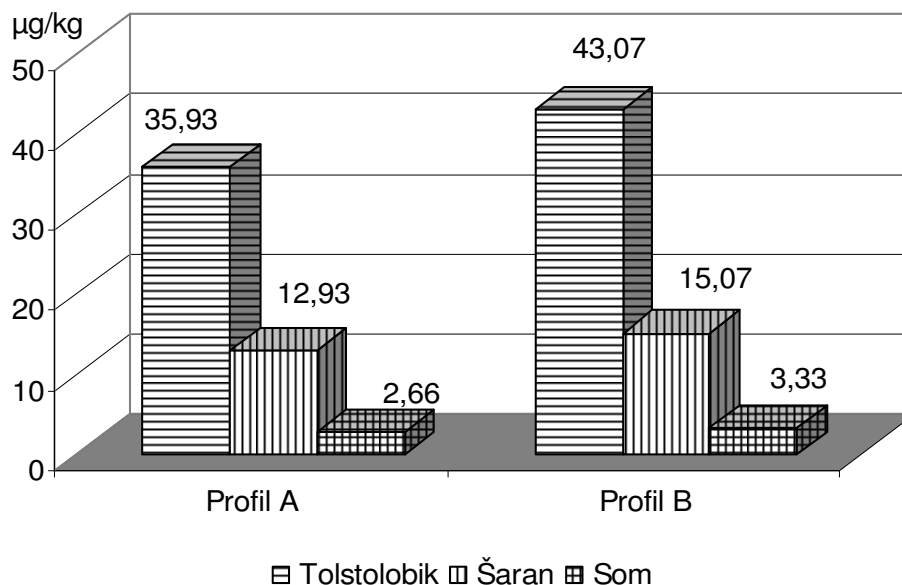
Grafikon 6.7. – Sadržaj olova u mišićnom tkivu ispitivanih vrsta riba



Grafikon 6.8. - Sadržaj kadmijuma u mišićnom tkivu ispitivanih vrsta riba



Grafikon 6.9. - Sadržaj žive u mišićnom tkivu ispitivanih vrsta riba



Grafikon 6.10. - Sadržaj arsena u mišićnom tkivu ispitivanih vrsta riba

Maksimalno dozvoljene količine arsena i teških metala u ribi i plodovima voda prikazane su u tabeli 6.5. samo je prosečan sadržaj žive na profilu B u mišićnom tkivu soma bio iznad propisane vrednosti.

Tabela 6.5. - Maksimalno dozvoljene količine arsena i teskih metala kod riba i plodova voda

Redni broj	Metal i metaloidi	MDK mg/kg	Ribe, plodovi vode
1.	Olovo	0,30	Cela riba
2.	Olovo	0,50	Rakovi
3.	Olovo	1,50	Školjke
4.	Olovo	1,0	Glavonošci (bez utrobe)
5.	Kadmijum	0,05-0,30	U zavisnosti od vrste
6.	Kadmijum	0,50	Rakovi
7.	Kadmijum	1,0	Školjke i glavonošci
8.	Živa	0,05-1,5	Ribe u zavisnosti od vrste kao i rakovi i školjke
9.	Arsen	2-4	Ribe u zavisnosti od vrste
10.	Arsen	3	Tuna, sabljarka, školjke, glavonošci
11.	Arsen	11	Rakovi
12.	Arsen	3-22,5	Proizvodi od plodova voda u zavisnosti od vrste
13.	Gvožđe	30	Proizvodi od ribe u limenoj ambalaži
14.	Bakar	30	Proizvodi od ribe u limenoj ambalaži
15.	Cink	100	Proizvodi od ribe u limenoj ambalaži

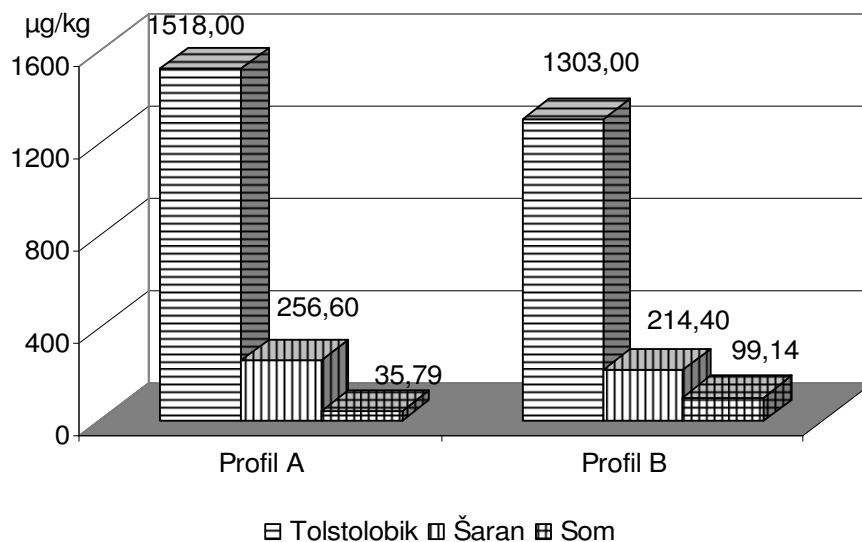
U digestivnom traktu tolstolobika na oba profila zabeležen je visok sadržaj olova koji je višestruko puta veći od sadržaja olova u digestivnom traktu šarana, odnosno soma (grafikon 6.11.), što se može objasniti načinom ishrane (biljojed).

Nasuprot tome, sadržaj kadmijuma bio je najmanji u sadržaju digestivnog trakta tolstolobika, a znatno veći kod ostalih riba, naročito soma na profilu B (grafikon 6.12.).

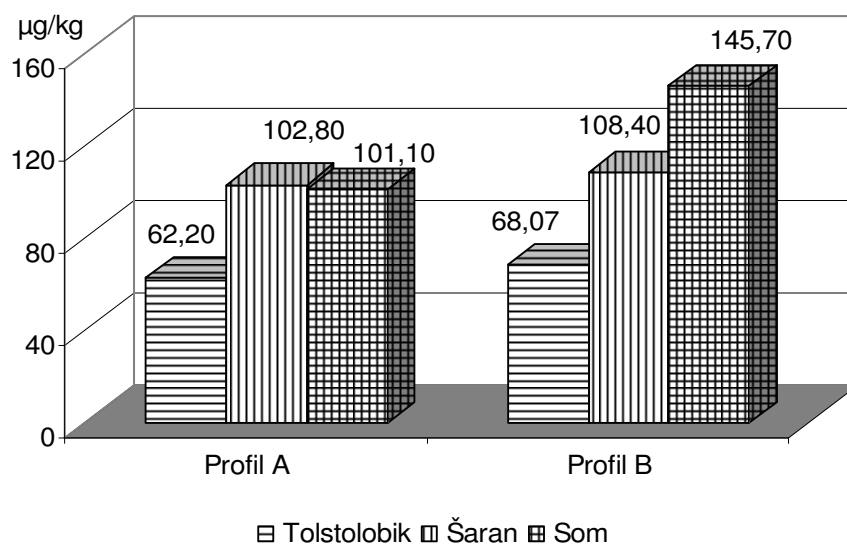
Sadržaj žive u u digestivnom traktu riba izlovljenih na profilu A imao je sledeći opadajući niz: tolstolobik > šaran > som, a na profilu B: som > tolstolobik > šaran (grafikon 6.13.).

Na profilu B prosečna masa soma bila je daleko veća od prosečne mase soma na profilu A (grafikon 6.6.), što može da bude uzrok većeg sadržaja žive i u mišićnom tkivu, sadržaju digestivnog trakta i jetri soma.

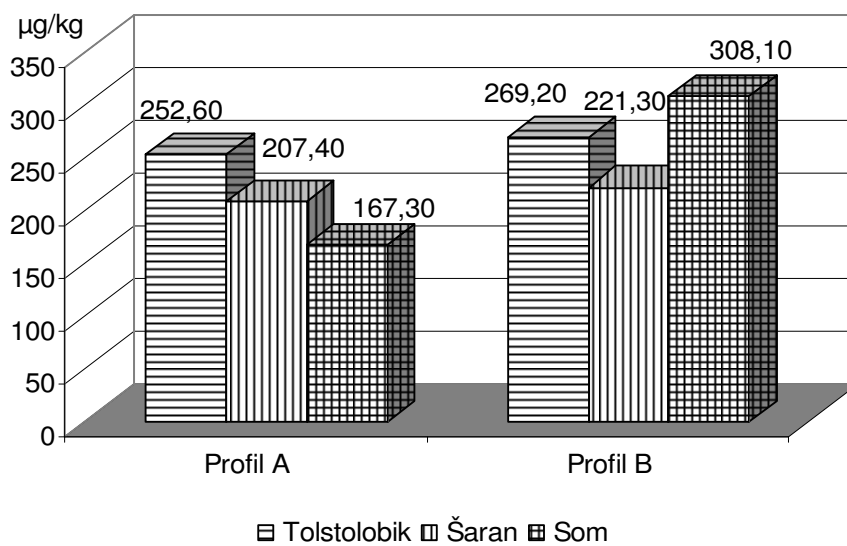
U digestivnom traktu tolstolobika utvrđen je značajno veći sadržaj arsena u odnosu na sadržaj arsena u sadržaju digestivnog trakta šarana i soma (grafikon 6.14).



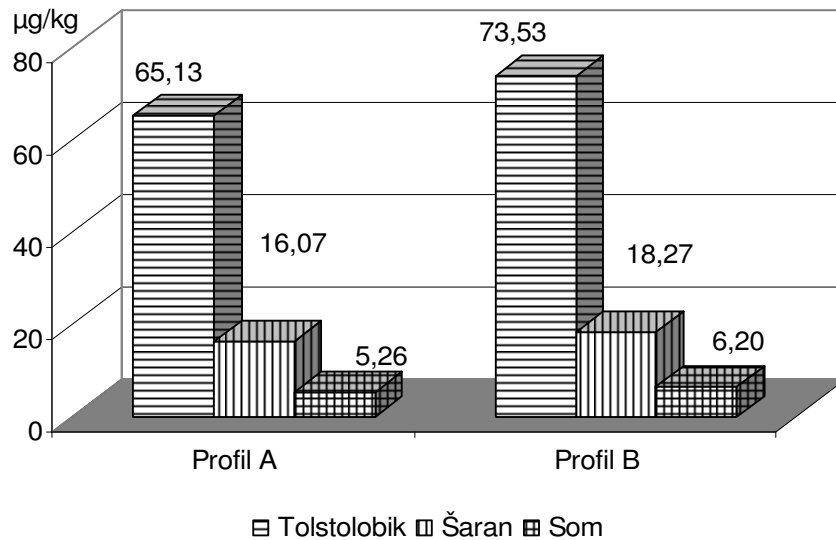
Grafikon 6.11. - Sadržaj olova u digestivnom traktu ispitivanih vrsta riba



Grafikon 6.12. - Sadržaj kadmijuma u digestivnom traktu ispitivanih vrsta riba

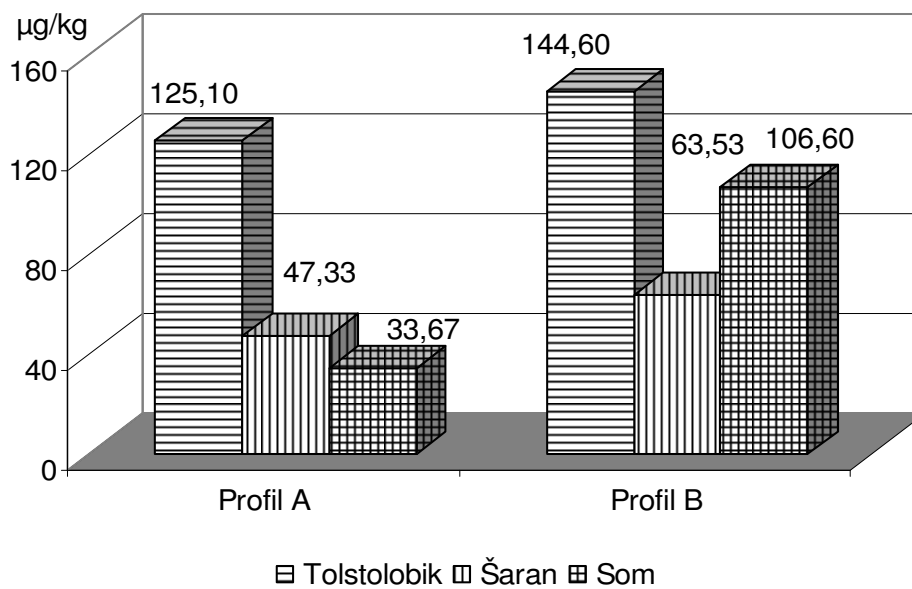


Grafikon 6.13.- Sadržaj žive u digestivnom traktu ispitivanih vrsta riba

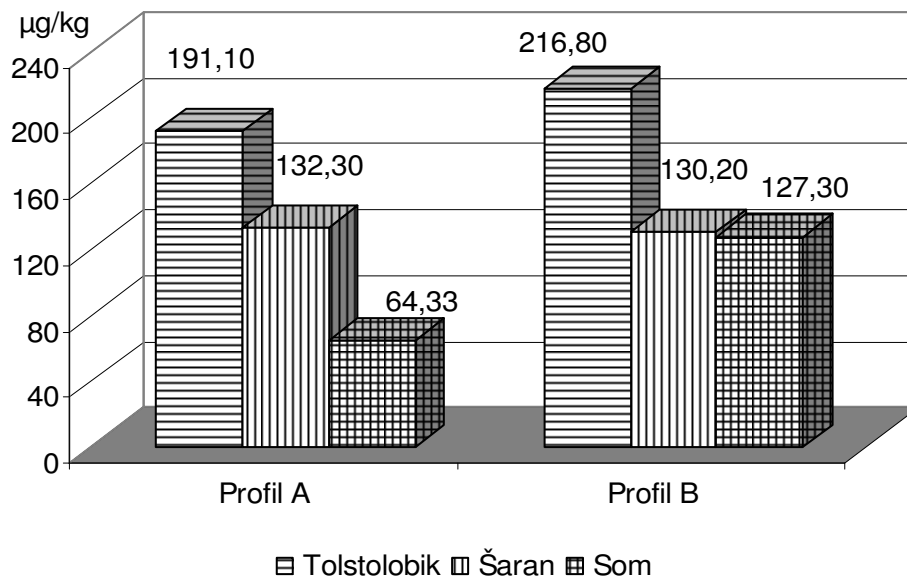


Grafikon 6.14. - Sadržaj arsena u digestivnom traktu ispitivanih vrsta riba

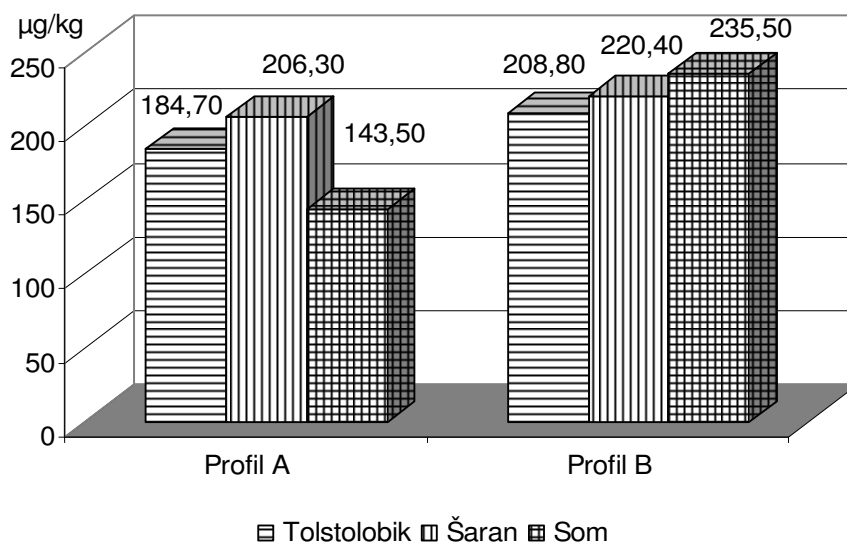
Sadržaj olova u jetri bio je najveći u jetri tolstolobika na oba profila, a manji u jetri šarana, odnosno soma (grafikon 6.15.). Na oba profila sadržaj kadmijuma, odnosno arsena imao je sledeći opadajući niz: tolstolobik > šaran > som (grafikoni 6.16. i 6.18.). Na profilu A najveći sadržaj žive utvrđen je u jetri šarana, a na profilu B u jetri soma (grafikon 6.17.).



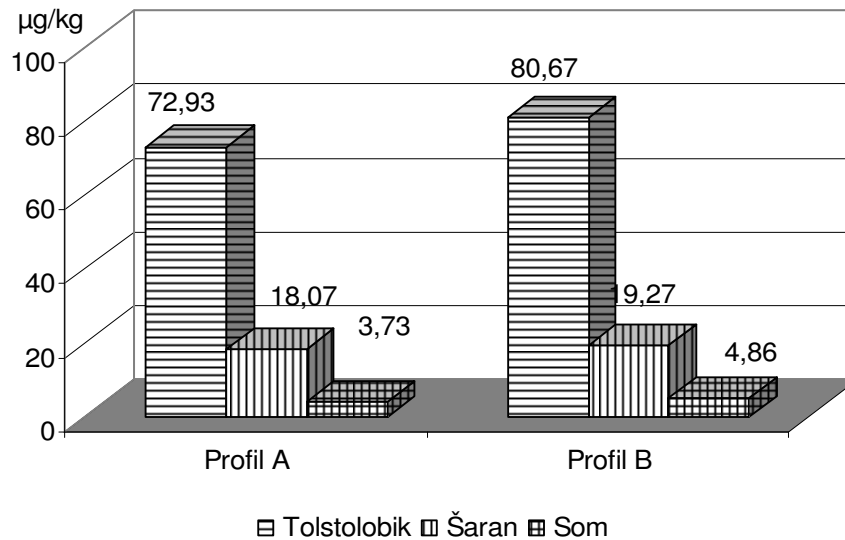
Grafikon 6.15. - Sadržaj olova u jetri ispitivanih vrsta riba



Grafikon 6.16. - Sadržaj kadmijuma u jetri ispitivanih vrsta riba



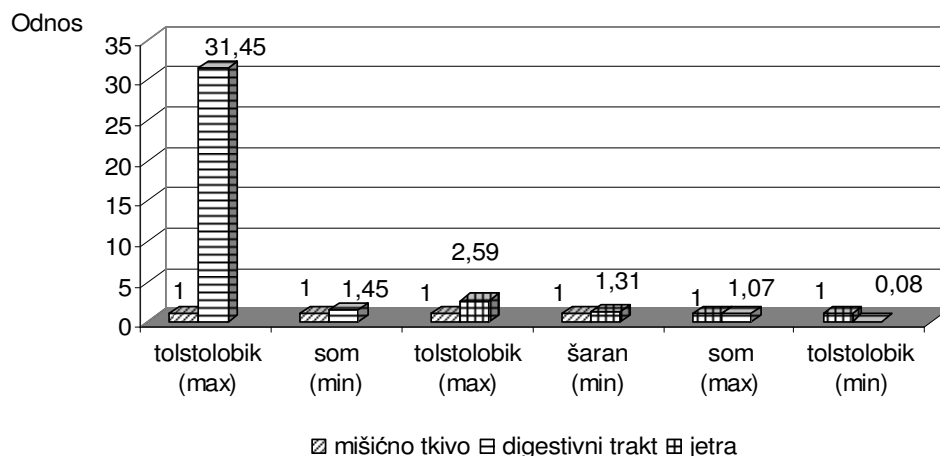
Grafikon 6.17. - Sadržaj žive u jetri ispitivanih vrsta riba



Grafikon 6.18. – Sadržaj arsena u jetri ispitivanih vrsta riba

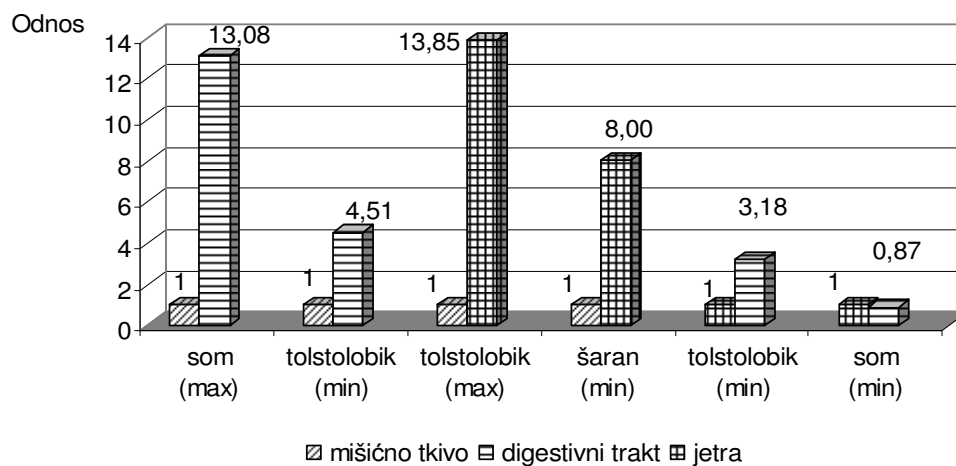
Odnosi sadržaja arsena i teških metala u pojedinim tkivima i organima govore o njihovoj raspodeli u njima (količini), što može da ukaže na tropizam pojedinih tkiva i organa za pojedine elemente, kao i na povećanje sadržaja pojedinih elemenata u tkivima i organima kao posledica starosti ribe, njihovog trofičnog nivoa itd. Sadržaj arsena i teških metala je, pre svega, direktna posledica njihovog prisustva u hranivima koja pojedine vrste riba koriste u ishrani, a zatim i drugih brojnih činilaca.

Grafikonom 6.19. prikazani su odnosi usadržaja olova u mišićnom tkivu, digestivnom traktu i jetri tolstolobika, šarana i soma. Odnos sadržaja olova u digestivnom traktu tolstolobika (1:31,45) govori da je sadržaj olova daleko veći u sadržaju digestivnog trakta nego u mišićnom tkivu. Ovaj odnos je daleko manji kod soma. Odnosi sadržaja olova u mesu i jetri govore da je sadržaj olova veći u jetri nego u mišićnom tkivu. Odnosi sadržaja olova u jetri i digestivnom traktu upućuju na uravnoteženiju raspodelu olova između jetre i digestivnog trakta.



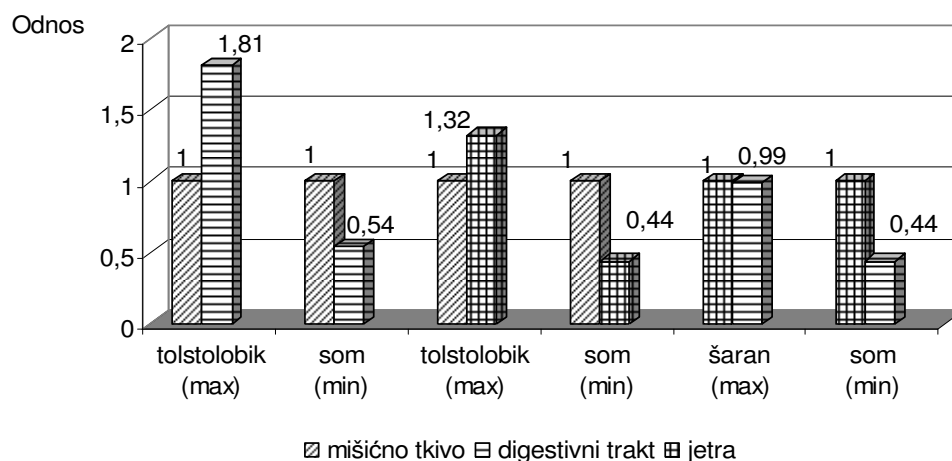
Grafikon 19. - Odnosi sadržaja olova u mišićnom tkivu, digestivnom traktu i jetri (maksimalne i minimalne vrednosti)

Grafikonom 6.20., prikazani su odnosi sadržaja kadmijuma u mišićnom tkivu, sadržaju digestivnog trakta i jetri. Sadržaj kadmijuma je uvek veći u jetri i digestivnom traktu, nego u mesu. Kod tolstolobika je veći sadržaj, a kod soma manji u digestivnom traktu u odnosu na sadržaj kadmijuma u jetri.



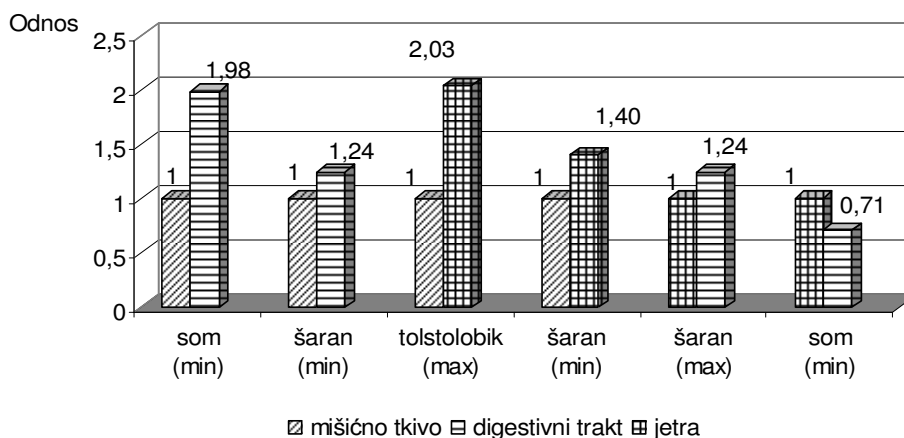
Grafikon 6.20. - Odnosi sadržaja kadmijuma u mišićnom tkivu, digestivnom traktu i jetri (maksimalne i minimalne vrednosti)

Iz odnosa sadržaja žive u mišićnom tkivu i sadržaju digestivnog trakta zapaža se da je sadržaj žive u digestivnom traktu tolstolobika veći, a u sadržaju digestivnog trakta soma manji nego u mišićnom tkivu. Slične relacije su i kod odnosa sadržaja olova u mišićnom tkivu i jetri. Sadržaj žive u jetri i digestivnom traktu šarana je gotovo identičan, a kod soma u jetri sadržaj žive je veći nego u digestivnom traktu (grafikon 6.21.).



Grafikon 6.21. - Odnosi sadržaja žive u mišićnom tkivu, digestivnom traktu i jetri (maksimalne i minimalne vrednosti)

Odnosi sadržaja arsena u mišićnom tkivu, digestivnom traktu i jetri ukazuju da je sadržaj arsena uvek veći u sadržaju digestivnog trakta, odnosno jetri nego u mišićnom tkivu i da je kod šarana veći sadržaj arsena, a kod soma manji sadržaj arsena bio u sadržaju digestivnog trakta u odnosu na sadržaj arsena u jetri (grafikon 6.22.).



Grafikon 6.22. - Odnosi sadržaja arsena u mišićnom tkivu, digestivnom traktu i jetri (maksimalne i minimalne vrednosti)

Brojni su višegodišnji podaci o nalazu arsena i teških metala u tkivima i organima riba. Oni su delom dati u poglavlju Pregled literature a u Diskusiji su dati samo najnoviji podaci o nalazu arsena i teških metala u vodi, sedimentu, tkivima i organima rečne ribe.

U vodi ribnjaka iz kontinentalnog dela Hrvatske sadržaj olova bio je 9,5 mg/kg, cinka 10,00mg/kg, bakra 9,5 mg/kg, gvožđa 116 mg/kg, mangana 5 mg/kg i hroma 13,00 mg/kg. Iz istog ribnjaka u sedimentu sadržaj olova bio je 22 mg/kg, cinka 102 mg/kg, bakra 21 mg/kg, gvožđa 13220,00 mg/kg, mangana 360 mg/kg i hroma 48,5 mg/kg. Sadržaj olova u mišićnom tkivu štuke bio je 0,09 mg/kg a soma 0,19 mg/kg, u jetri štuke 0,24 mg/kg a soma 0,16 mg/kg i digestivnom traktu štuke 0,14 mg/kg a soma 0,15 mg/kg. Kod štuke je utvrđen sledeći opadajući niz sadržaja olova jetra>digestivni trakt>mišično tkivo a kod soma: mišično tkivo>jetra>digestivni trakt.

Uočava se da je sadržaj olova u mišićnom tkivu štuke izrazito manji u odnosu na mišično tkivo soma. Te razlike su uočljive i kod poređenja sadržaja olova u jetri štuke i jetri soma, s tim što je sadržaj olova bio u jetri štuke veći, što nije bio slučaj sa sadržajem olova u mišićnom tkivu štuke gde je utvrđen manji sadržaj olova u odnosu na soma (Matašin i sar., 2011).

Prema rezultatima Squadronea i saradnika (2013) sadržaj žive u mišićnom tkivu u jetri soma izlovljenog iz pritoka reke Po bio je 0,34 mg/kg i 0,25 mg/kg, olova 0,04 mg/kg i 0,05 mg/kg, kadmijuma 0,01 mg/kg i 0,06 mg/kg, a arsena 0,06 mg/kg i 0,01 mg/kg. Sadržaj žive i arsena bio je veći u mišićnom tkivu soma u odnosu na jetru, sadržaj olova i kadmijuma bio je veći u jetri u odnosu na mišićno tkivo.

Ispitujući sadržaj arsena i teških metala kod tri vrste riba izlovljenih iz reke Turia (Španija), (Bordajandi i sar., 2003) utvrdili su da se prosečan sadržaj kadmijuma u mišićnom tkivu riba kretao od 0,0014 $\mu\text{g/g}$ (pastrmka) do 0,0049 $\mu\text{g/g}$ (jegulja), olova od 0,0273 $\mu\text{g/g}$ (pastrmka) do 0,0108 $\mu\text{g/g}$ (jegulja) a arsena od 0,0182 $\mu\text{g/g}$ (mrena) do 0,2279 $\mu\text{g/g}$ (jegulja). Sadržaj ispitivanih elemenata bio je manji od vrednosti za mišićno tkivo ribe koje definišu španski propisi.

Subotić i sar. (2013) su u uzorcima riba (smuđ, som, manić i šaran) izlovljenih na ušću Save u Dunav i iz Dunava (Pančevački most) utvrdili prisustvo između ostalih elemenata i sadržaj arsena, kadmijuma i žive. Sadržaj arsena kretao se u mišićnom tkivu od 0,17 $\mu\text{g/g}$ (smuđ) do 0,93 $\mu\text{g/g}$ (manić) a jetri od 0,24 $\mu\text{g/g}$ (som) do 1,06 $\mu\text{g/g}$ (manić). U jetri smuđa, soma i manića sadržaj arsena je bio veći u odnosu na mišićno tkivo a kod šarana je veći sadržaj arsena bio u mišićnom tkivu u odnosu na sadržaj arsena u jetri. Sadržaj kadmijuma u mišićnim tkivu ispitivanih vrsta riba kretao se od 0,005 $\mu\text{g/g}$ (smuđ, manić, šaran) do 0,01 $\mu\text{g/g}$ (som) a u jetri od 0,02 $\mu\text{g/g}$ (smuđ, som) do 0,28 $\mu\text{g/g}$ (šaran). Sadržaj kadmijuma bio je uvek manji u mišićnom tkivu nego u jetri što je dokazano i kod žive. Sadržaj žive u mišićno tkivu kretao se od 0,89 $\mu\text{g/g}$ (šaran) do 1,69 $\mu\text{g/g}$ (som), a u jetri od 1,63 $\mu\text{g/g}$ (šaran) do 1,90 $\mu\text{g/g}$ (som).

Zrnčić i sar. (2013) su analizirali sadržaj olova, kadmijuma, žive i arsena kod 15 vrsta riba izlovljenih iz Dunava u Hrvatskoj. Sadržaj olova kretao se od 0,015 $\mu\text{g/g}$ (ribe koje se hrane planktonom) do 0,039 $\mu\text{g/g}$ (biljojedi), kadmijuma od 0,013 $\mu\text{g/g}$ (biljojedi) do 0,018 $\mu\text{g/g}$ (predatori), žive od 0,191 $\mu\text{g/g}$ (svaštojedi) do 0,441 $\mu\text{g/g}$ (ribe koje se hrane planktonom) i arsena 0,018 $\mu\text{g/g}$ (ribe koje se hrane planktonom) do 0,039 $\mu\text{g/g}$ (svaštojedi). Utvrđeno je da je sadržaj žive u pojedinim uzorcima bio iznad dozvoljenih vrednosti prema propisima Hrvatske.

Uopšteno, ulov ribe iz otvorenih voda (reka, jezera) je veoma eksploatisan izvor ribe i čini četvrtinu ukupnog izlova ribe iz prirodnih resursa (okeani, mora, jezera, reke). Akvakultura u evropskim zemljama stagnira (FAO, 2008), pa je sa razlogom porastao interes za ribom iz prirodnih slatkovodnih resursa. Ova riba je cenjena na tržištu i najviše se koristi u ugostiteljstvu i kao sveža (poledena) riba u prometu (maloprodaji). Deo ove ribe potiče od profesionalnih ribara, ali nije zanemarljivo ni rekreaciono ribarenje za koje postoji sve veće interesovanje. Otuda sistematsko praćenje količine arsena i teških metala kod rečnih riba ima svoje opravdanje kako sa bezbednosnog stanovišta ribe kao hrane, ali i sa stanovišta zagađenja životne sredine teškim metalima i metaloidima.

7. ZAKLJUČCI

Na osnovu izvršenih ispitivanja izvedeni su sledeći zaključci:

1. Na ispitivanim profilima sadržaj olova, žive i nikla u vodi Dunava bio je ispod praga osetljivosti primenjenih metoda ispitivanja. Prosečan sadržaj cinka, arsena i bakra bio je u uzorcima vode na ispitivanim profilima ispod a gvožđa iznad propisanih vrednosti za kvalitet vode druge klase.
2. Prosečan sadržaj arsena i teških metala (Pb, Cd, Hg, Zn, Fe, Ni i Cu) u uzorcima sedimenta Dunava uzetim na profilu B (nizvodno od Beograda) bio je statistički značajno veći od prosečnog sadržaja ovih elemenata u uzorcima sedimenta uzetih na profilu A (uzvodno od Beograda).
3. U mišićnom tkivu i jetri tolstolobika izlovljenog na profilu B sadržaj Pb, Cd, Hg i As bio je statistički značajno veći od sadržaja ovih elemenata u mišićnom tkivu i jetri tolstolobika izlovljenog na profilu A. Između prosečnog sadržaja ispitivanih elemenata u digestivnom traktu tolstolobika izlovljenih na profilima A odnosno B nije utvrđena statistički značajna razlika.
4. Sa izuzetkom prosečnog sadržaja žive u mišićnom tkivu i prosečnog sadržaja olova u jetri šarana (veći kod šarana izlovljenog na profilu B) nisu utvrđene statistički značajne razlike između prosečnog sadržaja arsena i teških metala u mišićnom tkivu, digestivnom traktu i jetri šarana izlovljenog na profilu A i B.
5. U svim slučajevima poređenja, izuzev između prosečnog sadržaja arsena u mišićnom tkivu soma na profilu A odnosno B, prosečan sadržaj arsena i teških metala bio je statistički značajno veći u mišićnom tkivu, sadržaju digestivnog trakta i jetri izlovljenog na profilu A.
6. Sa izuzetkom prosečnog sadržaja kadmijuma u mišićnom tkivu tolstolobika, šarana i soma izlovljenog na profilu B u svim ostalim slučajevima poređenja utvrđena je statistički značajna razlika između prosečnih sadržaja arsena i teških metala u mišićnom tkivu ispitivanih vrsta riba na oba profila. Najveće prosečne vrednosti olova i žive utvrđene su kod soma, arsena kod tolstolobika a kadmijuma kod šarana. Prosečan sadržaj žive u mišićnom tkivu soma na profilu B bio je iznad propisanih vrednosti.

7. Između prosečnih sadržaja arsena i teških metala u digestivnom traktu ispitivanih vrsta riba na oba ispitivana profila utvrđene su statistički značajne razlike. Najveći prosečan sadržaj olova, utvrđen je kod tolstolobika, kadmijuma i žive kod soma a arsena kod tolstolobika.
8. Između prosečnih sadržaja arsena i teških metala u jetri, sa izuzetkom žive na profilu B ispitivanih vrsta riba utvrđene su statistički značajne razlike. Najveći prosečan sadržaj olova, kadmijuma i arsena utvrđen je u jetri tolstolobika a žive u jetri soma.
9. Odnosi prosečnih sadržaja arsena i teških metala u mišićnom tkivu, sadržaju digestivnog trakta i jetri ispitivanih vrsta riba ukazuju da je prosečan sadržaj olova bio najveći u digestivnom traktu i jetri tolstolobika i mišićnog tkiva soma, kadmijuma u digestivnom traktu soma odnosno jetri i mišićnom tkivutolstolobika, žive u digestivnom traktu i jetri tolstolobika i mišićnom tkivu soma a arsena u digestivnom traktu soma, jetri tolstolobika i mišićnom tkivu šarana.

L I T E R A T U R A

1. Alam M, Tanaka A, Allinson G, Laurenson L, Stagnitti F, Snowa E, 2002. A comparasion of trace element concentrations in cultured and wild carp (*Cyprinus carpio*) of Lake Kasumigaura, Japan. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 53: 348-354.
2. Alloway BJ, Jackson AP, Morgan H. 1990. The accumulation of cadmium by vegetables grown on soils contaminated from a variety of sources. *Sci Total Environ* 91:223-236.
3. Amudsen P.A., Staidvik F.J., Lukin A.A., Kashulin N.A., Popova O.A., Resmetnikov Y.S., 1998. PMID 9299453, UI 97439699. Norwzgain college of fishery science, Universitiv of Tromso, Norway.
4. Anon Consultation to re-examine the WHO environmental health criteria for mercurv. Geneva, World Health Organization, 1980 (document EHE/EHC/80.22).
5. Anon Environmental health criteria for cadmium. Geneva, VWorld Health Organization, 1979 (Report EHE/EHC/79.20).
6. Anon Environmental health criteria. 3. Lead. Geneva. WorId Health Organizaiton, 1977.
7. Anon Water quality criteria 1972. Washington, National Academy of Sciences and National Academy of Engineering, 1973 (EPA Report R3-73-033).
8. Anon, 1970. European standards for drinking water. World health organization, 2nded. Geneva, 1-21.
9. Anon, 1976. Environmental helth criteria 1 mercury. WHO, Geneva, 1-130.
10. Anon, 1979. VVater research centre. Acomprehensive list of polluting substances which have been identified in various fresh waters, effluent discharges, aquatic animals and plandt, and bottom sediments. 3rd ed. Brussels, commission of the Europen communities, vols 1 and II.
11. Anon, 1980. Micropollutants in river sediments. WHO, Compenhagen, 1-79.
12. Anon, 1986. Council directive 86/469/EEC. Official journal of the Europen communities No I 275, 36-45.
13. Anon, 1989. Mercurv-enviromenal aspects. World Health Organization, Geneva, 1-115.
14. Anon, 1992. Assesement of dietary intake of chemical contaminants. GEMS/Food WHO, Geneva.

15. Anon, 1996. Council directive 96/23/EEC. Official journal of the European communities No I 125, 10-30.
16. Anon, 1997. Food consumption and exposure assessment to chemicals. Report of a joint FAO/WHO consultation who head-quarters, Geneva, 97-105.
17. Anon, 1997. Working together for safe food GEMS/Food WHO Roma 1
18. Anon, 1999. FAO, Codex alimentarius commission, Food hygiene FAO, Roma
19. Atanasoff A, Nikolov G, Staykov Y, Zhelyazkov G, Sirakov I, (2013) Proximate and mineral analysis of atlantic salmon (*salmo salar*) cultivated in bulgaria, *Biotechnology in Animal Husbandry* 29 (3), p 571-579 Publisher: Institute for Animal Husbandry, Belgrade-Zemun.
20. Bache C.A., 1971. *Science*, 172., 951.
21. Baltić M., Spirić Aurelija, 1999. Stanje propisa o namirnicama životinjskog porekla u Jugoslaviji sa posebnim osvrtom na rezidue i metodologiji njihovog određivanja. *Tehnologija mesa* 40, 232-240.
22. Baltić M., Teodorović B., 1997. Higijena mesa riba, rakova i školjki. *Veterinarski fakultet, Beograd*, 1-250.
23. Baltić Ž. Milan, Teodorović Vlado, Dimitrijević Mirjana, Marković Radmila. Nalaz teških metala i metaloida u tkivima riba kao indikator zagađenja životne sredine. Zbornik predavanja XXXIV seminara za inovacije znanja veterinarar. Fakultet veterinarske medicine, 2013, Beograd, 8.februar, pp. 73-91.
24. Baltić Ž.M., Kilibarda Nataša, Mirjana Dimitrijević, Karabasil N. (2009): Meso ribe-značaj i potrošnja. IV Međunarodna konferencija „Ribarstvo“ 27-29 maj, 2009. Poljoprivredni fakultet Beograd, Zbornik predavanja, str. 280-287
25. Barber R.T., (1972). *Science* 178., 636.
26. Begüm A, Amin M.d.N., Kaneco S, Ohta K, 2005. Selected elemental composition of the muscle tissue of three species of fish, *Tilapia nilotica*, *Cirrhina mrigala* and *Clarius batrachus*, from the fresh water Dhanmondi Lake in Bangladesh. *Food Chemistry*, 93: 439-443.
27. Benedek P., Laszlo F., 1980. A large international river; the Danube. *Progres in water technology* 13, 61-76.
28. Berlin M., 1979. *Handbook on the toxicology of metals* Elsevier. Netherlands, 503-530.

-
29. Blagojević B., Milanov R., Rudan R., (2000) Arsen – source of pollution agricultural ground and plant, Eco-Conference, Novi Sad.
 30. Block M., Part P., Glynn A.W., 1998. PMID 9419261 UI 98080523. Upsala University, Department of environmental toxicology, Svveden.
 31. Bogdanovic T., Ujevic I., Sedakc M., Listeš E., Šumar V., Petricevic S., Poljake V., (2014), As, Cd, Hg and Pb in four edible shellfish species from breeding and harvesting areas along the eastern Adriatic Coast, Croatia, Food Chemistry 146 197–203.
 32. Bordajandi L.R, Gomez G, Fernández M.A, Abad E. Rivera J, González M.J, (2003) Study on PCBs, PCDD/Fs, organochlorine pesticides, heavy metals and arsenic content in freshwater fish species from the River Turia (Spain), Chemosphere 53 (2003) 163-171
 33. Bosnir J, Puntarić D, Skes I, Klarić M, Simić S, Zorić I, Galić R., Coll, 2003. Toxic metals in freshwater fish from the Zagreb area as indicators of environmental pollution, Antropol., 27, 1, 31-39.
 34. Bouquaux J., 1974. Proceedings of the international symposium on the problems of contamination of man and his environment by mercury and cadmium. Luxembourg CEC, 1-23.
 35. Bradi HB, 2005, Heavy metals in the environment: Origin, interaction and remediation. London: Elsevier Academic Press.
 36. Brune D., 1969. An. chem., acta 44,15.
 37. Buchet J.P., Lison D., Ruggeri M., Foa VV., Eha G., 1996. Assessment of exposure to inorganic arsenic, a human carcinogen, due to the consumption of seafood. Arch.-Toxicol., 70 (11), 773-778.
 38. Budzinska-Wrzesien E, Wrzeisen R., 2001. Problems of mercury contaminations of water environment of the Bug and Narew catchment area including the shift of this element in the trophic chain. 47th ICOMST, Krakow, Poland, 847-854.
 39. Burger J, 2002. Consumption patterns and why people fish. Environ. Res. 90, 125-135
 40. Burger J, Gochfeld M., 2005. Heavy metals in commercial fish in New Jersey, Environ Res., 99, 3, 403-412.

41. Burton J.D., Leatherland T.M., 1971. *Nature* 231 -440.
42. Buzina R. Stegnar P., Buzina-Subotičanec K., Horvat M., Petrič I., Farley T.M., 1995. Dietary mercury intake and human exposure in a adriatic population. *Sci. Total. Environ.* 170, 199-208.
43. Byrne A.R., Košta L., 1974. *Talanta* 21,1083.
44. Canli M, Atli G, 2003. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environ. Pollut.*, 121: 129-136.
45. Castro-González M.I, Méndez-Armenta M, Heavy metals: Implications associated to fish consumption, *Environmental Toxicology and Pharmacology* 26 (2008) 263–271.
46. Catfish (*Silurus glanis*) from Italian Rivers, *Chemosphere* 90 (2013) 358-365.
47. Copat C, Arena G, Fiore M, Ledda C, Fallico R, Sciacca S, (2013,Heavy metals concentrations in fish and shellfish from eastern Mediterranean Sea: Consumption advisories, *Food and Chemical Toxicology* 53 (2013) 33–37.
48. Dabeka R.W., McKenie A.D., Lacroivv G.M., Cleroux C, Bowe S., Graham R.A., Conacher H.B., Verditer P., 1993. Survey of arsenic in total diet food composites and estimation of the dietary intake of arsenic by canadian adults and childre. *J. AOAC Int.* 76, 14-25.
49. Dalgaard-Mikkelsen S., 1969. *Norvv. Hyg. Tidshr.* 50, 34.
50. Dallinger R., Segner P. H., Back H., 1987. Contaminated food and uptake of heavy metals by fish: a review and a proposal for further research. *Eccologia*, Berlin 73,91-98.
51. De Conto Cinier C, Peti-Ramel M., Eaure R, Garin D., 1998. PMID 94699852 UI. 98134241 *Chimie analytique* 2. Licas, Batiment 305, Lyon, France.
52. De Groot A.J., Allersma, E., 1975. Field observations on the transport of heavy metals in sediments. In: Krenkel, P.A., ed. *Heavyf metals in the aquatic environment*. Owford, Pergamon Press, pp. 85-101.
53. Dean JG, Bosqui FL, Lanoveite KH. 1972. Removing heavy metals from waste water. *Environ Sci Technol* 6:518-522.
54. Drndarski N., Stojić D., 1986. Određivanje mikroelemenata u mulju sliva Velike Morave. *Zaštita voda*, Beograd, 162-165.

-
55. Đujić I., Radović N., Đorđević V., Sablišk-Uglješić S., Jovanov M., 1982. Sadržaj toksičnih metala u tkivima goveda. *Tehnologija mesa* 6, 169-171.
 56. Durum W.H., 1971. Reconnaissance of the minor elements in surface waters of the United States. Washington DC, 1-49.
 57. Elinder CG. 1985a. Cadmium: Uses, occurrence and intake. In: Friberg L, Elinder CG, Kjellström T, et al., eds. *Cadmium and health: A toxicological and epidemiological appraisal*. Vol. I. Exposure, dose, and metabolism. Effects and response. Boca Raton, FL: CRC Press, 23-64.
 58. Elinder CG. 1985b. Normal values for cadmium in human tissue, blood and urine in different countries. In: Friberg L, Elinder CG, Kjellström T, et al., eds. *Cadmium and health: A toxicological and epidemiological appraisal*. Vol. I. Exposure, dose, and metabolism. Effects and response. Boca Raton, FL: CRC Press, 81-102.
 59. Elinder CG. 1986b. Respiratory effects. In: Friberg L, Elinder CG, Kjellström T, et al., eds. *Cadmium and health: A toxicological and epidemiological appraisal*. Vol. II. Effects and response. Boca Raton, FL: CRC Press, 1-20.
 60. Elinder CG. 1992. Cadmium as an environmental hazard. *IARC Sci Publ* 118:123-132.
 61. Eneji I. S., Rufus Shai Ato, P. A. Annune, 2011. Bioaccumulation of Heavy Metals in Fish (*Tilapia Zilli* and *Clarias Gariepinus*) Organs from River Benue, North - Central Nigeria, *Pak. J. Anal. Environ. Chem.*, 12, 1 & 2, 25-31.
 62. EPA. 1971c. *Water quality criteria data book*. Washington, DC: U. S. Environmental Protection Agency.
 63. EPA 1982a. Standards of performance for lead-acid battery manufacturing plants. U.S. Environmental Protection Agency. Code of Federal Regulations. 40 CFR 60. Subpart KK.
 64. Eriksson E., 1967. *Acta. Med. Scand.* 195., 527.
 65. Fernandes C, Fontainhas-Fernandes A, Cabral D, Salgado M.A., 2008. Heavy metals in water, sediment and tissues of *Liza saliens* from Esmoriz-Paramos lagoon, Portugal. *Environ. Monit. Assess.* 136: 267-275.

-
66. Fielding M., Packham R.F., 1977. Organic compounds in drinking water and public health. *Journal of the institution of water engineers and scientists* 31, 353-375.
 67. Fitzgerald L.D., 1983. Arsenic sources, production and application in the 1980s, arsenic-industrial, biomedical, environmental perspectives. Van nostrand reinhold, New York, 3-9.
 68. Fleischer M., Sarofim A.F., Fasset D.W., Hammond P., Shaclette M.T., Nisbet I.C.T. i Epstein S., (1974). Environmental impact of cadmium: a review by the panel on hazardous trace substances. *Environ. health perspect.* 7, 253—323.
 69. Forrester C.R., 1972. *J. fish. Res. Board can* 29, 1487.
 70. Forstner A., Wittman D., (1979). *Metal pollution in aquatic environmental.* Springer verlag Berlin, 1-458.
 71. Forstner U., Mtiler G., (1973). Heavy metal accumulation in river sediments: a response to environmental pollution. *Geofarm* 145, 53-61.
 72. Galal - Gorchev H., (1993). Dietary intake, levels in food and estimated intake of lead, cadmium and mercury. *Food. Addit. Contam.*, 10, 115-128.
 73. Gavis J., and Ferguson J.F., (1972) The cycling of mercury through the environment, *Water Res.*, Vol. 6, 989-1008.
 74. Germani, M. S., and Zoller W. H., (1988) Vapor-phase concentrations of arsenic, selenium, bromine, iodine and mercury in the stack of a coal-fired power plant, *Environ. Sci. Technol.* 22(9), 1079-1085, 1988.
 75. Gilmour CC, Henry EA. 1991. Mercury methylation in aquatic systems affected by acid deposition. *Environmental Pollution* 71(2-4):131-169.
 76. Grujić R., 2000. *Nauka o ishrani čovjeka.* Univerzitet u Banja Luci, Tehnološki fakultet, 1-494.
 77. Grujić R., Mandić Snježana, Đurica R., 2000. Sadržaj kadmijuma, olova, cinka i selena u proizvodima od mesa na Banjalučkom tržištu. *Tehnologija mesa* 41, 149-154.
 78. Guallar E, Sanz-Gallardo MI, van't Veer P, Bode P, Aro A, Gomez-Aracena J, Kark JD, Riemersma RA, Martin-Moreno JM, Kok FJ; Heavy metals and Myocardial Infarction Study Group. Mercury, fish oils, and the risk of myocardial infarction. *N Engl J Med* 2002; 347: 1747-54.

-
79. Hagen A., Langeland a., 1973. Polluted snow in Southern Norway and the effect of the melt water and aquatic organisms environmental pollution 5, 45-47.
 80. Hakagava R., Yumit Y., Hiromoto M., 1997. Total mercury intake from fish and shellfish by Japanese people. *Chemosphere*, 35 (12), 2909-2913.
 81. Harnly M., Seidel S., Rojas P., Fornes R., Flessel P., Smith D., Kreutzer R., Goldman L., 1988. PMID 9175280 UI 97318345. Environmental health investigations branch California department of health services, Berkeley, USA.
 82. Has-Schön E, Bogut I, Rajković V, Bogut S, Čačić M, Horvatić J, (2008) Heavy Metal Distribution in Tissues of Six Fish Species Included in Human Diet, Inhabiting Freshwaters of the Nature Park „Hutovo Blato“ (Bosnia and Herzegovina). *Arch Environ Contam Toxicol* 54:75-83.
 83. Hasura S., Trajkovic-Pavlovic Lj., Milanov R., 1997. Results of imported food and consumer goods safety control in Federal Republic Yugoslavia, Book of Abstracts 16-th International Congress of Nutrition, Montreal, Page 355
 84. Hem J.D., Durum W.H., 1973. Solubility and occurrence of lead in surface water. *Journal of the American Water Works Association*, 65: 562-568.
 85. Holsbeek L., Das H.K., Joiris C.R., 1998. PMID P076613 UL 97231218. Laboratory for ecotoxicology and polar ecology. Free University of Brussels, Belgium.
 86. Hosohara K., 1961. *J.chem. Soc. Jpn.* 82, 1107.
 87. Houben G.F., De Raat W.K., Wellems M.I., 1997. Cleaning and disinfection in food production. Residues in food of animal origin. World Congress on food hygiene, The Hague 288.
 88. Ikarashi A., Sasaki K., Toyoda M., Saito Y., 1996. Annual daily intakes of Hg, PCB and arsenic from fish and shellfish and comparative survey of their residue levels in fish by body weight. *Eisei-Shikenjo-Hokoku*, 43-47.
 89. Ikenaka Y, Nakayama S. M. M., Muzandu K., Choongo K., Teraoka H., Mizuno N., Ishizuka M., 2010. Heavy metal contamination of soil and sediment in Zambia, *African Journal of Environmental Science and Technology*, 4, 11, 729-739.
 90. Järup Lars, 2003. Hazards of heavy metal contamination, *British Medical Bulletin*, 68, 1, 167-182.

-
91. Jensen S. i Jernelov A., 1969. Biologic methylation of mercury in aquatic organisms nature 223, 753-754.
 92. Jezierska B, Witeska M, 2001, Metal Toxicity to Fish, Wydawnictwo Akademii Podlaskiej, Siedlce, 318.
 93. Jezierska B, Witeska M., 2006. The metal uptake and accumulation in fish living in polluted waters, NATO Science Series, 69, 107-114.
 94. Johnels A.G., Olesson M., Westermark T., 1968. Esox Iucios and some other organisms as indicators of mercury contamination in Svvedish lakes and rivers. Buli. Office. Int. epizoot. 69, 1439-1452.
 95. JohnelsA.G., 11967. Oikos. 18., 323.
 96. Kaferstein F.K., 1979. Cadmium und Quecksilber in und auf Lebensmitteln. Ursachen-Konsequenzen-Erfordernisse. Modellstudie. ZEBS-Bericht 1/1979, Berlin, Dietrich Reimer Verlag.
 97. Kannan K., Smith R.G. JR., Lee R.F., VVindom H.L., Heitmuller P.T., Macauley J.M., Summers J.K., 1998. PMID 9501378 UI 98161998. Skidaway Institute of oceanographv, Savannah , Georgia, USA.
 98. Keith L.H., . Identification and analysis of organic pollutants in water. Ann. arbor mi. ann arbor science publishers.
 99. Kendrick MH, May MT, Plishka MI, Robinson KD. Metals in biological systems. Ellis Horwood Ltd, pp. 34-82, 1992.
 100. Klaasen C.D., Amdur Mary, Doull J., 1986. Toxicology third edition, New York, 1-974.
 101. Kleinert S.J., 1972. Mercury levels in VVisconsin fish. Ann. Arbor. Science publishers, 1-58.
 102. Kloke A., 1980. Materialien zur Risikoenschatzung des Quecksilberproblems in der Bundesrepublik Deutschland. Nachrichtenblatt des deutschen Pflanzenschutzdienstes, 32: 120-124.
 103. KoIacy R., Dobryanski Z., Gosrski R., 1995. OdziaIywanie przemyslu miedziowegona produkty zywnosciowe poshodzenia zvvierzecego. Legnica, 1-44.
 104. Kolacz R., Dobrzanski Z., Bodak Eva, 1996. Bioakumulacija Cd, Pb i Mg. W. Tkankach Zwierzat, Medycya Wet 52, 686-691.

-
105. Komar M., Šinogoj K., Milohnoja M., (1984), Rezidua kloriranih ugljikovodika, polikloriranih bifenila, arsena, kadmija i olova u slatkovodnim i morskim ribama. VI Savetovanje posvećeno higijenskoj ispravnosti i kvalitetu mesa riba, rakova i mekušaca u proizvodnji, preradi i prometu, Opatija, 86-90.
 106. Koslova S.I., 1991. Die venvandlung seorm beim quecksilber und seine wanderungsprozesse in der okosvstemem des kilia-deltas der Donau. Limnolog. ber, D.IAD, Kievv, VViss. kurzref 1, 144-147.
 107. Krelovvska Kulaš M., 1995. Content of some metals in mean tissue of salt-water and fresh-water fish and in their products. Nahrung., 39 (2), 166-72.
 108. Krzić Muharem, 1976. Kontaminiranost riba živom i olovom u riječnom slivu Vrbasa uzvodno i nizvodno od priobalnih industrijskih objekata. Magistarski rad, Veterinarski fakultet, Sarajevo, 1-52.
 109. Lacatusu R, Citu G, Aston J, Lungu M, Lacatusu AR, 2009, Heavy metals soil pollution state in relation to potential future mining activities in the Rosia Montana area, Carpathian J. Earth Environ. Sci., 4, 39-50.
 110. Leatherland T.M., 1971. Nature 232., 112.
 111. Leonard B.J., 1978. Archives of toxicology. Springer-verlag, Berlin, 1-358.
 112. Lofroht G., 1969. A review of health hazards and side effects associated with the emission of mercurv compounds into natural svstems. Report. Nati. Sci. council Stocholm, 1-53.
 113. Lofroth G., 1969. Methvl mercurv. Ecol. Research bule. No 4.
 114. Lorens H., 1979. Binding forms of toxic heavy metals, mechanisms of entrance of heavy metals into the foodehain, and possible measures to reduce levels in foodstuff. Ecotoxicology and environmental safety, 3: 47-58.
 115. Maheffea K.R., Mergler D., 1998. Blood levels of total and organic mercury in residents of the upper St. Lawrence River basin. Quebec: association vvith age, gender, and fish consumption. Environ.-Res, 77 (2), 104-114.
 116. Marjanović A., Tanasković M., 1987. Kvalitet vode reke Dunav na području Beograd u toku 1985-1986 god. Zaštita voda, 517-527.
 117. Marković D., Đarmati Š., Gržetić I., Veselinović D., 1996. Fizičko hemijski odnosi zaštite životne sredine Knjiga II, Univerzitet u Beogradu, Beograd, 210-225.

-
118. Matasin Z, Ivanušić M, Oreščanin V, Nejedli S, Tlak Gajger I, (2011), Heavy Metal Concentrations in Predator Fish, *Jurnal of Animal and Veterinary Advances*, 10 (9):1214- 1218, 2011.
 119. Matasin Z., Ivanusic M. , Orescanin V., Nejedli S., Tlak Gajger I., 2011. Heavy Metal Concentrations in Predator Fish, *Journal of Animal and Veterinary Advances*, 10, 9, 1214-1218.
 120. Mathis B.J., Cummings T.F., 1973. Selected metals in sediments water and biota in Ilionis river. *Journal vwater pollution control federation* 45, 1573-1583.
 121. Mattig F.R., Ballin U., Beitz H, Gressing K., Kruse R., Becker P.H., 1997. Organochlorines and heavy metals in benthic invertebrates and fish from the bacek barrier of Spiekeroog. *Arch. Fish. Mar. Res.* 45 (02), 11-133.
 122. McComish MF, Ong JH. 1988. Cadmium. In: Bodek I, Lyman WJ, Reehl WF, et al., eds. *Environmental inorganic chemistry: Properties, processes, and estimation methods*. New York, NY: Pergamon Press, 7.5-1 to 7.5-12.
 123. Meili M., (1991), The coupling of mercury and organic matter in the biogeochemical cycle towards a mechanistic model for the boreal forest zone, *Water, Air, and Soil Pollution* 56 (1), 333-347, 136, 1991.
 124. Melgar M.J., Perez M, Garcia M.A., Alonso J., Miguez B., 1998. PMID 9440244 UI 981003418, Department of toxicology, Faculty of veterinari medicine, University of Santiago de Compostela, Sygo, Spain.
 125. Mihajlović R., Zulević R., Đurović R., Mihajlović Ljiljana, Joksimović Verica, Vukićević M., 1986. Određivanje nekih neorganskih supstanci u prirodnim vodama Šumadije i Pomoravlja. *Zaštita voda*, 527-533.
 126. Mikavica D., Grujić Slavica, Madnić Snježana, Vučić G., Đurica R., 2000. Određivanje sadržaja selena, olov, cinka i kadmijuma u mesu različitih riba. *Tehnologija mesa* 41, 155-162.
 127. Mikov M., 1985. *Medicina rada, Naučna knjiga*, Beograd 1985, 163-191.
 128. Milanović A., Beganović H.A., Saračević L., Čklovica F., Radić Š., 1984. Sadržaj teških metala (Hg i Pb) u ribama rijeke Une. VI Savetovanje posvećeno higijenskoj ispravnosti i kvalitetu mesa riba, rakova i mekušaca u proizvodnji, preradi i prometu, *Opatija*, 91- 98.

-
129. Muller M., Anke M., Hartmann E., Illing Gunther H., (1996). Oral cadmium exposure of adults in Germany, 1: Cadmium content of foodstuffs and beverages. *Food.-Addit-Contam.*, 13 (3), 359-378.
 130. Muller M., Anke M., Illing Gunther H., Thiel C, 1998. Oral cadmium exposure of adults in Germany. 2: Market basket calculations. *Food Addit Contam.*, 15 (2), 135-141.
 131. Nakayama SM., Ikenaka Y., MuzanduK, Choongo K., M'kandawire E., Yasuda J., Ishizka M., (2012), Metal and metalloid levels and bio-accumulation characteristics in soil, sediment, land plants and hippopotami (*Hippopotamus amphibious* L) from the South Luangwa National Park, Zambia, *Ecotoxicol. Environ Saf.*, 80, 333-338.
 132. Neumann C.M., Kauffman K.W., Gilroy D.J., 1998. PMID 935309, UI 98016219. Department of public health, Oregon state University, Corvallis, 97331-6406, USA.
 133. Ninomiva T., Ohmori H., Hashimoto K., Tsuruta K., Ekino S., 1995. Expansion of methylmercury poisoning outside of Minamata: an epidemiological study on chronic methylmercury poisoning outside of Minamata. *Environ.-Res.*, 70 (1), 47-50.
 134. Nriagu J.O., (1984), *Changing metal cycles and human health*. Springer-verlag, Baerlin, 1-421.
 135. NTP. 1994. Cadmium and certain cadmium compounds. In: Seventh annual report on carcinogens, summary 1994. U.S. National Toxicology Program, U.S. Public Health Service, Department of Health and Human Services, 111-116.
 136. Oelofse S, 2008. Mine water pollution-acid mine decant, effluent and treatment: a consideration of key emerging issues that may impact the state of the environment. *Emerging Issues Paper: Mine Water Pollut.*, 2008.
 137. Osfor M.M., El Dessouky S.A., El Saved A., Higazy R.A., 1998. Relationship between environmental pollution in Manzala Lake and health profile of ishermen. *Nahrung.*, 42 (1), 42-45.
 138. Öztürk M., Özözen G., Minareci O., Minareci E., 2009. Determination of heavy metals in fish, water and sediments of Avsar Dam Lake in Turkey, Iran. *J. Environ. Health. Sci. Eng.*, 6, 2, 73-80.

-
139. Park J., Kurtis L.R., 1998. PMID 9417855, UI 98080626. Toxicology program, Oregon state University, Corvallis, Oregon.
 140. Peterson C.L., 1973. Fisheries buil. 71, 603-608.
 141. Pourang N., 1995. Heavy metal bioaccumulation in different tissues of two fish species with regards to their feeding habits and trophic levels. Environ. Monitor. And Assessment 35, 207-219.
 142. Pravilnik o količinama pesticida, metala i metaloida i drugih otrovnih supstancija, hemioterapeutika, anabolika i drugih supstancija koje se mogu nalaziti u namirnicama. („SI. list SRJ“ br. 5/1992 11/92)
 143. Rabinowitz M. i Needleman H.L., 1983. Petrol lead sales and umbilical cord blood lead levels in Boston Massachusetts. Lancet 1: iss 63, 8314-8315.
 144. Radović Nada, Đorđević Veselinka, 1986. Iskustva o sadržaju toksičnih elemenata u mesu, iznutricama i proizvodima od mesa. Tehnologija mesa 5, 143-150.
 145. Raj S., 1978. Bioaccumulation of lead in Atlantic salmon *salmo salar*. Bulletin of environmental contamination and toxicology 19, 631-636.
 146. Rashad S, Barsoum MD 2006. Chronic kidney disease in the developing world. New Engl. J. Med., 354: 997-999.
 147. Ratnaike NR, 2003. Acute and chronic arsenic toxicity. Postgrad. Med. J., 79: 391-396
 148. Reader M.G., Snekvik E., 1948. Kgl. Norske videnskab. Selskabs forhandl 21-102.
 149. Regnell O, Tunlid A. (1991). Laboratory study of chemical speciation of mercury in lake sediment and water under aerobic and anaerobic conditions. Appl Environ. Microbiol. 57(3):789-795.
 150. Reichert J.K., 1973. Z. Gewässerschutz, Wasser, Abwasser 10., 277.
 151. Ridley V.V.P., Dizines L.J. i V.Vood J.M., 1977. Biomethylation of toxic elements in the environment. Science 197, 329-332.
 152. Senarathne P, Pathiratne KAS, 2007. Accumulation of heavy metals in a food fish, *Mystus gulio* inhabiting Bolgoda Lake, Sri Lanka, Sri Lanka Journal of Aquatic Sciences, 12, 61-75.
 153. Sevidel I.S., 1972. Distribution and circulation of arsenic through water, organisms and sediments of lake Michigan. Arch. hydrobiol 71, 17-30.

-
154. Sharma K.C., 1984. Effect of mercury pollution on the general biology and carbohydrate metabolism of the freshwater murrel, *Channa punctatus*. *Geobios*, 122-127.
 155. Sillen L.G., 1963. *Svensk. Lem, Tidskr.* 75, 161.
 156. Smart H., 1968. Residues of mercury compounds. *Residue review*, 23, 1-8.
 157. Smart N.A., 1968. *Residue rev.* 23.1.
 158. Smith J.C., 1971. *Residue rev.* 23.1.
 159. Spirić Aurelija, Bastić Ljubica, Saičić Snežana, 1999. Monitoring of residues and their significance in meat. *Tehnologija mesa* 40, 129-136.
 160. Spirić Aurelija, Benderać R., 1997. Toxic agents in meat and meat products and their significance from the aspect of public health. *Tehnologija mesa* 38, 54-59.
 161. Sprangue J.B., Carson V.V.G., 1970. Spot-checks of mercury residues in some fishes from the Canadian Atlantic coast. Fisheries research board, Manuscript report No. 1088, 1-16.
 162. Squadrone S, Prearo M, Gavinelli S, Pellegrino M, Scanzio T, Guarise S, Benedetto A, Abete M.C, (2013), Heavy metals distribution in muscle, liver, kidney and gill of European
 163. Srikumar T.S., Kallgard A., Lindeberg A., Ockerman P.A., Akesson B., 1994. Trace element concentrations in hair of subjects from two South Pacific islands, Apaua and Mtava. *J. Trace Elem. Electrolytes. Health Dis.*
 164. Staniskiene B., Matusевичius P., Budreckiene R., Skibniewska K.A., 2006. Distribution of Heavy Metals in Tissues of Freshwater Fish in Lithuania, *Polish J. of Environ. Stud.*, 15, 4, 585-591.
 165. Stein, R.A., D.R. DeVries, and J.M. Dettmers 1996. Food-web regulation by a planktivore: Exploring the generality of the trophic cascade. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52:2518-2526.
 166. Stein, R.A., M. T. Bremigan, and J. M. Dettmers. 1996. Understanding reservoir systems with experimental tests of ecological theory: a prescription for management. Pages 12-22 in L.E. Miranda and D.R. DeVries, editors. *Multidimensional Approaches to Reservoir Fisheries Management*. American Fisheries Society Symposium 16.

-
167. Stock A., Cucuel F., 1934. *Naturvissen si nafte n* 22., 319.
168. Subotić S, Spasić S, Višnjić-Jeftić Ž, Hrgediš A, Krpo-Ćetković J, Mićković B, Skorić S, Lenhardt M, (2013), Heavy metal and trace element bioaccumulation in target tissues of four edible fish species from the Danube River (Serbia), *Ecotoxicology and Environmental Safety* 98 (2013) 196-202.
169. Stankovic S., Jovic M., Milanov R., Joksimovic D., (2011), Trace elements concentrations (Zn, Cu, Pb, Cd, As and Hg) in the Mediterranean mussel (*Mytilus galloprovincialis*) and evaluation of mussel quality and possible human health risk from cultivated and wild sites of the southeastern Adriatic Sea, Montenegro, *J. Serb. Chem. Soc.* 76 (12) 1725–1737.
170. Svoboda Zdenka, Lloya R., Sana Masnova, 1993. Water quality and fish health. EIFAC technical paper, FAO, Roma, 1-54.
171. Tchounvrou P.B., Abdelqhani A.A., Prammar Y.V., Heyer L.R., Stevvard C.M., 1996. Assessment of potential health risks associated with ingesting heavy metals in fish collected from a hazardous-waste contaminated vvetland in Louisiana, USA. *Revv.-Environ.-Health*, 11(4), 191-203.
172. Underervvood E.J., 1977. Trače elements in human and animal nutrition. Academic press., London, 1-348.
173. Van de Graaf S., 1997, 1998. Untersuchung von Fischen aus baverischen Gevvassern. Fischmonitoring - Programm 1995, 1996. Ber. D.Baver. Landesamtes f. Wasserwirtschaft an das BayStMLU, Munchen.
174. Voegel F.A., 1971. Mercury in mans enviroment. Royal society of Canada, 1-107.
175. Vučić Z., Milanov R., 2006. Bezbednost hrane - HACCPi drugi sistemi upravljanja u proizvodnji hrane, Draganić, Beograd.
176. Vukašinović Marija, 1988. Izučavanje koncentracije Cu, Mn, Zn, Co, Pb i Cd u vodi ribnjaka »Ras«, klaničnim konfiskatima, potpunim krmnim smešama i mesu pastrmki. Magistarski rad, Veterinarski fakultet, Beograd, 1-9.
177. Wachs B., (1979), Metallgehalt des Phyto- und Zoo- benthos def Flie Bgewasser. *Munchener Beitr. Abwasser, Fischerie, FluBbiol.*, 31, 225- 267.
178. Wachs B., (1980), Bioakkumulation und biogene Retention von Metallen in FlieBgewassern. - *Munchener Beitr. Abwasser, Fischerie, FluBbiol.*, 32, 387-414.

-
179. Wachs B., (1981), Schwermetalle in Wasser-Organismen-Bioakkumulation, -magnifikation und-retention.- Sicherheit in Chemie u. Umwelt, 1, 113-115.
 180. Wachs B., 1982. Die Bioindikation von Schwermetallen in Fließgewässern. Munchener Beitr. Abwasser-, Fischerei- u. Flußbio., 34, 301-337.
 181. Wachs B., 1982. Schwermetallgehalt von Fischen aus der Donau. - Z. Wasser-Abwasser-Forsch, 15, 43-49. /125/Wachs B., 1985 a. Bioindicators for the heavy metal load of river ecosystems. -Symposia Biologica Hungaria, 29, 179-190.
 182. Wachs B., 1985 b. Schwermetallgehalt der Benthonorganismen des schiffbaren Mains. -Internat.Arbeitsgemeinschaft Donauforschung der SIL, Bratislava, Wiss. Kurzref, 82-86.
 183. Wachs B., 1989. Quecksilber und Vanadium-Akkumulation in Fließfischen - Ztschr. Angew. Zoologie, 76, 403-424.
 184. Wachs B., (1991), Okobewertung der Schwermetallbelastung von Fließgewässern. -Munchener Beitr. Abwasser - Fischerei u. Flußbiol., 45, 295-335.
 185. Wachs B., (1992a), Passives Quecksilber-Monitoring in einem hochkontaminierten Fließgewässern bei abnehmender Belastung. - Munchener Beitr. Abwasser-, Fischerei u. Flußbiol., 46, 433-476.
 186. Wachs B., 1992 b. Akkumulation von Blei, Chrom und Nickel in Fließfischen. - Ztschr. Angew. Zoologie, 79 (2), 155-176.
 187. Wachs B., 1993. Okobewertung der Schwermetallbelastung des Main-Regnitz-Gebietes anhand der Geo- und Bioakkumulation sowie der Immissionen.- Munchener Beitr. Abwasser-, Fischerei u. Flußbiol., 47, 306-400.
 188. Wachs B., 1994. Limnotoxizität und Okobewertung der Schwermetalle sowie entsprechende Qualitätsziele zum Schutz aquatischer Ökosysteme.- Munchener Beitr. Abwasser-, Fischerei u. Flußbiol., 48, 425-486.
 189. Wachs B., 1996. Fische als Indikatoren für Schwermetall-Belastungen.- Munchener Beitr. Abwasser-, Fischerei- u. Flußbio, 49, 104-149.
 190. Wachs B., (1998), A qualitative classification for the evaluation of the heavy metal contamination in river ecosystems. Wern. internat. verien. Limnol 26, 1289-1294.

-
191. Wachs B., (1998), A qualitative classification for the evaluation of the heavy metal contamination in river ecosystems. Wern. internat. verien. Limnol 26, 1289-1294.
 192. Wachs B., 2000. Heavy metal content in danubian fish. Arch. Hhydrobiol. Suppl., 115/4,533-556.
 193. Wachs B. (1997). Zustand und Qualität der Donau. Verantwortung für einen europäischen Strom. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, 4: 28-51.
 194. Wachs B. (1998). Aqualitative classification for the evaluation of the heavy metal contamination in river ecosystems. Verh. Internat. Verein. Limnol., 26:1289 1294.
 195. Wachs B. (2000). Heavy metal content in Danubian fish. Large Rivers 11/4 - Arch. Hydrobiol. Suppl., 1154: 533-56.
 196. Weigert P., (1991). Metal loads of food of vegetable origin including mushrooms. In:Merian E, ed. Metals and their compounds in the environment. VCH: Weinheim, Fed Rep Ger, 449-468.
 197. Yannai S, Berdicevsky I, Duek L. 1991. Transformations of inorganic mercury by candida-albicans and saccharomyces-cerevisiae. Appl Environ Microbiology 57(1):245-247.
 198. Zhai L, Liao X, Chen T, Yan X, Xie H, Wu B, Wang L, 2008. Regional assessment of cadmium pollution in agricultural lands and potential health risk related to intensive mining activities: A case study in ChenzhouCity, China. J. Environ. Sci., 20: 696-703.
 199. Zrníc S., Oraić D., Čaleta M., Mihaljević Z., Zanella D., Bilandžić N., (2013) Biomonitoring of heavy metals in fish the Danube River. Environ Monit Assess 185:1189-1198.
 200. Živanović D., (2001), Veterinarska toksikologija, Fakultet vetrinarske medicine, Beograd.

BIOGRAFIJA

Raša Đ. Milanov, rođen je 21.11.1959. godine u Suhom Dolu, Opština Surdulica Republika Srbija. Osnovno obrazovanje stekao je u Majdanpeku i Beogradu. Srednje i više medicinsko obrazovanje stekao je u Medicinskom obrazovnom centru i na Višoj medicinskoj školi u Beogradu. Diplomirao je na Fakultetu zaštite na radu Univerziteta u Nišu na smeru: Zaštita životne sredine. Na istom fakultetu završio je magistarske studije i odbranio je iz oblasti Ekotoksikologije magistarsku tezu: “Ekotoksikološki uticaji i opasnosti od teških metala iz jestivog tkiva rečne ribe”.

Od 1982. do 2003.godine zaposlen je u Saveznom ministarstvu za rad, zdravstvo i socijalnu politiku u Beogradu, u Saveznom sanitarnom inspektoratu u Beogradu kao i u Saveznom sanitarnom, veterinarskom i fitisanitarnom inspektoratu u Beogradu, na poslovima Saveznog sanitarnog inspektora u zvanju Samostalni savetnik i Viši savetnik.

Od 2003. do danas zaposlen je u Ministarstvu zdravlja Republike Srbije na poslovima graničnog sanitarnog inspektora, u Sektoru za inspekcijski nadzor.

Pored navedenog, od 1997. godine, na Višoj medicinskoj školi u Beogradu angažovan je na predmetu Metodika sanitarno-ekološkog nadzora, u zvanju nastavnika praktične nastave.

Od 2009. godine, u zvanju predavača radi na Visokoj zdravstvenoj školi strukovnih studija u Beogradu, na osnovnim studijama, na studijskoj grupi za sanitarno-ekološko inženjerstvo gde predaje sledeće predmete: Inspekcijski nadzor; Bezbednost hrane i sistemi upravljanja. Na specijalističkim studijama na studijskoj grupi za sanitarno inženjerstvo i bezbednost hrane, predaje predmet Inspekcijske procedure a na specijalističkim studijama za nutricionizam i dijetetiku, angažovan je na predmetu: Standardi u ishrani.

U statusu vodećeg auditora, od 2002.godine, auditor je za proveru standarda sistema upravljanja kvalitetom, zaštitom životne sredine, zaštitom zdravlja i bezbednosti

na radu i bezbednosti hrane, prema sledećim standardima: ISO 9001:2008, ISO 14001:2004, OHSAS 18000; HACCP, ISO 22000:2005, FSSC 22000:2010).

Autor je i koautor, više od 30 stručnih i naučnih radova, objavljenih na domaćim i međunarodnim naučnim i stručnim skupovima. Ima objavljene radove u domaćim i međunarodnim časopisima i zbornicima. Autor je i koautor knjiga: Bezbednost hrane – HACCP sistem i drugi sistemi u proizvodnji hrane (2006), Draganić, Beograd; HACCP sistem u proizvodnji bezbedne hrane (2006), USAID - Crna Gora, Podgorica...

Član je Saveza zdravstvenih radnika Republike Srbije - Društvo sanitarnih tehničara i inženjera Srbije, Saveza inženjera i tehničara Republike Srbije, član je Društva za ishranu Republike Srbije, član je Udruženja Srbije za Celijakiju i Komisije ovog Udruženja za ocenu subjekata u poslovanju sa hranom za dodelu znaka AO ECS asocijacije (Asocijacija evropskih udruženja za celijakiju), za proizvodnju hrane bez glutena.

Прилог 1.

Изјава о ауторству

Потписани-а: мр Раша Ђ. Миланов

број уписа _____

Изјављујем

да је докторска дисертација под насловом

„Испитивање садржаја тешких метала и металоида у ткивима речне рибе као показатеља безбедности меса рибе и загађења животне средине“

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

Потпис докторанда

У Београду, 12.05.2014. године



Прилог 2.

Изјава о истоветности штампане и електронске верзије докторског рада

Име и презиме аутора: мр Раша Ђ. Миланов

Број уписа _____

Студијски програм: Докторске академске студије

Наслов рада: „Испитивање садржаја тешких метала и металоида у ткивима речне рибе као показатеља безбедности меса рибе и загађења животне средине“

Ментор: Проф. Др Милан Ж. Балтић

Потписани мр Раша Ђ. Миланов,


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

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

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

Потпис докторанда

У Београду, 12.05.2014.године



Прилог 3.

Изјава о коришћењу

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

„Испитивање садржаја тешких метала и металоида у ткивима речне рибе као показатеља безбедности меса рибе и загађења животне средине“

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

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

1. Ауторство
2. Ауторство - некомерцијално
3. Ауторство – некомерцијално – без прераде
4. Ауторство – некомерцијално – делити под истим условима
5. Ауторство – без прераде
6. Ауторство – делити под истим условима

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

Потпис докторанда

У Београду, 12.05.2014.године

