

Najveća sličnost, tj. najznačajnije korelacije, su nađene između elemenata u trećem **klasteru**

1

, koji je bio povezan sa petim klasterom, što može ukazivati

da su ovi elementi u površinskom sedimentu ispitivanih lokacija pored **prirodnog porijekla**

1

(Plant i dr., 2003), posledica antropogenih aktivnosti poput rudarstva, lučkih aktivnosti i aktivnosti hemijskih postrojenja (Rivaro i dr., 2004; Joksimović i dr., 2019). U prvom klasteru, koji čine toksični elementi, Hg i Cd, korelacije su bile nešto slabije. Takođe, prvi klaster nije u korelaciji sa ostalim klasterima. Dok je Mn povezan sa metalima iz petog klastera, a dijelom i sa metalima iz trećeg klastera, Fe je potpuno nezavisan od svih ostalih metala, Slika 5.3. Klaster analiza još jednom potvrđuje podatke dobijene geoakumulacionim indeksom, indeksom opterećenja zagađenjem i koncentracionim faktorom. 5.1.5 Permutaciona multivarijantna analiza teških metala u sedimentima PERMANOVA i Monte Carlo test korišćeni su za procjenu korelacije između: područja, lokacija, sezona i godine uzorkovanja, na koncentraciju ispitivanih teških metala u uzorcima sedimenta. Linearna zavisnost ispitivanih promjenljivih prikazana je u Tabeli 5.8. Tabela 5.8 Korelaciona analiza faktora poput: područje, lokacije, sezone i godine uzorkovanja sedimenta, na koncentraciju ispitivanih teških metala tokom cjelokupnog perioda istraživanja, PERMANOVA + Monte Carlo test.

Pseudo F	P (perm)	Unique perms	P (Monte Carlo)	2019 Područje	4.7225	0.0320	9938	0.0329	Sezona	0.7242	0.4396			
9958	0.4371	Lokacija	4.3502	0.0127	9931	0.0061	2020 Područje	2.7884	0.0963	9934	0.0950	Sezona	0.8946	0.4707
9936	0.4427	Lokacija	28.995	0.0001	9954	0.0001	2019?2020 Područje	7.1959	0.0069	9939	0.0063	Sezona	0.3397	0.6473
9944	0.6488	Godina	0.1649	0.8340	9930	0.8221	Lokacija	22.062	0.0001	9931	0.0001	Korelacija ispitivanih teških metala u sedimentima u odnosu na lokaciju uzorkovanja tokom 2019. i 2020. godine posebno, kao i zbirno tokom cjelokupnog istraživanja ukazuje da korelacija postoji, da je pozitivna i da je statistički značajna ($p < 0.05$). Zabilježena je pozitivna korelacija koja je statistički značajna ($p < 0.05$) u odnosu na koncentracije ispitivanih teških metala u sedimentima i područje uzorkovanja (Bokokotorski zaliv?otvoreno more) tokom 2019. godine i zbirno tokom cjelokupnog istraživanja. Korelacija između sezone (proljeće?jesen) i godine (2019?2020) uzorkovanja sedimenta u odnosu na koncentraciju teških metala u sedimentu nije bila statistički značajna ($p > 0.05$). Dobijeni rezultati sugerišu da statističke korelacije koncentracija ispitivanih teških metala u sedimentu zavise od lokacija odnosno područja uzorkovanja, dok ne zavise od godine uzorkovanja kao ni sezone uzorkovanja, što potvrđuju PCO i CO analiza (Slika 5.1 i 5.2).		

5.2 Sadržaj teških metala u ribama Koncentracije ispitivanih teških metala u mišićnom tkivu barbuna i oslića tokom cjelokupnog perioda istraživanja predstavljene su u Tabeli 5.9, dok su na Slici 5.4 i 5.5 predstavljena poređenja srednjih koncentracija ispitivanih teških metala u mišićnom tkivu barbuna i oslića za cijeli period istraživanja u odnosu na: sezonu uzorkovanja (proljeće ? jesen), područje uzorkovanja (Bokokotorski zaliv ? otvoreno more) i godinu uzorkovanja (2019 ? 2020.). Tabela 5.9 Koncentracije teških metala u mišićnom tkivu barbuna i oslića uzorkovanih tokom 2019. i 2020. godine (mg/kg mokrog uzorka (engl. wet weight – w.w.))

Vrsta	Područje	Teški metali	ribe	uzorkovanja	As	Fe	Zn	Hg	Mn	Cu	Ni	Cr	Pb	Cd								
Bokokotorski zaliv	Otvoreno more	M.barbatus	Bokokotorski zaliv	Otvoreno more	Bokokotorski zaliv	Otvoreno more	Otvoreno more	Proljeće	2019	12.5	6.35	2.54	0.744	0.674	0.29	<0.1	<0.1	0.037	<0.02	23.5	2.94	2.83
0.181	0.197	0.275	<0.1	<0.1	0.033	<0.02	Jesen	2019	8.6	4.32	2.25	0.548	0.363	0.228	<0.1	<0.1	0.053	<0.02	21.6	7.47		

3.05 0.547 0.246 0.237 <0.1 <0.1 0.034 <0.02 Proljeće 2020 13 3.75 4.1 0.801 0.604 0.299 <0.1 <0.1 0.023 <0.02 19.1
3.39 4.05 0.252 0.264 0.255 <0.1 <0.1 <0.02 <0.02 Jesen 2020 39.5 3.65 3.32 0.408 0.127 0.225 <0.1 <0.1 <0.02 <0.02
Minimalna vr. 8.6 2.94 2.25 0.181 0.127 0.225 <0.1 <0.1 <0.02 <0.02 Maksimalna vr. 39.5 7.47 4.1 0.801 0.674 0.299
<0.1 <0.1 0.053 <0.02 Otvoreno more M.merluccius Otvoreno more Bokokotorski zaliv Otvoreno more Otvoreno more
Minimalna vr. Maksimalna vr. Proljeće 2019 9.5 1.65 2.51 0.176 0.207 0.143 <0.1 <0.1 0.034 <0.02 Jesen 2019 9 2.62
2.63 0.156 0.237 0.163 <0.1 <0.1 0.025 <0.02 Proljeće 2020 2.6 10 1.33 3.55 0.055 0.158 0.114 <0.1 <0.1 <0.02 <0.02
1.16 2.73 0.222 0.128 0.108 <0.1 <0.1 <0.02 <0.02 Jesen 2020 10.7 1.08 2.68 0.146 0.104 0.128 <0.1 <0.1 0.025 <0.02
2.6 1.08 2.51 0.055 0.104 0.108 <0.1 <0.1 <0.02 <0.02 10.7 2.62 3.55 0.222 0.237 0.163 <0.1 <0.1 0.034 <0.02 Slika 5.4

Poređenje srednjih koncentracija ispitivanih teških metala (mg/kg w.w.) u mišićnom tkivu barbuna za cijeli period istraživanja u odnosu na: sezonu uzorkovanja (proljeće?jesen), područje uzorkovanja (Bokokotorski zaliv ? otvoreno more) i godinu uzorkovanja (2019?2020.) 107 Slika 5.5 Poređenje srednjih koncentracija ispitivanih teških metala (mg/kg w.w.) u mišićnom tkivu oslića za cijeli period istraživanja u odnosu na: sezonu uzorkovanja (proljeće?jesen), područje uzorkovanja (Bokokotorski zaliv?otvoreno more) i godinu uzorkovanja (2019?2020.) 108 Arsen je bio najzastupljeniji element u mišićnom tkivu barbuna i oslića. Koncentracija As u mišićnom tkivu barbuna tokom cjelokupnog perioda istraživanja kretala se u opsegu od 8.6 do 39.5 mg/kg w.w., a u mišićnom tkivu oslića od 2.6 do 10.7 mg/kg w.w. Srednja koncentracija As u mišićnom tkivu barbuna i oslića za cjelokupni period istraživanja iznosila je 20.2 mg/kg w.w, odnosno 8.5 mg/kg w.w., redom (Tabela 5.9, Slika 5.4 i 5.5). O visokim koncentracijama As u ribama iz Jadranskog mora prethodno su izvjestili Bilandžić i dr. (2011) i Perugini i dr. (2013). Arsen je prirodno prisutan u životnoj sredini posebno u stijenama i sedimentima, ali njegova povišena koncentracija u životnoj sredini može biti posledica različitih antropogenih aktivnosti (termoelektrane na čvrsto gorivo, sagorijevanje drveta, ulja, gradski otpad, pesticidi) (Goyer i Clarsksom, 2001; Teodorović i Dimitrijević, 2011; Perugini i dr., 2013). Koncentracija Fe tokom cjelokupnog perioda istraživanja kretala se u opsegu od 2.94 do 7.47 mg/kg w.w. u uzorcima barbuna i od 1.08 do 2.62 mg/kg w.w. u uzorcima oslića. Sa druge strane, srednja koncentracija Fe u mišićnom tkivu barbuna tokom cjelokupnog istraživanja iznosila je 4.43 mg/kg w.w., a u u mišićnom tkivu oslića 1.66 mg/kg w.w. (Tabela 5.9, Slika 5.4 i 5.5). Tokom 2019. godine zabilježene su nešto veće koncentracije Fe u uzorcima barbuna i oslića u odnosu na 2020. godinu, dok sezona i područje uzorkovanja nisu imali značajan uticaj na koncentraciju Fe u mišićnom tkivu barbuna i oslića. Fe je esencijalni mikroelement i jedan od najrasprostranjenijih metalnih elemenata u Zemljinoj kori pa nije iznenađujuće njegovo prisustvo u analiziranim ribama sa crnogorskog primorja (Vučković i Veljković, 2010). Veće koncentracije Zn u uzorcima barbuna i oslića zabilježene su tokom 2020. godine uzorkovanja, u odnosu na 2019. godinu. Iako je Zn esencijalni metal, neophodan za rast i razvoj živih organizama, prirodno prisutan u životnoj sredini, iskopavanje i prerada ruda,

sagorijevanje uglja i otpada, odlaganje otpada , otpadne vode **i upotreba đubriva i pesticida koji** 1
sadrže Zn

su neki od antropogenih izvora Zn u životnoj sredini (Ćupić i Mihaljev, 2010). Koncentracija Zn u mišićnom tkivu barbuna i oslića tokom cjelokupnog perioda istraživanja nije značajno varirala i kretala se u opsegu od 2.25 do 4.1 mg/kg w.w. u uzorcima barbuna i od 2.51 do 3.55 mg/kg w.w. u uzorcima oslića, Tabela 5.9. Nijesu postojale značajne razlike u koncentracijama Zn u mišićnom tkivu barbuna i oslića u zavisnosti od sezone i područja uzorkovanja. Srednje koncentracije Zn u mišićnom tkivu barbuna i oslića iznosile su: 3.25 mg/kg w.w. odnosno 2.78 mg/kg w.w., redom, Slika

5.4 i 5.5. U ovoj studiji, zabilježene su veće koncentracije Hg u mišićnom tkivu barbuna, u odnosu na oslić. Koncentracija Hg u mišićnom tkivu barbuna kretala se od 0.181 do 0.801 mg/kg w.w., sa ukupnom srednjom koncentracijom od 0.496 mg/kg w.w., a u uzorcima oslića od 0.055 do 0.222 mg/kg w.w. i srednjom koncentracijom od 0.153 mg/kg w.w. (Tabela 5.9, Slika 5.4 i 5.5). Veće koncentracije Hg zabilježene su u barbunu uzorkovanom u Bokokotorskom zalivu, odnosno osliću uzorkovanom u dijelu otvorenog mora. Ovakav rezultat može ukazivati na povećan sadržaj Hg u sedimentu i veću dostupnost bentosnoj vrsti (barbunu) da akumulira Hg. Slična zapažanja je uočio Storelli (2009) u svojoj studiji. U ovoj studiji, zabilježen je veći sadržaj Hg u sedimentima na lokacijama iz Bokokotorskog zaliva, u odnosu na lokacije u priobalnom dijelu otvorenog mora (Slika 5.1 i 5.2), pa nije iznenađujuće da su u uzorcima barbuna iz Bokokotorskog zaliva zabilježene veće koncentracije Hg u odnosu na barbun uzorkovan u priobalnom dijelu otvorenog mora. Ne može se jasno definisati uticaj sezonskog perioda uzorkovanja na koncentraciju Hg u uzorcima barbuna i oslića. Nema značajnih varijacija u koncentraciji Hg u uzorcima barbuna između ispitivanog perioda, dok su u uzorcima oslića zabilježene nešto veće vrijednosti Hg tokom 2019. godine. Koncentracije Mn su bile veće u uzorcima barbuna uzorkovanima Bokokotorskom zalivu u odnosu na otvoreno more, dok u uzorcima oslića nije postojala uočljiva razlika u koncentraciji Mn u zavisnosti od područja uzorkovanja. Koncentracije Mn u mišićnom tkivu barbuna i oslića neznajno su varirale u zavisnosti i od sezone ali i godine uzorkovanja. Koncentracija Mn tokom cjelokupnog perioda istraživanja kretala se

u opsegu od 0.127 do 0.674 mg/kg w.w. u uzorcima barbuna i od 0.104 do 0.237 mg/kg w.w. u

uzorcima oslića. Srednja koncentracija Mn u mišićnom tkivu barbuna tokom cjelokupnog istraživanja iznosila je 0.351 mg/kg w.w., a u mišićnom tkivu oslića 0.176 mg/kg w.w. Kako je Mn esencijalni element, njegove koncentracije u analiziranim ribama su bile očekivane (Tabela 5.9, Slika 5.4 i 5.5). Srednja koncentracija Cu u mišićnom tkivu barbuna tokom cjelokupnog istraživanja iznosila je 0.259 mg/kg w.w., sa minimalnom i maksimalnom vrijednošću od 0.225, odnosno 0.299 mg/kg w.w., a u uzorcima oslića 0.128

mg/kg w.w. (srednja vrijednost), 0.108 mg/kg w.w. (minimalna vrijednost) i 0.163 mg/kg w.w. (maksimalna vrijednost), Tabela 5.9, Slika 5.4 i 5.5. Može se reći da je koncentracija Cu u mišićnom tkivu barbuna i oslića tokom cijelog istraživanja bila poprilično ujednačena, bez značajnih razlika u zavisnosti od sezone, godine i područja ispitivanja. Koncentracije Pb u mišićnom tkivu barbuna i oslića tokom cjelokupnog istraživanja su bile niske, dok su koncentracije Cd, Cr i Ni u mišićnom tkivu barbuna i oslića tokom cjelokupnog istraživanja bile ispod granica detekcije (Tabela 5.9, Slika 5.4 i 5.5). Na osnovu navedenog, može se zaključiti da su srednje koncentracije Fe, Hg i Mn u mišićnom tkivu barbuna i oslića bile veće tokom 2019. godine uzorkovanja, a srednja koncentracija Zn tokom 2020. godine. Takođe, tokom 2019. godine zabilježene su i veće koncentracije As i Cu u mišićnom tkivu oslića. Koncentracija Cu u uzorcima barbuna se nije značajno razlikovala u odnosu na godinu uzorkovanja. Zabilježene su veće koncentracije As u barbunu uzorkovanom tokom 2020. godine. Veće koncentracije ispitivanih teških metala u 2019. u odnosu na

2020. godinu uzorkovanja riba mogu se objasniti većim uticajima antropogenih faktora poput većeg broja plovila, izduvnih gasova i većeg uticaja turizma. Razlike u koncentraciji ispitivanih metala u uzorcima riba u zavisnosti od sezone uzorkovanja (proljeće?jesen) uočene su za As i Fe čije su koncentracije bile veće tokom jesenjeg perioda uzorkovanja i Zn i Mn čije su koncentracije bile veće tokom proljećnjeg perioda uzorkovanja kod obje vrste analiziranih riba.

Na višim temperaturama raste metabolička aktivnost, što može doprinijeti većem stepenu akumulacije metala u

1

ribama, a pri nižim temperaturama ribe u većoj mjeri skladište energetske rezerve, prije perioda reprodukcije (Sokolova i Lannig, 2008). Takođe, sezonska variabilnost koncentracije teških metala sugerise da faktori životne sredine kao što su sezonski ciklus apsorpcije/rastvaranja elementa u specifičnim oblastima, lokalni fizičko?hemijski parametri kao što su temperatura, salinitet i priroda sedimenata mogu uticati na bioakumulaciju metala od strane morskih organizama (Valette?Silver i dr., 1999, Bilandžić i dr., 2011). Koncentracije As su bile značajno veće u uzorcima barbuna i oslića koji su uzorkovani na dijelu otvorenog mora. U tom kontekstu, Fattorini i dr. (2008) smatraju da razlike u koncentraciji As u odnosu na područje uzorkovanja mogu biti posledice uticaja saliniteta morske vode na modulaciju akumulacije metala. Koncentracija ispitivanih teških metala u odnosu na područje uzorkovanja razlikovala se i u zavisnosti od vrste ribe. Koncentracije Fe, Hg, Cu i Mn su bile veće u uzorcima barbuna uzorkovanim u Bokokotorskom zalivu, odnosno u uzorcima oslića uzorkovanih sa dijela otvorenog mora. Koncentracija Zn bila je veća u uzorcima barbuna uzorkovanog na dijelu otvorenog mora, dok je u uzorcima oslića bila manja. Generalno, razlike u koncentraciji ispitivanih teških metala u ribama u odnosu na područje uzorkovanja su posledica geografskih, morfoloških, pedoloških i hidrogeoloških razlika između dva ispitivana područja, ali i različitog antropogenog uticaja (Perošević?Bajčeta, 2020). Kada su u pitanju ribe (migratorne vrste), teško je definisati uzročno posljedičnu vezu razlika u koncentracijama ispitivanih teških metala u odnosu na područje uzorkovanja. Razlike u koncentracijama ispitivanih metala u ribama u zavisnosti of različitih sezona, područja i godine uzorkovanja nisu bile ravnomjerne. Ovakvi rezultati su donekle i očekivani jer se radi o migratornim vrstama, koje se za razliku od školjki kreću, hrane i žive na različitim staništima što može usloviti i neravnomjernu raspodjelu i usvajanje teških metala u odnosu na različite posmatrane faktore. Poređenje srednjih koncentracija ispitivanih elemenata u mišićnom tkivu barbuna i oslića tokom cjelokupnog perioda istraživanja, predstavljeno je u Tabeli 5.10. Tabela 5.10 Poređenje srednje koncentracije ispitivanih elemenata u mišićnom tkivu barbuna i oslića tokom cjelokupnog perioda istraživanja, izraženo u mg/kg mokrog uzorka

Vrsta ribe	Teški metali	As	Fe	Zn	Hg	Mn	Cu	Cr	Ni	Pb	Cd
M.barbatus		20.21	4.43	3.25	0.5	0.35	0.26	<0.1	<0.1	0.03	<0.02
M.merluccius		8.503	1.663	2.778	0.153	0.176	0.128	<0.1	<0.1	0.025	<0.02

Tokom cijelog perioda istraživanja (2019?2020. godina), srednje koncentracije teških metala u mišićnom tkivu barbuna kretale su se sledećim opadajućim nizom: As > Fe > Zn > Hg > Mn > Cu > Ni > Cr > Pb > Cd, a u mišićnom tkivu oslića sledećim: As > Zn > Fe > Mn > Hg > Cu > Ni > Cr > Pb > Cd. Na osnovu prikazanog niza, vidimo da su neznatne razlike u redosledu (zastupljenosti) ispitivanih elemenata, u uzorcima barbuna i oslića, između prve i druge istraživačke godine u odnosu na cjelokupni period istraživanja (Tabela 5.9, Slika 5.4 i 5.5). Koncentracije većine ispitivanih teških metala bile su veće u mišićnom tkivu barbuna tokom oba perioda uzorkovanja i na oba ispitivana područja u odnosu na koncentracije istih metala u mišićnom tkivu oslića. Stanište, starost i navike hranjenja riba mogu uticati na koncentraciju, bioakumulaciju kao i biomagnifikaciju zagađujućih komponenti. U tom kontekstu, Perugini i dr.

(2013) ukazuju da su u bentosnim vrstama, kao što je barbun, zabilježene veće koncentracije teških metala u odnosu na bentopelagične i/ili pelagične vrste riba, što dalje implicira da su teški metali značajno prisutniji u morskom sedimentu u odnosu na morsku vodu. 5.2.1 Poređenje koncentracija ispitivanih teških metala u ribama sa podacima iz literature

Koncentracije teških metala, nađene u mišićnom tkivu barbuna i oslića iz različitih oblasti Jadranskog, Sredozemnog, Crnog, Egejskog i Tirenskog mora, kao i koncentracije nađene tokom istraživanja u ovoj studiji u istim vrstama riba sa crnogorskog primorija predstavljene su u Tabeli 5.11. Koncentracije As u mišićnom tkivu barbuna sa crnogorskog primorija (8.6 ? 39.5 mg/kg w.w.)

su bile niže ili u okviru vrijednosti nađenih u barbunu sa obale Jadranskog mora u

1

Hrvatskoj (0.01 ? 70.9 mg/kg w.w.) i Italiji (59.9 mg/kg w.w.) (Bilandžić i dr., 2011; Perugini i dr., 2013). Ipak, srednje koncentracije As nađene u mišićnom tkivu barbuna sa obala Sredozemnog mora u Španiji (15.05 mg/kg w.w.) i Italiji (9.48 mg/kg w.w.) (Martínez?Gómez i dr., 2012; Copat i dr., 2018) bile su znatno niže od srednje koncentracije As zabilježene tokom istraživanja u ovoj studiji (20.21 mg/kg w.w.). Koncentracije As u mišićnom tkivu oslića (2.6 ? 10.7 mg/kg w.w.) su bile u okviru vrijednosti zabilježenih u Jadranskom moru u Hrvatskoj (<0.05 ? 12.9 mg/kg w.w.), manje od srednje koncentracije As zabilježene u mišićnom tkivu oslića u Jadranskom moru u Italiji (38.7 mg/kg w.w.) i veće od vrijednosti zabilježenih u Jonskom moru u Italiji (0.11 ? 0.38 mg/kg w.w.) (Perugini i dr., 2013; Brkić i dr., 2017; Salvaggio i dr., 2020), Tabela 5.11. Poređenjem rezultata dobijenih u ovom istraživanju sa podacima iz literature, uočava se da je koncentracija Fe (2.94 ? 7.47 mg/kg w.w.) u mišićnom tkivu barbuna bila znatno niža od vrijednosti zabilježenih na obali Turske, tj. na obalama Sredozemnog (69.85 mg/kg w.w.), Crnog (7.9 ? 39.8 mg/kg w.w.) i Egejskog mora (4.16 ? 9.32 mg/kg w.w.) (Findik i Cicek, 2011; Tas i dr., 2011; Kulcu i dr., 2014). Opseg koncentracija (1.08 ? 2.62 mg/kg w.w) Fe u mišićnom tkivu oslića tokom ovog istraživanja bila je u okviru vrijednosti nađenih u osliću sa obale Sredozemnog mora u Turskoj (2.58 mg/kg w.w.) i veća od vrijednosti zabilježenih na obali Jadranskog mora u Crnoj Gori (1.7 mg/kg w.w.) (Olgunoğlu i dr., 2015; Antović i dr., 2019). Sa druge strane koncentracije Fe u mišićnom tkivu oslića iz Sredozemnog mora u Turskoj (83.97 mg/kg w.w.) i Tirenskog mora u Algeriji (22.16 mg/kg w.w.) su bile značajno više od vrijednosti zabilježenih u ovoj studiji (Kulcu i dr., 2014; Alik i dr., 2021), Tabela 5.11.

113 Neda Bošković Tabela 5.11

Poređenje koncentracija teških metala u mišićnom tkivu barbuna i oslića u ovoj studiji sa literaturnim podacima (mg/kg w.w.)

Vrsta	Područje uzorkovanja	Teški metali	Literatura	ribe	As	Fe	Zn	Hg	Mn	Cu	Pb	Ni	Cr	Cd	M	
M.barbatus	Crna Gora, Jadransko more Hrvatska, Jadransko more Italija, Jadransko more Italija, Sredozemno more Libija, Sredozemno more Španija, Sredozemno more Turska, Sredozemno more Turska, Crno more Turska, Egejsko more	As	8.6-39.5	(20.21)	0.01-70.9	2.94-7.47	2.25-4.1	0.18-0.8	0.127-0.674	0.23-0.3	<0.02-0.05	(4.43)	(3.25)	(0.5)	(0.35)	(0.26)
		Oslić	0.001-2.07	0.001-57.6	0.001-0.27	0.001-0.85										
		Barbun	59.9	26.7	0.48	6.08	0.05	0.07	0.12	0.01	0.06	0.69	0.002			
		Oslić	9.48	2.64	0.05	0.12	0.01	0.06	0.69	0.002						
		Oslić	5.9	0.07	0.27	0.19	0.6									
		Oslić	15.05	3.61	0.09	0.43	0.05	0.001								
		Oslić	69.85	25.12	1.17	6.34										
		Oslić	7.9-39.8	3.48-40.72	0.31-1.53	1.23-9.21	0.09-7.0	0.9-2.84	0.02-0.65	0.02-0.55						
		Oslić	4.16-9.32	0.36-0.97	0.11-1.25	1.20-9.74	4.21-9.02									
		Oslić	<0.1	<0.1	<0.02											
		Oslić	2.6-10.7	(8.5)	<0.05-12.9	38.7	0.11-0.38	1.08-2.62	2.51-3.55							

0.055-0.22 0.104-0.24 0.108-0.163 <0.02-0.034 (1.66) (2.78) // (0.153) / (0.176) / (0.128) / (0.025) 0.25 <0.1 / <0.1 / <0.02 / Ova studija Kragulj i dr., 2018 1.7 3.3 / 0.09 0.16 <0.1 <0.5 0.1 <0.2 Antović i dr., 2019 // <0.02-0.99 // <0.05 // <0.01 Brkić i dr., 2017 / 22.93 0.59 / 5.67 0.03 // 0.06 Perugini i dr., 2013 / 0.296-2.22 0.005-0.16 0.23-1.345 0.218-0.513 0.001-0.21 <0.01-0.035 0.33-0.85 0.001-0.01 Salvaggio i dr., 2020 2.58 3.69 // 0.26 n.d. // n.d. Olgunoğlu i dr., 2015 83.97 19.82 // 0.38 6 // / Kulcu i dr., 2014 22.16 17.18 // 0.62 0.6 0.282 / 0.203 Alik i dr., 2021 114 Nađene koncentracije Zn (2.25 ? 4.1 mg/kg w.w.) u mišićnom tkivu barbuna su bile u okviru vrijednosti nađenih na obali Sredozemnog mora u Španiji (3.61 mg/kg w.w.) i veće od vrijednosti zabilježenih u Egejskom moru u Turskoj (0.36 ? 0.97 mg/kg w.w.) (Tas i dr., 2011; Martínez?Gómez i dr., 2012) Takođe, zabilježene vrijednosti Zn u barbunu su bile niže od vrijednosti zabilježenih na obali: Jadranskog mora u Italiji (26.7 mg/kg w.w.); Sredozemnog mora u Libiji (5.9 mg/kg w.w.) i Turskoj (25.12 mg/kg w.w.) i Crnog mora u Turskoj (3.48 ? 40.72 mg/kg w.w.) (Findik i Cicek, 2011; Perugini i dr., 2013; Kulcu i dr., 2014; Al?Kazaghly i dr., 2021). U mišićnom tkivu oslića sa crnogorskog primorja koncentracije Zn (2.51 ? 3.55 mg/kg w.w.) su bile niže od vrijednosti dobijenih u: Jadranskom moru u Italiji (22.93 mg/kg w.w.); Sredozemnom moru u Turskoj (19.82 mg/kg w.w.) i Tirenskom moru u Algeriji (17.18 mg/kg w.w.) (Perugini i dr., 2013; Kulcu i dr., 2014; Alik i dr., 2021). Takođe, zabilježene vrijednosti Zn u osliću su bile bliske vrijednostima nađenim u osliću sa obale Jadranskog mora u Crnoj Gori (3.3 mg/kg w.w.) i Sredozemnog mora u Turskoj (3.69 mg/kg w.w.) i veće od vrijednosti zabilježenih u Jonskom moru u Italiji (0.296 ? 2.22 mg/kg w.w.) (Olgunoğlu i dr., 2015; Antović i dr., 2019; Salvaggio i dr., 2020), Tabela 5.11. Koncentracije Hg u mišićnom tkivu barbuna (0.18 ? 0.8 mg/kg w.w.) su bile niže od vrijednosti nađenih na obalama Jadranskog mora u Hrvatskoj (0.001 ? 2.07

mg/kg w.w .) i Italiji (0.05 ? 1.85 mg/kg w.w

14

.) (Bilandžić i dr., 2011; Storelli i Barone, 2013). Srednja koncentracija Hg (0.5 mg/kg w.w.) u uzorcima barbuna u ovoj studiji bila je gotovo identičana kao srednja koncentracija Hg u barbunu iz Jadranskog mora u Italiji (0.48 mg/kg w.w.) (Perugini i dr., 2013). U mišićnom tkivu oslića koncentracije Hg (0.055 ? 0.22 mg/kg w.w.) su bile niže ili u okviru vrijednosti nađenih u osliću iz Jadranskog mora u Hrvatskoj (<0.02 ? 0.

99 mg/kg w.w .) i Italiji (0 .59 mg/kg w.w

47

.) (Perugini i dr., 2013; Brkić i dr., 2017) i veće od vrijednosti nađenih u osliću iz Jonskog mora u Italiji (0.005 ? 0.16 mg/kg w.w.) (Salvaggio i dr., 2020), Tabela 5.11. Koncentracija Mn (0.127 ? 0.674 mg/kg w.w.) u mišićnom tkivu barbuna sa crnogorskog primorja je bila veća od vrijednosti nađenih u mišićnom tkivu barbuna sa obale Sredozemnog mora u Italiji (0.12 mg/kg w.w.) (Copat i dr., 2018). Međutim, nađene koncentracije Mn u barbunu su bile niže od vrijednosti nađenih na obali Crnog mora u Turskoj (0.31 ? 1.53 mg/kg w.w.) (Findik i Cicek, 2011). Na obalama Jadranskog mora u Crnoj Gori (0.09 mg/kg w.w.) zabilježene su niže, a na obalama Jonskog mora u Italiji (0.23 ? 1.345 mg/kg w.w.) veće koncentracije Mn u mišićnom tkivu oslića u odnosu na rezultate dobijene u ovoj studiji (0.104 ? 0.24 mg/kg w.w.) (Antović i dr., 2019; Salvaggio i dr., 2020), Tabela 5.11. Srednja koncentracije Cu u mišićnom tkivu barbuna sa crnogorskog primorja (0.26 mg/kg w.w.) je bila u okviru vrijednosti nađenih u barbunu sa obale Sredozemnog mora u Libiji (0.27 mg/kg w.w.) (Al?Kazaghly i dr., 2021). Ipak, koncentracije Cu nađene u mišićnom tkivu barbuna sa obale

Jadranskog mora u Hrvatskoj (0.001 ? 57.6 mg/kg w.w.) i Italiji (6.08 mg/kg w.w.) bile su veće od vrijednosti zabilježenih u ovoj studiji (0.23 ? 0.3 mg/kg w.w.) (Bilandžić i dr., 2011; Perugini i dr., 2013). Sa druge strane, koncentracije Cu u mišićnom tkivu oslića (0.108 ? 0.163 mg/kg w.w.) bile su niže od literaturnih podataka zabilježenih u: Jadranskom moru u Italiji (5.67 mg/kg w.w.); Sredozemnom moru u Turskoj (0.26 mg/kg w.w.) i Tirenskom moru u Algeriji (0.62 mg/kg w.w.) i u okviru vrijednosti zabilježenih u Jadranskom moru u Crnoj Gori (0.16 mg/kg w.w.) (Perugini i dr., 2013; Olgunoğlu i dr., 2015; Antović i dr., 2019; Alik i dr., 2021), Tabela 5.11. Koncentracije Pb u mišićnom tkivu barbuna (<0.02 ? 0.05 mg/kg w.w.) su bile niže od vrijednosti nađenih na obalama: Jadranskog mora u Hrvatskoj (0.001 ? 0.27

mg/kg w.w .) i Italiji (0 .03 ? 0 .16 mg/kg w.w

16

.) i Sredozemnog mora u Libiji (0.19 mg/kg w.w.) i Turskoj (6.34 mg/kg w.w.) (Bilandžić i dr., 2011; Storelli i Barone, 2013; Kulcu i dr., 2014; Al?Kazaghly i dr., 2021). S druge strane, dobijene srednje koncentracije Pb u mišićnom tkivu barbuna u: Jadranskom moru u Italiji (0.05 mg/kg w.w.); Sredozemnom moru u Italiji (0.01

mg/kg w.w .) i Španiji (0.05 mg/kg w.w

14

.) bile su u okviru vrijednosti dobijenih u ovoj studiji (0.03 mg/kg w.w.) (Martínez?Gómez i dr., 2012; Perugini i dr., 2013; Copat i dr., 2018). Koncentracije Pb u mišićnom tkivu oslića (<0.02 ? 0.034 mg/kg w.w.) dobijene u ovoj studiji bile su prilično niže od vrijednosti dobijenih u: Jadranskom moru u Crnoj Gori (0.25 mg/kg w.w.), Jonskom moru u Italiji (0.001 ? 0.21 mg/kg w.w.); Sredozemnom moru u Turskoj (6 mg/kg w.w.) i Tirenskom moru u Algeriji (0.6 mg/kg w.w.) (Kulcu i dr., 2014; Kragulj i dr., 2018; Salvaggio i dr., 2020; Alik i dr., 2021). Međutim, izmjerene koncentracije Pb u osliću iz: Jadranskog mora u Crnoj Gori (<0.1

mg/kg w.w .), Hrvatskoj (< 0.05 mg/kg w.w .) i Italiji (0 .03 mg/kg w.w

14

.) bile su u okviru koncentracija zabilježenih u uzorcima ove studije (Perugini i dr., 2013; Brkić i dr., 2017; Antović i dr., 2019), Tabela 5.11. U Sredozemnom moru u Italiji (0.06 mg/kg w.w.) i Crnom moru u Turskoj (0.9 ? 2.84 mg/kg w.w.) izmjerene su veće koncentracije Ni u mišićnom tkivu barbuna u odnosu na vrijednosti zabilježene tokom ovih istraživanja (<0.1 mg/kg w.w.) (Findik i Cicek, 2011; Copat i dr., 2018). Koncentracije Ni u mišićnom tkivu oslića sa crnogorskog primorija (<0.1 mg/kg w.w.)

su bile niže ili u okviru vrijednosti nađenih u osliću sa obale: Jadranskog mora u

1

Crnoj Gori (<0.5 mg/kg w.w.); Jonskog mora u Italiji (<0.007 ? 0.035 mg/kg w.w.) i Tirenskog mora u Algeriji (0.282 mg/kg w.w.) (Antović i dr., 2019; Salvaggio i dr., 2020; Alik i dr., 2021), Tabela 5.11. Izmjerena koncentracija Cr u

mišićnom tkivu barbuna bila je ispod granica detekcije (<0.1 mg/kg w.w.) u ovoj studiji. Sa druge strane, koncentracije Cr u barbanu iz Sredozemnog mora u Italiji (0.69 mg/kg w.w.) i Crnog mora u Turskoj (0.02 ? 0.65 mg/kg w.w.) bile su značajno veće od vrijednosti izmjerenih u ovoj studiji (Findik i Cicek, 2011; Copat i dr., 2018). U Jadranskom moru u Crnoj Gori izmjerene koncentracije Cr u mišićnom tkivu oslića bile su veoma niske, ispod granica detekcije, kao i vrijednosti dobijene u ovom istraživanju (<0.1 mg/kg w.w.), dok su u Jonskom moru u Italiji (0.33 ? 0.85 mg/kg w.w.) izmjerene veće koncentracije Cr u osliću, u odnosu na vrijednosti istraživanja u ovoj studiji (Antović i dr., 2019; Salvaggio i dr., 2020), Tabela 5.11. Vrijednosti Cd u uzorcima barbuna nađenih u: Jadranskom moru, u Hrvatskoj (0.001 ? 0.85

mg/kg w.w .) i Italiji (0 .02 ? 0 .12 mg/kg w.w

16

.); Sredozemnom moru u Libiji (0.6 mg/kg w.w.) i Crnom moru u Turskoj (0.02 ? 0.55 mg/kg w.w.) bile su veće od vrijednosti Cd u barbanu dobijenih u ovoj studiji (<0.02 mg/kg w.w.) (Bilandžić i dr., 2011; Findik i Cicek, 2011; Storelli i Barone, 2013; Al?Kazaghly i dr., 2021). Međutim, u Sredozemnom moru u Italiji (0.002

mg/kg w.w .) i Španiji (0 .001 mg/kg w.w .) vrijednosti Cd

51

u uzorcima barbuna bile su ispod granica detekcije, kao i u ovoj studiji (Martínez?Gómez i dr., 2012; Copat i dr., 2018). Sa druge strane, koncentracije Cd u mišićnom tkivu oslića u ovoj studiji (<0.02 mg/kg w.w.) bile su niže ili u okviru vrijednosti zabilježenih u: Jadranskom moru u Crnoj Gori (<0.2

mg/kg w.w .), Hrvatskoj (< 0 .01 mg/kg w.w .) i Italiji (0 .06 mg/kg w.w

14

.); Sredozemnom moru u Turskoj (n.d.) i Tirenskom moru u Algeriji (0.203 mg/kg w.w.) (Perugini i

dr., 2013 ; Olgunoğlu i dr ., 2015; Brkić i dr ., 2017; Antović i dr ., 2019; Alik i dr

19

., 2021), Tabela 5.11. Na osnovu navedenih poređenja može se zaključiti da su ispitivani teški metali u mišićnom tkivu barbuna i oslića bili najčešće u opsegu ili niži od vrijednosti zabilježenih u mišićnom tkivu istih riba iz Jadranskog, Sredozemnog, Jonskog, Egejskog, Crnog i Tirenskog mora. 5.2.2 Poređenje koncentracije teških metala u ribama sa dozvoljenim vrijednostima U Tabeli 5.12 je dat pregled graničnih vrijednosti određenih teških metala u mišićnom tkivu riba, propisanih od strane različitih organizacija, kao i vrijednosti koncentracija ispitivanih metala dobijenih u ovom istraživanju. Tabela 5.12 Propisi o graničnim vrijednostima teških metala u mišićnom tkivu riba i koncentracije ispitivanih teških metala u uzorcima barbuna i oslića u ovom istraživanju (mg/kg vlažnog uzorka) Teški M. M. EC FAO USEPA Sl. list SRJ Sl. list CG metali barbatus merluccius (2006) (1983) (1993) (05/1992) (48/2016) Cd <0.02 Hg 0.18-0.8 (0.5) Pb <0.02-0.05 (0.03) As 8.6-39.5 (20.2) Cu 0.23-0.3 (0.26) Zn 2.25-4.1 (3.25) <0.02 0.055-0.22 (0.153) <0.02-

0.034 (0.025) 2.6-10.7 (8.5) 0.108-0.163 (0.128) 2.51-3.55 (2.78) 0.05 0.05 0.5 - 1.0 0.5 - 1.0 0.3 // / 0.5 0.5 0.5 2.0 5.0 / 30.0 20.0 30.0 100.0 0.1 0.5 - 1.0 0.4 2.0 - 4.0 - 8.0 // / 0.5 0.5 - 1 0.3 // /

Granične vrijednosti nisu propisane za sve esencijalne metale **koji su ispitivani u okviru**

1

ovog istraživanja. Esencijalni metali regulišu niz fizioloških mehanizama ključnih za funkcionisanje i razvoj biljnog, životinjskog i ljudskog organizma, a njihov nedostatak može dovesti do različitih oboljenja (Blanuša i dr., 2005). Međutim, esencijalni metali se mogu smatrati opasnim pri većim koncentracijama i biti toksični (Golovanova, 2008). Granične vrijednosti su propisane najčešće samo za neesencijalne, izuzetno toksične elemente poput Hg, Pb i Cd, dok su ograničeni podaci za granične vrijednosti As u ribi. Koncentracije Cu, Zn, Hg, Pb i Cd u mišićnom tkivu barbuna i oslića sa crnogorskog primorja su bile niže od vrijednosti propisanih regulativama EC (2006), FAO (1983), WHO (1993), Sl. list 118 SRJ (05/1992) i Sl. list CG (48/2016). Međutim, koncentracije As u mišićnom tkivu barbuna i oslića značajno prelaze zakonska ograničenja definisana od strane FAO (1983) (5 mg/kg) i Sl. lista SRJ (05/1992) (2.0 ? 4.0 ? 8.0 mg/kg), Tabela 5.12. Povećan sadržaj As u analiziranim ribama sa crnogorskog primorja može biti posledica različitih antropogenih faktora (pesticidi, konzervansi za drvo i industriju, rudarstvo i otpaci od topljenja). Međutim, As je prirodno prisutan u stijenama, lako se rastvara u morskoj vodi, organska jedinjenja arsena u morskoj sredini oslobađaju se mikrobiološkim procesima (Abernathy i dr., 2003). Rodríguez i dr. (2015) navode da je arsenobetain (organska forma As) dominantan u akvatičnim organizmima, naročito u ribama, dok Abernathy i dr. (2003) navode da su organska jedinjenja arsena u hrani i morskim plodovima mnogo manje toksična od neorganskih jedinjenja As. 5.2.3 Procjena rizika po zdravlje čovjeka Izračunate vrijednosti koeficijenta rizika (THQ) za ispitivane metale u osliću i barbunu,

kao i indeksa opasnosti (HI), kojim se procjenjuje zajednički uticaj svih ispitivanih elemenata, date su

u Tabelama 5.13 i

1

5.14. Za izračunavanje THQ vrijednosti korišćene su srednje koncentracije ispitivanih elemenata tokom dvogodišnjeg perioda ispitivanja (2019/2020) po lokacijama (Bokokotorski zaliv/Otvoreno more), kao i uopšteno za crnogorsko primorje, uzimajući u vidu obje ispitivane lokacije. Tabela 5.13 Koeficijenti rizika (THQ) i indeks opasnosti (HI) za ispitivane metale u barbunu za opštu populaciju, tokom dvogodišnjeg perioda ispitivanja Teški metali Koeficijent rizika (THQ) Otvoreno more Bokokotorski zaliv Crnogorsko primorje As 21.606 9.4722 16.842 Hg 0.8675 1.7442 1.2400 Pb 0.0019 0.0027 0.0021

Cd 0 .0050 0 .0500 0 .0050 Cr 0 .0083 0 .0083 0 .0083 Cu 0 .0016 0

.0017 0 .0016 Fe 0 .0016 0 .0017 0 .0016 Mn 0 .0004 0 .0010 0

24

.0006 Ni 0.0013 0.0013 0.0013 Zn 0.0028 0.0025 0.0027 Indeks opasnosti (HI) 22.496 11.286 18.105 Koeficijent rizika za As i Zn bio je veći u uzorcima barbuna ulovljenim na otvorenom moru, a za Hg, Pb, Cu, Fe i Mn u uzorcima barbuna ulovljenim u Bokokotorskom zalivu. Ekstremno visoke vrijednosti THQ za As zabilježene su u uzorcima barbuna (THQ >

1) sa dijela otvorenog mora (21.606 mg/kg-dan), dok je u uzorcima barbuna iz Bokokotorskog zaliva THQ vrijednost iznosila 9.472 mg/kg-dan. U Bokokotorskom zalivu je zabilježena i povećana vrijednost THQ za Hg, koja je iznosila 1.744 mg/kg-dan (THQ > 1). Za ostale ispitivane metale nije bilo očiglednog rizika pri pojedinačnom analiziranju. Potencijalni rizik se uvećava uzimajući u obzir sve ispitivane teške metale, kao posledica povišenih vrijednosti As u uzorcima riba. S obzirom da su vrijednosti THQ za As u barbanu uzorkovanom u Bokokotorskom zalivu i na otvorenom moru crnogorske obale, kao i vrijednosti THQ za Hg u barbanu uzorkovanom u Bokokotorskom zalivu značajno veće od jedinice, indeks opasnosti je veći od jedinice (HI > 1), što ukazuje da konzumiranje barbuna sa crnogorskog primorija može dovesti do potencijalnog zdravstvenog rizika kod čovjeka, Tabela 5.13. Tabela 5.14 Koeficijenti rizika (THQ) i indeks opasnosti (HI) za ispitivane metale u osliću za opštu populaciju, tokom dvogodišnjeg perioda ispitivanja Teški metali Koeficijent rizika (THQ) Otvoreno more Bokokotorski zaliv Crnogorsko primorije As 8.1667 2.1417 7.0858 Hg 0.4375 0.1375 0.3825 Pb 0.0018 0.0014 0.0018

Cd	0.0050	0	0.0050	0	0.0050	Cr	0.0083	0	0.0083	0	0.0083	Cu	0.0008	0	24
.0007	0	.0008	Fe	0	.0006	0	.0005	0	.0006	Mn	0	.0003	0	.0003	0

.0003 Ni 0.0013 0.0013 0.0013 Zn 0.0022 0.0030 0.0023 Indeks opasnosti (HI) 8.6244 2.2996 7.4887 Sa druge strane, vrijednosti THQ za As, Hg, Pb, Cu i Fe su bile veće u uzorcima oslića sa otvorenog mora, dok su THQ vrijednosti za Zn bile veće u uzorcima oslića iz Bokokotorskog zaliva. Vrijednosti THQ za Cd, Cr, Mn i Ni su bile iste u oba ispitivana područja. Vrijednosti THQ za sve ispitivane teške metale u mišićnom tkivu oslića, osim As, su bile ispod jedinice. Kako su THQ vrijednosti As u osliću uzorkovanom u Bokokotorskom zalivu (2.1417 mg/kg-dan) i na 120 otvorenom moru (8.1667 mg/kg-dan) ekstremno visoke, indeks opasnosti je visok (HI > 1). Ne postoje zdravstveni rizici od unosa Cd, Cr, Pb, Ni, Mn, Fe, Cu, Zn i Hg konzumiranjem oslića (THQ < 1), dok računajući i As, konzumiranje oslića sa crnogorskog primorija može dovesti do zdravstvenih rizika kod čovjeka (THQ > 1, HI > 1), Tabela 5.14. Koncentracije svih ispitivanih metala, a samim tim i vrijednosti THQ i HI su bile veće u uzorcima barbuna u odnosu na uzorke oslića. Ovo istraživanje ukazuje da As, a zatim i Hg mogu doprinijeti riziku za opštu populaciju u uzorcima barbuna i oslića sa crnogorskog primorija, sa udjelom od preko 90% vrijednosti HI. Međutim, As sadržan u ribama i školjkama je obično u formi organskih jedinjenja (npr. arsenobetain) koja su niske toksičnosti (IPCS, 2001). FAO/WHO (2010) su preporučili referentnu dozu unosa neorganskog jedinjenja arsena od 3 µg/kg tjelesne težine po danu iz vode za piće i hrane bez značajnog rizika od štetnih efekata tokom životnog vijeka. 5.2.4 Analiza glavnih koordinata i klasterka analiza teških metala u ribama Analizom glavnih koordinata i klasterkom analizom izvršeno je grupisanje i predstavljanje uzoraka riba prema sezonama, godini i području uzorkovanja, na osnovu izmjerenih koncentracija teških metala u mišićnom tkivu barbuna i oslića, kao i za grupisanje i predstavljanje koncentracija ispitivanih teških metala u uzorcima.

Analiza je obavljena pojedinačno za obje vrste riba, **kao i** zbirno **za cjelokupan period** istraživanja

1

. Na Slici 5.6 je dat prikaz zajedničke PCO i CO analize

. Na Slici 5.6 se primjećuju tri odvojena klastera. Prvi klaster obuhvata uzorke barbuna iz Bokokotorskog zaliva, drugi klaster obuhvata uzorke barbuna sa otvorenog mora za isti vremenski period. Visoka koncentracija As koja je zabilježena u uzorcima barbuna sa otvorenog mora uzorkovanog tokom jeseni 2020. godine, razlog je samostalnog pojavljivanja u klasteru. Ukupna sličnost i povezanost svih uzoraka barbuna je veća od 80%, a sličnost unutar klastera ponaosob je veća od 90%. Rezultati ispitivanih promjenljivih prikazani su i PCO analizom (Slika 5.6), korišćenjem dvije glavne komponente koje zbirno iznose 84.4% ukupnih varijacija. PCO daje raspored promjenljivih i uzoraka u faktorskoj ravni. Sa Slike 5.6 se uočava razdvojenost uzoraka barbuna u odnosu na područje uzorkovanja, pa se uzorci barbuna sa otvorenog mora koji su imali povišene koncentracije As, Zn i Fe nalaze u pozitivnom kvadrantu u odnosu na PCO1 osu. Sa druge strane, uzorci barbuna iz Bokokotorskog zaliva locirani su u negativnom kvadrantu u odnosu na PCO1, kao posledica sadržaja povišenih koncentracija Hg, Mn i Cu. Koncentracije Fe u uzorcima barbuna ulovljenog sa otvorenog mora tokom jesenjeg perioda 2019. godine bile su veće u odnosu na barbun ulovljen u Bokokotorskom zalivu u istom vremenskom periodu. Međutim, tokom proljećnjeg perioda 2019. godine koncentracije Fe su bile veće u uzorcima barbuna uzorkovanim u Bokokotorskom zalivu, što je u saglasnosti sa rezultatima predstavljenim na Slikama 5.4, 5.5 i Tabeli 5.9. Slika 5.6 Grafički prikaz rasporeda promjenljivih u uzorcima barbuna u odnosu na područje, sezone i godinu uzorkovanja, PCO + CO analiza Na Slici 5.7 prikazana je zajednička PCO i CO analiza koncentracije ispitivanih teških metala u uzorcima barbuna tokom cjelokupnog perioda ispitivanja: Na Slici 5.7 su primjetna dva odvojena klastera čija zajednička sličnost i povezanost iznosi 20%, dok unutar klastera ona iznosi od 40?80%. Prvi klaster obuhvata dva podklastera: u prvi podklaster spadaju Cd i Pb sa međusobnom povezanošću od 80%. Drugi podklaster sačinjavaju Cr, Ni, Cu, Mn i Hg, čija međusobna sličnost i povezanost iznosi 60%, dok između Cu, Mn i Hg kao i između Cr i Ni ona iznosi 80%. Drugi klaster obuhvata dva podklastera: u prvom se nalazi As, a u drugom Fe i Zn čija međusobna sličnost i povezanost iznosi 60?80%. Kako su koncentracije Pb i Cd, kao i Cr i Ni u uzorcima barbuna tokom cjelokupnog istraživanja bile veoma niske ili ispod granica detekcije, njihova međusobna povezanost i korelacija je veoma visoka. Povezanost navedenih metala govore da imaju slično porijeklo u životnoj sredini, najčešće kao posledica antropogenih aktivnosti (rudarstvo, rafinacija obojenih metala, eksploatacija i sagorijevanje fosilnih goriva, spaljivanje i odlaganje otpada), što dodatno objašnjava njihovu veliku korelaciju (Rodríguez i dr., 2015). Sa druge strane, povezanost i sličnost između Cu, Hg i Mn u jednom podklasteru i Fe, Zn i As u drugom klasteru može ukazivati na njegovo prirodno porijeklo u životnoj sredini s obzirom da su sadržani u visokim koncentracijama u mineralima, stijenama i sedimentima (Rajkowska i Protasowicki, 2012). Cu, Mn, Fe i Zn su esencijalni mikroelementi koji su prirodno prisutni u materijama biljnog i životinjskog porijekla (Šefer i Sinovec, 2008; Rajkowska i Protasowicki, 2012). Kako su koncentracije As, a zatim i Fe i Zn u svim uzorcima barbuna tokom cjelokupnog istraživanja bile visoke (Tabela 5.9), vektori uzoraka barbuna na PCO grafiku locirani su u pozitivnom kvadrantu u odnosu na obje ose (PCO1 i PCO2), Slika 5.7. Rezultati ispitivanih promjenljivih prikazanih PCO analizom zbirom dvije glavne komponente iznose 95.1% ukupnih varijacija. Slika 5.7 Grafički prikaz rasporeda teških metala u uzorcima barbuna, PCO + CO analiza Na Slici 5.8 je dat prikaz zajedničke PCO i CO analize

za ispitivane uzorke oslića tokom cijelog perioda istraživanja, u odnosu na područje, sezonu i godinu uzorkovanja

1

. Slika 5.8 Grafički prikaz rasporeda promjenljivih u uzorcima oslića u odnosu na područje, sezone i godinu uzorkovanja, PCO + CO analiza Na Slici 5.8 se primjećuju dva klastera: prvi klaster obuhvata uzorke oslića iz Bokokotorskog zaliva, a drugi klaster obuhvata uzorke oslića sa otvorenog mora. Sličnost, a samim tim i povezanost između dva identifikovana klastera iznosi 70%, dok unutar klastera ona iznosi 90%. Na osnovu PCO analize, kao i na osnovu CO analize, uočava se jasno razdvajanje uzoraka oslića u odnosu na područje uzorkovanja. Tačnije uzorci oslića iz Bokokotorskog zaliva su sadržali veće koncentracije Zn u mišićnom tkivu u odnosu na uzorke oslića sa otvorenog mora (Tabela 5.9), zbog čega su ovi uzorci smješteni u pozitivnim kvadrantima u odnosu na PCO1 i PCO2 osu. Uzorci oslića koji su uzorkovani na otvorenom moru su smješteni u negativnom kvadrantu u odnosu na PCO1 osu, zbog povišenih koncentracija svih ispitivanih metala, osim Zn, u odnosu na uzorke oslića iz Bokokotorskog zaliva. Zbir dvije glavne komponente koje su dobijene PCO analizom objašnjavaju 98.5% ukupnih varijacija. Slično kao i kod uzoraka barbuna, uočene su razlike između koncentracije ispitivanih teških metala u mišićnom tkivu oslića u odnosu na područje uzorkovanja. Na Slici 5.9 predstavljeni su rezultati rasporeda teških metala u uzorcima oslića primjenom PCO i CO analize. Slika 5.9 Grafički prikaz rasporeda teških metala u uzorcima oslića, PCO + CO analiza Na Slici 5.9 uočavaju se dva klastera, čija je međusobna povezanost i sličnost 20%.

Prvi klaster se sastoji iz dva podklastera, pri čemu se u prvom podklasteru nalaze

43

Cd i Pb sa međusobnom sličnošću od 80%, dok se u drugom podklasteru nalaze Cr, Ni, Cu, Hg, Mn sa međusobnom povezanošću od 80%. Unutar prvog klastera sličnost i povezanost iznosila je 40%. Drugi klaster se takođe sastoji od dva podklastera, pri čemu se u prvom podklasteru nalazi As, a u drugom Zn i Fe. Kao i kod uzoraka barbuna (Slika 5.7), primjećen je sličan raspored teških metala u klasterima i PCO analizi. Međusobna sličnost između podklastera u drugom klasteru iznosi 60%, a unutar podklastera 80%. Slično kao sa uzorcima barbuna, u uzorcima oslića su najzastupljeniji metali bili As, Zn i Fe (Tabela 5.9), zbog čega su vektori uzoraka oslića locirani u pozitivnom kvadrantu u odnosu na PCO1 osu. Raspored koncentracija ispitivanih teških metala u uzorcima oslića prikazan pomoću PCO i CO analize je veoma slična kao i kod uzoraka barbuna, što potvrđuje potencijalno porijeklo i međusobnu povezanost ispitivanih teških metala. PCO analiza zbirom dvije glavne komponente iznosi 96.1% ukupnih varijacija. Međusobni odnos i raspored uzoraka barbuna i oslića u odnosu na područja, sezonu i godinu uzorkovanja, PCO + CO analiza, prikazan je na Slici 5.10. Slika 5.10 Grafički prikaz rasporeda promjenljivih u uzorcima barbuna i oslića u odnosu na područje, sezone i godinu uzorkovanja, PCO + CO analiza Na Slici 5.10 se uočavaju dva klastera sa ukupnom povezanošću od 60%. Prvi klaster obuhvata uzorke oslića koji su uzorkovani u proljeće 2020. godine u Bokokotorskom zalivu, dok se drugi klaster sastoji od četiri podklastera sa međusobnom sličnošću od 80%. Prvi podklaster sadrži uzorke oslića sa otvorenog mora, drugi podklaster sadrži uzorke barbuna sa otvorenog mora osim uzorke barbuna koji su uzorkovani tokom jeseni 2020. godine koji se javljaju samostalno, tačnije u trećem podklasteru. Četvrti podklaster sadrži uzorke barbuna iz Bokokotorskog zaliva. Sličnost i povezanost unutar navedena četiri podklastera je 90%. PCO

analiza (Slika 5.10), daje jasniji raspored uzoraka oslića i barbuna u dvodimenzijalnom sistemu, pri čemu se uočava razdvojenost uzoraka u odnosu na koncentraciju teških metala u mišićnom tkivu različitih vrsta riba. U uzorcima barbuna, tokom cjelokupnog istraživanja, koncentracije svih ispitivanih elemenata su bile veće u odnosu na koncentracije ispitivanih teških metala u uzorcima oslića (Tabela 5.9), pa su uzorci barbuna locirani u pozitivnom, a uzorci oslića u negativnom kvadrantu u odnosu na PCO1 osu. Položaj uzoraka oslića koji su uzorkovani u proljeće 2020. godine u Bokotorskom zalivu u pozitivnom kvadrantu u odnosu na PCO2 osu, kao i samostalna pojava u klasteru, objašnjava se činjenicom da su u tim uzorcima zabilježene povišene koncentracije Zn (Tabela 5.9), u odnosu na ostale uzorke. Uzorci barbuna uzorkovani sa otvorenog mora tokom jesenjeg perioda 2020. godine bilježili su najviše koncentracije As (Tabela 5.9), zbog čega su ovi uzorci locirani u pozitivnom kvadrantu u odnosu na PCO1 i PCO2 osu i pojavili su se kao nezavistan podklaster unutar drugog klastera. PCO analiza zbirom dvije glavne komponente iznosi 87.8% ukupnih varijacija.

5.2.5 Permutaciona multivarijantna analiza teških metala u ribama PERMANOVA i Monte Carlo test korišćeni su za procjenu uticaja parametara poput: područja, sezone, godine uzorkovanja kao i vrste ribe, na koncentraciju ispitivanih teških metala u mišićnom tkivu barbuna i oslića. Linearna zavisnost ispitivanih promjenljivih prikazana je u Tabeli 5.15. Tabela 5.15 Korelaciona analiza faktora poput: područja, sezone, godine uzorkovanja kao i vrste ribe, na koncentraciju ispitivanih teških metala u mišićnom tkivu barbuna i oslića tokom cjelokupnog istraživanja, PERMANOVA + Monte Carlo test. Pseudo F P (perm) Unique perms P (Monte Carlo) Barbun Sezona 0.9297 0.4215 312 0.4421 Godina 1.6404 0.2642 312 0.2713 Područje 5.5548 0.0414 312 0.0437 Oslić Sezona 0.2206 0.7754 15 0.7501 Godina 0.4026 0.7717 15 0.6867 Područje 41.526 0.0295 30 0.0102 Barbun i oslić Vrsta ribe 9.0478 0.0025 9750 0.0027 Korelacija barbuna i oslića u odnosu na sezonu i godinu uzorkovanja kao i kombinaciju ova dva parametra ukazuje da korelacija postoji, da je pozitivna, ali da nije statistički značajna ($p > 0.05$). Zabilježena je pozitivna korelacija koja je statistički značajna ($p < 0.05$) između barbuna i oslića u odnosu na područje uzorkovanja, što pokazuje i PCO i CO analiza (Slika 5.6 i 5.8). Međusobni odnos koncentracija ispitivanih metala u mišićnom tkivu dvije različite vrste riba (bentosna i bento pelagična) ukazuje na statističku značajnost ($p < 0.05$). Dobijeni rezultati sugerisu da statističke korelacije koncentracija ispitivanih teških metala u barbunu i osliću zavise od područja uzorkovanja kao i od vrste ribe, dok ne zavise od godine uzorkovanja kao ni sezone uzorkovanja, što potvrđuju PCO i CO analiza (Slika 5.6 i 5.8).

6. MIKROPLASTIKA U MORSKOJ SREDINI CRNOGORSKOG PRIMORJA 6.1. Sadržaj mikroplastike u sedimentu MPs je identifikovana u svim uzorcima sedimenta. Zastupljenost MPs u površinskom sedimentu sa deset ispitivanih lokacija duž crnogorskog primorja, uzorkovanih tokom proljećnog i jesenjeg perioda 2019. i 2020. godine, predstavljena je na Slici 6.1. Slika 6.1 Zastupljenost MPs u površinskom sedimentu sa deset ispitivanih lokacija duž crnogorskog primorja u odnosu na sezonu uzorkovanja (proljeće?jesen; 2019?2020. godine) Zastupljenost MPs u sedimentima varirala je u zavisnosti od područja, lokacije, sezone i godine uzorkovanja. Na lokacijama gdje je veći antropogeni uticaji, usled velike gustine naseljenosti, i koje predstavljaju značajne turističke centre, zabilježene su najveće koncentracije MPs (Dobrota, Budva, Herceg Novi, Bijela i Tivat). Srednja zastupljenost MPs u sedimentima zabilježena je na lokacijama Bar i Ada Bojana koje karakteriše intenzivnije dejstvo morskih struja, talasa i vjetra, u odnosu na lokacije iz Bokotorskog zaliva, što može dovesti do premještanja i odnošenja MPs daleko od njenog izvora, kao i akumulacije MPs na drugim lokacijama. Slična zapažanja su ranije iznijeli Alomar i

. (2021). Niža zastupljenost MPs u sedimentu, tokom cjelokupnog 129 istraživanja, je identifikovana na lokacijama koje su manje naseljene (Orahovac i Sveta Nedjelja) i koje ne karakteriše značajan antropogeni uticaj, osim u ljetnjim mjesecima, Slika 6.1. Upoređujući ispitivana područja, zaključuje se da je prosječna zastupljenost MPs značajno veća u površinskim sedimentima uzorkovanim u Bokotorskom zalivu (Dobrota, Orahovac, Sveta Nedjelja, Tivat, Bijela i Herceg Novi), u odnosu na prosječnu zastupljenost MPs u sedimentima uzorkovanim na otvorenom dijelu crnogorskog primorja (Žanjice, Budva, Bar i Ada Bojana), izuzev tokom jesenjeg perioda uzorkovanja 2020. godine (Slika 6.1). Razlike u zastupljenosti MPs u sedimentima u odnosu na područja uzorkovanja mogu biti posledice različitih faktora djelovanja, smanjen kontakt sa otvorenim morem, a samim tim i smanjeno dejstvo struja i talasa u Bokotorskom zalivu u odnosu na otvoreno more, priliv kopnenih voda, gustina naseljenosti, luke, turističke i ribolovne aktivnosti, vremenski period uzorkovanja (Browne i dr., 2011; Claessens i dr., 2011; Nor i Obbard, 2014; Abidli i dr., 2017, 2018). Značajne razlike u zastupljenosti MPs u sedimentima su uočene u odnosu na sezonu uzorkovanja (proljeće?jesen), Slika 6.1. Zastupljenost MPs u sedimentu na ispitivanim lokacijama u odnosu na sezone uzorkovanja kretala se: ? proljeće 2019. godine:

Bijela > Dobrota > Tivat > Budva > Herceg Novi > Orahovac > Bar > Ada Bojana > Sveta Nedjelja > Žanjice

15

, sa ukupnom prosječnom zastupljenosti od 307 MPs/100 g suvog sedimenta; ? jesen 2019. godine: Dobrota > Herceg Novi > Budva > Bijela > Žanjice > Ada Bojana > Sveta Nedjelja > Bar > Orahovac, sa ukupnom prosječnom zastupljenosti od 609 MPs/100 g suvog sedimenta; ? proljeće 2020. godine: Budva > Tivat > Dobrota > Herceg Novi > Ada Bojana > Bijela > Orahovac > Sveta Nedjelja > Bar > Žanjice, sa ukupnom prosječnom zastupljenosti od 271 MPs/100 g suvog sedimenta; ? jesen 2020. godine: Budva > Herceg Novi > Bijela > Dobrota > Tivat > Bar > Ada Bojana > Orahovac > Žanjice > Sveta Nedjelja, sa ukupnom prosječnom zastupljenosti od 455 MPs/100 g suvog sedimenta. Na osnovu navedenog, zaključuje se da je tokom jesenjeg perioda uzorkovanja, obje ispitivane godine, zastupljenost MPs u sedimentu bila značajno veća u odnosu na prolječni period uzorkovanja. Claessens i dr. (2011) i Abidli i dr. (2018) navode da antropogeni uticaji usled povećane turističke aktivnosti i akumulacije MPs tokom ljeta značajno utiču na zastupljenost MPs u sedimentima. Na lokacijama Dobrota, Herceg Novi, Žanjice i Budva je u jesenjem periodu uzorkovanja, tokom obje istraživačke godine, zabilježena veća zastupljenost MPs, dok je u sedimentima na lokacijama Tivat i Bar zabilježena veća zastupljenost MPs tokom prolječnjeg perioda uzorkovanja. Na lokaciji Bijela je tokom 2019. godine bila veća zastupljenost MPs u sedimentu uzorkovanom u prolječnjem periodu, a tokom 2020. godine u jesenjem periodu. U Orahovcu je zabilježena skoro dva puta veća zastupljenost MPs u sedimentu uzorkovanom u prolječnjem u odnosu na jesenji period uzorkovanja 2019. godine, dok se tokom 2020. godine zastupljenost MPs na istoj lokaciji nije razlikovala u odnosu na sezonu uzorkovanja. Zastupljenost MPs u sedimentima na lokacijama Sveta Nedjelja i Ada Bojana je bila veća u jesenjem periodu 2019., odnosno prolječnjem periodu uzorkovanja 2020. godine, Slika 6.1. Veća zastupljenost MPs u sedimentu u prolječnjem periodu u odnosu na jesenji period uzorkovanja na lokacijama Orahovac (2019), Sveta Nedjelja i Ada Bojana (2020) može biti posledica većeg priliva kopnenih voda. U ovom kontekstu, pojedini autori navode da unos slatke vode može biti ključni faktor koji utiče na distribuciju MPs u morskim sredinama (Laglbauer i dr., 2014; Zeri i dr., 2019). Najveća zastupljenost MPs u sedimentu zabilježena je u Dobroti tokom jesenjeg perioda uzorkovanja 2019. godine (2500 MPs/100 g suvog sedimenta), a najmanja na Svetoj Nedjelji (jesen 2020) i

Žanjicama (proljeće 2020) gdje je iznosila 120 MPs/100 g suvog sedimenta, Slika 6.1. Izuzetno visoke koncentracije MPs zabilježene su u sedimentima uzorkovanim tokom jesenjeg perioda 2019. godine na lokacijama Dobrota i Herceg Novi, kao i tokom jesenjeg perioda uzorkovanja 2020. godine na lokaciji Budva, Slika 6.1. Posledice ovakvih vrijednosti mogu biti nanošenja i akumulacije MPs sa drugih izvora (strujanje) i/ili mogu predstavljati rezultat stvarnog stanja nastalog usled različitih antropogenih aktivnosti (Brovne i dr., 2011; Abidli i dr., 2018). Zastupljenost MPs u u površinskim sedimentima sa deset lokacija duž crnogorskog primorja, u odnosu na godinu istraživanja kretala se sledećim opadajućim nizom (Slika 6.2): ? 2019. godina: Dobrota > Herceg Novi > Bijela > Budva > Tivat > Ada Bojana > Žanjice > Orahovac > Sveta Nedjelja, sa ukupnom prosječnom zastupljenosti od 458 ? 213.5 MPs/100 g suvog sedimenta; ? 2020. godina: Budva > Herceg Novi > Bijela > Dobrota > Ada Bojana > Bar > Tivat > Orahovac > Sveta Nedjelja > Žanjice, sa ukupnom prosječnom zastupljenosti od 363 ? 130.1 MPs/100 g suvog sedimenta. Slika 6.2 Zastupljenost MPs u površinskom sedimentu sa deset lokacija duž crnogorskog primorja u odnosu na 2019 (a) i 2020 (b) godinu uzorkovanja Poređenjem dvije istraživačke godine, veća zastupljenost MPs u sedimentima zabilježena je tokom 2019. godine u odnosu na 2020. godinu, Slika 6.2. Jedan od mogućih razloga veće zastupljenosti MPs u sedimentima uzorkovanim u toku 2019. godine, je veći antropogeni uticaj tokom ljetnje turističke sezone 2019. godine u odnosu na 2020. godinu. Tačnije, tokom 2019. godine zabilježena najbolja turistička sezona u Crnoj Gori, a 2020. godine jedna od lošijih sezona (Vlada Crne Gore, 2019a). Uticaj epidemioloških mjera izazvanih virusom COVID-19 u 2020. godini imao je primjetan efekat. Tokom ovog perioda, aktivnosti poput turizma i ribolova su smanjene, zbog čega se smatra da je i zastupljenost MPs u sedimentu uzorkovanom 2020. godine manja u odnosu na zastupljenost MPs u sedimentu uzorkovanom 2019. godine. Zastupljenost MPs u površinskim sedimentima sa deset ispitivanih lokacija duž crnogorskog primorja, tokom cjelokupnog istraživanja, kretala se sledećim nizom: Dobrota > Budva > Herceg Novi > Bijela > Tivat > Ada Bojana > Bar > Orahovac > Žanjice > Sveta Nedjelja, dok je ukupna prosječna zastupljenosti tokom dvogodišnjeg perioda istraživanja iznosila 410.5 ? 154.4 MPs/100g suvog sedimenta, Slika 6.3. Generalno, u površinskom sedimentu u ovoj studiji, zastupljenost MPs je bila visoka do umjerena, u zavisnosti od područja, lokacije, sezone i godine uzorkovanja. Slika 6.3 Zastupljenost MPs u površinskom sedimentu sa deset ispitivanih lokacija duž crnogorskog primorja tokom cjelokupnog istraživanja

6.1.1 Vizuelna identifikacija mikroplastike u sedimentu

MPs se u sedimentu pojavljuje u različitim oblicima, boji i veličini. U Tabeli 6.1 dat je prikaz zastupljenosti oblika i boje MPs u sedimentima u zavisnosti od lokacije i sezone uzorkovanja. Filamenti i fragmenti su identifikovani u svim ispitivanim sedimentima. Na lokaciji Dobrota, najzastupljeniji tip oblika MPs u sedimentu tokom proljećnjeg perioda uzorkovanja 2019. godine bili su fragmenti, zatim filamenti, dok filmovi i granule nijesu identifikovane. Međutim, tokom proljeća 2020. godine, kao i tokom jeseni 2019. i 2020. godine filamenti su bili najzastupljeniji oblici MPs u sedimentu, a zastupljenost filmova i fragmenata bila je slična. Granule su na lokaciji Dobrota identifikovane samo u sedimentu uzorkovanom tokom proljećnjeg perioda 2020. godine. Zastupljenost boje MPs u sedimentima na lokaciji Dobrota tokom cjelokupnog istraživanja kretala se sledećim redom: plava > providna > crvena > crna > žuta > zelena, Tabela 6.1. Tokom proljeća 2019. godine, zastupljenost filamenata i fragmenata u sedimentu na lokaciji Orahovac bila je jednaka, sa manjom zastupljenošću filmova i granula. U jesenjem periodu 2019. i 2020. godine, kao i u proljećnjem periodu 2020. godine, filamenti su bili najdominantniji oblici MPs u sedimentima, zatim fragmenti i filmovi, dok granule nijesu identifikovane. Na lokaciji Orahovac, zastupljenost boje MPs u sedimentima tokom cjelokupnog istraživanja kretala se sledećim redom: plava > crna > crvena > zelena > providna > bijela > bijelo?plava > žuta, Tabela 6.1. Filamenti su bili najdominantniji tipovi oblika MPs u sedimentima na lokaciji Sveta Nedjelja uzorkovani tokom proljeća 2019. i 2020. godine, kao i tokom jeseni 2020. godine, dok su tokom jeseni 2019. godine najdominantniji tipovi oblika MPs bili

2019. godine granule su bile najdominantniji oblik MPs u sedimentima, dok filmovi nijesu identifikovani. Na lokaciji Herceg Novi, zastupljenost boje MPs u sedimentima, tokom cjelokupnog istraživanja, kretala se sledećim redom: žuta > providna > crvena > plava > zelena > crna, Tabela 6.1. Fragmenti su bili najdominantniji tipovi oblika MPs u sedimentima na lokaciji Žanjice uzorkovani tokom jeseni 2019. godine, dok su tokom proljeća 2019. i 2020. godine kao i jeseni 2020. godine, dominantni tipovi oblika MPs na lokaciji Žanjice bili filamenti. Granule su identifikovane samo u sedimentu uzorkovanom tokom jesenjeg perioda 2019. godine, a filmovi tokom proljećnog perioda 2020. godine. Zastupljenost MPs u sedimentima, u odnosu na boju, na lokaciji Žanjice, tokom cjelokupnog istraživanja, kretala se sledećim redom: plava > crvena > žuta > zelena > zelena > providna > crna, Tabela 6.1. Slično kao i na lokaciji Herceg Novi, tokom proljeća 2019. i 2020. godine i tokom jeseni 2020. godine, zastupljenost filamenata u sedimentima na lokaciji Budva bila je najveća. U jesenjem periodu 2019. godine granule su bile najdominantniji oblik MPs u sedimentima, zatim fragmenti, filamenti i filmovi. Granule nijesu identifikovane u sedimentima uzorkovanom tokom proljećnog perioda 2019. godine i jesenjeg perioda 2020. godine. Tokom cjelokupnog istraživanja, zastupljenost MPs u sedimentima, u odnosu na boju, na lokaciji Budva kretala se sledećim redom: plava > crvena > žuta > providna > crna > zelena, Tabela 6.1. Na lokaciji Bar i Ada Bojana, najzastupljeniji tip oblika MPs u sedimentu tokom cjelokupnog perioda istraživanja bili su filamenti, praćeni fragmentima. Granule i filmovi su identifikovani u uzorcima sedimenta na lokaciji Bar samo tokom proljećnog perioda 2020. godine, dok su na lokaciji Ada Bojana identifikovani tokom proljećnog i jesenjeg perioda 2019. godine. Što se tiče zastupljenosti boje MPs u sedimentima, tokom cjelokupnog istraživanja na lokaciji Bar kretala se sledećim redom: plava > crvena > providna > crna > zelena > žuta, a na lokaciji Ada Bojana sledećim: plava > crvena > crna > žuta > providna > zelena, Tabela 6.1. Na Slici 6.4 je dat prikaz procentualne zastupljenosti oblika MPs u ispitivanim sedimentima sa svih lokacija tokom 2019. i 2020. godine ponaosob i ukupno tokom cjelokupnog perioda istraživanja. Slika 6.4 Procentualna zastupljenost oblika MPs u ispitivanim sedimentima sa svih lokacija tokom 2019. i 2020. godine, ponaosob i ukupno tokom cjelokupnog perioda istraživanja Zastupljenost oblika MPs u ispitivanim sedimentima kretala se sledećim nizom: filamenti > fragmenti > granule > filmovi, tokom 2019 godine; filamenti > fragmenti > filmovi > granule, tokom 2020. godine i filamenti > fragmenti > granule > filmovi, tokom cjelokupnog istraživanja. Sa Slike 6.4 se uočava, da se ukupna zastupljenost filamenata i fragmenata u ispitivanim sedimentima nije razlikovala u odnosu na godinu uzorkovanja, dok se ukupna zastupljenost filmova i granula razlikovala u odnosu na godinu uzorkovanja. Filamenti su bili najzastupljeniji oblik MPs u ispitivanim sedimentima iz 2019 (54.2%) i 2020. godine (68.5%), sa srednjom procentualnom zastupljenošću tokom cjelokupnog istraživanja od 61.4%. Nakon filamenata, fragmenti su bili dominantan oblik MPs u sedimentima iz 2019. (25.5%) i 2020. godine (18.5%), sa srednjom procentualnom zastupljenošću tokom cjelokupnog istraživanja od 21.9%. Tokom 2019. godine zabilježena je veća zastupljenost granula (15.7%), a tokom 2020. godine filmova (9.1%) u ispitivanim sedimentima, pa je srednja procentualna zastupljenost granula tokom cjelokupnog istraživanja iznosila 9.8%, a filmova 7%, Slika 6.4. Na Slici 6.5 je dat prikaz procentualne zastupljenosti boje MPs u ispitivanim sedimentima sa svih lokacija tokom 2019. i 2020. godine ponaosob i ukupno tokom cjelokupnog perioda istraživanja. Slika 6.5 Procentualna zastupljenost boje MPs u ispitivanim sedimentima sa svih lokacija tokom 2019. i 2020. godine, ponaosob i ukupno tokom cjelokupnog perioda istraživanja Zastupljenost boje MPs u ispitivanim sedimentima kretala se sledećim nizom: plava > crvena > žuta > providna > crna > zelena > plavo?bijela > bijela, tokom 2019. godine; plava > crvena > crna > providna > žuta > zelena, tokom 2020. godine: plava > crvena > providna > žuta > crna > zelena > plavo?bijela > bijela, tokom cjelokupnog istraživanja. Dominantna boja MPs identifikovana u sedimentu tokom obje godine ponaosob je plava, a zatim crvena. Tokom 2019. godine, identifikovana je veća zastupljenost žute boje u uzorcima sedimenta u odnosu na 2020. godinu, kao i prisustvo plavo?bijele i bijele boje čestica MPs koje nijesu

identifikovane u sedimentu uzorkovanom tokom 2020. godine. Zastupljenost zelene boje MPs u ispitivanim sedimentima nije se značajno razlikovala u odnosu na godinu istraživanja, Slika 6.5. Procentualna zastupljenost veličine MPs u ispitivanim sedimentima sa svih lokacija tokom 2019. i 2020. godine ponaosob i ukupno tokom cjelokupnog perioda istraživanja, prikazana je na Slici 6.6. Slika 6.6 Procentualna zastupljenost veličine MPs u ispitivanim sedimentima sa svih lokacija tokom 2019. i 2020. godine, ponaosob i ukupno tokom cjelokupnog perioda istraživanja Zastupljenost veličine MPs u ispitivanim sedimentima kretala se sledećim nizom: 0.1?0.

5 mm; 1.0?5 .0 mm; 0.5?1.0 mm; < 0 .1 mm

36

, tokom 2019. godine; 1.

0?5 .0 mm; 0.1?0 .5 mm; 0.5?1.0 mm; < 0.1 mm

20

, tokom 2020. godine i 1.

0?5 .0 mm; 0.1?0 .5 mm; 0.5?1.0 mm; < 0.1 mm

20

, tokom cjelokupnog istraživanja. Tokom obje istraživačke godine zabilježena je najmanja zastupljenost čestica MPs reda veličine < 0.1 mm, a zatim veličine reda od 0.5?1.0 mm. Tokom 2019. godine, dominantna veličina MPs bila je u rasponu od 0.1?0.5 mm, a tokom 2020. godine u rasponu od 1.0?5.0 mm (Slika 6.6). Primjeri različitih oblika, boje i veličine MPs identifikovane u površinskim sedimentima sa crnogorskog primorja, tokom cjelokupnog istraživanja, prikazane su na Slici 6.7. Slika 6.7 Identifikovane čestica MPs u uzorcima sedimenta (različite boje, veličine i oblika) primjenom optičkog mikroskopa Olympus SZX16: filamenti (a–h), fragmenti (i–q), filmovi (r–u) i granule (v–x) 140 6.1.2 Hemijska identifikacija mikroplastike u sedimentu Ukupno 22.5% vizuelno identifikovanih čestica MPs u svim uzorcima sedimenta tokom cjelokupnog istraživanja, predstavljaju najčešće čestice MPs koje su analizirane u cilju hemijske identifikacije tipova polimera primjenom FTIR spektroskopije. Tačnije, primjenom FTIR spektroskopije, analizirano je 29.3% čestica MPs u sedimentima uzorkovanim u proljećnjem periodu 2019. godine, 15% čestica MPs u sedimentima u jesenjem periodu 2019. godine, 32% čestica MPs u sedimentima u proljećnjem periodu 2020. godine i 22.4% čestica MPs u sedimentima u jesenjem periodu 2020. godine. Iz svakog uzorka sedimenta je analizirano 20?30% čestica. U uzorcima sedimenta tokom cjelokupnog istraživanja, 87.1% analiziranih čestica MPs su identifikovane kao polimeri, dok 12.9% analiziranih čestica MPs su identifikovane kao nepolimerne materije (poput: celuloze, neorganskih i prirodnih materijala). Svi rezultati su korigovani prema nivou polimernih čestica MPs. Tokom cjelokupnog istraživanja, u uzorcima sedimenta identifikovani su sledeći tipovi polimera: polietilen (PE), polipropilen (PP), polietilen tereftalat (PET), poliamid (PA), polistiren (PS) i akrilatni kopolimeri (AC cop.). Neke čestice MPs nijesu mogle da se odrede primjenom FTIR spektroskopije iako su pokazivale prisustvo polimernog materijala. Tačnije, usled raspadanja plastike tokom godina (starija plastika) teško je utvrditi o kom se polimeru tačno radi. Navedene čestice označene su kao neidentifikovani polimeri (unidentified polymers ? Unid.poly.). Svi uzorci sedimenta sadržali su najmanje tri, a najviše sedam različitih

tipova polimera. PP i PE su detektovani u svim uzorcima sedimenta tokom cjelokupnog istraživanja. U Tabeli 6.2 dat je prikaz procentualne zastupljenosti tipova polimera u sedimentima u zavisnosti od lokacije i sezone uzorkovanja. Na lokaciji Dobrota tokom cjelokupnog istraživanja, zastupljenost polimera kretala se sledećim nizom: PP > PE > PET > Unid.poly. > PA > PS > AC cop. Najdominantniji tip polimera u sedimentu na lokaciji Dobrota tokom četiri sezone uzorkovanja bio je PP, zatim PE i PET, sa manjim sadržajem ostalih polimera, Tabela 6.2. U sedimentima na lokaciji Orahovac, tokom cjelokupnog istraživanja, zastupljenost identifikovanih polimera kretala se u nizu: PE > PP > PET > Unid.poly. > PA. Tokom proljeća 2019. dominantni tip polimera u sedimentu je bio PP, dok je tokom jeseni 2019. i proljeća 2020. godine to bio PE. U jesenjem periodu uzorkovanja 2020. godine zabilježena je jednaka zastupljenost ova dva polimera u sedimentu, Tabela 6.2.

Tabela 6.2 Procentualna zastupljenost tipova polimera u sedimentima u zavisnosti od lokacije i sezone uzorkovanja

Lokacije	Polimeri (%)	PP	PE	PET	PA	PS	AC cop.	Unid. poly.
Dobrota*	56.3	6.3	0.0	6.3	0.0	0.0	31.3	Dobrota**
Dobrota**	98.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	Dobrota***
Dobrota***	41.6	25	16.6	8.3	8.3	0	0	Dobrota****
Dobrota****	46.1	23.1	23.1	7.7	0	0	0	Orahovac*
Orahovac*	42.8	14.3	14.3	14.3	0	0	14.3	Orahovac**
Orahovac**	33.3	53.3	0	0	0	0	13.3	Orahovac***
Orahovac***	25	50	25	0	0	0	0	Orahovac****
Orahovac****	37.5	37.5	25	0	0	0	0	Sveta Nedjelja*
Sveta Nedjelja*	14.3	42.8	0	0	0	0	14.3	Sveta Nedjelja**
Sveta Nedjelja**	55	25	0	0	0	0	20	Sveta Nedjelja***
Sveta Nedjelja***	33.3	50	16.7	0	0	0	0	Sveta Nedjelja****
Sveta Nedjelja****	42.9	42.9	14.3	0	0	0	0	Tivat*
Tivat*	20	10	40	10	10	10	10	Tivat**
Tivat**	53.8	26.9	0	0	0	0	19.2	Tivat***
Tivat***	33.3	25	16.7	16.7	0	0	8.3	Tivat****
Tivat****	36.4	27.3	18.2	9.1	9.1	0	0	Bijela*
Bijela*	30.8	7.7	23.1	7.7	14.1	7.7	7.7	Bijela**
Bijela**	48.8	32.6	0	0	0	0	18.6	Bijela***
Bijela***	44.4	33.3	0	22.2	0	0	0	Bijela****
Bijela****	22.2	33.3	11.1	11.1	0	0	22.2	Herceg Novi*
Herceg Novi*	45.5	18.2	27.3	0	9.1	0	0	Herceg Novi**
Herceg Novi**	21.5	0.0	0.0	0	0	0	0	Herceg Novi***
Herceg Novi***	33.3	22.2	22.2	11.1	11.1	0	0	Herceg Novi****
Herceg Novi****	31.2	18.8	31.2	12.5	6.3	0	0	Žanjice*
Žanjice*	20	60	0	0	0	0	20	Žanjice**
Žanjice**	46.9	0	0	0	0	0	53.1	Žanjice***
Žanjice***	20	40	40	0	0	0	0	Žanjice****
Žanjice****	16.7	33.3	50	0	0	0	0	Budva*
Budva*	50	12.5	25	0	0	12.5	0	Budva**
Budva**	31	25.9	0	0	0	0	43.1	Budva***
Budva***	28.6	28.6	14.3	14.3	14.3	0	0	Budva****
Budva****	11.1	27.8	44.4	11.1	5.6	0	0	Bar*
Bar*	40	20	0	20	0	0	20	Bar**
Bar**	50	37.5	0	0	0	0	12.5	Bar***
Bar***	28.6	42.7	28.6	0	0	0	0	Bar****
Bar****	16.6	50	16.6	16.6	0	0	0	Ada Bojana*
Ada Bojana*	37.5	25	25	0	0	0	12.5	Ada Bojana**
Ada Bojana**	39.3	42.9	0	0	0	7.1	10.7	Ada Bojana***
Ada Bojana***	36.4	18.2	18.2	27.3	0	0	0	Ada Bojana****
Ada Bojana****	37.5	25	12.5	0	0	0	25	* proljeće 2019; ** jesen 2019; *** proljeće 2020; **** jesen 2020

Zastupljenost identifikovanih polimera u sedimentima na lokaciji Sveta Nedjelja tokom cjelokupnog istraživanja kretala se: PE > PP > Unid.poly. > PET > AC cop.. PE je bio najzastupljeniji tip polimera u sedimentu uzorkovanom tokom proljećnjeg perioda obje godine, a PP tokom jesenjeg perioda uzorkovanja 2019. godine. Jednaka zastupljenost PP i PE u sedimentu na lokaciji Sveta Nedjelja zabilježena je tokom jesenjeg perioda uzorkovanja 2020. godine, Tabela 6.2. Na lokaciji Tivat, tokom cjelokupnog istraživanja, zastupljenost identifikovanih polimera u sedimentima kretala se u nizu: PP > PE > PET > Unid.poly. > PA > PS. U proljećnjem periodu uzorkovanja 2019. godine, dominantan tip polimera u sedimentu bio je PET, dok je tokom jesenjeg perioda 2019. i proljećnjeg i jesenjeg perioda uzorkovanja 2020. godine, dominantan tip polimera u sedimentu bio PP, Tabela 6.2. PP je bio dominantan polimer u svim sedimentima na lokaciji Bijela, osim u sedimentu uzorkovanom tokom jesenjeg perioda 2020. godine. Zastupljenost identifikovanih polimera na lokaciji Bijela tokom cjelokupnog istraživanja kretala se u sledećem nizu: PP > PE > PET > PA > PA > Unid.poly. > AC cop. > PS, Tabela 6.2. U sedimentima na lokaciji Herceg Novi, tokom cjelokupnog istraživanja, zastupljenost identifikovanih polimera kretala se u sledećem nizu: PP > PET > Unid.pol. > PE > PS > PA. Tokom jesenjeg perioda uzorkovanja 2019. godine, u uzorcima sedimenta na lokaciji Herceg Novi bili su dominantni Unid.poly., dok je tokom ostalih sezona uzorkovanja PP bio dominantan tip polimera u sedimentu, Tabela 6.2. Zastupljenost identifikovanih polimera u sedimentima na lokaciji Žanjice tokom cjelokupnog istraživanja kretala se: PE > PP > PET > Unid.poly.. PP je tokom jesenjeg perioda uzorkovanja 2019. godine bio je dominantan polimer u sedimentu, PE u sedimentu uzorkovanom u proljećnjem periodu 2019. godine, a PET u sedimentu uzorkovanom u jesenjem periodu 2020. godine. Jednaka zastupljenost PE i PET u sedimentu je zabilježena tokom proljećnjeg perioda uzorkovanja 2020.

godine, Tabela 6.2. U sedimentima na lokaciji Budva, tokom cjelokupnog istraživanja, zastupljenost polimera kretala se: PP > PE > PET > Unid.poly. > PA > PS > AC cop.. Tokom proljećnjeg perioda uzorkovanja 2019. godine PP je bio dominantan polimer u sedimentu, a tokom proljećnjeg perioda uzorkovanja 2020. godine PP i PE su imali istu procentualnu zastupljenost u ispitivanom sedimentu. Unid.poly. su bili dominantni u sedimentu uzorkovanom tokom proljeća 2019. godine, a PET u sedimentu uzorkovanom tokom proljeća 2020. godine, Tabela 6.2. Tokom cjelokupnog istraživanja, na lokaciji Bar zastupljenost polimera u sedimentima kretala se sledećim nizom: PP > PE > PET > PA > Unid.poly.. Tokom 2019. godine PP je bio dominantan polimer u sedimentima na lokaciji Bar, a tokom 2020. godine PE, Tabela 6.2. U sedimentima na lokaciji Ada Bojana, tokom cjelokupnog istraživanja, zastupljenost tipova polimera kretala se u sledećem nizu: PP > PE > PET > Unid.poly. > PA > AC cop. Dominantan tip polimera u svim uzorcima sedimenta, osim tokom jesenjeg perioda uzorkovanja 2019. godine gdje je PE bio dominantan polimer u sedimentu, je PP, Tabela 6.2. Na Slici 6.8 je dat prikaz procentualne zastupljenosti polimera u ispitivanim sedimentima sa svih lokacija tokom 2019. i 2020. godine ponaosob i zbirno tokom cjelokupnog perioda istraživanja, dok su na Slici 6.9 prikazani primjeri spektra najčešćih identifikovanih polimera u analiziranim sedimentima. Slika 6.8 Procentualna zastupljenost tipova polimera u ispitivanim sedimentima sa svih lokacija tokom 2019. i 2020. godine ponaosob i zbirno tokom cjelokupnog perioda istraživanja Zastupljenost identifikovanih polimera u ispitivanim sedimentima kretala se sledećim nizom: PP > Unid.poly. > PE > PET > PA > AC cop. > PS, tokom 2019 godine; PP > PE > PET > PA > PS > Unid.poly., tokom 2020. godine i PP > PE > PET > Unid.poly. > PA > PS > AC cop., tokom cjelokupnog istraživanja. Tokom obje istraživačke godine zabilježena je najveća zastupljenost PP u sedimentima, dok AC cop. nije identifikovan u sedimentima uzorkovanim 2020. godine. U sedimentima uzorkovanim 2019. godine zabilježena je veća zastupljenost Unid.poly. i PP u odnosu na sediment uzorkovan 2020. godine, dok je u sedimentima uzorkovanim 2020. godine zabilježena veća zastupljenost PE, PET i PA u odnosu na sediment koji je uzorkovan 2019. godine. Zastupljenost PS je bila slična tokom obje godine uzorkovanja, Slika 6.8. Slika 6.9 Primjeri spekara FTIR spektroskopije različitih identifikovanih polimera u uzorcima sedimenata 145

6.1.3 Poređenje zastupljenosti i karakteristika mikroplastike u sedimentu sa podacima iz literature Poređenje zastupljenosti MPs u morskim sedimentima u ovoj studiji u odnosu na prethodne dostupne studije, predstavljena

je u Tabeli 6.3. Tabela 6.3 Poređenje zastupljenosti MPs u morskim sedimentima pronađenim 46

u

ovoj studiji u odnosu na prethodne dostupne studije Broj Područje ispitivanja analiziranih lokacija Srednja koncentracija (MPs/kg suvog Literatura sedimenta) Crna Gora Jadransko more površinski sediment Hrvatska Jadransko more površinski sediment Hrvatska Jadransko more površinski sediment Hrvatska Jadransko more morsko dno Hrvatska Jadransko more površinski sediment Italija Jadransko more laguna Italija Jadransko more površinski sediment Italija Sredozemno more priobalni sediment Tunis Sredozemno more površinski sediment Španija Sredozemno more priobalni sediment Belgija Sjeverno more lučki sediment Belgija Sjeverno more površinski sediment Holandija Sjeverno more površinski sediment Engleska Sjeverno more površinski sediment Francuska Sjeverno more površinski sediment Argentina Atlanski okean morsko dno Japan Tihi okean površinski sediment Iran Indijski okean površinski sediment 10 410.5 ? 154.4 10 177.6 ? 112.6 7 310 ? 109 20 360 ? 169.1 17 263.6 ? 64.8 10 1445.2 ? 458.4 7 254.6 ? 200.4 9 272.8 ?

44 4 7960 ± 6840 6 499.1 11 166.7 ? 92.1 7 585.3 11 224.5 4 306 5 481.2 7 182.9 ? 115.1 2 1800 5 61 ? 51.3 Ova studija
Blašković i dr., 2017 Renzi i dr., 2019 Palatinus i dr., 2019 Renzi i Blašković, 2020 Vianello i

dr., 2013 Renzi i dr ., 2018 Piazzolla i dr ., 2020 Abidli i dr ., 2017 Alomar i dr ., 19
2016 Claessens i dr ., 2011 Maes i dr ., 2017 Maes i dr ., 2017 Maes i dr

..

2017 Maes i dr., 2017 Ronda i dr ., 2019 Matsuguma i dr ., 2017 Naji i dr 18

., 2017 U poređenju sa literaturnim podacima iz Jadranskog mora i širom svijeta, prosječna zastupljenost MPs
pronađena u svim uzorcima sedimenta ove studije (410.5 ? 154.4 MP/kg suvog sedimenta) bila je niža od vrijednosti
registrovanih na obalama: Jadranskog mora u Italiji (1445.2 ? 458.4 MP/kg suvog sedimenta); Sredozemnog mora u
Španiji (499.1 MP/kg suvog sedimenta) i Tunisu (7960 ± 6840 MP/kg suvog sedimenta) (Vianello i dr., 2013; Alomar i dr.,
2016; Abidli i dr., 2017). Takođe, u Sjevernom moru u Belgiji (585.3 MP/kg suvog sedimenta) i Francuskoj (481.2 MP/kg
suvog sedimenta) i Tihom okeanu u Japanu (1800 MP/kg suvog sedimenta) zabilježene su veće koncentracije MPs u
sedimentima u odnosu na rezultate dobijene u ovoj studiji (Maes i dr., 2017; Matsuguma i dr., 2017). Nasuprot tome,
koncentracije MPs u sedimentima u ovim istraživanjima bile su veće od izmjerenih vrijednosti razlicitih autora u
Hrvatskoj koje su se kretale od 177.6 ? 112.6 do 360 ? 169.1 MPs/kg suvog sedimenta (Blašković i dr., 2017; Renzi i dr.,
2019; Palatinus i dr., 2019; Renzi i Blašković, 2020). U istraživanjima razlicitih autora u Italiji, zastupljenost MPs u
sedimentu je iznosila 254.6 ? 200.4 MPs/kg suvog sedimenta, odnosno 272.8 ? 44 MPs/kg suvog sedimenta, što je niže
od vrijednosti zabilježenih u ovoj studiji (Renzi i dr., 2018; Piazzolla i dr., 2020). Zastupljenost MPs u sedimentima sa
obale: Sjevernog mora u Belgiji (166.7 ? 92.1 MPs/kg suvog sedimenta), Holandiji (224.5 MPs/kg suvog sedimenta) i
Engleskoj (306 MPs/kg suvog sedimenta); Atlantskog okeana u Argentini (182.85 ? 115.1 MPs/kg suvog sedimenta) i
Indijskog okeana u Iranu (61 ? 51.3 MPs/kg suvog sedimenta) bili su znatno niži od vrijednosti dobijenih u ovoj studiji
(Claessens i dr., 2011; Maes i dr., 2017; Naji i dr., 2017; Ronda i dr., 2019), Tabela 6.3. Povećana zastupljenost MPs u
sedimentu u ovoj studiji u odnosu na jadranski region može biti posledica nekontrolisanog ispuštanja otpadnih voda u
morsku sredinu. U tom kontekstu, Munari i dr. (2017) i Abidli i dr. (2017) navode da se MPs može ispuštati u morsku
sredinu indirektno preko otpadnih voda, dok Brovne i dr. (2011) kaze da oko 80% MPs u sedimentu potiče od ispuštanja
otpadnih voda u morsku sredinu. Kako na Crnogorskom primorju nije u potpunosti riješeno pitanje prečišćavanja
otpadnih voda kao i problem sa upravljanjem i skladištenjem komunalnog otpada, to može značajno uticati na kvalitet
morskog sedimenta, a ujedno i doprinijeti njegovom zagađenju. Crnogorske opštine koje se geografski nalazi duž obale
južnog Jadrana (Kotor, Tivat, Herceg Novi, Budva, Bar i Ulcinj) predstavljaju lokacije u kojima je ljetno intenzivna turistička
sezona, što značajno uzrokuje veći prtok otpadnih voda koje se djelimično prečišćavaju (Vlada Crne Gore, 2019b). Npr.
u opštini Kotor postoji osam ispusta otpadnih voda, po tri u opštinama Budva i Bar, dva u opštini Ulcinj i po jedan u
opštinama Tivat i Herceg Novi. Pored velikih ispusta, postoji i mnogo nekontrolisanih lokalnih ispuštanja otpadnih voda.
Većina ispusta u primorskom regionu Crne Gore su stari i u lošem operativnom stanju, mnogi su neispravni i predviđeni
su za zamjenu ili zatvaranje. Pored otpadnih voda iz primorskog regiona, dio otpadnih 147 voda iz centralnog regiona

Crne Gore otiče u Jadransko more (otpadne vode Opštine Cetinje) (Vlada Crne Gore, 2019b). Takođe, povećan sadržaj MPs u sedimentu na crnogorskom primorju može biti posledica kretanja struja i vjetrova u poluzatvorenom bazenu kao što je Jadransko more što može dovesti do nanošenja i akumulacije čestice MPs koje mogu poticati iz centralnog regiona jadranskog mora (kao što je Italija) ili iz južnog regiona jadranskog mora (Albanija) (Kolitari i dr., 2016; Carlson i dr., 2016, 2017; Kolitari i Gjyli, 2020). U ovom istraživanju uočeno je nekoliko faktora koji se mogu dovesti u vezu sa pojavom i distribucijom MPs u površinskim sedimentima: (1) prirodni faktori, kao što su meteorološki i hidrodinamički uslovi, i (2) antropogeni faktori kao što su: gusta naseljenost, turističke i ribolovne aktivnosti, ispuštanje otpadnih voda, čvrsti otpad, putnički brodovi, luke, itd. Slična zapažanja su iznijeli i drugi autori poput Barnes

i dr. (2009), Brovne i dr. (2011), Wagner i dr. (2014), Abidli i dr. (2017), Naji i dr. (2017) i Fan i dr. (2017)

(2021). Tokom cjelokupnog istraživanja, najčešći oblik MPs u uzorcima sedimenata bili su filamenti (61.4%), zatim fragmenti (21.9%), granule (9.8%) i filmovi (7%). U ovim istraživanjima, 90.2% identifikovanih čestica MPs (filamenti, fragmenati i filmovi) predstavljaju sekundarnu MPs koja nastaje degradacijom i fragmentacijom većih djelova plastike procesima biorazgradnje, fotolize, termičke oksidacije, termalne degradacije i mehaničkih sila. Manji procenat (9.8%) čestica MPs identifikovan je kao primarna MPs (granule). Arthur i dr. (2009) naglašavaju da je za potrebe upravljanja plastičnim zagađenjem u morskoj sredini ključno imati informacije o potencijalnim izvorima MPs, s obzirom da se strategije kontrole razlikuju u zavisnosti od izvora i porijekla MPs. Filamenti u površinskim sedimentima mogu poticati iz širokog spektra izvora, kao što su lomljenje/pucanje plastične opreme za ribolov (najloni, upredenice, ribarske mreže, itd), otpadne vode kao i industrijska proizvodnja tkanine i tekstila (Mistri i dr., 2018, 2020; Fan i dr., 2021). Istraživanjima je zaključeno da su filamenti dominantan tip oblika MPs u sedimentima (Thompson

i dr., 2004; Vianello i dr., 2013; Blašković i dr., 2017; Mistri i dr.

22

., 2017, 2018),

što je u skladu sa rezultatima dobijenim u ovoj studiji (Bošković i

4

dr., 2021). Na primjer, u uzorcima sedimenata iz srednjeg Jadranskog mora, filamenti su dominantan oblik MPs (Mistri i dr., 2017, 2018). Blašković i dr. (2017) su imali slična zapažanja, navodeći da su filamenti glavni oblik MPs (90%) u uzorcima sedimenta iz istočnog Jadranskog mora, dok u Sjevernom Jadranskom moru 96% čestica MPs u uzorcima infralitoralnog sedimenta bili su filamenti (Laglbauer i dr., 2014). Prisustvo većeg broja fragmenata ukazuje na raspadanje i degradaciju većih plastičnih ostataka, dok filmovi uglavnom potiču od plastičnih proizvoda poput ambalaža, kesa ili plastičnih omota (Claessens i dr., 2011; Abidli i dr., 2017, 2018; Fan i dr., 2021). Izvori granula mogu biti određene vrste sredstava za čišćenje ruku, kozmetički preparati i ostala sredstava za čišćenje (Claessens i dr., 2011). Identifikovana MPs je bila različitih boja, a obojene čestice su pronađene na svim lokacijama i u svim

sedimentima. Identifikovane boje MPs u sedimentu tokom cjelokupnog istraživanja su bile sledeće: plava > crvena > providna > žuta > crna > zelena > plavo?bijela > bijela, što je u skladu sa prethodnim studijama (Nor i Obbard, 2014; Zhao i dr., 2014; Abidli i dr., 2017; Ronda i dr., 2019). Plava boja čestica MPs je bila dominantna, što može ukazivati da MPs u morskoj sredini najčešće potiče fragmentacijom plastičnih boca (Abidli i dr., 2017). Obojene čestice MPs su veoma privlačne za morsku biotu i slične prirodnom plijenu, pa ih zato živi organizmi vrlo često zamjenjuju sa hranom (Brovne i dr., 2008). Distribucija veličine MPs u uzorcima sedimenta tokom cjelokupnog istraživanja kretala se u nizu: 1.

0.25 - 0.5 mm; 0.1 - 0.5 mm; 0.5 - 1.0 mm; 0.1 mm

20

što je u skladu sa podacima iz literature (Brovne i dr., 2010; Zhang i dr., 2020; Fan i dr., 2021).

28

Razlike u veličini, obliku i boji MPs mogu ukazivati na različito porijeklo plastike, ali i na različite stepene akumulacije i degradacije (Hidalgo-Ruz i dr., 2012; Munari i dr., 2017; Choi i dr., 2021). Primjenom FTIR spektroskopije identifikovano je prisustvo šest tipova polimera u sedimentima tokom cjelokupnog istraživanja: PP (40.5%) > PE (22.4%) > PET (15.5%) > PA (6.3%) > PS (2.7%) > AC cop. (1.4%), dok je 11.2% čestica predstavlja neidentifikovane polimere (Unid.poly.).

Rezultati dobijeni u ovom istraživanju su u saglasnosti sa literaturnim podacima

6

PP i PE su dva polimera sa najvećom godišnjom potražnjom, stoga nije iznenađujuće što su upravo PP i PE najčešće pronađeni tipovi polimera u morskim sredinama širom svijeta, pa

tako i kod nas (Vianello i dr., 2013; Frere i dr., 2017; Abidli i dr., 2017, 2018; Bošković i dr., 2021).

34

Ovi polimeri imaju široku primjenu (domaću i industrijsku), najčešće se upotrebljavaju za proizvodnju različite ambalaže, tekstila, kesa za jednokratnu upotrebu, užadi, ribolovnog pribora, automobilskih komponenti, dijelova namještaja, računarskih dijelova, elektronskih komponenti, kućnih aparata itd. (Mistri i dr., 2017; Vianello

i dr., 2018; Palatinus i dr., 2019; Fan i dr., 2021). PET se koristi u

18

proizvodnji odjevnih vlakana, za proizvodnju kesa, vreća i omota, ambalaže, kontejnera, a takođe i u kombinaciji sa staklenim vlaknima za proizvodnju inženjerske smole (Oliveira i dr., 2020; Fan i dr., 2021). PA ima komercijalnu primjenu u proizvodnji tkanina, vlakana, mreža i filmova (uglavnom za pakovanje hrane) (Ndiaie i Forster, 2007). PS je, pored PP i PE, jedan od najčešće korišćenih plastičnih masa. Upotreba PS obuhvata zaštitnu ambalažu, kontejnere, poklopce, flaše, tacne, čaše, posuđe za jednokratnu upotrebu itd. (Maul i dr., 2007). AC cop. se široko koristi u kozmetičkoj industriji za proizvodnju krema za sunčanje, proizvoda za njegu kože i kose, krema za brijanje, sredstava za pranje tela i hidratantnih krema (Yayayürük, 2017). Na osnovu prezentovanih istraživanja, dobijeni rezultati daju precizan uvid o prisustvu različitih oblika, boje, veličine MPs i tipova polimera u analiziranim sedimentima, njihovom potencijalnom porijeklu i izvorima, što je ključno za preduzimanje preventivnih mjera. Međutim, da bi se bolje procjenili rizici za morsku biotu koji su povezani sa zagađenjem MPs neophodna su dalja i kompleksnija istraživanja.

6.1.4 Analiza glavnih koordinata i klusterska analiza mikroplastike u sedimentu

Analizom glavnih koordinata i klusterskom analizom izvršeno je grupisanje i predstavljanje uzoraka sedimenata, tokom cijelog perioda istraživanja, u odnosu na lokacije i sezonu uzorkovanja, Slika 6.10. Na osnovu PCO analize, kao i klaster analize, primjećuju se razlike u zastupljenosti MPs u sedimentima sa različitih lokacija u odnosu na period uzorkovanja. Na, Slici 6.10 primjećuju se dva klastera sa međusobnom povezanošću i sličnošću od 80%, dok unutar klastera ona iznosi 90-95%. Prvi klaster obuhvata dva podklastera: u prvom je raspoređen prolječni period uzorkovanja sedimenta tokom obje istraživačke godine, a u drugom jesenji period uzorkovanja sedimenta 2020. godine. Njihova povezanost uzrokovana je sledećim: (1) tokom jesenjeg perioda uzorkovanja 2020. godine zabilježene su najveće koncentracije MPs u sedimentu na lokacijama Budva i Bar, a najmanja na lokaciji Sveta Nedjelja; (2) tokom prolječnjeg perioda uzorkovanja zabilježene su najveće koncentracije MPs u sedimentu na lokacijama: Tivat i Orahovac, a najmanje na lokacijama: Budva, Bar, Herceg Novi, Žanjice i Dobrota, u odnosu na cjelokupan period istraživanja; (3) ukupna zastupljenost MPs u sedimentu sa svih lokacija tokom prolječnjeg perioda uzorkovanja 2019. i 2020. godine, nije se značajno razlikovala, što ih svrstava u isti klaster. U drugom klasteru se nalazi jesenji period uzorkovanja 2019. godine u kojem je zabilježena najveća ukupna zastupljenost MPs u sedimentima, zbog čega se ovaj period uzorkovanja nalazi zasebno u klasteru. Tokom jesenjeg perioda uzorkovanja 2019. godine zabilježene su najveće koncentracije MPs u sedimentima na lokacijama Dobrota, Sveta Nedjelja, Herceg Novi i Žanjice i najmanje koncentracije MPs u sedimentima na lokacijama Orahovac, Tivat i Bar, u odnosu na cjelokupan period istraživanja. PCO analiza zbirom dvije glavne komponente iznosi 95.1% ukupnih varijacija, Slika 6.10.

Zastupljenost MPs u uzorcima

sedimenta tokom cijelog perioda istraživanja, u odnosu na lokacije **i** sezonu **uzorkovanja**

1

, PCO + CO analiza Zastupljenost tipa oblika MPs u uzorcima sedimenata u zavisnosti od područja, lokacije i godine uzorkovanja, PCO + CO, prikazana je na Slici 6.11. Primjećuju se dva klastera, čija međusobna povezanost i sličnost iznosi 60%, dok unutar klastera ona iznosi 70-80%, Slika 6.11. Prvi klaster obuhvata uzorke sedimenta sa lokacija Dobrota (2019) i Budva (2020) koje povezuje dominantna zastupljenost filamenata u odnosu na druge tipove oblika MPs. Drugi klaster obuhvata četiri podklastera. U prvom podklasteru se nalaze uzorci sedimenta sa lokacija Bijela, Herceg Novi i Budva (2019) koje karakteriše veća zastupljenost granula, zatim fragmenata i filmova. Drugi podklaster obuhvata sediment sa lokacije Žanjice (2019), a odlikuje se većim sadržajem fragmenata i granula i odsustvom filmova. Odsustvo granula i povećan sadržaj filamenata karakteriše lokacije: Bar (2019) i Orahovac, Žanjice, Ada Bojana

(2020), koje se nalaze u trećem podklasteru. Četvrti podklaster odlikuje se prisustvom sva četiri tipa oblika MPs u sedimentu i predstavlja najbrojni podklaster. Analizom PCO, koji zbirom dvije glavne komponente predstavlja 76.5% ukupnih varijacija, ne uočava se razdvojenost uzoraka u odnosu na zastupljenost oblika MPs u sedimentu i lokacije uzorkovanja, ali se uočava razlika u odnosu na godinu uzorkovanja (PCO2 osa), Slika 6.11. Slika 6.11 Zastupljenost tipa oblika MPs u uzorcima sedimenta u zavisnosti od područja, lokacije i godine uzorkovanja, PCO + CO analiza

Zastupljenost različitih tipova polimera u sedimentima u zavisnosti od područja, lokacija i godine uzorkovanja, PCO + CO, prikazana je na Slici 6.12. Na Slici 6.12 primjećuje se pet klastera sa međusobnom povezanošću i sličnošću od 50%, dok unutar samih klastera ona iznosi oko 80%. Prvi klaster obuhvata uzorke sedimenta sa lokacija: Bar, Žanjice, Orahovac i Sveta Nedjelja (2020) koje se odlikuju dominantnom zastupljenošću PE, dok se drugi klaster odlikuje povećanim sadržajem AC cop. i Unid.poly. u sedimentima na lokacijama: Sveta Nedjelja, Žanjice, Ada Bojana i Budva (2019). PP je bio najdominantniji polimer u sedimentima na lokaciji Dobrota (2019), zbog čega se Dobrota nalazi zasebno u klasteru. U četvrtom i petom klasteru se nalaze uzorci sedimenta sa različitih lokacija i različite godine uzorkovanja koje karakteriše: povećan sadržaj PP i Unid.poly. (klaster četiri), odnosno povećan sadržaj PP, PA i PS (klaster pet). PCO analiza zbirom dvije glavne komponente iznosi 86.5% ukupnih varijacija. Na osnovu PCO, uočava se razdvojenost u zastupljenosti polimera u sedimentima u odnosu na godinu uzorkovanja. Uzorci sedimenta iz 2020. godine nalaze se u negativnom kvadrantu u odnosu na PCO1 osu, usled povišenog sadržaja PA, PS, PP, PET, dok su uzorci sedimenta iz 2019. godine u pozitivnom kvadrantu u odnosu na PCO1 osu, usled povišenog sadržaja PP, Unid.poly. i AC cop.. Ne uočava se razdvojenost u zastupljenosti različitih tipova polimera u sedimentima u odnosu na područje uzorkovanja, Slika 6.12. Slika 6.12. Zastupljenost različitih tipova polimera u uzorcima sedimenta u zavisnosti od područja, lokacija i godine uzorkovanja PCO + CO analiza

6.1.5 Permutaciona multivarijantna analiza mikroplastike u sedimentu

PERMANOVA i Monte Carlo test korišćeni su za procjenu uticaja parametara poput: područja, lokacije, sezone i godine uzorkovanja na zastupljenost oblika MPs i polimera u sedimentima, Tabeli 6.4. Tabela 6.4 Korelaciona analiza faktora poput: područja, lokacije, sezone i godine uzorkovanja na zastupljenost oblika MPs i tipova polimera u sedimentima, PERMANOVA + Monte Carlo test

Parametar	Područje	Sezona	Godina	Lokacija	Korelacija
PERMANOVA	1.3761	0.8555	11.266	1.3653	0.2546
Monte Carlo	0.5092	0.0003	0.1504	0.9953	0.9952
Pseudo F	0.2485	0.4894	0.0005	0.1625	0.4127
P (perm)	0.4127	0.7377	9964	0.7255	2.0717
Unique perms	0.1131	9968	0.1112	17.455	0.0001
Monte Carlo	9954	0.0001	0.5911	0.8984	9293
Oblik MPs	0.8934	0.8934	0.8934	0.8934	0.8934

Oblik MPs 2019?2020

Područje Sezona Godina Lokacija 1.3761 0.8555 11.266 1.3653 0.2546 0.5092 0.0003 0.1504 Polimeri 2019?2020 9953 9952 9957 9903 0.2485 0.4894 0.0005 0.1625 Područje 0.4127 0.7377 9964 0.7255 Sezona 2.0717 0.1131 9968 0.1112 Godina 17.455 0.0001 9954 0.0001 Lokacije 0.5911 0.8984 9293 0.8934 Korelacija zastupljenosti oblika MPs i tipova polimera u sedimentima, u odnosu na godinu uzorkovanja ukazuje da korelacija postoji, da je pozitivna i da je statistički značajna ($p < 0.05$). Nije postojala značajna statistička korelacija u odnosu na područje, lokaciju i sezonu uzorkovanja ($p > 0.05$) u odnosu na zastupljenosti oblika MPs i tipova polimera u sedimentima, Tabela 6.4. Generalno, rezultati permutacione multivarijantne analize potvrđuju rezultate PCO i CO analize koji ukazuju da je godina uzorkovanja značajno uticala na zastupljenost tipa oblika MPs (Slika 6.4) i tipova polimera (Slika 6.8) u sedimentu, dok područje, lokacije kao ni sezone uzorkovanja nijesu imale značajan uticaj na zastupljenost tipa oblika MPs i tipova polimera u sedimentu. Zbog nedovoljnog broja permutacija, korišćenjem PERMANOVE, nije bilo moguće izračunati uticaj parametara poput: područja, lokacija, sezona i godine uzorkovanja na ukupnu zastupljenost MPs u sedimentima. Međutim, navedeni odnos je prikazan pomoću PCO i CO analize na Slici 6.10.

6.2 Sadržaj mikroplastiku u ribama

Ingestija MPs od strane barbuna i oslića u odnosu na: sezonu uzorkovanja (proljeće – jesen), godinu uzorkovanja (2019 ? 2020.) i područje uzorkovanja (Bokotorski zaliv – otvoreno more), predstavljena je u Tabeli 6.5. Tabela 6.5 Ingestija MPs od strane barbuna i oslića tokom cjelokupnog istraživanja (? SD) Vrsta Područje Sezona Broj Broj riba koji je Prosječan broj MPs ribe uzorkovanja uzorkovanja analiziranih pozitivan na Učestalost po jedinki u ribama riba prisustvo

MPs ingestije (%) pozitivnim na MPs 2019 Bokokotorski zaliv Proljeće 10 7 70 2 ? 0.6 Otvoreno more 10 6 60 3.6 ? 1.2 M.barbatus Bokokotorski zaliv Jesen 10 4 40 3 ? 2 Otvoreno more 10 6 60 3.2 ? 1.8 2020 Bokokotorski zaliv Otvoreno more Otvoreno more Proljeće Jesen 10 10 10 5 50 3.4 ? 1.9 6 60 3 ? 1.7 7 70 2.7 ? 1.8 Min.?Max. vrijednost 40?70 2?3.6 Srednja vrijednost 58.6 2.95 ? 0.5 2019 M.merluccius Otvoreno more Otvoreno more Proljeće Jesen 10 10 5 6 50 60 3.2 ? 2.7 4.7 ? 3.1 2020 Bokokotorski zaliv Otvoreno more Proljeće Otvoreno more Jesen 10 10 10 4 5 7 40 50 70 2 ? 0.8 2.6 ? 1.5 3.6 ? 1 Min.?Max. vrijednost Srednja vrijednost 40?70 54 2?4.7 3.2 ? 1 Od 70 analiziranih uzoraka barbuna, 41 je sadržao MPs, tačnije, 58.6% analiziranih uzoraka barbuna bilo je pozitivno na sadržaj MPs. Učestalost ingestije MPs bila je najmanja tokom jesenjeg perioda uzorkovanja 2019. godine u Bokokotorskom zalivu (40%, odnosno 4 pozitivna uzorka barbuna), dok je najveća učestalost ingestije MPs zabilježena u barbanu uzorkovanom u proljećnjem periodu 2019. godine u Bokokotorskom zalivu i jesenjem periodu uzorkovanja 2020. godine na otvorenom moru (70%, odnosno 7 pozitivnih uzoraka barbuna). Neznatne su razlike u učestalosti ingestije MPs između prve i druge istraživačke godine (57.5% ? 2019. i 60% ? 2020.), kao i između različitih sezona uzorkovanja barbuna (60% tokom proljećnjeg i 56.7% tokom jesenjeg perioda). Poređenjem različitih područja uzorkovanja, zabilježena je veća ingestija MPs od strane barbuna uzorkovanog na otvorenom moru (62.5%) u odnosu na barban uzorkovan u Bokokotorskom zalivu (53.3%), Tabela 6.5. Uzimajući u obzir uzorke barbuna koji su pozitivni na MPs, prosječan broj MPs u uzorcima barbuna tokom cjelokupnog perioda istraživanja iznosio je 2.95 ? 0.5 čestica MPs/jedinki. Nijesu postojale razlike u prosječnom broju MPs/jedinki u pozitivnim uzorcima barbuna u odnosu na godinu uzorkovanja i u odnosu na sezonu uzorkovanja (Tabela 6.5). Tokom 2019. godine, zabilježen je veći broj MPs kod barbuna uzorkovanog na otvorenom moru u odnosu na barban uzorkovan u Bokokotorskom zalivu, što je suprotno od podataka iz 2020. godine. Maksimalan broj MPs pronađen kod barbuna iznosio je 6 čestica MPs/jedinki. Od 50 analiziranih uzoraka oslića, 27 je sadržalo MPs, tačnije, 54% analiziranih uzoraka oslića bilo je pozitivno na sadržaj MPs. U proljećnjem periodu uzorkovanja 2020. godine u Bokokotorskom zalivu zabilježena je najmanja učestalost ingestije MPs (40%, odnosno 4 pozitivna uzorka oslića), dok je najveća učestalost ingestije MPs zabilježena tokom jesenjeg perioda uzorkovanja 2020. godine na otvorenom moru (70%, odnosno 7 pozitivnih uzoraka oslića). Nijesu postojale značajne razlike u učestalosti ingestije MPs od strane oslića između prve i druge istraživačke godine (55% ? 2019. i 53.3% ? 2020.). Primjećena je razlika u učestalosti ingestije MPs od strane oslića u odnosu na sezonu uzorkovanja, pa je tako tokom proljeća iznosila 46.6%, a tokom jeseni 65%. Poređenjem različitog područja uzorkovanja, zabilježena je veća ingestija MPs od strane oslića uzorkovanog na otvorenom moru (57.5%) u odnosu na oslić uzorkovan u Bokokotorskom zalivu (40%), Tabela 6.5. Uzimajući u obzir uzorke oslića koji su pozitivni na MPs, prosječan broj MPs u uzorcima oslića tokom cjelokupnog perioda istraživanja iznosio je 3.2 ? 1 čestice MPs/jedinki. Postojale su razlike u prosječnom broju MPs/jedinki u uzorcima oslića pozitivnim na MPs u odnosu na godinu i sezonu uzorkovanja. Tokom 2019. godine prosječan broj ingestirane MPs u osliću bio je veći u odnosu na 2020. godinu uzorkovanja. U jesenjem periodu uzorkovanja zabilježen je veći prosječan broj MPs/jedinki u pozitivnim uzorcima oslića u odnosu na proljećnji period uzorkovanja tokom obje istraživačke godine. Takođe, primjećene su i razlike u sadržaju čestica MPs u uzorcima oslića u odnosu na područje uzorkovanja, pri čemu je prosječan broj MPs u pozitivnim uzorcima oslića sa otvorenog mora bio veći od prosječnog broja MPs u pozitivnim uzorcima oslića iz Bokokotorskog zaliva (Tabela 6.5). Maksimalan broj MPs pronađen kod oslića bio je 9 čestica MPs/jedinki. Tokom cjelokupnog istraživanja, u ovoj studiji, učestalost ingestije kao i prosječan broj MPs/jedinki u pozitivnim ribama obje ispitivane vrste bila je slična, Tabela 6.5. Najveći prosječan broj MPs po pozitivnoj ribi utvrđen je u uzorcima oslića sa otvorenog mora – jesen 2019. godine (4.7 ? 3.1 čestica MPs/jedinki), dok je najmanji prosječan broj MPs po pozitivnoj ribi utvrđen u uzorcima barbuna iz Bokokotorskog zaliva – proljeće 2019. godine (2 ? 0.6 čestice MPs/jedinki) i u uzorcima oslića iz

Bokokotorskog zaliva – proljeće 2020. godine (2 ? 0.8 čestice MPs/jedinki). Učestalost ingestije u uzorcima barbuna i oslića kretala se od 40?70%, u zavisnosti od područja, sezone i godine uzorkovanja, Tabela 6.5. Poređenjem područja uzorkovanja (Bokokotorski zaliv i otvoreno more) zapaža se da je veći prosječan broj ingestirane MPs/jedinki u pozitivnim uzorcima barbuna i oslića zabilježen u uzorcima koji potiču sa otvorenog mora, što je suprotno od podataka zastupljenosti MPs u sedimentu crnogorskog primorja dobijenih u ovoj studiji. Učestalost ingestije u uzorcima barbuna nije se razlikovala u zavisnosti od područja uzorkovanja, dok je učestalost ingestije u uzorcima oslića je bila manja u Bokokotorskom zalivu u odnosu na otvoreno more, Tabela 6.5. U odnosu na godinu istraživanja, nije postojala razlika u učestalosti ingestije kod barbuna i oslića. U uzorcima oslića je uočena razlika u prosječnom broju ingestirane MPs/jedinki u pozitivnim uzorcima, u odnosu na godinu uzorkovanja, dok u uzorcima barbuna nije. Tokom 2019. godine zabilježen je rekordni broj ingestirane MPs od strane oslića. Prosječan broj ingestirane MPs/jedinki u pozitivnim uzorcima oslića, kao i učestalost ingestije bio je veći u jesenjem u odnosu na prolječni period uzorkovanja, dok se učestalost ingestije i prosječan broj ingestirane MPs/jedinki u pozitivnim uzorcima barbuna nije značajno razlikovala u odnosu na sezonski period uzorkovanja, Tabela 6.5. Ovi rezultati ukazuju da je oslić osjetljivija vrsta, što je čini veoma pogodnim indikatorom za praćenje učestalosti ingestije MPs.

6.2.1 Vizuelna identifikacija mikroplastike u ribama

Na Slici 6.13 je dat prikaz procentualne zastupljenosti oblika MPs u uzorcima barbuna i oslića tokom 2019. i 2020. godine ponaosob i zbirno tokom cjelokupnog perioda istraživanja. Zastupljenost oblika MPs ingestirane od strane barbuna tokom cjelokupnog istraživanja kretala se sledećim nizom: filamenti (73.2%) > fragmenti (23.3%) > filmovi (3.5%). Zastupljenost različitih oblika MPs u uzorcima barbuna nije se razlikovala u odnosu na godinu uzorkovanja. Tokom obje istraživačke godine dominantn oblik MPs bili su filamenti sa ukupnom zastupljenošću od 68.7% tokom 2019 i 77.8% tokom 2020. godine. Zastupljenost fragmenta u uzorcima barbuna iznosila je 29.8% tokom 2019 i 16.7% tokom 2020. godine, a filmova 1.5% i 5.5 % tokom 2019 i 2020. godine, redom (Slika 6.13a). Slika 6.13 Procentualna zastupljenost oblika MPs u uzorcima barbuna (a) i oslića (b) tokom 2019. i 2020. godine ponaosob i zbirno tokom cjelokupnog perioda istraživanja Tokom cjelokupnog istraživanja, zastupljenost čestica MPs na osnovu tipa oblika u uzorcima oslića kretala se u sledećem nizu: filamenti (68.6%) > filmovi (20.2%) > fragmenti (11.2%). Zastupljenost različitih oblika MPs u uzorcima oslića nije se razlikovala u odnosu na godinu uzorkovanja. Dominantan tip oblika MPs u uzorcima oslića bili su filamenti sa 54.5% tokom 2019. godine i 82.7% tokom 2020. godine, praćeni filmovima i fragmentima (Slika 6.13b). Kao i u uzorcima barbuna, ni u uzorcima oslića nije identifikovana primarna MPs (granule). Ovi rezultati ukazuju da su čestice MPs ingestirane od strane barbuna i oslića u morskoj sredini nastale usitnjavanjem i fragmentacijom krupnijih djelova plastike. U obje analizirane vrste riba, uočena je velika zastupljenost filamenata. Drugi dominantan oblik MPs u uzorcima barbuna bili su fragmenti, a u uzorcima oslića filmovi (Slika 6.13). Na Slici 6.14 je dat prikaz procentualne zastupljenosti boje MPs u uzorcima barbuna i oslića tokom tokom 2019 i 2020. godine ponaosob i zbirno tokom cjelokupnog perioda istraživanja. Ukupna zastupljenost čestica MPs na osnovu boje u uzorcima barbuna tokom cjelokupnog istraživanja kretala se nizom: plava (51.1%) > crvena (24.8%) > crna (18.8%) > providna (3.7%) > zelena (0.8%) > žuta (0.8%). Zastupljenost boja MPs u ispitivanim uzorcima barbuna se razlikovala po sadržaju zelene, odnosno žute boje u ispitivanim godinama, pa je 2019. godine bila zastupljena zelena, a 2020. godine žuta boja MPs u uzorcima barbuna, sa vrijednošću od po 1.5%. Tokom obje istraživačke godine plava boja je bila najzastupljenija boja MPs. Zastupljenost crvene boje MPs bila je slična tokom obje istraživačke godine (25.4% ? 2019 i 24.2% ? 2020), dok je zastupljenost crne i providne boje MPs bila nešto niža u uzorcima barbuna iz 2019. godine (17.9% i 3%) u odnosu na uzorke barbuna iz 2020. godine uzorkovanja (19.4% i 4.5%) (Slika 6.14a). Slika 6.14 Procentualna zastupljenost boje MPs u uzorcima barbuna (a) i oslića (b) tokom 2019. i 2020. godine ponaosob i zbirno tokom cjelokupnog perioda istraživanja Ukupna

zastupljenost boje MPs u uzorcima oslića tokom cjelokupnog istraživanja kretala se u sledećem nizu: plava (67.4%) > crna (14.8%) > crvena (14.4%) > providna (2.3%) > zelena (1.1%). Plava boja MPs je bila najzastupljenija u uzorcima oslića uzorkovanih 2019. godine (prosječna vrijednost od 68.2%), kao i u uzorcima oslića uzorkovanih 2020. godine (prosječna vrijednost 66.7%). Poslije plavih čestica MPs, u uzorcima oslića iz 2019. godine, bile su dominantne crvene čestice MPs (20.5%), zatim crne (6.8%) i providne (4.5%), dok su u uzorcima oslića iz 2020. godine najviše bile zastupljene crne (22.9%), zatim crvene (8.3%) i zelene (2.1%) čestice MPs (Slika 6.14b). U obje vrste ispitivanih riba, dominantna boja MPs tokom cjelokupnog istraživanja bila je plava, a zatim crvena i crna. Žuta boja MPs je uočena samo u uzorcima barbuna i njena zastupljenost bila je veoma mala u poređenju sa ostalim identifikovanim bojama MPs u analiziranim uzorcima riba (Slika 6.14). Procentualna zastupljenost veličine MPs u uzorcima barbuna i oslića tokom 2019. i 2020. godine ponaosob i zbirno tokom cjelokupnog perioda istraživanja, prikazana je na Slici 6.15. Što se tiče veličine čestica MPs, njena zastupljenost u uzorcima barbuna tokom cjelokupnog istraživanja kretala se u sledećem nizu:

0.1?0.5 mm (43.2%); 0.5?1.0 mm (22.1%); 1.0?5.0 mm (16.7%); < 0.1 mm (20.0%)

(8%). Veličina čestica MPs u uzorcima barbuna je varirala u zavisnosti od godine uzorkovanja, pa je tokom 2019. godine dominantna veličina čestica MPs bila 0.1?0.5 mm sa zastupljenošću od 51.2%, zatim 0.5?1.0 mm, 1.0?5.0 mm i <0.1 mm sa zastupljenošću od 18.6%, 16.3% i 13.9%, redom. Tokom 2020. godine, zastupljenost veličine čestica MPs u uzorcima barbuna kretala se u opadajućem nizu: 1.0?5.0 mm (37.2%); 0.1?0.5 mm (35.3%); 0.5?1.0 mm (25.5%); <0.1 mm (2%) (Slika 6.15a). Slika 6.15 Procentualna zastupljenost boje MPs u uzorcima barbuna (a) i oslića (b) tokom 2019. i 2020. godine ponaosob i zbirno tokom cjelokupnog perioda istraživanja Tokom cjelokupnog istraživanja, zastupljenost veličine čestica MPs u uzorcima oslića kretala se u sledećem nizu:

0.1?0.5 mm (38%); 1.0?5.0 mm (30.5%); 0.5?1.0 mm (24.5%); <0.1 mm (7%)

Veličine čestica MPs identifikovane u osliću varirale su u zavisnosti od godine uzorkovanja. Tokom 2019. godine dominantna veličina čestica MPs bila je 0.1?0.5 mm sa zastupljenošću od 52.9%, praćena sledećim veličinama: 0.5?1.0 mm (20%); <0.1 mm (11.4%); 1.0?5.0 mm (5.7%). Tokom 2020. godine, dominantna veličina čestica MPs bila je 1.0?5.0 mm (55.3%), a zatim 0.5?1.0 mm (28.9%); 0.1?0.5 mm (13.2%); < 0.1 mm (2.6%) (Slika 6.15b). U obje analizarne vrste riba, ingestirane čestice MPs su bile u okviru veličine kojom se definiše MPs, 0.1?5.0 mm. Ukupna zastupljenost MPs tokom cjelokupnog istraživanja u odnosu na veličinu čestica nije se razlikovala između različitih vrsta riba, Slika 6.15. Na Slici 6.16 je dat prikaz najzastupljenijih oblika, veličine i boje MPs u uzorcima riba. Slika 6.16 Identifikovane čestice MPs u uzorcima riba (različite boje, veličine i oblika) primjenom optičkog mikroskopa Olympus SZX16: filamenti (a–f), filmovi (g–j) i fragmenti (k– n) 161 6.2.2 Hemijska identifikacija mikroplastike u ribama Ukupno 26.5% ingestiranih čestica MPs od strane barbuna (22.4% ? 2019. i 31.5% ? 2020.) i 35.5% ingestiranih čestica MPs od strane oslića (34% ? 2019. i 37% ? 2020.) koje predstavljaju najčešće čestice MPs u svim uzorcima barbuna i oslića, analizirane su u cilju identifikacije tipova polimera primjenom FTIR spektroskopije.

Hemijskom analizom pozitivno su identifikovane kao polimerne čestice 84.3% analiziranih čestica MPs u uzorcima barbuna, odnosno 81.9% analiziranih čestica MPs u uzorcima oslića. Pored polimera, identifikovane su i nepolimerne čestice, kao što su: celuloza, neorganske komponente i prirodni materijali. Svi rezultati su korigovani prema nivou polimernih čestica MPs. Na Slici 6.17 je dat prikaz procentualne zastupljenosti polimera u uzorcima barbuna i oslića tokom 2019. i 2020. godine ponaosob i zbirno tokom cjelokupnog perioda istraživanja. Slika 6.17 Procentualna zastupljenost tipova polimera u uzorcima barbuna (a) i oslića (b) tokom 2019. i 2020. godine ponaosob i zbirno tokom cjelokupnog perioda istraživanja. U uzorcima barbuna tokom cjelokupnog istraživanja, identifikovani su sledeći tipovi polimera: polietilen (PE), polipropilen (PP), polietilen tereftalat (PET), poliamid (PA) i akrilatni kopolimeri (AC cop.). Neke čestice MPs nijesu mogle da se odrede primjenom FTIR spektroskopije, slično kao i u uzorcima sedimenta, označene su kao neidentifikovani polimeri (Unid.poly.). U uzorcima barbuna iz 2019. godine primjećuje se dominantna zastupljenost PE (53.3%), zatim PP (20%) i nešto niža zastupljenost AC cop. (13.3%), PET (6.7%) i Unid.poly. (6.7%), dok u uzorcima iz 2020. godine, zabilježena je jednaka zastupljenost PE i PP (sa po 35.3%), praćena PET (17.6%) i PA (11.8%). Generalno, tokom obje istraživačke godine, dominantni tipovi polimera u uzorcima barbuna bili su PE i PP, a zatim PET. Razlika između zastupljenosti različitih tipova polimera u uzorcima barbuna tokom dvije istraživačke godine ogleda se u prisustvu AC cop. i Unid.poly. u barbunu iz 2019. godine i prisustvu PA u barbunu uzorkovanom tokom 2020. godine, Slika 6.17a. Tokom cjelokupnog istraživanja, u uzorcima oslića su identifikovani sledeći tipovi polimera: polipropilen (PP), polietilen (PE), polietilen tereftalat (PET), poliamid (PA), akrilatni kopolimeri (AC cop.), polivinil alcohol (PVA), kao i neidentifikovani polimeri (Unid.poly.). Tokom 2019. godine u uzorcima oslića, PP, PET i AC cop. su imali jednaku zastupljenost sa po 20%, dok su PE, PA i Unid.poly. imali jednaku zastupljenost sa po 13.3%. U uzorcima oslića iz 2020. godine, primjećuje se dominantna zastupljenost PP (47.1%), zatim PE (17.6%) i jednaka zastupljenost PET i PA i PVA (sa po 11.8%). Sličnost između zastupljenosti polimera u uzorcima oslića u odnosu na godinu uzorkovanja primjećuje se u sadržaju PA, PE. Međutim, razlike se odnose na sadržaj PP koji je veći od dva puta i sadržaju PET koji je skoro dva puta manji u uzorcima oslića uzorkovanim 2020. godine u odnosu na uzorke oslića uzorkovane 2019. godine. Takođe, tokom 2019. godine u uzorcima oslića su bili zastupljeni AC cop. i Unid.poly., a tokom 2020. godine PVA, Slika 6.17b. Razlike u zastupljenosti identifikovanih polimera tokom cjelokupnog istraživanja primetne su u odnosu na vrstu ribe. U barbunu dominantan tip polimera je PE, dok je u osliću PP. Primjećuje se slična zastupljenost PP i PET u uzorcima barbuna i oslića. Zastupljenost PA i Unid.poly. bila je duplo viša u uzorcima oslića u odnosu na uzorke barbuna, takođe zabilježena je veća vrijednost AC cop. u uzorcima oslića, dok PVA nije identifikovan u uzorcima barbuna, Slika 6.17. Na Slici 6.18 je dat prikaz najzastupljenijih FTIR spektara polimera u uzorcima riba.

Slika 6.18 Primjeri spektara FTIR spektroskopije različitih identifikovanih polimera u uzorcima riba

6.2.3 Poređenje učestalosti ingestije MPs i karakteristika MPs u ribama sa podacima iz literature

Učestalost ingestije MPs, u ovoj studiji, razlikovala se u odnosu na vrstu ispitivane ribe. Tačnije, bentopelagični organizmi, kao što je oslić, kreću se i žive u okviru dva staništa pa imaju veću mogućnost interakcije, a time i ingestije MPs u odnosu na barbun koji je bentosna vrsta koja se kreće i živi na jednom staništu (Digka i dr., 2018; Avio i dr., 2019; Giani i dr., 2019), što je potvrđeno u ovoj studiji. Područja uzorkovanja u ovom istraživanju se razlikuju po ekološkim karakteristikama i antropogenim aktivnostima. Uočene razlike u procentu ingestije MPs i prosječnom broju MPs/jedinki od strane ispitivanih riba u odnosu na područje uzorkovanja (Bokokotorski zaliv i otvoreno more) mogu odražavati uticaj lokalnih aktivnosti, ali i hidrografskih uslova kao što su oticanje rijeka, cirkulacija vode i sezonska varijabilnost strujanja. Do sličnih zapažanja došao je i Avio i dr. (2019). Razlike u učestalosti ingestije MPs od strane oslića u odnosu na godinu uzorkovanja i period uzorkovanja mogu biti posledice antropogenih uticaja usled povećane turističke aktivnosti i akumulacije MPs (Vlada Crne Gore, 2019a). Slično zapažanje je uočeno i za

zastupljenost MPs u sedimentu tokom ispitivanja. Claessens i dr. (2011) ukazuju da su intezivne turističke i ribolovne aktivnosti jedne od glavnih izvora MPs u priobalnom dijelu mora. U poređenju sa literaturnim podacima, učestalost ingestije MPs od strane barbuna u ovim istraživanjima (58.6%) bila je niža od nivoa uočenih u uzorcima barbuna iz Turske, Sredozemno more (66%) i viša od nivoa uočenih u uzorcima barbuna iz Jadranskog mora sa obale Italije (29%), Sredozemnog mora sa obale Italije (16.05%), Grčke (32%) i Španije (18.8%) (Bellas

i dr., 2016 ; Güven **i dr., 2017** ; Digka **i dr., 2018** ; Giani **i dr.**

29

., 2019), Tabela 6.6. Učestalost ingestije MPs od strane oslića sa obale Italije, od različitih autora, kretala se od 28.15% do 46.5%, što je niže od vrijednosti dobijenih u ovoj studiji (54%) (Avio i dr., 2019; Giani i dr., 2019; Mancuso i dr., 2019). Veoma niska učestalost ingestije MPs od strane oslića, u odnosu na rezultate dobijene ovim istraživanjem, je zabilježena na obalama Atlantskog okeana u Španiji (16.7%) (Bellas i dr., 2016), Tabela 6.6. Prosječan broj unesene MPs/jedinki u GIT barbuna i oslića kod pozitivnih uzoraka riba tokom cjelokupnog istraživanja (2.95 ± 0.5 i 3.2 ± 1 čestica MPs/jedinki, redom) bila je veća od vrijednosti navedenih u literaturi za iste vrste riba koje su se kretale od 1 do 2.12 ± 1.39 čestica 165 MPs/jedinki za barbun (Bellas i

dr., 2016 ; Güven **i dr.** ., 2017; Digka **i dr., 2018** ; Avio **i dr., 2019** ; Giani **i dr.**

18

., 2019) i od 1 do 1.38 ± 0.5 čestica MPs/jedinki za oslić (Bellas i dr., 2016; Avio i dr., 2019; Giani i dr., 2019), Tabela 6.6. Uzimajući u obzir prosječan broj MPs/jedinki kod svih ispitivanih pojedinaca, dobijene vrijednosti u ovoj studiji za barbun i oslić su veće od vrijednosti iz literaturnih podataka (Tabela 6.6). Tabela 6.6 Poređenje učestalosti ingestije MPs u ribama sa podacima iz literature

Vrsta n°	Područje	Učestalost	Prosječan n°
analiziranih	ribe	uzorkovanja	riba na
ingestije	MPs u pozitivnim	Literatura prisustvo	MPs (%)
uzorcima	ribe	M.barbatus	Crna Gora (Jadransko more)
Italija	(Jadransko more)	Italija	(Jadransko more)
Italija	(Sredozemno more)	Grčka	(Sredozemno more)
Turska	(Sredozemno more)	Španija	(Sredozemno more)
M.merluccius	Crna Gora (Jadransko more)	Italija	(Jadransko more)
Italija	(Jadransko more)	Italija	(Sredozemno more)
Italija	(Sredozemno more)	Španija	(Atlanski okean)
70	58.6	28	19.2
38	29	94	16.05
25	32	207	66
128	18.8	50	54
20	35	36	30.6
61	28.15	67	46.3
12	16.7	2.95 ± 0.5	1.5 ± 0.7
1	1.13 ± 0.2	1.5 ± 0.3	2.12 ± 1.39
1.9 ± 1.3	3.2 ± 1	1.6 ± 0.1	1.09 ± 0.3
1.38 ± 0.5	1	Ova studija	Avio i dr., 2019
Giani i dr.			

dr., 2019 Giani **i dr., 2019** Digka **i dr., 2018** Güven **i dr., 2017** Bellas **i dr., 2016**

18

Ova studija Avio **i dr.**

2019 Giani **i dr., 2019** Giani **i dr.** ., 2019 Mancuso **i dr.** ., 2019 Bellas **i dr., 2016**

18

Razlike u ingestiji MPs kao i u prosječnom broju MPs/jedinki u pozitivnim uzorcima uočene među studijama istraživanja za iste vrste riba mogle bi nastati zbog stvarnih varijacija kontaminacije MPs između proučavanih oblasti ili bi mogle da budu posljedice primjene različitih metodologija i protokola istraživačkih timova. Zbog navedenog, javlja se potreba za usaglašavanjem protokola i metodologije uzorkovanja, ekstrakcije, analize i identifikacije MPs kako bi se omogućila tačna procjena nivoa ingestije MPs, kao i da se poveća uporedivost dobijenih podataka (Lusher i dr., 2017; Giani i dr., 2019). Standardizovana metodologija će omogućiti procjenu nivoa MPs u morskom ekosistemu kako na regionalnim tako i većim razmjerama (Fossi i dr., 2018, Digka i dr., 2018). Parametri životne sredine kao što su okeanografski uslovi, priliv kopnenih voda, morske struje, navike u ishrani svake vrste, kao i različiti antropogeni faktori između različitih geografskih područja, neophodno je uzeti u obzir prilikom procjene ingestije MPs od strane morskih organizama (Giani i dr., 2019). U skladu sa prethodnim studijama, dominantan oblik MPs identifikovan u uzorcima barbuna i oslića tokom dvogodišnje studije bili su filamenti (Lusher i

dr., 2013 ; Neves i dr ., 2015; Bellas i dr ., 2016; Güven i dr ., 2017; Alomar i dr ., 19
2017; Anastasopoulou i dr ., 2018; Giani i dr

., 2019). Jedni od najčešćih izvora filamenata u morskim ekosistemima su mašine za pranje veša, ispusti otpadnih voda i ribolovne aktivnosti (Andrady, 2011; Browne i dr., 2011; Neves i dr., 2015; Anastasopoulou i dr., 2018; Ory i dr., 2018). Neki autori isključuju filamente iz rezultata jer postoji rizik od kontaminacije iz vazduha (Foekema i dr., 2013; Torre i dr., 2016), dok Giani i dr. (2019) navode da je neophodno uključiti filamente u rezultatima, s obzirom na veliki broj njihovih izvora u morskoj sredini. U ovoj studiji, pored filamenata koji su zastupljeni u obje ispitivane vrste, u uzorcima barbuna bili su zastupljeni fragmenti, a u osliću i filmovi. Fragmenti su čvrste čestice, veće gustine, koji se najčešće istalože na sedimentu, pa bivaju dostupni bentosnim vrstama, kao što je barbun. Filmovi su čestice niže gustine i zastupljene su kako u sedimentu, tako i u vodenoj fazi, zbog čega nije iznenađujuće da su identifikovani u osliću koji je bentopelagična vrsta ribe. Slična zapažanja su prezentovali Avio i dr. (2019) i Giani i dr. (2019). Ovi rezultati potvrđuju važnost oblika MPs koji indirektno odražava njihovu pojavu u morskim ekosistemima, a samim tim i njihovu bioraspoloživost na različitim staništima (Pellini i dr., 2018). Boja MPs utiče na njihovu bioraspoloživost zbog sličnosti sa plijenom (Wright i dr., 2013; Renzi i dr., 2018). Identifikovane boje MPs u uzorcima riba su bile uporedive sa literaturnim podacima, gdje su plava, crvena, crna i providna bile dominantne boje (Rummel i dr., 2016; Bellas i dr., 2016; Alomar i dr., 2017). Najčešća boja MPs kod obe vrste riba bila je plava, što ukazuje da su plave plastične boce i kese u širokoj upotrebi i na crnogorskom primorju, što je u saglasnosti sa drugim studijama (Romeo i dr., 2015; Guven i dr., 2017; Digka i dr., 2018) Sve identifikovane čestice MPs bile su manje od 5 mm. Preovlađujuća klasa veličine bila je u rasponu od 0.1–0.5 mm. Slične rezultate predstavili su Guven i dr., 2017 i Digka i dr., 2018. Dominantni tip polimera u ispitivanim ribama bio je PE, PP, PET, praćen AC cop., PA i PVA što je u skladu sa nalazima drugih istraživanja u Jadranu, Sredozemnom moru i širom svijeta (Cozar i

dr., 2015 ; Neves i dr., 2015 ; Avio i dr ., 2017; Digka i dr ., 2018). PE i 19

PP su najčešća plastika na globalnom nivou i najdominantniji plastični ostaci širom svijeta, koji potiču uglavnom od plastičnih kesa i boca (Cózar i dr., 2015; Suaria i dr., 2016; Avio i dr., 2017). PA polimeri se široko koriste u ribarskoj industriji, PET u odjevnim vlaknima, ambalaži, dok AC cop. ima široku primjenu u kozmetičkoj industriji (Neves i dr., 2015; Bošković i dr., 2021). Veća zastupljenost polimera male gustine kao što su PP i PE u GIT?u ispitivanih riba ukazuje da su ovi polimeri bili prisutni u sedimentu (Pellini i dr., 2018; Bošković i dr., 2021). Pojava biofilmova na plutajućoj MPs može povećati gustinu čestica MPs, a samim tim i svojstva potonuća, favorizujući njihovo taloženje na morskom sedimentu (Lobelle i Cunliffe, 2011). Različita zastupljenost polimera u uzorcima barbuna i oslića ukazuje na njihovu raspodjelu u morskoj vodi i sedimentu, a samim tim i njihovu dostupnost različitim morskim organizmima. Distribucija identifikovanih polimera se uglavnom može objasniti hidrodinamičkom cirkulacijom Jadranskog mora, posebno priobalnim strujanjima i kruženjem morske vode što može otežati identifikaciju originalnih izvora plastike u morskoj sredini (Pellini i dr., 2018). Rezultati ove studije potvrđuju da su barbun i oslić značajne bioindikatorske vrste za praćenje zagađenja mora MPs (Bellas i dr., 2016). Oslić se pokazao kao osjetljiviji i reprezentativniji bioindikator za praćenje zagađenja mora MPs, s obzirom na veću mogućnost interakcije, a samim tim i ingestije MPs u okviru dva staništa: vodeni stub i sediment (Avio i dr., 2019; Giani i dr., 2019). Velika zastupljenost MPs u ribama pronađena u ovim istraživanjima ukazuje na to da je region crnogorskog Jadrana ozbiljno pogođen zagađenjem MPs, što pokazuju i rezultati zastupljenosti MPs u površinskom sedimentu sa crnogorskog primorja dobijeni u ovoj studiji. Takođe, ingestija MPs od strane ispitivanih vrsta riba može ukazati da je MPs, pored površinskog sedimenta (Bošković i dr., 2021), prisutna i u morskoj vodi. Dobijeni rezultati daju uvid o prisustvu MPs u komercijalno važnim vrstama riba na crnogorskom primorju. Da bi se utvrdile implikacije ingestije MPs na zdravlje riba, potencijalni štetni efekti MPs, uloga MPs kao vektora zagađivača ali i potencijalni prenos MPs kroz lanac ishrane i osigurala bezbjednost za zdravlje ljudi usled sve veće upotrebe morskih plodova, neophodna su kompleksnija i kontinuirana istraživanja. Identifikacija ingestirane MPs od strane riba mogla bi poslužiti kao polazna tačka o procjeni izloženosti morskih organizama MPs i utvrđivanja njihovih potencijalnih efekata na ribe.

6.2.4. Analiza glavnih koordinata i klusterska analiza podataka mikroplastike u ribama

Analizom glavnih koordinata i klusterskom analizom izvršeno je grupisanje i predstavljanje uzoraka riba prema području, sezonama i godini uzorkovanja, na osnovu zastupljenosti MPs u GIT?u barbuna i oslića.

Analiza je obavljena pojedinačno za obje vrste riba, **kao i** zbirno **za cjelokupan period** istraživanja

1

u odnosu na zastupljeni tip oblika MPs i polimera. Na Slici 6.19 je predstavljena zastupljenosti MPs/jedinki u pozitivnim uzorcima barbuna

tokom cijelog perioda istraživanja, u odnosu na područje, sezonu **i godinu uzorkovanja**

1

, zajednička PCO i CO analize. Slika 6.19 Zastupljenost MPs/jedinki u pozitivnim uzorcima barbuna u odnosu na područje, sezone i godinu uzorkovanja, PCO + CO analiza Na Slici 6.19 se vide tri odvojena klastera, čija međusobna sličnost i povezanost iznosi 40%. Prvi klaster obuhvata uzorke barbuna iz Bokokotorskog zaliva koje karakteriše niža ingestija MPs/jedinki, drugi klaster obuhvata uglavnom uzorke barbuna sa otvorenog mora koje u zajednički klaster

vezuje sličan broj ingestirane MPs/jedinki. Treći klaster predstavlja uzorak barbuna sa otvorenog mora koji je uzorkovan 2020. godine i kojeg karakteriše najveća ingestija MPs/jedinki. Ukupna sličnost i povezanost uzoraka barbuna unutar klastera ponaosob je između 70?80%. Rezultati ispitivanih promjenljivih prikazani su i PCO analizom, korišćenjem dvije glavne komponente koje zbirno iznose 119.9% ukupnih varijacija, Slika 6.19. Položaj uzoraka barbuna (jesen 2019. godine) u Bokokotorskom zalivu, u odnosu na PCO1 osu, uslovljen je nedostatkom uzoraka barbuna tokom jesenjeg perioda 2020. godine u Bokokotorskom zalivu. Uzorci barbuna iz Bokokotorskog zaliva sakupljeni tokom proljeća 2020. godine su imali veću zastupljenost MPs/jedinki u odnosu na barbun uzorkovan tokom iste sezone i područja u 2019. godini, što definiše njihov položaj na PCO1 osi, kao i položaj u istom klasteru, Tabela 6.5, Slika 6.19. Nisu identifikovane značajne razlike u broju MPs/jedinki kod barbuna ulovljenog na otvorenom moru u odnosu na različiti period uzorkovanja (proljeće?jesen) i različitu godinu uzorkovanja (2019?2020), Slika 6.19. Na Slici 6.20 dat je prikaz zastupljenosti MPs/jedinki u pozitivnim uzorcima oslića

tokom cijelog perioda istraživanja, u odnosu na područje, sezone **i godinu uzorkovanja**

1

, zajednička PCO i CO analize. Na Slici 6.20 se vide dva klastera: prvi klaster obuhvata uzorke oslića iz Bokokotorskog zaliva, a drugi klaster uzorke oslića sa otvorenog mora. Sličnost, a samim tim i povezanost između dva identifikovana klastera iznosi 40%, dok unutar klastera ona iznosi od 60?80%. Zbir dvije glavne komponente dobijene PCO analizom objašnjavaju 98.2% ukupnih varijacija. Na osnovu PCO i CO analize, uočava se razdvajanje uzoraka oslića u odnosu na područja uzorkovanja. Bitno je napomenuti da su uzorci oslića iz Bokokotorskog zaliva uzorkovani samo tokom 2020. godine, jer usled veoma loših vremenskih uslova i nemogućnosti ulova ribe u tim mjesecima, nije bilo moguće doći do uzorka ribe. Zastupljenost MPs/jedinki u pozitivnim uzorcima oslića koji su uzorkovani u Bokokotorskom zalivu bila je niža od zastupljenosti MPs/jedinki u pozitivnim uzorcima oslića koji su uzorkovani na otvorenom moru, što određuje njihov položaj u klasteru kao u raspored promjenljivih u dvodimenzionalnoj ravni (PCO), Slika 6.20, Tabela 6.5. Uzorci oslića uzorkovani tokom jesenjeg perioda su imali uglavnom veći broj MPs/jedinki u odnosu na oslić uzorkovan tokom proljećnjeg perioda na otvorenom moru, što se vidi na PCO2 osi. Zastupljenost MPs/jedinki u pozitivnim uzorcima oslića razlikovao se u odnosu na godinu uzorkovanja, pri čemu je u uzorcima oslića tokom 2019. godine zabilježen veći broj ingestirane MPs/jedinki u odnosu na 2020. godinu, što određuje njihov raspored na PCO analizi (PCO1 osa). Slika 6.20 Zastupljenost MPs/jedinki u pozitivnim uzorcima oslića u odnosu na područje, sezone i godinu uzorkovanja, PCO + CO analiza Zastupljenost MPs u odnosu na tip oblika u uzorcima barbuna i oslića u zavisnosti od područja, sezone i godine uzorkovanja, PCO + CO analiza, prikazana je na Slici 6.21. Na Slici 6.21 vidimo tri klastera sa međusobnom povezanošću i sličnošću od 60%, dok unutar samih klastera ona iznosi 80%. Prvi klaster obuhvata uzorke oslića sa otvorenog mora uzorkovanog tokom 2020. godine, koje povezuje dominantna zastupljenost filmova. Drugi klaster obuhvata obje vrste ispitivanih riba, sa različitim područja, sezona i godine uzorkovanja, koje karakteriše veća zastupljenost filamenata i filmova i niža zastupljenost fragmenata. Dok treći klaster pretežno sačinjavaju uzorci barbuna u kojima su dominantni tipovi oblika MPs fragmenti, praćeni filamentima. Na osnovu klaster i PCO analize, koja zbirom dvije glavne komponente objašnjava 98.8% ukupnih varijacija, uočava se razdvajanje uzoraka oslića i barbuna u odnosu na zastupljeni tip oblika MPs. Slika 6.21 Zastupljenost MPs u odnosu na tip oblika u uzorcima barbuna i oslića u zavisnosti od područja, sezone i godine uzorkovanja, PCO + CO analiza Međusobni odnos zastupljenosti različitih polimera ingestiranih od strane barbuna i oslića tokom cjelokupnog istraživanja, PCO + CO analiza, prikazan je na Slici

6.22. Na Slici 6.22 se primjećuju dva klastera sa međusobnom povezanošću i sličnošću od 60%, dok unutar samih klastera ona iznosi oko 80%. Prvi klaster obuhvata uzorke oslića i barbuna uzorkovanih tokom 2019. godine, a koje povezuje slična zastupljenost AC cop., Unid.poly., kao i PP, Slika 6.22. Drugi klaster obuhvata uzorke oslića i barbuna uzorkovanih tokom 2020. godine, koje povezuje dominantna zastupljenost PP, a zatim PE, PA, PVA, PET i odsustvo AC cop. i Unid.poly., Slika 6.22. Položaj uzoraka riba uzorkovanih tokom dvije istraživačke godine u odnosu na zastupljenost identifikovanih polimera, prikazan je i pomoću PCO analize koja se poklapa sa klaster analizom. PCO analiza zbirom dvije glavne komponente iznosi 96.5% ukupnih varijacija. Slika 6.22 Međusobni odnos zastupljenosti različitih polimera ingestiranih od strane barbuna i oslića tokom cjelokupnog istraživanja, PCO + CO analiza 6.2.5 Permutaciona multivarijantna analiza mikroplastike u ribama PERMANOVA i Monte Carlo test korišćeni su za procjenu uticaja parametara poput: područja, sezone, godine uzorkovanja kao i vrste ribe, na ingestiju MPs od strane barbuna i oslića. Zastupljenost MPs/jedinki u pozitivnim uzorcima barbuna i oslića u zavisnosti od područja, sezone, godine uzorkovanja kao i vrste ribe prikazana je u Tabeli 6.7. Korelacija zastupljenosti MPs/jedinki u pozitivnim uzorcima barbuna i oslića ponaosob i u kombinaciji, u odnosu na sezonu uzorkovanja ukazuje da korelacija postoji, da je pozitivna, ali da nije

statistički značajna ($p > 0.05$). Nije postojala korelacija **u odnosu na** godinu uzorkovanja **i** 26
 zastupljenosti MPs/jedinki **u**

pozitivnim uzorcima barbuna i oslića, kao ni u kombinaciji dvije ispitivane vrste riba, iako je očekivano da postoji u uzorcima oslića. Očekivano je da će postojati razlika u zastupljenosti MPs/jedinki u pozitivnim uzorcima barbuna i oslića sakupljenih u Bokokotorskom zalivu u odnosu na otvoreno more (područje uzorkovanja), pa je i zabilježena pozitivna korelacija koja je statistički značajna ($p < 0.05$) ponaosob za uzorke barbuna i oslića i u kombinaciji ova dva faktora. PCO i CO analiza, potvrđuju korelaciju u odnosu na područje uzorkovanja i zastupljenost MPs/jedinki. Pozitivna korelacija koja je statistički značajna ($p < 0.05$) zabilježena je u odnosu na ispitivane vrste riba (barbun – oslić), kao i kombinacije faktora PodručjexSezona i PodručjexVrsta ribe. Kombinacija faktora SezonaxVrsta ribe ukazuje da korelacija postoji, da je pozitivna, ali da nije statistički značajna ($p > 0.05$), Tabela 6.7. Tabela 6.7 Korelaciona analiza faktora poput: područja, sezone, godine uzorkovanja kao i vrste ribe, na zastupljenost MPs/jedinki u pozitivnim uzorcima barbuna i oslića, PERMANOVA + Monte Carlo test Pseudo F P (perm) Unique perms P (Monte Carlo) Barbun Područje 14.133 0.0004 996 0.001 Sezona 0.5968 0.4877 997 0.495 Godina / / / / Područje 13.473 Sezona Godina 1.1983 / Oslić 0.0012 0.355 / 989 988 / 0.001 0.334 / Područje Sezona Godina Vrsta ribe PodručjexSezona PodručjexVrste riba SezonaxVrste riba 25.179 1.4916 / 15.741 7.6861 12.016 0.8499 Barbun i oslić 0.0001 0.2859 / 0.0002 0.0071 0.0005 0.4448 994 997 / 997 998 997 997 0.0027 0.2857 / 0.0007 0.0093 0.0012 0.4474 Generalno, rezultati permutacione multivarijantne analize ukazuju da postoje statističke korelacije u zastupljenosti MPs/jedinki u zavisnosti od područja uzorkovanja (Bokokotorski zaliv i otvoreno more), kao i u zavisnosti od vrste ribe (barbun i oslić). Godina uzorkovanja i sezona uzorkovanja nijesu značajno uticale na zastupljenost MPs/jedinki ispitivanih vrsta riba.

ZAKLJUČAK U okviru istraživanja koje je obuhvatila ova doktorska disertacija

1

utvrđeno je sledeće: ? Rezultati istraživanja pokazuju da se veće koncentracije Zn, Cu, Pb, As i Hg uglavnom nalaze u sedimentima sa lokacija unutar Bokokotorskog zaliva, dok se veće koncentracije Fe, Mn, Cr, Ni i Cd uglavnom nalaze u sedimentima sa lokacija na otvorenom dijelu priobalnog mora. ? Koncentracije ispitivanih teških metala u sedimentima uglavnom su bile veće tokom jesenjeg perioda uzorkovanja u odnosu na prolječni period uzorkovanja. Za metale kao što su Cr i Hg, nijesu postojale značajne razlike u koncentracijama u sedimentima u odnosu na godinu uzorkovanja. ? Koncentracije As, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Hg i Zn bile su uglavnom u okviru vrijednosti definisanih u pravilnicima. Izuzetak se javlja za metale Pb, Zn, Hg, Cr i Ni čije se izmjerene ekstremne vrijednosti odnose isključivo na pojedinačne rezultate zabilježene na lokacijama Tivat, Bar, Bijela i Ada Bojana. ? U uzorcima sedimenta sa lokacija Žanjice i Budva zabilježene su najniže koncentracije skoro svih ispitivanih metala; na lokaciji Ada Bojana zabilježene su najveće koncentracije Mn, Fe, Cr i Ni; lokacije Tivat, Bijela i Bar bilježe najveće koncentracije Pb, As, Hg, Cu, Zn i Cd. ? Na osnovu vrijednosti CF, sedimenti su uglavnom bili klasifikovani od nisko ($CF < 1$) do umjereno ($1 \leq CF \leq 3$) kontaminirani ispitivanim metalima, osim par izuzetaka gdje su sedimenti klasifikovani kao jako ($3 \leq CF \leq 6$) kontaminirani Pb, Hg, Zn, As, Cu, Fe i Ni i ekstremno ($CF \geq 6$) kontaminirani Pb, Hg, Cd i Cr. ? Vrijednosti PLI u ovom istraživanju bile su > 1 za sve ispitivane lokacije tokom četiri sezone uzorkovanja, osim na lokacijama Žanjice i Budva gdje su vrijednosti PLI bile < 1 . Dobijene vrijednosti PLI ukazuju da je sediment na crnogorskom primoriju, izuzev navedenih lokacija, kontaminiran metalima. ? Igeo vrijednosti ukazuju da su ispitivane lokacije uglavnom kategorisane kao nezagađene ili neznatno do umjereno zagađene ispitivanim teškim metalima. Veće vrijednosti Igeo su uočene u sedimentima za Pb i Hg na lokaciji Tivat; Pb i Cd na lokaciji Bar i Cr na lokaciji Ada Bojana, koje navedene lokacije kategoriše kao jako do ekstremno zagađena područja ovim metalima. ? Urbane i industrijske aktivnosti (sadašnje i bivše), turizam i lučke aktivnosti predstavljaju glavne izvore teških metala na crnogorskom primoriju i značajno utiču na kvalitet morskog sedimenta. Kako sediment oslikava arhivu morske istorije i prošlih događaja, sedimenti crnogorskog primorija mogu predstavljati potencijalne sekundarne izvore teških metala, a istraživanja teških metala u površinskim sedimentima pružaju značajan uvid o zagađenju vodene sredine teškim metalima. ? Rezultati permutacione multivarijantne analize ukazuju da statističke korelacije koncentracija ispitivanih teških metala u sedimentu zavise od lokacija i područja uzorkovanja, dok ne zavise od godine uzorkovanja kao ni sezone uzorkovanja, što potvrđuju PCO i CO analiza. ? Razlike u koncentracijama ispitivanih metala u ribama u zavisnosti od sezona, područja i godine uzorkovanja nisu bile ravnomjerne i ne može se izvesti jedinstven zaključak. Na primjer; srednje koncentracije Fe, Hg i Mn u mišićnom tkivu barbuna i oslića bile su veće tokom 2019. godine; srednja koncentracija Zn tokom 2020. godine. Koncentracije As i Fe u uzorcima riba veće su tokom jesenjeg perioda uzorkovanja; Zn i Mn imali su veće vrijednosti tokom prolječnjeg uzorkovanja. Koncentracije As su bile veće u ribama sa otvorenog mora, dok su koncentracije Fe, Hg, Cu i Mn bile veće u uzorcima barbuna uzorkovanim u Bokokotorskom zalivu, odnosno u uzorcima oslića uzorkovanih sa otvorenog mora. ? Koncentracije As u mišićnom tkivu barbuna i oslića su značajno prelazile dozvoljene vrijednosti propisane od strane FAO (1983) i SI. lista SRJ (05/1992). Koncentracije svih ispitivanih metala, a samim tim i vrijednosti THQ i HI su bile veće u uzorcima barbuna u odnosu na uzorke oslića. Iako rezultati istraživanja ukazuju da je As veliki doprinosioc rizika za opštu populaciju u uzorcima barbuna i oslića sa crnogorskog primorija, As sadržan u ribama i školjkama je obično u formi organskih jedinjenja koja su niske toksičnosti. ? Rezultati statističke korelacije koncentracija ispitivanih teških metala u barbunu i osliću zavise od područja uzorkovanja kao i od vrste ribe, dok ne zavise od godine uzorkovanja kao ni sezone uzorkovanja, što potvrđuju PCO i CO analiza. 176 ? Prosječna zastupljenost mikroplastike je značajno veća u površinskim sedimentima uzorkovanim u Bokokotorskom zalivu (Dobrota, Orahovac, Sveta Nedjelja, Tivat, Bijela i Herceg Novi), u odnosu na prosječnu zastupljenost mikroplastike u sedimentima uzorkovanim na otvorenom dijelu crnogorskog primorija (Žanjice,

Budva, Bar i Ada Bojana). Tokom jesenjeg perioda uzorkovanja, tokom obje ispitivane godine, zastupljenost mikroplastike u sedimentu bila je značajno veća u odnosu na prolječni period uzorkovanja. Takođe, veća zastupljenost mikroplastike u ispitivanim sedimentima zabilježena je tokom 2019. godine u odnosu na 2020. godinu. ? Dominantan tip oblika mikroplastike u sedimentu bili su filamenti, a polipropilen najzastupljeniji tip polimera u sedimentima tokom cjelokupnog istraživanja. ? Rezultati permutacione multivarijantne analize potvrđuju rezultate PCO i CO analize koji ukazuju na značajnu statističku korelaciju u odnosu na zastupljenost tipa oblika mikroplastike i tipova polimera u sedimentu u odnosu na godinu uzorkovanja, dok područje, lokacije kao ni sezone uzorkovanja nijesu imale značajan uticaj na zastupljenost tipa oblika MPs i tipova polimera u sedimentu. ? Tokom cjelokupnog istraživanja, učestalost ingestije kao i prosječan broj MPs/jedinki u pozitivnim uzorcima obje vrste ribe bila je slična. Veći prosječan broj ingestirane MPs/jedinki u pozitivnim uzorcima barbuna i oslića zabilježen je u uzorcima koji potiču sa otvorenog mora u odnosu na uzorke iz Bokokotorskog zaliva, što je suprotno od podataka zastupljenosti MPs u sedimentu crnogorskog primorja dobijenih u ovoj studiji. Prosječan broj ingestirane MPs/jedinki u pozitivnim uzorcima oslića, kao i učestalost ingestije bio je veći u jesenjem u odnosu na prolječni period uzorkovanja, dok se učestalost ingestije i prosječan broj ingestirane MPs/jedinki u pozitivnim uzorcima barbuna nije značajno razlikovala u odnosu na sezonski period uzorkovanja. ? Pored filamenata, u barbunu je najzastupljeniji tip oblika bio fragment, a u osliću film, dok je u barbunu najzastupljeniji tip polimera bio polietilen, a u osliću polipropilen. ? Rezultati permutacione multivarijantne analize ukazuju da postoje statističke korelacije u zastupljenosti MPs/jedinki u zavisnosti od područja uzorkovanja, kao i u zavisnosti od vrste ribe, dok godina uzorkovanja i sezona uzorkovanja nijesu značajno uticale na zastupljenost MPs/jedinki ispitivanih vrsta riba.

177 LITERATURA

1. Abdolahpur M.F., Safahieh, A., Savari, A., Ronagh, M.T., Doraghi, A. (2013) The relationship between heavy metal (Cd, Co, Cu, Ni and Pb) levels and the size of benthic, benthopelagic and pelagic fish species, Persian Gulf. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 90: 691e696.
2. Abernathy, C.O., Thomas, D.J., Calderon, R.L. (2003) Health effects and risk assessment of arsenic. *The Journal of Nutrition*, 133 (5 Suppl 1):1536s – 8s.
3. Abidli, S., Antunes, J., Ferreira, J.L., Lahbib, Y., Sobral, P., El Menif, N.T. (2018) Microplastics in sediments from the littoral zone of the north Tunisian coast (Mediterranean Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 205:1–9.
4. Abidli, S., Toumi, H., Lahbib, Y., El Menif, N.T. (2017) The First Evaluation of Microplastics in Sediments from the Complex Lagoon Channel of Bizerte (Northern Tunisia). *Water, Air and Soil Pollution*, 228:262.
5. Acquavita, A., Predonzani, S., Mattassi, G., Rossin, P., Tamberlich, F., Falomo, J., Valic, I. (2010). Heavy Metal Contents and Distribution in Coastal Sediments of the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea, Italy). *Water, Air, and Soil Pollution*, 211(1-4), 95–111.
6. Agah, H., Leemakers, M., Elskens, M., Fatemi, S.M.R., Baeyens, W. (2009) Accumulation of trace metals in the muscles and liver tissues of five fish species from the Persian Gulf. *Environmental Monitoring and Assessment*, 157: 499-514.
7. Ahmad, A. and Sarah, A. (2015) Human Health Risk Assessment of Heavy Metals in Fish Species Collected from Catchments of Former Tin Mining. *International Journal of Research Studies in Science, Engineering and Technology*, 2(4): 9-21.
8. Alhas, E., Ahmet Oymak, S., Karadede Akin, H. (2009) Heavy metal concentrations in two barb, *Barbus xanthopterus* and *Barbus rajanorum mystaceus* from Atatürk Dam Lake, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 148: 11-18.
9. Ali, H., Khan, E., Ilahi, I. (2019) Environmental Chemistry and Ecotoxicology of Hazardous Heavy Metals: Environmental Persistence, Toxicity, and Bioaccumulation. *Journal of Chemistry*, 2019: 1–14.
10. Alik, O., Oudainia, S.E., Bouchebbah, S., Dehbi-Zebboudj, A. Zerouali-Khodja, F. (2021) Heavy Metal and Trace Element Bioaccumulation in Muscle and Liver of the *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) from the Gulf of Bejaia in Algeria. *Ekológia (Bratislava)*, 40 (1): 91-100.
11. Al-Kazaghly, R.F., Hamid, M., Ighwela, K.A. (2021) Bioaccumulation of some heavy metals in red mullet (*Mullus barbatus*) and common pandora (*Pagellus erythrinus*) in Zliten Coast, Libya. *Jurnal Ilmiah*

Perikanan dan Kelautan, 13(1): 81–86. 12. Alomar, C., Estarellas, F., Deudero, S. (2016) Microplastics in the Mediterranean Sea: Deposition in coastal shallow sediments, spatial variation and preferential grain size. *Marine Environmental Research*, 115:1–10. Alomar, C., Sureda, A., Capó, X., Guijarro, B., Tejada, S., Deudero, S. (2017) Microplastic ingestion by *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758 fish and its potential for causing oxidative stress. *Environmental Research*, 159, 135–142. 14. Anastasopoulou, A., Kovač Viršek, M., Bojanić Varezić, D., Digka, N., Fortibuoni, T., Koren, Š., Tutman, P. (2018) Assessment on marine litter ingested by fish in the Adriatic and NE Ionian Sea macro-region (Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 133: 841–851. 15. Anderson, M.J., Gorley R.N., Clarke K.R. (2008) PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E: Plymouth, UK. 16. Andrady, A.L. (2011) Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 1596-1605. 17. Andrady, A.L., (2017) The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 119 (1), pp.12- 22. Ansari, T.M., Marr, L., Tariq, N. (2004) Heavy metals in marine pollution perspective – a mini review. *Journal of Applied Sciences*, 4(1), 1-20. Antović, I., Šuković, D., Andjelić, S., Svrkota, N. (2019) Heavy metals and radionuclides in muscles of fish species in the South Adriatic – Montenegro. *RAP Conf. Proc.*, vol. 4: 96– 102. 20. Antunes, J.C., Frias, J.G.L., Micaelo, A.C., Sobral, P. (2013) Resin pellets from beaches of the Portuguese coast and adsorbed persistent organic pollutants. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 130, 62–69. ANZECC/ARMCANZ (2000) Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality, The Guidelines. National water quality management strategy. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council/Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. Arora, S., and Banoth, D. (2014) Introduction to Atomic Absorption Spectroscopy. Auriga Research, New Delhi, India. 23. Arthur, C., Baker, J., Bamford, H. (2009) Proceedings of the international research workshop on the occurrence, effects and fate of micro-plastic marine debris, NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30, Dostupno na: <https://marinedebris.noaa.gov/proceedings-international-research-workshopmicroplastic-marine-debris> (pristupljeno 28.11.2021). ATSDR (2003) Toxicological Profile for Arsenic U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Centers for Diseases Control, Atlanta, GA. ATSDR (2004) Toxicological profile for copper. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 26. ATSDR (2005) Toxicological profile for Nickel. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Atlanta, Georgia 27. ATSDR (2007) Toxicological profile for lead. United States Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Department of Health and Human Services, 1-582. 28. ATSDR (2008) Chromium toxicity. Case studies in environmental medicine. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Dostupno na: <https://www.atsdr.cdc.gov/csem/chromium/docs/chromium.pdf> (pristupljeno 08.10.2021). ATSDR (2008) Draft Toxicological profile for Cadmium, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, USA. ATSDR (2012) Toxicological profile for manganese. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 31. ATSDR (2013) Toxicological Profile for Manganese. US Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta. pp. 1-556. ATSDR (2017) Substance Priority List. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Dostupno na: <https://www.atsdr.cdc.gov/spl/index.html> (pristupljeno 18.09.2021). Auta, H.S., Emenike, C., Fauziah, S. (2017) Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment International*, 102; 165–176. Authman, M.M.N., Zaki, M.S., Khallaf, E.A., Abbas, H.H. (2015) Use of Fish as Bio- indicator of the Effects of Heavy Metals Pollution. *Journal of Aquaculture Research and Development*, 6: 328. 35. Avio, C.G., Gorbi, S., Regoli, F. (2015) Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: First observations in commercial species from Adriatic

Sea. *Marine Environmental Research*, 111: 18–26. Avio, C.G., Gorbi, S., Regoli, F. (2017) Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat. *Marine Environmental Research*, 128: 2–11. Avio, C.G., Pittura, L., d'Errico, G., Abel, S., Amorello, S., Marino, G., Gorbi, S., Regoli, F. (2019) Distribution and characterization of microplastic particles and textile microfibers in Adriatic food webs: General insights for biomonitoring strategies. *Environmental Pollution*, 258:113766. 38. Balali-Mood, M., Naseri, K., Tahergorabi, Z., Khazdair, M.R., Sadeghi M (2021) Toxic Mechanisms of Five Heavy Metals: Mercury, Lead, Chromium, Cadmium, and Arsenic. *Frontiers in Pharmacology*, 12: 643972. 39. Balkis, N. and Çağatay, M.N. (2001) Factors controlling metal distribution in the surface sediment in the Erdek Bay, Sea of Marmara, Turkey. *Environment International*, 27; 1-13. 40. Baltić, Ž.M., Kilibarda, N., Dimitrijević, M. (2009) Factors important for the sustainability of fish and selected fish products in traffic. *Meat technology*, 50 (1- 2): 166-176. 41. Barbosa, A.C., Jardim, W., Dòrea, J.G., Fosberg, B., Souza, J. (2001) Air mercury speciation as a functioning of gender, age, and body mass index in habitants of the Negro River Basin, Amazon. Brazil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 40: 439–444. Barletta, M., Lima, A.R.A., Costa, M.F. (2019) Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. *Science of the Total Environment*, 651: 1199-1218. 43. Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R., Barlaz, M. (2009) Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 364:1985–1998. Bat, L., Oztekin, H.C., Ustun, F. (2015) Heavy Metal Levels in Four Commercial Fishes Caught in Sinop Coasts of the Black Sea, Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 15(2): 393-399. Batayneh, A.T., Ghrefet, H., Zumlot, T., Elawadi, E., Mogren, S., Zaman, H., Elwahaidi, M. (2015) Assessing of metals and metalloids in surface sediments along the Gulf of Aqaba coast, Northwestern Saudi Arabia. *Journal of Coastal Research*, 31(1): 163-176. Bayarri, S., Baldassarri, L.T., Iacovella, N., Ferrara, F., Di Domenico, A. (2001) PCDDs, PCDFs, PCBs and DDE in edible marine species from the Adriatic Sea. *Chemosphere*, 43: 4–7 Belhoucine, F., Alioua, A., Bouhadiba, S., Boutiba, Z. (2014). Impact of some biotics and abiotics factors on the accumulation of heavy metals by a biological model *Merluccius merluccius* in the bay of Oran in Algeria. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences*, 6: 33–34. Bellas, J., Martínez-Armental, J., Martínez-Cámara, A., Besada, V., Martínez-Gómez, C. (2016) Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 109 (1): 55–60. 49. Berto, D., Formalewicz, M., Giorgi, G., Rampazzo, F., Gion, C., Trabucco, B., Giani, M., Lipizer, M., Matijevic, S., Kaberi, H., Zeri, C., Bajt, O., Mikac, N., Joksimovic, D., Aravantinou, A.F., Poje, M., Cara, M., Manfra, L. (2020) Challenges in Harmonized Assessment of Heavy Metals in the Adriatic and Ionian Seas. *Frontiers in Marine Science*, 7:717. Bhalerao, S.A., Sharma, A.S., Poojari, A.C. (2015) Toxicity of nickel in plants. *International Journal of Pure and Applied Bioscience*, 3(2): 345-355. Bilandžić, N., Dokić, M., Sedak, M. (2011) Metal content determination in four fish species from the Adriatic Sea. *Food chemistry*, 124: 1005–1010. Blair, R.M., Waldron, S., Phoenix, V., Gauchotte-Lindsay, C. (2017) Micro and nanoplastic pollution of freshwater and wastewater treatment systems. *Springer Sci Rev*, 5: 19-30. 53. Blanuša, M., Varnai, V.M., Piasek, M., & Kostial, K. (2005) Chelators as antidotes of metal toxicity: therapeutic and experimental aspects. *Current medicinal chemistry*, 12(23): 2771- 2794. 54. Blašković, A., Fastelli, P., Čizmek, H., Guerranti, C., Renzi, M. (2017) Plastic litter in sediments from the Croatian marine protected area of the natural park of Telašćica bay (Adriatic Sea). *Marine Pollution Bulletin*, 114: 583–586. Bonanno, G. and Orlando-Bonaca, M. (2018) Perspectives on using marine species as bioindicators of plastic pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 137: 209–221. Borja, A. and Elliott, M. (2019) So when will we have enough papers on microplastics and ocean litter? *Marine Pollution Bulletin*, 146: 312–316. 57. Bošković, N., Joksimović, D., Peković, M., Perošević-Bajčeta, A., Bajt, O. (2021) Microplastics in Surface Sediments along the Montenegrin Coast, Adriatic Sea: Types, Occurrence, and Distribution. *Journal of Marine Science*

and Engineering, 9: 841–858. Bowmer, T. and Kershaw, P. (2010) Proceedings of the GESA microplastic international workshop on micro-plastic particles as a vector in transporting persistent, bioaccumulating and toxic substances in the oceans. UNESCO/IOC, Paris 69. Bråte, I.L.N., Eidsvoll, D.P., Steindal, C.C., Thomas, K.V. (2016) Plastic ingestion by Atlantic cod (*Gadus morhua*) from the Norwegian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 112 (1–2): 105–110. 60. Brennecke, D., Duarte, B., Paiva, F., Caçador, I., & Canning-Clode, J. (2016) Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 178, 189–195. 61. Brkić, D., Bošnjir, J., Gross Bošković, A., Miloš, S., Šabarić, J., Lasić, D., Jurak, G., Cvetković, B., Racz, A., Mojsović Čuić, A. (2017) Determination of heavy metals in different fish species sampled from markets in Croatia and possible health effects. *Medica Jadertina*, 47(3-4): 89-105. Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R. (2011) Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental Science and Technology*, 45(21): 9175–9179. 63. Browne, M.A., Dissanayake, A., Galloway, T.S., Lowe, D.M., Thompson, R. (2008) Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis*(L.). *Environmental Science and Technology*, 42: 5026–5031. Browne, M.A., Galloway, T.S., Thompson, R. (2010) Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environmental Science and Technology*, 44: 3404–3409. Burgeot, T., Bocquéné, G., Porte, C., Dimeet, J., Santella, R., Garcia de la Parra, L., Pfohl Leszkowicz, A., Raoux, C., Galgani, F. (1996) Bioindicators of pollutant exposure in the north-western Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 131: 125–141. 70. Burger, J. and Gochfeld, M. (2009) Perceptions of the risks and benefits of fish consumption: Individual choices to reduce risk and increase health benefits. *Environmental Research*, 109: 343–349. Campanale, C., Massarelli, C., Savino, I., Locaputo, V., Uricchio, V.F. (2020) A Detailed Review Study on Potential Effects of Microplastics and Additives of Concern on Human Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17: 1212. Capillo, G., Savoca, S., Panarello, G., Mancuso, M., Branca, C., Romano, V., Spanò, N. (2019) Quali-quantitative analysis of plastics and synthetic microfibers found in demersal species from Southern Tyrrhenian Sea (Central Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 150: 110596. Carlson, D. F., Griffa, A., Zambianchi, E., Suaria, G., Corgnati, L., Magaldi, M. G., Borghini, M. (2016) Observed and modeled surface Lagrangian transport between coastal regions in the Adriatic Sea with implications for marine protected areas. *Continental Shelf Research*, 118: 23–48. Carlson, D.F., Suaria, G., Aliani, S., Fredj, E., Fortibuoni, T., Griffa, A., Russo, A., Melli, V. (2017) Combining Litter Observations with a Regional Ocean Model to Identify Sources and Sinks of Floating Debris in a Semi-enclosed Basin: The Adriatic Sea. *Frontiers in Marine Science*, 4:78. Carpenter, E.J. and Smith, K.L. (1972) Plastics on the Sargasso Sea Surface. *Science*, 175: 1240–1241. Caruso, G. (2015) Plastic degrading microorganisms as a tool for bioremediation of plastic contamination in aquatic environments. *Pollution Effects and Control* 3: 112. Cazes, J. (2005). *Ewing's Analytical Instrumentation Handbook*. Marcel Dekker, New York. CCME (2019). *Canadian Environmental Quality Guidelines. Summary Tables*. Canadian Council of Ministers of the Environment. Dostupno na: https://www.elaw.org/system/files/sediment_summary_table.pdf (pristupljeno 10.12.2021). CEFAS (1994) *Guideline Action Levels for the Disposal of Dredged Material*. Dostupno na: <https://www.pla.co.uk/Environment/Cefas-Guideline-Action-Levels-for-theDisposal-76.ofDredged-Material> (pristupljeno 10.12.2021). Chen, F., Lin, J., Qian, B., Wu, Z., Huang, P., Chen, K., Li, T., Cai, M. (2018) Geochemical Assessment and Spatial Analysis of Heavy Metals in the Surface Sediments in the Eastern Beibu Gulf: A Reflection on the Industrial Development of the South China Coast, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15: 496. Chen, H.X., Wu, X., Bi, R., Li, L.X., Gao, M., Li, D., Xie, L.T. (2015) Mechanisms of Cr (VI) toxicity to fish in aquatic environment: A review. *Ying Yong Sheng Tai Xue Bao*, 26(10): 3226-34. 78. Cherif, M., Zarrad, R., Gharbi, H., Missaoui, H., Jarboui, O. (2007) Some biological parameters of the red mullet, *Mullus barbatus* L., 1758, from the Gulf of Tunis. *Acta Adriatica, International journal of Marine Sciences*,

48(2): 131-144. Choi, Y.R., Kim, Y.N., Yoon, J.H., Dickinson, N., Kim, K.H. (2021) Plastic contamination of forest, urban, and agricultural soils: A case study of Yeosu City in the Republic of Korea. *Journal of Soils Sediments*, 21: 1962–1973.

80. Ciesielski, T., Pastukhov, M.V., Szefer P., Jenssen B.M. (2010) Bioaccumulation of mercury in the pelagic food chain of Lake Baikal. *Chemosphere*, 78: 1378-1384.

81. Claessens, M., Meester, S.D., Landuyt, L.V., Clerck, K.D., Janssen, C.R. (2011) Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 62 (10): 2199-2204.

82. Claessens, M., Van Cauwenberghe, L., Vandegehuchte, M.B., Janssen, C.R. (2013) New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 70 (1-2): 227–233.

83. Clarke, K.R., Gorley, R.N. (2015) PRIMER v7: User Manual/Tutorial PRIMER-E: Plymouth.

84. Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T.S. (2011) Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 2588-2597.

85. Cooper, D.A. and Corcoran, P.L. (2010) Effects of mechanical and chemical processes on the degradation of plastic beach debris on the island of Kauai, Hawaii. *Marine Pollution Bulletin* 60: 650–654.

Copat, C., Bella, F., Castaing, M., Fallico, R., Sciacca, S., Ferrante, M. (2012) Heavy Metals Concentrations in Fish from Sicily (Mediterranean Sea) and Evaluation of Possible Health Risks to Consumers. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 88: 78–83.

87. Copat, C., Conti, G.O., Fallico, R., Sciacca, S., Ferrante, M. (2015) Heavy Metals in Fish from the Mediterranean Sea. *The Mediterranean Diet*, 547–562.

Copat, C., Grasso, A., Fiore, M., Cristaldi, A., Zuccarello, P., Signorelli, S.S., Ferrante, M. (2018) Trace elements in seafood from the Mediterranean sea: An exposure risk assessment. *Food and Chemical Toxicology*, 115: 13–19.

Cox, K.D., Covernton, G.A., Davies, H.L., Dower, J.F., Juanes, F., Dudas, S.E. (2019) Human Consumption of Microplastics. *Environmental Science and Technology*, 53: 7068–7074.

Cózar, A., Sanz-Martín, M., Martí, E., González-Gordillo, J.I., Ubeda, B., Gálvez, J.Á., Irigoien, X., Duarte, C.M. (2015) Plastic accumulation in the Mediterranean Sea. *PLoS One*, 10(4).

91. Critchell, K. and Hoogenboom, M.O. (2018) Effects of microplastic exposure on the body condition and behaviour of planktivorous reef fish (*Acanthochromis polyacanthus*). *PLoS One*. Dostupno na: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0193308> (pristupljeno 23.11.2021).

92. Cukrov, N., Frančišković-Bilinski, S., Bogner, D. (2014) Metal contamination recorded in the sediment of the semi-closed Bakar Bay (Croatia). *Environmental geochemistry and health*, 36(2): 195-208.

93. Cukrov, N., Frančišković-Bilinski, S., Hlača, B., Barišić, D. (2011) A recent history of metal accumulation in the sediments of Rijeka harbor, Adriatic Sea, Croatia. *Marine Pollution Bulletin*, 62(1): 154–167.

Ćupić, Ž., Mihaljev, Ž. (2010) Uloga i značaj cinka u ishrani ljudi i životinja. *Hemijski pregled*, 51 (5): 121-124.

Dalmacija, B. and Agbaba, J. (2008). Zagađujuće materije u vodenom ekosistemu i remedijacioni procesi, Univerzitet u Novom Sadu, Prirodno-matematički fakultet, Departman za hemiju, Centar izvrsnosti za hemiju okoline i procenu rizika, Novi Sad, ISBN 978-86-7031-177-0.

96. De Flora, S., Bennicelli, C., Bagnasco, M. (1994) Genotoxicity of mercury compounds: A review. *Mutation Research*, 317: 57–79.

De Simone, S., Perošević-Bajčeta, A., Joksimović, D., Beccherelli, R., Zografopoulos, D.C., Mussi, V. (2021) Microplastics and Inorganic Contaminants in Mussels from the Montenegrin Coast. *Journal of Marine Science and Engegering*, 9: 544.

De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K., Robbens, J. (2014) Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin*, 85: 146–155.

Dehaut, A., Cassone, A.L., Frère, L., Hermabessiere, L., Himber, C., Rinnert, E., Rivière, G., Lambert, C., Soudant, P., Huvet, A., Duflos, G., Paul-Pont, I. (2016) Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environmental Pollution*, 215: 223–233.

100. Digka, N., Tsangaris, C., Torre, M., Anastasopoulou, A., Zeri, C. (2018) Microplastics in mussels and fish from the Northern Ionian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 135: 30–40.

101. Dolenc, T., Faganeli, J., Pirc, S. (1998) Major, minor and trace elements in surficial sediments from the open Adriatic Sea: a regional geochemical study. *Geologia Croatica*, 51(1): 59-73.

102. Donohue, M.J. (2005) Eastern Pacific

Ocean source of Northwestern Hawaiian Islands marine debris supported by errant fish aggregating device. *Marine Pollution Bulletin*, 50 (8): 886-888. 103. Doyle, M.J., Watson, W., Bowlin, N.M., Sheavly, S.B. (2011) Plastic particles in coastal pelagic ecosystems of the Northeast Pacific ocean. *Marine Environmental Research*, 71 (1): 41-52. 104. Duruibe J.O., Ogwuegbu, M.C., Egwurugwu, J.N. (2007) Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *International Journal of Physical Sciences*, 2: 112-118. 105. Dvořák, P., Andreji, J., Mraz, J., Dvořáková-Líšková, Z. (2014) Concentration of heavy and toxic metals in fish and sediments from the Morava river basin, Czech Republic. *Neuroendocrinology Letters*, 35 (Suppl. 1): 126–132. 106. EC (2006), Commission Regulation No. 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. *Official Journal of the European Union L*, 364: 5–24. 107. EC (2008) Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). *Official Journal of the European Union*, L164/19-40.. 108. EC (2011) Plastic Waste: Ecological and Human Health Impacts. *Science for Environment Policy: In-depth Reports*. 109. El-Moselhy, K.M., Othman, A.I., Abd El-Azem, H., El-Metwally, M.E.A. (2014) Bioaccumulation of heavy metals in some tissues of fish in the Red Sea, Egypt. *Egypt. Journal of Basic and Applied Sciences*, 1(2): 97-105. 110. Emili, A., Acquavita, A., Covelli, S., Spada, L., Di Leo, A., Giandomenico, S., Cardellicchio, N. (2016) Mobility of heavy metals from polluted sediments of a semi-enclosed basin: in situ benthic chamber experiments in Taranto's Mar Piccolo (Ionian Sea, Southern Italy). *Environmental Science and Pollution Research*, 23(13): 12582-12595. 111. EPC (2008) Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive) in Brussels. 112. Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., Amato, S. (2013) Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin*, 77(1-2): 177–182. 113. Erkan, N., Özden, Ö., Ulusoy, Ş. (2009) Levels of trace elements in commercially important fish, crustaceans and mollusks from Istanbul fish market. *Fresenius Environmental Bulletin*, 18 (7b): 1307-1311 114. Ersoy, B. and Çelik, M. (2010) The essential and toxic elements in tissues of six commercial demersal fish from eastern Mediterranean Sea. *Food and Chemical Toxicology*, 48 (5): 1377–1382. 115. Eubeler, J.P., Zok, S., Bernhard, M., Knepper, T.P. (2009) Environmental biodegradation of synthetic polymers I. Test methodologies and procedures. *Trends in Analytical Chemistry*, 28: 1057-1072. 116. Falcó, G., Llobet, J.M., Bocio, A., Domingo, J.L. (2006) Daily intake of arsenic, cadmium, mercury, and lead by consumption of edible marine species. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 54: 6106–6112. 117. Fallah A.A., Saei-Dehkordi S.S., Nematollahi A., Jafari T. (2011) Comparative study of heavy metal and trace element accumulation in edible tissues of farmed and wild rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) using ICP-OES technique. *Microchemical Journal*, 98: 275- 279. 118. Fan, J., Zou, L., Zhao, G., (2021) Microplastic abundance, distribution, and composition in the surface water and sediments of the Yangtze River along Chongqing City, China. *Journal of Soils and Sediments*, 21:1840–1851. 119. FAO (1983) Food and Agriculture Organization of the United Nations, Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products FAO Fishery Circular No. 464: 5-100. 120. FAO/WHO (2010). Summary and conclusions of the seventy-second meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, Rome, 16–25 February 2010. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations; Geneva, World Health Organization, JECFA/72/SC. Dostupno na: http://www.who.int/foodsafety/chem/summary72_rev.pdf (pristupljeno 25.12.2021). 121. FAO/WHO (2014) Joint Food and Agriculture Organization/World Health Organization food standards programme codex committee on contaminants in foods. Eighth Session The Hague, The Netherlands. 122. Farag, A.M., May, T., Marty, G.D., Easton, M., Harper, D.D., Little, E.E., Cleveland, L. (2006) The effect of chronic chromium exposure on the health of Chinook salmon

(*Oncorhynchus tshawytscha*). *Aquatic Toxicology*, 76: 246–257. 123. Fattorini, D., Notti, A., Di Mento, R., Cicero, A. M., Gabellini, M., Russo, A. (2008) Seasonal, spatial and inter-annual variations of trace metals in mussels from the Adriatic Sea: A regional gradient for arsenic and implications for monitoring the impact of off-shore activities. *Chemosphere*, 72: 1524–1533. 124. Fernandez, L.G. and Olalla, H.Y. (2000) Toxicity and bioaccumulation of lead and cadmium in marine protozoan communities. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 47(3): 266–276. 125. Findık, Ö. and Çiçek, E. (2011) Metal Concentrations in Two Bioindicator Fish Species, *Merlangius merlangus*, *Mullus barbatus*, Captured from the West Black Sea Coasts (Bartın) of Turkey. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 87(4): 399–403. 126. Foekema, E.M., De Gruijter, C., Mergia, M.T., van Franeker, J.A., Murk, A.J., Koelmans, A.A. (2013) Plastic in North Sea Fish. *Environmental Science and Technology*, 47(15): 8818–8824. 127. Foshtomi, Y.M., Oryan, S., Taheri, M., Bastami, K.D., Zahed, M.A. (2019) Composition and abundance of microplastics in surface sediments and their interaction with sedimentary heavy metals, PAHs and TPH (total petroleum hydrocarbons). *Marine Pollution Bulletin*, 149: 110655. 128. Fossi, M.C., Pedà, C., Compa, M., Tsangaris, C., Alomar, C., Claro, F., Bainsi, M. (2018) Bioindicators for monitoring marine litter ingestion and its impacts on Mediterranean biodiversity. *Environmental Pollution*, 237: 1023–1040. 129. Fraga, C.G. and Oteiza P.I. (2002) Iron toxicity and antioxidant nutrients. *Toxicology* 180(1): 23–32. 130. Frère, L., Paul-Pont, I., Rinnert, E., Petton, S., Jaffré, J., Bihannic, I., Soudant, P., Lambert, C., Huvet, A. (2017) Influence of environmental and anthropogenic factors on the composition, concentration and spatial distribution of microplastics: A case study of the Bay of Brest (Brittany, France). *Environmental Pollution*, 225: 211–222. 131. Frias, J.P.G.L., Sobral, P., Ferreira, A.M. (2010) Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, 60(11): 1988–1992. 132. Froese, R. and Pauly, D. (2016) FishBase. World Wide Web electronic publication, Pauly D. (Eds). Dostupno na: www.fishbase.org, (pristupljeno 27.10.2021). 133. Gajšt, T., Bizjak, T., Palatinus, A., Liubartseva, S., Kržan, A. (2016) Sea surface micro-plastics in Slovenian part of the northern Adriatic. *Marine Pollution Bulletin*, 113: 392–399. 134. Galgani, F. (2015) Marine litter, future prospects for research. *Frontiers in Marine Science*, 2. 135. Galgani, F., Fleet, D., Franeker, J.V., Katsanevakis, S., Maes T., Mouat, J. (2010) Task group 10 report: marine litter. In: ZAMPOUKAS, N., ed. *Marine Strategy Framework Directive*, Ispra: European Commission Joint Research Centre. 136. Gall, S.C. and Thompson, R.C. (2015) The impact of debris on marine life. *Marine Pollution Bulletin*, 92 (1–2): 170–179. 137. Gedik, K. and Ozturk, R.C. (2018) Health risk perspectives of metal (loid) exposure via consumption of striped venus clam (*Chamelea gallina* Linnaeus, 1758). *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 25(5): 1176–1188. 138. GESAMP (2015) Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. Kershaw PJ (ed.). (IMO/FAO/UNESCOIOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Rep. Stud. GESAMP No. 90. 139. GESAMP (2019) Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean. In: Kershaw, P.J., Turra, A., Galgani, F. (Eds.), Rep. Stud. GESAMP No. 99. IMO/FAO/UNESCO-I/O/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, pp. 8–12. 140. Ghani, S.A.A. (2015) Trace metals in seawater, sediments and some fish species from Marsa Matrouh Beaches in north-western Mediterranean coast, Egypt. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 41(2): 145–154. 141. Gheorghe, S., Stoica, C., Geanina Vasile, G., Nita-Lazar, M., Stanescu, E., Eugenia Lucaciu, I. (2017) Metals Toxic Effects in Aquatic Ecosystems: Modulators of Water Quality. *Water Quality*, Hlanganani Tutu, IntechOpen. Dostupno na: <https://www.intechopen.com/chapters/52639> (pristupljeno: 22.12.2021). 142. Giani, D., Bainsi, M., Galli, M., Casini, S., Fossi, M.C. (2019) Microplastics occurrence in edible fish species (*Mullus barbatus* and *Merluccius merluccius*) collected in three different geographical sub-areas of the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 140: 129–137.

143. Gilfillan, L.R., Ohman, M.D., Doyle, M.J., Watson, W. (2009) Occurrence of Plastic MicroDebris in the Southern California Current System. *Cal Coop Ocean Fish*, 50: 123-133. 144. Girgin, H. and Bařusta, N. (2020) Growth characteristics of the European hake, *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758), inhabiting northeastern Mediterranean. *Acta Adriatica*, 61(1): 79–88. 145. Godoy, V., Blázquez, G., Calero, M., Quesada, L., Martín-Lara, M.A. (2019) The potential of microplastics as carriers of metals. *Environmental Pollution*, 113363. 146. Goldstein, M.C., Rosenberg, M., Cheng, L. (2012) Increased oceanic microplastic debris enhances oviposition in an endemic pelagic insect. *Biology Letters*, 8: 817–820. 147. Golovanova, I.L. (2008) Effects of heavy metals on the physiological and biochemical status of fishes and aquatic invertebrates. *Inland Water Biology*, 1: 93-101. 148. Gomiero, A., Strafella, P., Fabi, G. (2018) From Macroplastic to Microplastic Litter: Occurrence, Composition, Source Identification and Interaction with Aquatic Organisms. Experiences from the Adriatic Sea, National Research Council-Institute of Marine Sciences (CNR-ISMAR), Ancona, Italy. Dostupno na: <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.81534> (pristupljeno 17.09.2021). 149. Gomiero, A., Strafella, P., Øysæd, K.B., Fabi, G. (2019) First occurrence and composition assessment of microplastics in native mussels collected from coastal and offshore areas of the northern and central Adriatic Sea. *Environmental Science Pollution Research*, 26, 24407– 24416. 150. Gouletquer, P., Gros, P., Boeuf, G., Weber, J. (2014) The Importance of Marine Biodiversity. *Biodiversity in the Marine Environment*, 1–13. 151. Goyer, R.A. and Clarksom, W.T. (2001) Toxic effects of metals. In: Klaassen, C.D. (Ed.), Casarett and Doull's Toxicology. The basic Science of Poisons. McGrawHill, NewYork, 811–867. 152. Gray, J.S. (1982). Effects of pollutants on marine ecosystems. *Netherlands Journal of Sea Research*, 16: 424–443. 153. Gregory, M.R. (1977) Plastic Pellets on New Zealand Beaches. *Marine Pollution Bulletin*, 8: 82–84. 154. Gregory, M.R. (1978) Accumulation and Distribution of Virgin Plastic Granules on New Zealand Beaches. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 12: 399– 414. 155. Gregory, M.R. (1983) Virgin Plastic Granules on Some Beaches of Eastern Canada and Bermuda. *Marine Environmental Research*, 10: 73–92. 156. Grigorakis, S., Mason, S.A., Drouillard, K.G. (2017) Determination of the gut retention of plastic microbeads and microfibers in goldfish (*Carassius auratus*). *Chemosphere*, 169: 233– 238. 157. Gu, Y.G., Lin, Q., Wang, X.H., Du, F.Y., Yu, Z.L., Huang, H.H. (2015) Heavy metal concentrations in wild fishes captured from the South China Sea and associated health risks. *Marine Pollution Bulletin*, 96 (1-2): 508–512. 158. Guertin, J. (2004). Toxicity and health effects of chromium (all oxidation states). *Chromium (VI) handbook*, 215-230. 159. Guo, X.Y., Zhong, J.Y., Song, Y., Tian, Q.H. (2010) Substance flow analysis of zinc in China. *Resources, Conservation and Recycling*, 54: 171–177. 160. Güven, O., Gökdağ, K., Jovanović, B., Kideys, A.E. (2017) Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish. *Environmental Pollution*, 223: 286–294. 161. Guyton, A.C. and Hall, J.E. (2006) *Textbook of medical physiology*. 11th ed. Philadelphia: Elsevier Inc. 162. Hahladakis, N.J., Costas, A.V., Weber, R., Iacovidou, E., Purnell, P. (2018) An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of Hazardous Materials*, 344: 179–199. 163. Hakanson, L. (1980) An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach. *Water Research*, 14: 975–1001. 164. Hansen, E., Nilsson, N.H., Lithner, D., Lassen, C. (2013) *Hazardous Substances in Plastic Materials; Klima- og forurensningsdirektoratet: Vejle, Denmark*. 165. Hanvey, J.S., Lewis, P.J., Lavers, J.L., Crosbie, N.D., Pozo, K., Clarke, B.O. (2017) A review of analytical techniques for quantifying microplastics in sediments. *Analytical Methods*, 9(9): 1369–1383. 166. Harrison, J.P., Ojeda, J.J., Romero-Gonzalez, M.E. (2012) The applicability of reflectance micro-Fourier-transform infrared spectroscopy for the detection of synthetic microplastics in marine sediments. *Science of the Total Environment*, 416: 455–463. 167. Has-Schön E., Bogut, I., Strelec I. (2006) Heavy metal profile in five fish species included in human diet, domiciled in the end flow of River Neretva (Croatia). *Archives of Environmental Contamination*

and Toxicology, 50; 545–551. 168. Herrera, A., Štindlová, A., Martínez, I., Rapp, J., Romero-Kutzner, V., Samper, M.D., Montoto, D., Aguiar-González, B., Packard, T., Gómez, M. (2019) Microplastic ingestion by Atlantic chub mackerel (*Scomber colias*) in the Canary Islands coast. *Marine Pollution Bulletin*, 139: 127–135. 169. Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M. (2012) Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology*, 46(6): 3060–3075. 170. Hintersteiner, I., Himmelsbach, M., Buchberger, W. (2015) Characterization and quantitation of polyolefin microplastics in personal-care products using high-temperature gel-permeation chromatography. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 407: 1253–1259. 171. Hoffman, D.J., Rattner, B.A., Burton, Jr G.A., Cairns, J.J. (2003) *Handbook of ecotoxicology*, 2nd edition, CRC Press LLC, Lewis Publishers, Boca Raton, FL. 172. Holmes, L.A., Turner, A., Thompson, R.C. (2012) Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. *Environmental Pollution*, 160: 42–48. 173. Hosseini, M., Nabavi, S.M.B., Nabavi, S.N. (2015) Heavy metals (Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Fe, and Hg) content in four fish commonly consumed in Iran: risk assessment for the consumers. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187: 237. 174. <https://bit.ly/3JXsMvK> 175. <https://bit.ly/3M2Wkde> 176. <https://bit.ly/3smcHK4> 177. <https://static.thermoscientific.com> 178. <https://www.berghof-instruments.com> 179. Hwang, J., Choi, D., Han, S., Choi, J., Hong, J. (2019) An assessment of the toxicity of polypropylene microplastics in human derived cells. *Science of Total Environment* 684: 657–669. 180. IAEA (2015) Training workshop on the analysis of trace metals in biological and sediment samples. Laboratory procedure book. International Atomic Energy Agency, Marine Environment Laboratory, Monaco. 181. IARC (2006) Inorganic and organic lead compounds. In IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to human, 87, 1. World Health Organization, International Agency for Research on Cancer, Lyon, France. 182. IARC (2018) List of classifications. International Agency for Research on Cancer. Dostupno na: http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/latest_classif.php (pristupljeno 07.19.2021). 183. Ibrahim, S.A., Authman, M.M.N., Gaber, H.S., El-Kasheif, M.A. (2013) Bioaccumulation of heavy metals and their histopathological impact on muscles of *Clarias gariepinus* from El-Rahawy drain, *International Journal of Environmental Engineering*, 4: 51–73. 184. IPCS (2001) Arsenic and arsenic compounds, 2nd ed. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 224). Dostupno na: http://whqlibdoc.who.int/ehc/WHO_EHC_224.pdf (pristupljeno 25.12.2021). 185. Ivar do Sul, J.A. and Costa, M.F. (2013) The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution*, 185: 352–64. 186. Jabeen, K., Su, L., Li, J., Yang, D., Tong, C., Mu, J., Shi, H. (2016) Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China. *Environmental Pollution*, 221: 141–149. 187. Jacobs, S., Sioen, I., De Henauw, S., Rosseel, Y., Calis, T., Tediosi, A., Verbeke, W. (2015) Marine environmental contamination: public awareness, concern and perceived effectiveness in five European countries. *Environmental Research*, 143: 4–10. 188. Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R. (2015) Miriam Perryman, Anthony Andrady, Ramani Narayan, and Kara Lavender Law. 2015. "Plastic Waste Inputs from Land into the Ocean." *Science* 347(6223): 768–71. 189. Jardas, I. (1996) *Jadranska ihtiofauna*. Školska knjiga, Zagreb, 268 pp. 190. Järup, L. (2003) Hazards of heavy metal contamination. *British medical bulletin*, 68: 167–182. 191. JECFA (1983) Evaluation of certain food additives and contaminants. Twenty-seventh Report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. WHO Technical Report Series 696, World Health Organization, Geneva, Switzerland. 192. JECFA (2017) Working document for information and use in discussions related to contaminants and toxins in the GSCTFF. Eleventh session of the Joint FAO/WHO Food Standards Programme, Codex Committee on contaminants in foods. Rio de Janeiro, Brazil. 193. JECFA (2019). Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA). Dostupno na: <http://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfadatabase/search.aspx?fc=47> (pristupljeno

02.09.2021). 194. Joksimović, A. (2007) Najpoznatije ribe Crnogorskog primorja. Crnogorska akademija nauka i umjetnosti, Podgorica. 195. Joksimović, D. (2012) Sadržaj teških metala u ekosistemu crnogorskog primorja kao posledica zagađenja životne sredine. Doktorska disertacija. Univerzitet u Beogradu, Tehnološko-metalurški fakultet. 196. Joksimovic, D. and Stankovic, S. (2012) The trace metals accumulation in marine organisms of the southeastern Adriatic coast, Montenegro. *Journal of the Serbian Chemical Society*, 77(1): 105–117. 197. Joksimović, D., Castelli, A., Mitrić, M., Martinović, R., Perošević, A., Nikolić, M., Stanković, S. (2016) Metal Pollution and Ecotoxicology of the Boka Kotorska Bay. *The Boka Kotorska Bay Environment*, 129–150. 198. Joksimović, D., Castelli, A., Perošević, A., Djurović, D., Stanković, S. (2018) Determination of trace metals in *Mytilus galloprovincialis* along the Boka Kotorska Bay, Montenegrin coast. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 50: 601-608. 199. Joksimović, D., Perošević, A., Castelli, A., Pestorić, B., Šuković, D., Đurović, D. (2019) Assessment of heavy metal pollution in surface sediments of the Montenegrin coast: a 10- year review. *Journal of Soils and Sediments*, 20 (6): 2598-2607. 200. Joksimović, D., Perošević-Bajčeta, A., Pestorić, B., Martinović, R., Bošković, N. (2021) Introduction (The Montenegrin Adriatic Coast, Marine Chemistry Pollution). In: *The Handbook of Environmental Chemistry*. Springer, Berlin, Heidelberg. Dostupno na: https://doi.org/10.1007/698_2020_690 (pristupljeno 12.12.2021). 201. Joksimović, D., Peršević-Bajčeta, A., Pešić, A., Martinović, R., Bošković N. (2020) Heavy metal concentrations in sediment and fish species from Boka Kotorska Bay. *Studia Marina*, 33 (1): 26-35. 202. Jovanović, A.D. (2015) Ispitivanje sadržaja teških metala i metaloida u tkivima riba iz otvorenih voda u zavisnosti od načina ishrane, doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Fakultet veterinarske medicine, Beograd. UDK broj: 639.043.2:549.24. 203. Jović, M. (2013) Ispitivanje mogućnosti primjene nekih morskih organizama kao bioindikatora zagađenja teškim metalima vode zaliva Boka Kotorska, doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Tehnološko-metalurški fakultet, Beograd. UDK broj: 591.04:54- 43:504.064:669-1/-9. 204. Karapanagioti, H.K. and Klontza, I. (2007) Investigating the properties of plastic resin pellets found in the coastal areas of Ilesvos island. *Global Nest Journal*, 9(1): 71-76. 205. Khan, M.Z.H., Hasan, M.R., Khan, M., Aktar, S., Fatema, K. (2017) Distribution of heavy metals in surface sediments of the Bay of Bengal coast. *Journal of Toxicology*, 9235764. 206. Kljaković-Gašpić, Z., Bogner, D., Ujević, I. (2009) Trace metals (Cd, Pb, Cu, Zn and Ni) in sediment of the submarine pit Dragon ear (Soline Bay, Rogoznica, Croatia). *Environmental geology*, 58(4): 751. 207. Kljakovićgapi, Z., Zvonari, T., Vrgo, N., Odak, N., Bari, A. (2002) Cadmium and lead in selected tissues of two commercially important fish species from the Adriatic Sea. *Water Research*, 36(20): 5023–5028. 208. Kolutari, A., Gjyli, L., Caronara, P. (2016) Preliminary results and impact of marine litter in Albanian Adriatic. *Journal of Environmental Protection and Ecology*, 17(3): 922–93. 209. Kolutari, J. and Gjyli, L. (2020) Marine Litter Assessment on Some Beaches Along the Southeastern Adriatic Coastline (Albania). *The Handbook of Environmental Chemistry*. doi:10.1007/698_2020_627. 210. Konstantinos I.S. and Vasiliki S.K. (2002) Feeding habits and trophic levels of Mediterranean fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 11: 217–254. 211. Korez, Š., Gutow, L., Saborowski, R. (2019) Microplastics at the strandlines of Slovenian beaches. *Marine Pollution Bulletin*, 145: 334–342. 212. Kovač Viršek, M., Palatinus, A., Koren, Š., Peterlin, M., Horvat, P., Kržan, A. (2016) Protocol for Microplastics Sampling on the Sea Surface and Sample Analysis. *Journal of Visualized Experiments*, 118. 213. Kragulj, T., Purić, M., Bursić, V., Vuković, G., Đukić, M. (2018) Lead contamination of fish and water from costal sea of Bar region (Montenegro). *Journal of Agronomy, Technology and Engineering Management*, 1(1): 124-129. 214. Kraus, R., Grilli, F., Supić, N., Janeković, I., Brailo, M., Cara, M., Škalic, D. (2018) Oceanographic characteristics of the Adriatic Sea – Support to secondary HAOP spread through natural dispersal. *Marine Pollution Bulletin*, 147, 59-85. 215. Krishnakumar, P.K., Qurban, M.A., Sasikumar, G. (2018). Biomonitoring of Trace Metals in the Coastal Waters Using Bivalve Molluscs. In *Trace Elements-Human Health and Environment*. IntechOpen. Dostupno na:

<https://www.intechopen.com/chapters/61979> (pristupljeno 09.10.2021). 216. Kulcu, A.M., Ayas, D., Kosker, A.R., Yarkin, K. (2014) The Investigation of Metal and Mineral Levels of Some Marine Species from the Northeastern Mediterranean Sea. *Journal of Marine Biology & Oceanography*, 3:2. 217. Lacatusu, R., Citu, G., Aston, J., Lungu, M., Lacatusu, A.R. (2009) Heavy metals soil pollution state in relation to potential future mining activities in the Rosia Montana area, Carpathian. *Journal of Earth Environmental Science*, 4: 39-50. 218. Laglbauer, B.J., Franco-Santos, R.M., Andreu-Cazenave, M., Brunelli, L., Papadatou, M., Palatinus, A., Grego, M., Deprez, T. (2014) Macrodebris and microplastics from beaches in Slovenia. *Marine Pollution Bulletin*, 89: 356-366. 219. Lazo, P., Cullaj, A., Baraj, B. (2003) An evaluation of Hg, Cr and heavy metals pollution in seawater and sediments of Durres Bay Adriatic Sea-Albania. *Journal de Physique IV (Proceedings)*, 107: 715–720. 220. Leonard, A., Jacquet, P., Lauwerys, R.R. (1983) Mutagenicity and teratogenicity of mercury compounds. *Mutation Research*, 114: 1–18. 221. Li, H., Davis, A.P. (2008) Heavy metal capture and accumulation in bioretention media. *Environmental Science of Technology*, 42: 5247–5253. 222. Li, W., Lo, H.S., Wong, H.M., Zhou, M., Wong, C.Y., Tam, N.F.Y., Cheung, S.G. (2020) Heavy metals contamination of sedimentary microplastics in Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, 153: 110977. 223. Liebezeit, G. and Dubaish, F. (2012) Microplastics in Beaches of the East Frisian Islands Spiekeroog and Kachelotplate. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 89: 213-217. 224. Liubartseva, S., Coppini, G., Lecci, R., Creti, S. (2016) Regional approach to modeling the transport of floating plastic debris in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 103: 115- 127. 225. Lobelle, D. and Cunliffe, M. (2011) Early microbial biofilm formation on marine plastic debris. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 197-200. 226. Löder, M.G.J. and Gerdts, G. (2015) Methodology Used for the Detection and Identification of Microplastics—A Critical Appraisal. *Marine Anthropogenic Litter*, 201–227. 227. Lönnstedt, O.M. and Eklöv, P. (2016) Environmentally relevant concentrations of microplastic particles influence larval fish ecology, ecotoxicology. *Science* 352, 6290. 228. Lu, Y., Zhang, Y., Deng, Y., Jiang, W., Zhao, Y., Geng, J., Ren, H. (2016) Uptake and Accumulation of Polystyrene Microplastics in Zebrafish (*Danio rerio*) and Toxic Effects in Liver. *Environmental Science and Technology*, 50(7): 4054–4060. 229. Lusher, A.L., McHugh, M., Thompson, R.C. (2013) Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin*, 67(1-2): 94–99. 230. Lusher, A.L., Welden, N.A., Sobral, P., Cole, M. (2017) Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. *Analytical Methods*, 9(9): 1346–1360. 231. Maceda-Veiga A., Monroy M., Navarro E., Viscor E., de Sostoa A. (2013) Metal concentrations and pathological responses of wild native fish exposed to sewage discharge in a Mediterranean river. *Science of Total Environment*, 449: 9-19. 232. Maes, T., Van Der Meulen, M.D., Devriese, L.I., Leslie, H.A., Huvet, A., Frère, L., Robbens, J., Vethaak, A.D. (2017) Microplastics Baseline Surveys at the Water Surface and in Sediments of the North-East Atlantic. *Frontiers in Marine Science*, 4, 135. 233. Magnusson, K., Eliasson, K., Fråne, A., Haikonen, K., Hultén, J., Olshammar, M., Stadmark, J., Voisin, A. (2016) Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment: a review of existing data. *IVL Swedish Environmental Protection Agency*, 183: 65–72. 234. Mai, L., Bao, L.J., Shi, L., Wong, C.S., Zeng, E.Y. (2018) A review of methods for measuring microplastics in aquatic environments. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(12): 11319–11332. 235. Makedonski, Lj., Peycheva, K., Stancheva, M. (2015) Determination of some heavy metal of selected black sea fish species, *Food Control*, 72: 313-317. 236. Mali, M., Dell'Anna, M.M., Notarnicola, M., Damiani, L., Mastrorilli, P. (2017) Combining chemometric tools for assessing hazard sources and factors acting simultaneously in contaminated areas. case study: "Mar piccolo" taranto (South Italy). *Chemosphere*, 184: 784- 794. 237. Mali, M., Malcangio, D., Dell'Anna, M.M., Damiani, L., Mastrorilli, P. (2018) Influence of hydrodynamic features in the transport and fate of hazard contaminants within touristic ports. Case study: Torre a Mare (Italy). *Heliyon*, 4(1): 00494. 238. Mancuso, M., Savoca, S., Bottari, T. (2019) First record of microplastics ingestion by

European hake *Merluccius merluccius* from the Tyrrhenian Sicilian coast (Central Mediterranean Sea). *Journal of Fish Biology*, 94(3): 517-519.

239. Marigómez, I., Soto, M., Cancio, I., Orbea, A., Garmendia, L., Cajaravalle, M.P. (2006) Cell and tissue biomarkers in mussel, and histopathology in hake and anchovy from Bay of Biscay after the Prestige oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 53: 5–7.

240. Martínez-Gómez, C., Fernández, B., Benedicto, J., Valdés, J., Campillo, J.A., León, V.M., Vethaak, A.D. (2012) Health status of red mullets from polluted areas of the Spanish Mediterranean coast, with special reference to Portmán (SE Spain). *Marine Environmental Research*, 77: 50–59.

241. Matić-Skoko, S., Šegvić-Bubić, T., Mandić, I., Izquierdo-Gomez, D., Arneri, E., Carbonara, P., Tzanatos, E. (2018) Evidence of subtle genetic structure in the sympatric species *Mullus barbatus* and *Mullus surmuletus* (Linnaeus, 1758) in the Mediterranean Sea. *Scientific Reports*, 8(1).

242. Matsuguma, Y., Takada, H., Kumata, H., Kanke, H., Sakurai, S., Suzuki, T., Itoh, M., Okazaki, Y., Boonyatumanond, R., Zakaria, M.P. (2017) Microplastics in Sediment Cores from Asia and Africa as Indicators of Temporal Trends in Plastic Pollution. *Arch. Environ. Contamination Toxicology*, 73: 230–239.

243. Maul, J., Frushour, B.G., Kontoff, J.R., Eichenauer, H., Ott, K.H., Schade, C. (2007) Polystyrene and styrene copolymers. *Ullmann's Ency Indust Chem*. doi:10.1002/14356007.a21_615.pub2.

244. McGeer J., Henningsen G., Lanno R., Fisher N., Sappington N., Drexler J. (2004) Issue paper on the bioavailability and bioaccumulation of metals. US Environmental Protection Agency Risk Assessment Forum. pp 126.

245. Mehoul, F., Bouayad, L., Hammoudi, A.H., Ayadi, O., Regad, F. (2019) Evaluation of the heavy metals (mercury, lead, and cadmium) contamination of sardine (*Sardina pilchardus*) and swordfish (*Xiphias gladius*) fished in three Algerian coasts, *Veterinary World*, 12(1): 7- 11.

246. Merritt, K.A. and Amirbahman, A. (2009) Mercury methylation dynamics in estuarine and coastal marine environments a critical review. *Earth Science Review*, 96 (1–2): 54–66.

247. Michelle Allsopp, A.W., Santillo, D., Johnston, P. (2006) *Plastic Debris in the World's Oceans*; Greenpeace International: Amsterdam. Dostupno na: https://www.greenpeace.to/greenpeace/wpcontent/uploads/2011/05/plastic_ocean_report.pdf (pristupljeno 01.05.2021).

248. Mihailović, R., Joksimović, D. (2002) Heavy metals in sediments from Boka Kotorska Bay, *Studia Marina*, 23(1): 49-56.

249. Milanov, Đ.R. (2014) Ispitivanje sadržaja teških metala i metaloida u tkivima rječne ribe kao pokazatelja bezbjednosti mesa ribe i zagađenja životne sredine, doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Fakultet veterinarske medicine, Beograd, UDK broj:637.56:549.2.

250. Milošković, A. (2016) Prostorni monitoring teških metala kopnenih voda Srbije na osnovu bioakumulacije u ribama, doktorska disertacija Univerzitet u Kragujevcu, Prirodno-matematički fakultet, Kragujevac.

251. Mistri, M., Infantini, V., Scoponi, M., Granata, T., Moruzzi, L., Massara, F., De Donati, M., Munari, C. (2017) Small plastic debris in sediments from the Central Adriatic Sea: Types, occurrence and distribution. *Marine Pollution Bulletin*, 124: 435-440.

252. Mistri, M., Infantini, V., Scoponi, M., Granata, T., Moruzzi, L., Massara, F., Munari, C. (2018) Microplastics in marine sediments in the area of Pianosa Island (Central Adriatic Sea). *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*. doi:10.1007/s12210-018-0736-1

253. Mistri, M., Scoponi, M., Granata, T., Moruzzi, L., Massara, F., Munari, C. (2020) Types, occurrence and distribution of microplastics in sediments from the northern Tyrrhenian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 153: 111016.

254. MSFD 2008/56/EC (Marine Strategy Framework Directive) of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Marine Environmental Policy. *J. Eur. Union* 2008. Dostupno na: <https://eurlex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0056&from=en> (pristupljeno 10.05.2021).

255. Muller, G. (1969) Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geological. Journal*, 2: 109–118.

256. Mumtaz, M. (2002) Geochemical studies of heavy metals in the sea water along Karachi Makran coast, PhD thesis, University of Karachi Pakistan.

257. Munari, C., Scoponi, M., Mistri, M. (2017) Plastic debris in the Mediterranean Sea: Types, occurrence and distribution along Adriatic shorelines. *Waste Managment*, 67: 385–391.

258. Murray, F. and Cowie, P.R. (2011) Plastic

contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin*, 62: 1207–1217. 259. Naji, A., Esmaili, Z., Mason, S.A., Vethaak, A.D. (2017) The occurrence of microplastic contamination in littoral sediments of the Persian Gulf, Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 24: 20459–20468. 260. Naqash, N., Prakash, S., Kapoor, D., Singh, R. (2020) Interaction of freshwater microplastics with biota and heavy metals: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 18: 1813–1824. 261. Ndiaye, P.A., Forster, E. (2007) *Nylon and bombs: DuPont and the march of modern America*. Baltimore: Johns Hopkins University Press. p. 304. ISBN 9780801884443. 262. Neşer, G., Kontas, A., Ünsalan, D., Uluturhan, E., Altay, O., Darılmaz, E., Küçüksezgin, F., Tekogcul, N., Yercan, F. (2012) Heavy metals contamination levels at the Coast of Aliğa (Turkey) ship recycling zone. *Marine Pollution Bulletin*, 64(4): 882–887. 263. Neves, D., Sobral, P., Ferreira, J.L., Pereira, T. (2015) Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, 101(1): 119–126. 264. Ng, K.L., and Obbard, J.P. (2006) Prevalence of microplastics in Singapore's coastal marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 52(7), 761–767. 265. Nor, N.H.M. and Obbard, J.P. (2014) Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 79: 278–283. 266. Nuelle, M.T., Dekiff, J.H., Remy, D., Fries, E. (2014) A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental Pollution*, 184: 161–169. 267. Obhodaš, J. and Valković, V. (2010) Contamination of the coastal sea sediments by heavy metals. *Applied Radiation and Isotopes*, 68 (4-5): 807–811. 268. Olesen, K.B., Alst, N.V., Simon, M., Vianello, A., Liu, F., Vollertsen, J. (2018) Application Note Environmental, Agilent Technologies, Inc. 2018 Printed in the USA. Dostupno na: www.agilent.com/chem, (pristupljeno 10.08.2021). 269. Olgunoğlu, M.P., Artar E., Olgunoğlu, I.A. (2015) Comparison of Heavy Metal Levels in Muscle and Gills of Four Benthic Fish Species from the Northeastern Mediterranean Sea. *Polish Journal of Environmental Studies*, 24: 1743–1748. 270. Oliveira, J., Belchior, A., da Silva, V.D., Rotter, A., Petrovski, Ž., Almeida, P.L., Lourenço, N.D., Gaudêncio, S.P. (2020) Marine environmental plastic pollution: Mitigation by microorganism degradation and recycling valorization. *Frontiers in Marine Science*, 7: 567126. 271. Ololade, I.A. (2014) An assessment of heavy-metal contamination in soils within auto-mechanic workshops using enrichment and contamination factors with geoaccumulation indexes. *Journal of Environmental Protection*, 5: 970–982. 272. Olusola, J.O. and Festus, A.A. (2015) Assessment of Heavy Metals in Some Marine Fish Species Relevant to their Concentration in Water and Sediment from Coastal Waters of Ondo State, Nigeria. *Journal of Marine Science: Research and Development*, 5: 163. 273. Onen, S.A., Kucuksezgin, F., Kocak, F., Açık, S. (2015) Assessment of heavy metal contamination in *Hediste diversicolor* (O.F. Müller, 1776), *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1758), and surface sediments of Bafa Lake (Eastern Aegean). *Environmental Science and Pollution Research*, 22(11): 8702–8718. 274. Ory, N., Chagnon, C., Felix, F., Fernández, C., Ferreira, J.L., Gallardo, C., Ordóñez, O.G., Henostroza, A., Laaz, L., Mizraji, R., Mojica, H., Haro, V.M., Medina, L.O., Preciado, M., Sobral, P., Urbina, M.A., Thiel, M. (2018) Low prevalence of microplastic contamination in planktivorous fish species from the southeast Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 127: 211–216. 275. OSPAR, 2015. OSPAR request on development of a common monitoring protocol for plastic particles in fish stomachs and selected shellfish on the basis of existing fish disease surveys. *ICES Advice*, 1: 1–6. 276. 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. *Journal of Environmental Health, Science and Engineering*, 6(2): 73–80. 277. Palatinus, A., Viršek, M.K., Robič, U., Grego, M., Bajt, O., Šiljić, J., Suaria, G., Liubartseva, S., Coppini, G., Peterlin, M. (2019) Marine litter in the Croatian part of the middle Adriatic Sea: Simultaneous assessment of floating and seabed macro and micro litter abundance and composition. *Marine Pollution Bulletin*, 139: 427–439. 278. Peijnenburg, W.J.G.M. and Jager, T. (2003) Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: matrix issues. *Ecotoxicology and environmental safety*, 56(1): 63–77. 279. Pellini, G., Gomiero, A., Fortibuoni, T., Ferrà, C., Grati, F., Tasseti, N., Polidori, P.,

Fabi, G., Scarcella, G. (2018) Characterization of microplastic litter in the gastrointestinal tract of *Solea solea* from the Adriatic Sea. *Environmental Pollution*, 234: 943-952. 280. Perošević-Bajčeta, A. (2020) Elementi u tragovima u mediteranskoj dagnji sa aspekta ljudskog zdravlja i uticaja fizičko-hemijskih parametara morske sredine, doktorska disertacija. Univerzitet u Beogradu, Tehnološko-metalurški fakultet. 281. Perugini, M., Visciano, P., Manera, M., Zaccaroni, A., Olivieri, V., Amorena, M. (2013) Heavy metal (As, Cd, Hg, Pb, Cu, Zn, Se) concentrations in muscle and bone of four commercial fish caught in the central Adriatic Sea, Italy. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(4): 2205–2213. 282. Philips, A.E. (2012) Feeding behaviour of the European hake *Merluccius merluccius* Linnaeus, 1758 (Family: Gadidae) from Egyptian Mediterranean waters off Alexandria. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 38(1): 39–44. 283. Piazzolla, D., Cafaro, V., de Lucia, G.A., Mancini, E., Scanu, S., Bonamano, S., Marcelli, M. (2020) Microlitter pollution in coastal sediments of the northern Tyrrhenian Sea, Italy: microplastics and fly-ash occurrence and distribution. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 241: 106819. 284. Plant, J.A., Whittaker, A., Demetriades, A., De Vivo, B., Lexa, J. (2003) The geological and tectonic framework of Europe. In Salminen, R. (Ed.) *Geochemical Atlas of Europe*. Part, 1. Geological Survey of Finland. 285. *Plastics Europe (2019) Plastics - the Facts 2019: An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data*. Brussels, Belgium. 286. *PlasticsEurope (2016) Plastics – the Facts 2016*. Dostupno na: www.plasticseurope.org, (pristupljeno 04.08.2021). 287. *PlasticsEurope (2018) Plastics – The Facts 2017, an Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data*. Brussels, Belgium. 288. Plavšić, F., Žuntar, I. (2006) *Uvod u analitičku toksikologiju*, Školska knjiga, Zagreb. 289. Primpke, S., Lorenz, C., Rascher-Friesenhausen, R., Gerdts, G. (2017) An automated approach for microplastics analysis using focal plane array (FPA) FTIR microscopy and image analysis. *Analytical Methods journal*, 9: 1499-1511. 290. Rajkowska, M. and Protasowicki, M. (2012). Distribution of metals (Fe, Mn, Zn, Cu) in fish tissues in two lakes of different trophy in Northwestern Poland. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(4): 3493–3502. 291. Reddy, M.S., Basha, S., Adimurthy, S., Ramachandraiah, G. (2006) Description of the small plastics fragments in marine sediments along the Alang-Sosiya ship-breaking yard, India. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68(3-4): 656–660. 292. Renieri, E.A., Alegakis, A.K., Kiriakakis, M., Vinceti, M., Ozcagli, E., Wilks, M.F., Tsatsakis, A.M. (2014) Cd, Pb and Hg Biomonitoring in Fish of the Mediterranean Region and Risk Estimations on Fish Consumption; *Toxics*, 2: 417-442. 293. Renzi, M. and Blašković, A. (2020) Chemical fingerprint of plastic litter in sediments and holothurians from Croatia: Assessment & relation to different environmental factors. *Marine Pollution Bulletin*, 153: 110994. 294. Renzi, M., Čižmek, H., Blašković, A. (2019) Marine litter in sediments related to ecological features in impacted sites and marine protected areas (Croatia). *Marine Pollution Bulletin*, 138: 25–29. 295. Renzi, M., Specchiulli, A., Blašković, A., Manzo, C., Mancinelli, G., Cilenti, L. (2018) Marine litter in stomach content of small pelagic fishes from the Adriatic Sea: sardines (*Sardina pilchardus*) and anchovies (*Engraulis encrasicolus*). *Environmental Science and Pollution Research*, 26(3): 2771-2781. 296. Renzi, M., Blašković, A., Fastelli, P., Marcelli, M., Guerranti, C., Cannas, S., Barone, L., Massara, F. (2018) Is the microplastic selective according to the habitat? Records in amphioxus sands, Mäerl bed habitats and *Cymodocea nodosa* habitats. *Marine Pollution Bulletin*, 130: 179–183. 297. Rice, K.M., Walker, J.E.M., Wu, M., Gillette, C., Blough, E.R. (2014) Environmental mercury and its toxic effects. *Journal of preventive medicine and public health*, 47(2): 74- 83. 298. Rinderhagen, M.J., Ritterhoff, & Zanke, G.P. (2000). Crustaceans as bioindicators. In Gerhardt, A. (Ed.) *Biomonitoring of polluted water – Reviews on Actual Topics*. Trans-Tech Publications, *Environmental Research Forum*, 9: 161-194. 299. Rivaró, P., Çullaj, A., Frache, R., Lagomarsino, C., Massolo, S., De Mattia, M. C., Ungaro, N. (2011) Heavy metals distribution in suspended particulate matter and sediment collected from Vlora Bay (Albania): a methodological approach for metal pollution evaluation. *Journal of Coastal Research*, 10058: 54-66. 300. Rivaró, P., Ianni, C., Massolo, S., Ruggieri, N., Frache, R. (2004) Heavy metals in albanian

coastal sediments. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 86(2): 87–99. 301. Rochman, C.M., Tahir, A., Williams, S.L., Baxa, D.V., Lam, R., Miller, J.T., Teh, S.J. (2015) Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Scientific Reports*, 5 (1). 302. Rodríguez, Z.J., Gallego Ríos, S.E., Ramírez Botero, C.M. (2015) Content of Hg, Cd, Pb and as in fish species: a review. *Revista Vitae*, 22 (2). 303. Roex, E., Vethaak, D., Leslie, H., Kreuk, M.D. (2013) Potential risk of microplastics in the fresh water environment. STOWA, Amersfoort. 304. Romeo, T., Pietro, B., Pedà, C., Consoli, P., Andaloro, F., Fossi, M. C. (2015). First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 95(1): 358–361. 305. Ronda, A.C., Arias, A.H., Oliva, A.L., Marcovecchio, J.E. (2019) Synthetic microfibers in marine sediments and surface seawater from the Argentinean continental shelf and a Marine Protected Area. *Marine Pollution Bulletin*, 149: 110618. 306. Ruiz-Orejón, L.F., Sardá, R., Ramis-Pujol, J. (2016) Floating plastic debris in the Central and Western Mediterranean Sea. *Marine Environmental Research*, 120: 136-144. 307. Rummel, C.D., Löder, M.G.J., Fricke, N.F., Lang, T., Griebeler, E.-M., Janke, M., Gerdt, G. (2016) Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 102: 134–141. 308. Ryan, P.G., Moore, C.J., Van Franeker, J.A., Moloney, C. L. (2009) Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 364: 1999-2012. 309. Sachan, P. and Lal, N. (2017) An overview of nickel (Ni²⁺) essentiality, toxicity and tolerance strategies in plants. *Asian Journal of Biology*, 2(4): 1-15. 310. Salem, D.M.S.A., Khaled, A., El Nemr, A., El-Sikaily, A. (2014) Comprehensive risk assessment of heavy metals in surface sediments along the Egyptian Red Sea coast. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 40(4): 349-362. 311. Salvaggio, A., Pecoraro, R., Copat, C., Ferrante, M., Grasso, A., Scalisi, E. M., Brundo, M. V. (2020) Bioaccumulation of Metals/Metalloids and Histological and Immunohistochemical Changes in the Tissue of the European Hake, *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) (Pisces: Gadiformes: Merlucciidae), for Environmental Pollution Assessment. *Journal of Marine Science and Engineering*, 8(9): 712. 312. Santamaria, A.B. (2008) Manganese exposure, essentiality & toxicity. *Indian Journal of Medical Research*, 128: 484500. 313. Saunders, K.J. (2013) *Organic Polymer Chemistry: An Introduction to the Organic Chemistry of Adhesives, Fibres, Paints, Plastics, and Rubbers* (Springer Science & Business Media). ISBN-13: 978-9401070317. 314. Savitha, S., Srinivasalu, S., Suresh, S. and Jayamoorthy, K. (2018) Distribution of Heavy Metals in the Marine Sediments of Various Sites in Karaichalli Island, Tuticorin, Gulf of Mannar, India. *Silicon*, 10 (4): 1419–1425. 315. Ščančar, J., Zuliani, T., Turk, T., Milačič, R. (2007) Organotin compounds and selected metals in the marine environment of Northern Adriatic Sea. *Environmental Monitoring and Assessment*, 127(1-3): 271-282. 316. Schintu, M., Durante, L., Maccioni, A., Meloni, P., Degetto, S., Contu, A. (2008) Measurement of environmental trace-metal levels in Mediterranean coastal areas with transplanted mussels and DGT techniques. *Marine Pollution Bulletin*, 57(6-12): 832-837. 317. Šefer, D. i Sinovec, Z. (2008) *Opšta Ishrana*, Fakultet veterinarske medicine Univerziteta u Beogradu, Aura In, Beograd. 318. Shahidul Islam, M. and Tanaka, M. (2004). Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*, 48(7-8): 624–649. 319. Sharma, B., Singh, S., Siddiqi, N.J. (2014) Biomedical implications of heavy metals induced imbalances in redox systems. *BioMed research international*, 1-26. 320. Silvestri, C., Dalù, M., Piermarini, R., Matiddi, M., Darmon, G., Liria Loza, A., Claro, F., Attia, E., Hili, H., Bradai, M.N., Camedda, A., de Lucia, G.A., Kaberi, H., Kaska, Y., Paramio, L., Pham, C.K., Sozbilen, D., Tòmas, J., Tsangaris, C., Vale, M., Vandeperre, F., Miaud, C. (2018) Pilot Study for the Implementation of Indicator “Micro-plastic Ingestion by Fish and Sea Turtles” in the Areas of the Marine Strategy Framework Directive and the Regional Sea Conventions Oskar, helcom and Barcelona. INDICIT Deliverable n° D.2.5 of Activity 2. 321. SI. list CG (2016) Uredba o maksimalno dovoljenim količinama kontaminenata u hrani, Službeni list Crne Gore 48/2016. 322. SI. list SRJ (1992)

Savezna vlada Savezne Republike Jugoslavije, Br. 05/92. Pravilnik o količinama pesticida, metala i metaloida i drugih otrovnih supstancija, hemioterapeutika, anabolika i drugih supstancija koje se mogu nalaziti u namirnicama. 323. Šmuc, R.N., Dolenc, M., Kramar, S., Mladenović, A. (2018) Heavy Metal Signature and Environmental Assessment of Nearshore Sediments: Port of Koper (Northern Adriatic Sea). *Geosciences*, 8 (11): 398. 324. Sokolova, I.M. and Lannig, G. (2008). Interactive effects of metal pollution and temperature on metabolism in aquatic ectotherms: implications of global climate change. *Climate Research*, 37(2-3): 181-201. 325. Soliman, N.F., Younis, A.M., Elkady, E.M., Mohamedein, L.I. (2018) Geochemical associations, risk assessment, and source identification of selected metals in sediments from the Suez Gulf, Egypt. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 25(3): 738-754. 326. Sparks, C. and Immelman, S. (2020). Microplastics in offshore fish from the Agulhas Bank, South Africa. *Marine Pollution Bulletin*, 156: 111216. 327. Spodniewska, A. and Barski, D. (2013) Concentration of some metals in the muscles of fish from selected lakes of Warmia and Mazury region (Poland). *Acta Veterinaria Brno*, 82: 067- 071. 328. Srorelli, M.M. (2009) Intake of Essential Minerals and Metals via Consumption of Seafood from the Mediterranean Sea. *Journal of Food Protection*, 72(5): 1116–1120. 329. Stalović, B. and Đorđević, S. (2013) Optical emission spectrometry and inductively coupled plasma (ICP/OES) like an analytical technique for determination of heavy metals in biological samples. *Medical Data*, 5(1): 53-57. 330. Stanković, S., Jović, M., Mihajlović, M., Joksimović, D., Tanaskovski, B. (2015) Metal pollution determined by pollution indices for sea grass *P. oceanica* and surface sediments. *Archives of Biological Sciences*, 67 (1): 91-101. 331. Stanković, S., Kalaba, P., Stanković, A.R. (2014) Biota as toxic metal indicators. *Environmental Chemistry Letters*, 12(1): 63--84. 332. Storck, F.R., Karlsruhe, T.Z.W., Kools, S.A. (2015) Microplastics in Fresh Water Resources. Dostupno na: https://www.waterrf.org/sites/default/files/file/202002/Microplastics_Factsheet.pdf (pristupljeno 11.11.2021). 333. Storelli, M., Barone, M., Garofalo, G., Marcotrigiano, G.O. (2007) Metals and organochlorine compounds in eel (*Anguilla anguilla*) from the Lesina lagoon, Adriatic Sea (Italy). *Food Chemistry*, 100: 1337-1341. 334. Storelli, M., Storelli, A., Giacomini-Stuffer, R., Marcotrigiano, G. (2005) Mercury speciation in the muscle of two commercially important fish, hake (*Merluccius merluccius*) and striped mullet (*Mullus barbatus*) from the Mediterranean sea: estimated weekly intake. *Food Chemistry*, 89(2): 295–300. 335. Storelli, M.M. and Barone, G. (2013) Toxic Metals (Hg, Pb, and Cd) in Commercially Important Demersal Fish from Mediterranean Sea: Contamination Levels and Dietary Exposure Assessment. *Journal of Food Science*, 78(2): 362–366. 336. Suaria, G. and Aliani, S. (2014) Floating debris in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 86: 494–504. 337. Suaria, G., Avio, C.G., Mineo, A., Lattin, G.L., Magaldi, M.G., Belmonte, G., Moore, C.J., Regoli, F., Aliani, S. (2016) The Mediterranean Plastic Soup: synthetic polymers in Mediterranean surface waters. *Scientific Reports*, 6, 37551. 338. Sussarellu, R., Suquet, M., Thomas, Y., Lambert, C., Fabioux, C., Pernet, M.E.J., Huvet, A. (2016) Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(9): 2430–2435. 339. Tan, W.H., Tair, R., Mohd Alil, S.A., Talibe, A., Sualin, F., Payus, C. (2016). Distribution of Heavy Metals in Seawater and Surface Sediment in Coastal Area of Tuaran, Sabah, *Transactions on Science and Technology*, 3(1-2): 114 – 122. 340. Tanaka, K. and Takada, H. 2016. Microplastic fragments and microbeads in digestive tracts of planktivorous fish from urban coastal waters. *Scientific Reports*, 6, 34351. 341. Taş, Ç.E., Filipoğlu, I., Türker, D.Ç., Beyaztaş, S., Sunlu, U., Toğulga, M., Özyıldın, O., Arslan, O. (2011) Heavy metal concentrations in tissues of edible fish (*Mullus barbatus* L., 1758) from the Çandarlı bay, Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin*, 20 (11): 2834-2839. 342. Tchounwou, P.B., Yedjou, C.G., Patlolla, A.K., Sutton, D.J. (2012) Heavy metals toxicity and the environment. In A. Luch (Ed.), *Molecular, clinical and environmental toxicology, Experientia Supplementum*. Springer Basel, 101: 133-164. 343. Teodorović, V. i Dimitrijević, M. (2011) Hemijski zagađivači namirnica animalnog porekla. *Naučna KMD, Beograd*. 344. Teuten, E.L., Rowland, S.J., Galloway,

T.S., Thompson, R.C. (2007) Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environmental Science and Technology*, 41: 7759– 7764. 345. Thompson, R.C. (2015) Microplastics in the Marine Environment: Sources, Consequences and Solutions. *Marine Anthropogenic Litter*, 185–200. 346. Thompson, R.C., Moore, C.J., Vom Saal, F.S., Swan, S.H. (2009) Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical Transactions of the Royal Society. Biological Sciences*, 364: 2153-2166. 347. Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D., Russell, A.E. (2004) Lost at sea: Where is all the plastic?. *Science*, 304:838. 348. Tomlinson, D.L., Wilson, J.G., Harris, C.R., Jeffrey, D.W. (1980). Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgol. Meeresunters*, 33: 566–575. 349. Torre, M., Digka, N., Anastasopoulou, A., Tsangaris, C., Mytilineou, C. (2016) Anthropogenic microfibers pollution in marine biota. A new simple methodology to minimize airborne contamination. *Marine Pollution Bulletin*, 113: 55–61. 350. Turan, C., Dural, M., Oksuz, A., Öztürk, B. (2008) Levels of Heavy Metals in Some Commercial Fish Species Captured from the Black Sea and Mediterranean Coast of Turkey. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 82(5): 601–604. 351. Turekian, K.K. and Wedepohl, K.H. (1961) Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geological Society of America Bulletin*, 72(2): 175-192. 352. Ubeid, K.F., Al-Agha, M.R., Almeshal, W.I. (2018) Assessment of heavy metals pollution in marine surface sediments of Gaza Strip, southeast Mediterranean Sea. *Journal of Mediterranean Earth Sciences*, 10: 109-121. 353. Uluozlu, O.D., Tuzen, M., Mendil, D., Soylak, M. (2007). Trace metal content in nine species of fish from the Black and Aegean Seas, Turkey. *Food Chemistry*, 104(2): 835–840. 354. Uluturhan, E. (2010) Heavy metal concentrations in surface sediments from two regions (Saros and Gökova Gulfs) of the Eastern Aegean Sea. *Environmental monitoring and assessment*, 165(1-4): 675-684. 355. UNEP (2010) Analysis of trade flows and review of environmentally sound management practices related to products containing cadmium, lead and mercury in Latin America and the Caribbean. United Nations Environment Programme. 356. UNEP (2011) Study on the possible effects on human health and the environment in Asia and Pacific of the trade of products containing cadmium, lead and mercury. January 2011. United Nations Environment Programme, Chemicals Branch, DTIE. 357. UNEP (2014) Plastic debris in the ocean. UNEP Year Book 2014 Emerging issues update 358. UNEP (2016) Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change. United Nations Environment Programme, Nairobi. 359. UNEP/MAP (2011) Manual on sediment sampling and analysis (UNEP(DEPI)/MED WG.365/Inf.9). United Nations Environment Programme/Mediterranean Action Plan, Athens. 360. Uneyama, C., Toda, M., Yamamoto, M., Morikawa, K. (2007) Arsenic in various foods: cumulative data. *Food Additives and Contaminants*, 24: 447-534. 361. USEPA (1989). Risk Assessment Guidance for Superfund, Vol. I. Human Health Evaluation Manual (Part A), Interim Final, EPA. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. 362. USEPA (1993) Reference Dose (RfD): description and use in health risk assessments. Background Document 1A. Dostupno na: <https://www.epa.gov/iris/reference-doserfd-description-and-use-health-risk-assessments> (pristupljeno 29.09.2021). 363. USEPA (2000) Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories. Vol. 1: Fish sampling and analysis. 3rd Edition. U.S. Environmental Protection Agency, EPA823-B-00-007, Washington, DC. 364. USEPA (2005) Human health risk assessment protocol for hazardous waste combustion facilities. Appendix C, Risk Characterization Equations, EPA530-R-05-006. U.S. Environmental Protection Agency. 365. USEPA (2005) Toxicological review of zinc and compounds, In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS), Washington D.C. Dostupno na: <http://www.epa.gov/NCEA/iris/toxreviews/0426-tr.pdf> (pristupljeno 27.10.2021). 366. USEPA (2019) Regional Screening Levels (RSLs) – Generic Tables, Summary Table, November 2019. Dostupno na: <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levelsrsls-generic-tables> (pristupljeno 02.09.2021). 367. Uzer, U., Öztürk,

B., Yıldız, T. (2019) Age composition, growth, and mortality of European hake *Merluccius merluccius* (Actinopterygii: Gadiformes: Merlucciidae) from the northern Aegean Sea, Turkey. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 49 (2): 109–117.

368. Valette-Silver, N.J., Riedel, G.F., Crecelius, E.A., Windom, H., Smith, R.G., Dolvin, S.S. (1999) Elevated arsenic concentrations in bivalves from the southeast coasts of the USA. *Marine Environmental Research*, 48: 311–333.

369. Valko, M., Morris, H., Cronin, M.T.D. (2005) Metals, toxicity and oxidative stress. *Current medicinal chemistry*, 12(10): 1161-1208.

370. Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbens, J., Janssen, C.R. (2015) Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research*, 111: 5–17.

371. Van Cauwenberghe, L., Janssen, C.R. (2014) Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution*, 193: 65–70.

372. Van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J., Janssen, C.R. (2013) Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution*, 182: 495-499.

373. Vandermeersch, G., Van Cauwenberghe, L., Janssen, C.R., Marques, A., Granby, K., Fait, G., Devriese, L. (2015) A critical view on microplastic quantification in aquatic organisms. *Environmental Research*, 143: 46–55.

374. Velev, R., Krleska-Veleva, N., Čupić, V. (2009) Trovanja domaćih životinja teškim metalima. *Veterinarski Glasnik*, 63 (5-6): 393 – 405.

375. Vendel, A.L., Bessa, F., Alves, V.E.N., Amorim, A.L.A., Patrício, J., Palma, A.R.T. (2017) Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures. *Marine Pollution Bulletin*, 117(1-2): 448–455.

376. Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A., Da Ros, L. (2013) Microplastic particles in sediments of lagoon of Venice, Italy: first observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuarine, Coastal and Shelf. Science*, 130: 54–61.

377. Vianello, A., Da Ros, L., Boldrin, A., Marceta, T., Moschino, V. (2018) First evaluation of floating microplastics in the Northwestern Adriatic Sea. *Environmental Science and Pollution Research*, 25: 28546–28561.

378. Višnjić-Jeftić, T., Jarić, I., Jovanović, Lj., Skorić, S., Smederevac-Lalić, M., Nikčević, M., Lenhardt, M. (2010) Heavy metal and trace element accumulation in muscle, liver and gills of the Pontic shad (*Alosa immaculata* Bennet 1835) from the Danube River (Serbia). *Microchemical Journal*, 95: 341-344.

379. Vlada Crne Gore (2019a) Ministarstvo ekologije, prostornog planiranja i urbanizma. Plan upravljanja komunalnim otpadnim vodama Crne Gore (2020–2035). Dostupno na: www.gov.me, (pristupljeno: 29.11.2021).

380. Vlada Crne Gore (2019b) Informacija o kvalitativnim i kvantitativnim rezultatima ljetnje turističke sezone 2019. godine. Dostupno na: <https://www.gov.me/en/documents/0a8ff525-edfa-4186-8519-c1241ef638f1> (pristupljeno 27.11.2021).

381. Vučković, G. i Veljković, D. (2010) Minerali u ishrani. *Hemijski pregled*, 51(1): 14-19.

382. Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., Fries, E., Grosbois, C., Klasmeier, J., Marti, T., Rodriguez-Mozaz, S., Urbatzka, R., Vethaak, A.D., Winther-Nielsen, M., Reifferscheid, G. (2014) Microplastics in freshwater ecosystems: What we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe*, 26:12.

383. Walkinshaw, C., Lindeque, P.K., Thompson, R., Tolhurst, T., Cole, M. (2020) Microplastics and seafood: lower trophic organisms at highest risk of contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 190: 110066.

384. Wang, J., Liu, X., Liu, G., Zhang, Z., Wu, H., Cui, B., Bai, J., Zhang, W. (2019) Size effect of polystyrene microplastics on sorption of phenanthrene and nitrobenzene. *Ecotoxicol. Environmental Safety*, 173: 331-338.

385. Wang, J., Tan, Z., Peng, J., Qiu, Q., Li, M. (2016) The behaviors of microplastics in the marine environment. *Marine Environmental Research*, 133: 7–17.

386. Wang, W. and Wang, J. (2018) Investigation of microplastics in aquatic environments: An overview of the methods used, from field sampling to laboratory analysis. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. doi:10.1016/j.trac.2018.08.026

387. Wang, W., Ndungu, A.W., Li, Z., Wang, J. (2017) Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China. *Science of The Total Environment*, 575: 1369–1374.

388. Wang, Y., Yang, L., Kong, L., Liu, E., Wang, L., Zhu, J. (2015) Spatial distribution, ecological risk assessment and source identification for heavy metals in surface sediments from Dongping Lake, Shandong, East

China. *CATENA*, 125: 200–205. 389. Waring, R.H., Harrisa, R.M., Mitchell, S.C. (2018) Plastic contamination of the food chain: A threat to human health? *Maturitas*, 115: 64–68 390. WEF (2016) World Economic Forum, The New Plastics Economy- Rethinking the future of plastics. Dostupno na: www.weforum.org/docs/WEF_The_New_Plastics_Economy.pdf, (pristupljeno 14.07.2021). 391. Weiner E.R. (2008) *Application of Environmental Aquatic Chemistry*. Taylor and Francis, LLC. USA. pp 109. 392. WHO (2008) *Guidelines for Drinking-water Quality, Third Edition Incorporating The First And Second Addenda, Volume 1 Recommendations* World Health Organization. WHO Press, World Health Organization, Geneva, Switzerland, 306-308. 393. WHO (2011) *Manganese in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*. World Health Organization, Geneva, Switzerland. 394. Williams, M.H. (2005) Dietary supplements and sports performance: minerals. *Journal of the International Society of Sports Nutrition*, 2: 43-49. 395. Woodall, I.C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G.L., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A.D., Narayanaswamy, B.E., Thompson, R.C. (2014) The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society of Open Science*, 1 (4): 140371. 396. Wright, S.L. and Kelly, F.J. (2017) Plastic and Human Health: A Micro Issue? *Environmental Science and Technology*, 51(12): 6634–6647. 397. Wright, S.L., Thompson, R.C., Galloway, T.S. (2013) The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environmental Pollution*, 178: 483–492. 398. www.echoinstruments.eu 399. Yasar, D., Aksu, A.E., Uslu, O. (2001) Anthropogenic pollution in Izmit Bay; heavy metals in the surface sediments. *Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences*, 25: 299-313. 400. Yayayürük, A.E. (2017) The Use of Acrylic-Based Polymers in Environmental Remediation Studies. Chapter from the book: *Acrylic Polymers in Healthcare*, publisher by Intech. doi:10.5772/intechopen.69880. 401. Yilmaz A.B. and Doğan M. (2008) Heavy metals in water and in tissues of himri (*Carasobarbus luteus*) from Orontes (Asi) River, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 144: 437-444. 402. Yozell, S., Stuart, J., Rouleau, T. (2020) The Climate and Ocean Risk Vulnerability Index. Climate, Ocean Risk, and Resilience Project. Stimson Center, Environmental Security Program. Dostupno na: https://www.stimson.org/wp-content/uploads/2020/06/Stimson_CORVIREport_FullReport_051220-1.pdf (pristupljeno 02.01.2022). 403. Yu, F., Li, Y., Huang, G., Yang, C., Chen, C., Zhou, T., Ma, J. (2020) Adsorption Behavior of the Antibiotic Levofloxacin on Microplastics in the Presence of Different Heavy Metals in an Aqueous Solution. *Chemosphere*, 127650. 404. Yu, G., Zheng, W., Wang, W., Dai, F., Zhang, Z., Yuan, Y., Wang, Q. (2017) Health risk assessment of Chinese consumers to cadmium via dietary intake. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 44: 137-145 405. Yu, H., Zhang, Z., Zhang, Y., Fan, P., Xi, B., Tan, W. (2021) Metal type and aggregate microenvironment govern the response sequence of speciation transformation of different heavy metals to microplastics in soil. *Science of The Total Environment*, 752: 141956. 406. Zambianchi, E., Trani, M., Falco, P. (2017) Lagrangian transport of marine litter in the Mediterranean Sea. *Frontiers in Marine Science*, 5: 5. 407. Zayed, A.M. and Terry, N. (2003) Chromium in the environment: factors affecting biological remediation. *Plant and soil*, 249(1): 139-156. 408. Zaza, S., de Balogh, K., Palmery, M., Pastorelli, A.A., Stacchini, P. (2015) Human exposure in Italy to lead, cadmium and mercury through fish and seafood product consumption from Eastern Central Atlantic Fishing Area. *Journal of Food Composition and Analysis*, 40: 148– 153. 409. Zeri, C., Adamopoulou, A., Varezić, D.B., Fortibuoni, T., Viršek, M.K., Kržan, A., Mandić, M., Mazziotti, C., Palatinus, A., Peterlin, M. (2018) Floating plastics in Adriatic waters (Mediterranean Sea): From the macro- to the micro-scale. *Marine Pollution Bulletin*, 136: 341–350. 410. Zhang, C., Yu, Z., Zeng, G., Jiang, M., Yang, Z., Cui, F., Hu, L. (2014) Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environment International*, 73: 270– 281. 411. Zhang, D., Liu, X., Huang, W., Li, J., Wang, C., Zhang, D., Zhang, C. (2020) Microplastic pollution in deep-sea sediments and organisms of the Western Pacific Ocean. *Environmental Pollution*, 259:113948. 412. Zhang, I., Wong, M.H. (2007) Environmental mercury contamination in China:

sources and impacts. *Environment International*, 33: 108–121. 413. Zhao, S., Zhu, L., Wang, T., Li, D. (2014) Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: First observations on occurrence, distribution. *Marine Pollution Bulletin*, 86: 562–568. 414. Zhuang, W. and Gao, X. (2014) Integrated Assessment of Heavy Metal Pollution in the Surface Sediments of the Laizhou Bay and the Coastal Waters of the Zhangzi Island, China, Comparison among Typical Marine Sediment Quality Indices, *PLOS ONE*. Dostupno na: www.plosone.org (pristupljeno 11.09.2021).

415. Žikić, R. (1999) Opšta biologija mora (hidrobiologija II), Univerzitet u Kragujevcu, Prirodno-matematički fakultet, 40/VII-2. 416. Zobkov, M. and Esiukova, E. (2017) Microplastics in Baltic bottom sediments: Quantification procedures and first results. *Marine Pollution Bulletin*, 114: 724–732. 417. Zobkov, M.B. and Esiukova, E.E. (2018) Microplastics in a Marine Environment: Review of Methods for Sampling, Processing, and Analyzing Microplastics in Water, Bottom Sediments, and Coastal Deposits. *Oceanology*, 58(1): 137–143.

BIOGRAFIJA AUTORA eda Bošković je rođena 01.03.1993. godine u Nikšiću. Osnovnu školu „Ratko Žarić“, gimnaziju „Stojan Cerović“ završila je u Nikšiću. Osnovne i specijalističke studije smjer „Zaštita životne sredine“ završila je 2016. godine na Metalurško-tehnoškom fakultetu Univerziteta Crne Gore sa prosječnom ocjenom A (9.81). Iste godine upisuje master akademske studije „Zaštite životne sredine“ na Prirodno-matematičkom fakultetu Univerziteta u Novom Sadu na Departmanu za hemiju, biohemiju i zaštitu životne sredine. Master rad pod nazivom “ Određivanje uticaja i potencijala primene nano gvožđa sintetizovanog iz lišća duda i hrasta u elektrokinetičkoj remedijaciji” odbranila je 2017. godine sa ocjenom A (10.00). Školske 2018/2019. godine upisala je doktorske studije „Zaštite životne sredine“ na Prirodno-matematičkom fakultetu Univerziteta Crne Gore. Na doktorskim studijama je položila sve ispite predviđene planom studijskog programa, sa prosječnom ocjenom A (10.00). Svoja doktorska istraživanja i usavršavanje obavljala je najvećim djelom u Institutu za biologiju mora Univerziteta Crne Gore, a zatim i u Morskoj biološkoj postaji Nacionalnog instituta za biologiju u Piranu, Slovenija. U toku studija bila je dobitnik više priznanja, nagrada, stipendija za najboljeg studenta, kao što su: Studentska nagrada grada Podgorice 19. decembar; Stipendija Ministarstva prosvjete Crne Gore za najbolje studente; Studentska nagrada grada Nikšića 18. septembar; Stipendija Inženjerske komore Crne Gore; Stipendija njemačke fondacije Konrad Adenauer Stiftung (KAS); Stipendija Ministarstva prosvjete, nauke, kulture i sporta Crne Gore za doktorska istraživanja na Univerzitetu u Crnoj Gori. Područje istraživanja odnosi se na izučavanje prisustva, distribucije i identifikacije mikroplastike i teških metala u životnoj sredini. U periodu od novembra 2019. do novembra 2021. godine bila je angažovana kao istraživač doktorand u Institutu za biologiju mora Univerziteta Crne Gore kao stipendista Ministarstva prosvjete, nauke, kulture i sporta Crne Gore. Učestvovala je na brojnim konferencijama, seminarima i radionicama. Publikovala je pet naučnih radova, kao autor i koautor, od kojih dva na SCI listi kao prvi autor, i 5 konferencijskih radova (autor i koautor). 217 Izjava o autorstvu Potpisani-a Neda Bošković Broj indeksa/upisa 01/2018 Izjavljujem da je doktorska disertacija pod naslovom “Procjena ekološkog stanja mora na osnovu sadržaja teških metala i mikroplastike u sedimentu i ribama u priobalnom moru Crne Gore” • rezultat sopstvenog istraživačkog rada, • da predložena disertacija ni u cjelini ni u djelovima nije bila predložena za dobijanje bilo koje diplome prema studijskim programima drugih ustanova visokog obrazovanja, • da su rezultati korektno navedeni, i • da nijesam povrijedio/la autorska i druga prava intelektualne svojine koja pripadaju trećim licima. Potpis doktoranda U Podgorici, 01.03.2022. godine

_____ Izjava o istovjetnosti štampane i elektronske verzije doktorskog rada Ime i prezime autora Neda Bošković Broj indeksa/upisa 01/2018 Studijski program zaštita životne sredine Naslov rada “Procjena ekološkog stanja mora na osnovu sadržaja teških metala i mikroplastike u sedimentu i ribama u priobalnom moru Crne Gore” Mentor dr Danijela Joksimović Potpisani/a Izjavljujem da je štampana verzija mog doktorskog rada istovjetna elektronskoj verziji koju sam predao/la za objavljivanje u Digitalni arhiv Univerziteta Crne Gore. Istovremeno izjavljujem

da dozvoljavam objavljivanje mojih ličnih podataka u vezi sa dobijanjem akademskog naziva doktora nauka, odnosno zvanja doktora umjetnosti, kao što su ime i prezime, godina i mjesto rođenja, naziv disertacije i datum odbrane rada.

Potpis doktoranda U Podgorici, 01.03.2022. godine _____ Izjava o korišćenju Ovlašćujem Univerzitetsku biblioteku da u Digitalni arhiv Univerziteta Crne Gore pohrani moju doktorsku disertaciju pod naslovom:

“Procjena ekološkog stanja mora na osnovu sadržaja teških metala i mikroplastike u sedimentu i ribama u priobalnom moru Crne Gore” koja je moje autorsko djelo. Disertaciju sa svim priložima predao/la sam u elektronskom formatu pogodnom za trajno arhiviranje. Moju doktorsku disertaciju pohranjenu u Digitalni arhiv Univerziteta Crne Gore mogu da koriste svi koji poštuju odredbe sadržane u odabranom tipu licence Kreativne zajednice (Creative Commons) za koju sam se odlučio/la. 1. Autorstvo 2. Autorstvo – nekomercijalno 3. Autorstvo – nekomercijalno – bez prerade 4. Autorstvo – nekomercijalno – dijeliti pod istim uslovima 5. Autorstvo – bez prerade 6. Autorstvo – dijeliti pod istim uslovima (Molimo da zaokružite samo jednu od šest ponuđenih licenci, kratak opis licenci dat je na poleđini lista).

Potpis doktoranda U Podgorici, 01.03.2022. godine _____ 1. Autorstvo ? Dozvoljavate umnožavanje, distribuciju i javno saopštavanje djela, i prerade, ako se navede ime autora na način određen od strane autora ili davaoca licence, čak i u komercijalne svrhe. Ovo je najslobodnija od svih licenci. 2. Autorstvo ? nekomercijalno. Dozvoljavate umnožavanje, distribuciju i javno saopštavanje djela, i prerade, ako se navede ime autora na način određen od strane autora ili davaoca licence. Ova licenca ne dozvoljava komercijalnu upotrebu djela. 3. Autorstvo ? nekomercijalno ? bez prerade. Dozvoljavate umnožavanje, distribuciju i javno saopštavanje djela, bez promjena, preoblikovanja ili upotrebe djela u svom djelu, ako se navede ime autora na način određen od strane autora ili davaoca licence. Ova licenca ne dozvoljava komercijalnu upotrebu djela. U odnosu na sve ostale licence, ovom licencom se ograničava najveći obim prava korišćenja djela. 4. Autorstvo ? nekomercijalno ? dijeliti pod istim uslovima. Dozvoljavate umnožavanje, distribuciju i javno saopštavanje djela, i prerade, ako se navede ime autora na način određen od strane autora ili davaoca licence i ako se prerada distribuira pod istom ili sličnom licencom. Ova licenca ne dozvoljava komercijalnu upotrebu djela i prerade. 5. Autorstvo ? bez prerade. Dozvoljavate umnožavanje, distribuciju i javno saopštavanje djela, bez promjena, preoblikovanja ili upotrebe djela u svom djelu, ako se navede ime autora na način određen od strane autora ili davaoca licence. Ova licenca dozvoljava komercijalnu upotrebu djela. 6. Autorstvo ? dijeliti pod istim uslovima. Dozvoljavate umnožavanje, distribuciju i javno saopštavanje djela, i prerade, ako se navede ime autora na način određen od strane autora ili davaoca licence i ako se prerada distribuira pod istom ili sličnom licencom. Ova licenca dozvoljava komercijalnu upotrebu djela i prerada. Slična je softverskim licencama, odnosno licencama otvorenog koda. 3. 7. 11. 13. 18. 19. 21. 22. 24. 25. 29. 30. 32. 33. 34. 36. 37. 42. 44. 45. 46. 47. 48. 50. 51. 52. 55. 56. 59. 62. 64. 65. 66. 67. 68. 69. 71. 72. 73. 74. 75. 77. 79. 86. 88. 89. 90. 94. 95. 97. 98. 99.

Doktorska disertacija Neda Bošković

Doktorska disertacija Neda Bošković

Doktorska disertacija Neda Bošković

Doktorska disertacija Neda Bošković

Doktorska disertacija Neda Bošković

Doktorska disertacija Neda Bošković

Doktorska disertacija Neda Bošković

Doktorska disertacija Neda Bošković

Doktorska disertacija Neda Bošković

Doktorska disertacija Neda Bošković

Doktorska disertacija Neda Bošković

- 5 10 words / < 1% match - Internet
[Tanaskovski, Bojan M.. "Karakterisanje hemijskog sastava sedimenta bokotorskog zaliva korišćenjem energetski disperzivne rendgenske fluorescentne spektrometrije \(ED-HRF\)", Универзитет у Београду, Технолошко-металуршки факултет, 2016](#)
-
- 6 10 words / < 1% match - Internet from 17-Dec-2018 12:00AM
[fedorabg.bg.ac.rs](#)
-
- 7 154 words / < 1% match - Internet
[Jović, Mihajlo D.. "Possibility of application of some marine organisms as bioindicators of water pollution by heavy metals of the Boka Kotorska bay", Универзитет у Београду, Технолошко-металуршки факултет, 2013](#)
-
- 8 16 words / < 1% match - Internet
[Lončarski Maja. "Impact of physicochemical properties of microplastics and selected persistent organic pollutants on interactions in the aqueous matrix", Универзитет у Новом Саду, Природно-математички факултет, 2020](#)
-
- 9 53 words / < 1% match - Internet from 25-Jan-2022 12:00AM
[www.ucg.ac.me](#)
-
- 10 38 words / < 1% match - Internet from 06-Sep-2021 12:00AM
[www.ucg.ac.me](#)
-
- 11 28 words / < 1% match - Internet from 17-Jul-2021 12:00AM
[www.ucg.ac.me](#)
-
- 12 21 words / < 1% match - Internet from 16-Oct-2020 12:00AM
[www.ucg.ac.me](#)
-
- 13 10 words / < 1% match - Internet from 13-Jan-2022 12:00AM
[www.ucg.ac.me](#)
-
- 14 63 words / < 1% match - Internet from 25-Mar-2020 12:00AM
[link.springer.com](#)
-
- 15 31 words / < 1% match - Internet from 17-Mar-2022 12:00AM
[link.springer.com](#)
-
- 16 20 words / < 1% match - Internet from 17-Oct-2019 12:00AM
[link.springer.com](#)
-
- 17 11 words / < 1% match - Internet from 11-Mar-2020 12:00AM
[link.springer.com](#)
-
- 18 119 words / < 1% match - ProQuest

- 19 116 words / < 1% match - Internet
[Nujkić, Maja M. "Biomonitoring of heavy metals in areas polluted by mining and metallurgical activities using the fruit species: wild blackberry, grapevine, vineyard peach and apple", Универзитет у Београду, Технички факултет, Бор, 2016](#)
-
- 20 68 words / < 1% match - Internet from 10-Nov-2018 12:00AM
[fil.forbrukerradet.no](#)
-
- 21 55 words / < 1% match - Internet from 17-Sep-2009 12:00AM
[www.csse.monash.edu.au](#)
-
- 22 48 words / < 1% match - ProQuest
[Stevic, Zeljko. "Integrirani model vrednovanja dobavljaaa u lancima snabdevanja.", University of Novi Sad \(Serbia\), 2020](#)
-
- 23 40 words / < 1% match - Internet from 22-Dec-2015 12:00AM
[www.ef.uns.ac.rs](#)
-
- 24 36 words / < 1% match - Internet from 09-Mar-2022 12:00AM
[Repository.nwu.ac.za](#)
-
- 25 16 words / < 1% match - Internet from 17-Nov-2020 12:00AM
[repozitorij.unizg.hr](#)
-
- 26 10 words / < 1% match - Internet from 02-Jun-2021 12:00AM
[repozitorij.unizg.hr](#)
-
- 27 23 words / < 1% match - Internet from 01-May-2016 12:00AM
[kotor.me](#)
-
- 28 12 words / < 1% match - Internet
[Prica, Miljana. "The effects of remediation treatments application on the sediment heavy metal immobilization", Универзитет у Новом Саду, Природно-математички факултет, 2009](#)
-
- 29 10 words / < 1% match - Internet
[Novakov, Vesna. "Characterization of extracts of sour cherry \(Prunus cerasus L.\) and sweet cherry \(Prunus avium L.\) stems obtained by subcritical water", Универзитет у Новом Саду, Технолошки факултет, 2019](#)
-
- 30 15 words / < 1% match - Internet from 20-Apr-2010 12:00AM
[hr.winelib.com](#)
-
- 31 14 words / < 1% match - Internet from 14-Apr-2017 12:00AM
[bs.wikipedia.org](#)

-
- 32 13 words / < 1% match - Internet from 30-Nov-2020 12:00AM
repozitorij.svkst.unist.hr
-
- 33 13 words / < 1% match - Internet from 08-Feb-2017 12:00AM
www.chem.bg.ac.rs
-
- 34 12 words / < 1% match - ProQuest
[Pesic, Vesna. "Procena rizika po kvalitet površinskih vodnih tela na osnovu identifikovanih koncentrisanih izvora zagađenja.", University of Novi Sad \(Serbia\), 2020](#)
-
- 35 12 words / < 1% match - Internet from 10-Nov-2020 12:00AM
res.mdpi.com
-
- 36 12 words / < 1% match - Internet from 23-Dec-2019 12:00AM
theses.gla.ac.uk
-
- 37 12 words / < 1% match - Internet from 14-May-2021 12:00AM
unt.ba
-
- 38 11 words / < 1% match - Internet from 25-Feb-2022 12:00AM
WWW.MDPI.COM
-
- 39 11 words / < 1% match - Internet from 07-Jul-2021 12:00AM
hr.wikipedia.org
-
- 40 11 words / < 1% match - Internet from 01-Mar-2022 12:00AM
pdffox.com
-
- 41 11 words / < 1% match - Internet from 03-Apr-2022 12:00AM
uvidok.rcub.bg.ac.rs
-
- 42 10 words / < 1% match - ProQuest
[Adamovic, Savka. "Elektrokoagulacioni i adsorpcioni tretmani efluenata u grafickim procesima ofset stampe.", University of Novi Sad \(Serbia\), 2020](#)
-
- 43 10 words / < 1% match - ProQuest
[Ago, Maja. "Concentration Levels of Persistent Organic Pollutants and Management of POP in Heterogeneous System of Municipal Waste Landfills.", University of Novi Sad \(Serbia\), 2020](#)
-
- 44 10 words / < 1% match - ProQuest
[Dimitrov, Nina. "Određivanje sadržaja patulina u proizvodima od jabuka i procena izloženosti stanovništva patulinu", University of Novi Sad \(Serbia\), 2020](#)
-
- 45 10 words / < 1% match - ProQuest
[Finaur, Nina. "Fotolitička i fotokatalitička razgradnja odabranih psihoaktivnih komponenata lekova u vodenoj sredini.", University of Novi Sad \(Serbia\), 2020](#)

46

10 words / < 1% match - Internet from 09-Nov-2017 12:00AM

polj.uns.ac.rs

47

10 words / < 1% match - Internet from 14-Sep-2021 12:00AM

scij-tvm.com

48

10 words / < 1% match - Internet

[Penjišević, Jelena. "Dopamine D2 receptor binding site study by newly synthesized 2-methoxyphenylpiperazine ligands", Универзитет у Београду, Хемијски факултет, 2016](#)

49

10 words / < 1% match - Internet from 29-Sep-2010 12:00AM

www.dpiw.tas.gov.au

50

10 words / < 1% match - Internet from 16-Dec-2013 12:00AM

www.inct-tmcocean.com.br

51

10 words / < 1% match - Crossref

[Özkan Özden, Nuray Erkan. "Evaluation of Risk Characterization for Mercury, Cadmium, Lead and Arsenic Associated with Seafood Consumption in Turkey", Exposure and Health, 2015](#)
