

УНИВЕРЗИТЕТ У БЕОГРАДУ
ФАКУЛТЕТ ВЕТЕРИНАРСКЕ МЕДИЦИНЕ



Милош М. Пелић

**Испитивање утицаја коришћења
отпадних вода из кланице на здравље
и производњу меса шарана (*Suaprinus
carpio*) безбедног за исхрану људи**

Докторска дисертација

Београд, 2020

UNIVERSITY OF BELGRADE
FACULTY OF VETERINARY MEDICINE



Miloš M. Pelić

**Examination of the Effect of Using
Wastewater from Slaughterhouses on
Health and Production of Carp Meat
(*Cyprinus carpio*) Safe for Human
Consumption**

PhD Thesis

Belgrade, 2020

Ментори:

Др Владо Теодоровић, редовни професор

Факултет ветеринарске медицине

Универзитета у Београду

Др Мирослав Ћирковић, научни саветник

Научни институт за ветеринарство „Нови Сад“

Чланови комисије:

Др Милорад Мириловић, редовни професор

Факултет ветеринарске медицине

Универзитета у Београду

Др Милутин Ђорђевић, редовни професор

Факултет ветеринарске медицине

Универзитета у Београду

Др Милица Живков Балаш, научни саветник

Научни институт за ветеринарство „Нови Сад“

Датум одбране: _____

Београд

Захвалница

Израду ове докторске дисертације финансирао је Министарство просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије, у оквиру научноистраживачког пројекта бр. ТР 31011 „Утицај квалитета компонената у исхрани ципринида на квалитет меса, губитке и економичност производње“, којим руководи Проф. др Мирослав Ђирковић, научни саветник.

Желим да се захвалим свом ментору др Влади Теодоровићу, редовном професору, на подршци, указаном поверењу и помоћи коју ми је пружило током израде и писања ове докторске дисертације.

Велику захвалност за помоћ при изради ове дисертације дугујем и свом ментору др Мирославу Ђирковићу, редовном професору и научном саветнику, на поверењу, знању и искуству које ми је пренео, стрпљењу да ме саслуша, на свим саветима и труду да ова докторска дисертација угледа светлост дана.

Овом приликом, уз дубоко поштовање, најискреније се захваљујем члановима Комисије:

- Др Милораду Мириловићу, редовном професору, на коректном и професионалном односу и несебичној помоћи.*
- Др Милутину Ђорђевићу, редовном професору, на саветима и коректном односу.*
- Др Милицу Живков Балаш, научном саветнику, на указаном поверењу, значајним и корисним коментарима, сугестијама и несебичној подршци и великој помоћи при изради ове дисертације.*

Др Сави Лазићу, научном саветнику, директору Научног института за ветеринарство “Нови Сад”, хвала за изузетно велико поверење које ми је пружило.

Захваљујем се интерном ментору, др Драгани Љубојевић Пелић, вишем научном сараднику, на помоћи у организацији рада на дисертацији и несебично великом личном и професионалном залагању у изради ове докторске дисертације.

Др Жељку Михаљевићу, научном сараднику, на стручној помоћи приликом анализирања узорака на присуство тешких метала и металоида и радиоактивних елемената.

Др Бранкици Карталовић, научном сараднику, на професионалној подршци приликом физичко-хемијских анализа воде, као и приликом анализирања узорака на присуство органохлорних пестицида и резидуа антибиотика и сулфонамида.

Проф. др Симониди Ђурић, колеги Ненаду Попову и свим запосленим на Одељењу за микробиологију и сензорска испитивања намирница, као и колективу Научног института за ветеринарство „Нови Сад“ на указаном поверењу и подршци.

Захваљујем се техничким сарадницама Милани Бомештар, Драгици Софинкић, Јелени Менићанин, Кристини Станишић на помоћи приликом припреме и обраде узорака.

Велику захвалност дугујем Индустији меса „Ђурђевић“ из Пећинаца и директору Миленку Ђурђевићу који је омогућио извођење експерименталног дела ове докторске дисертације.

Мојим родитељима, оцу Мирољубу и мајци Драгосави, дугујем посебну захвалност, што су веровали у мене, што су увек били уз мене, што су ми пружали љубав и подршку свих ових година. Хвала и породици Љубојевић, чија ми је подршка и помоћ увек значила.

Мојој породици, супрузи Драгани, мојим синовима Марку и Николи, на свим осмесима, пажњи, пољупцима и безусловној љубави коју су ми пружили и који ми нису дали да одустанем.

Испитивање утицаја коришћења отпадних вода из кланице на здравље и производњу меса шарана (*Cyprinus carpio*) безбедног за исхрану људи

Кратак садржај

Индустрију меса карактерише велика потрошња воде и неоспорно је да представља веома важан извор органског загађења животне средине. За пречишћавање отпадних вода постоје еколошки као и финансијски мотиви који се међусобно преплићу и допуњују. Коришћење доступних технологија за гајење риба у склопу кланичне индустрије представља еколошко решење уклањања органски оптерећене воде искоришћене у кланици. Са друге стране, овакав интегрисани систем носи и одређене ризике који се углавном односе на безбедност меса рибе произведене на овај начин.

Циљ истраживања које је спроведено у оквиру ове докторске дисертације је да се испита утицај коришћења отпадних вода из кланице на здравље шарана и добијање меса шарана безбедног за исхрану људи.

Истраживање у оквиру докторске дисертације је обављено у више фаза. Изградња система за пречишћавање отпадне воде као дела кланице спроведена је у оквиру Индустрије меса „Ђурђевић“ у Пећинцима. Испитана је ефикасност рада пречистача применом хемијских анализа воде пре и после пречишћавања воде. У оквиру кланице је затим изграђен рибњачки објекат који се већим делом снабдева водом из система за пречишћавање отпадне воде из кланице. Вода из пречистача одлази у предрибњак где се врши аерација пречишћене воде, након чега вода улази у рибњак у којем се део нутријената из пречистача искоришћава за исхрану шарана. Вода се након тога користи за наводњавање земље која се налази у околини кланице. На овај начин рибњак има утицај на повећање квалитета отпадних вода и достизање граничних вредности које су прописане пре уливања у природни реципијент. Насађени су младунци шарана добре кондиције и здравственог стања. Производња шарана се одвијала у оптималним амбијенталним условима употребом пречишћене

воде пореклом из кланице уз додатак бунарске воде. Исхраном рибе са избалансираним оброцима постигнут је добар квалитет меса. Праћено је здравствено стање риба током производног циклуса дијагностичким испитивањем појаве узročника вирусне, бактеријске и паразитске етиологије. Праћено је стање екосистема (воде у рибњаку и седимента) за гајење шарана и испитан је евентуални утицај микробиолошког стања екосистема на микробиолошки статус риба и финалног производа, меса риба. Вршено је и праћење присуства органохлорних пестицида, радиоактивних елемената, резидуа антибиотика и сулфонамида, тешких метала и металоида, у седименту, води и риби, као и процена безбедности овако произведеног шарана за исхрану људи. Садржај контаминената у ткивима рибе је посматран са два аспекта и то еколошког и са аспекта безбедности рибе као намирнице. Када се узима у обзир хигијенско безбедоносни аспект тада се углавном разматра садржај контаминената у месу и у већини земаља је њихов садржај законски дефинисан. На основу садржаја контаминената у јестивом ткиву риба врши се процена здравствене исправности меса рибе, тј. задовољење услова који су прописани. Узорковање је извршено коришћењем истог протокола у пролеће (април) и јесен (октобар). Резултати квалитета воде узорковане са више тачака у оквиру објекта кланице „ИМ Ђурђевић“ из Пећинаца, недвосмислено приказују ефикасност пречистача и интегрисаног система. На основу добијених резултата, постројење за пречишћавање отпадне воде из „ИМ Ђурђевић“ ради са следећом ефикасношћу: 99% (пролеће), 98% (јесен) рачунато у односу на хемијску потрошњу кисеоника (ХПК); 99% (пролеће), 99% (јесен) рачунато у односу на биолошку потрошњу кисеоника (БПК₅); 84% (пролеће), 91% (јесен) рачунато у односу на амонијак. Такође, резултати показују да је ефикасност пречистача била подједнака током оба спроведена узорковања, тј. да нису запажене варијације у раду пречистача. Резултати истраживања су показали да вода из рибњака у пролећном и у јесењем узорковању одговара класи 3, тј. испитивани параметри не прелазе максимално дозвољене концентрације за воду класе 3 која се може користити за гајење ципринидних врста риба. Вода из мелиорационог канала одговара квалитету класе 2/3 која се може користити за наводњавање. Производни параметри за шарана су били упоредиви са

результатима који су раније остварени у конвенционалном начину производње шарана. На крају периода гајења, просечна завршна маса живог шарана из рибњака у оквиру кланице „Ђурђевић“ износила је 2020 g. Укупна густина риба приликом излова је била 3270 kg/ha.

Микробиолошки квалитет воде и седимента је био прилично уједначен у обе сезоне узорковања и није запажена значајна разлика у испитиваним параметрима у односу на годишње доба. Индикатори фекалног загађења били су присутни у високом броју у води која је узоркована пре процеса пречишћавања. Анализе воде након процеса пречишћавања показују да је микробиолошки квалитет воде значајно побољшан. У пречишћеној отпадној води није установљено присуство *Streptococcus faecalis*, *Proteus* sp. и *Pseudomonas aeruginosa*, при чему је број других потенцијално патогених бактерија значајно смањен. Резултати микробиолошких анализа воде из рибњака и у пролећном и у јесењем узорковању су показали да је вода одговарала класи 3. Ефикасност пречистача је и када су у питању микробиолошки контаминенти била висока и за већину испитаних микроорганизама је била изнад 99%. Број свих микроорганизама који су испитивани код шарана је био у дозвољеним границама и није премашио прописане хигијенске норме. Није било статистички значајне разлике у погледу микробиолошког квалитета шарана узоркованог у пролеће и у јесен. Број сулфиторедукујућих клостридија, *S. aureus* и *Listeria* spp. био је испод границе детекције метода у испитаним узорцима. Осим тога, патогене бактерије, *Salmonella* spp. и *Listeria monocytogenes* нису детектоване у испитаним узорцима. Утврђено је да је концентрација органохлорних пестицида у узорцима воде била испод граница детекције за све испитане органохлорне пестициде. Измерене концентрације органохлорних пестицида у седименту и у риби су генерално приближне или ниже од концентрација које су измерене на рибњацима или акумулацијама и код шарана и осталих ципринида у истраживањима спроведеним широм света. Активност Cs-137 у узорцима воде у овом истраживању је била испод границе детекције, а у узорцима седимента је била у опсегу од 2,84 до 7,66 Bq/kg, што је у оквиру граница нормалних - природних вредности. На основу добијених резултата, шаран произведен у рибњаку који се снабдева пречишћеном отпадном водом из кланице је са становишта

активности Cs-137 безбедан за исхрану становништва. Резултати испитивања садржаја тетрациклина и сулфонамида у узорцима воде, седимента и меса шарана су показали да су измерене вредности биле испод границе детекције за сваки испитујући параметар. Анализом добијених резултата може се закључити да је ефикасност пречистача у погледу садржаја тешких метала и металоида висока и да се креће у опсегу од 87 до 100%. У погледу садржаја тешких метала и металоида вода из рибњака и у пролећном и у јесењем узорковању одговарала је класи 3. Вода из мелиорационог канала је квалитета класе 2/3 па се може користити за наводњавање. Резултати анализа концентрације тешких метала у седименту су показали да није било статистички значајних разлика између узорковања, уз незнатно више вредности у јесењем периоду. Измерене концентрације нису прелазиле вредности које су прописане за седимент. Разлика између концентрације испитиваних тешких метала у узорцима рибе који су узорковани у јесењем у односу на оне који су узорковани на пролеће је за већину испитних елемената била значајна.

Кондиција, као и здравствено стање риба током огледа су били задовољавајући. Бројност паразита није била значајна и овом приликом није установљено ни једно паразитско обољење, али је број паразитских врста очекујући и карактеристичан за производњу шарана. Када су у питању вирусне болести, може се нагласити да ни клиничким прегледом, а ни лабораторијском дијагностиком није утврђена појава ни пролећне виремије шарана, као ни кои-херпесвиросе. На основу резултата који су приказани у овој дисертацији, пречишћена отпадна вода успешно се може користити за производњу шарана у погледу микробиолошких и хемијских контаминената. Шаран произведен у оваквом систему производње је доброг здравственог стања и потпуно је безбедан за исхрану људи са аспекта присуства микробиолошких и хемијских контаминената.

Кључне речи: безбедност хране, одрживи развој, отпадне воде, рибњак, интегрисана производња, биоиндикатор, заштита животне средине

Научна област: Ветеринарска медицина

Ужа научна област: Безбедност хране

УДК број: 619:638.3:597.551.2

Examination of the Effect of Using Wastewater from Slaughterhouses on Health and Production of Carp Meat (*Cyprinus carpio*) Safe for Human Consumption

Abstract

Meat industry is characterised by high water consumption and is undoubtedly a significant source of organic pollution of the environment. There are both ecological and financial motives for water purification which intertwine and complement each other. The use of available technology for fish farming in slaughterhouse industry is an ecological solution for removal of organically loaded water used in slaughterhouses. On the other hand, such integrated system carries certain risks mostly related to the safety of fish meat produced in this way.

The aim of the research carried out in this doctoral thesis was to examine the effect of the use of wastewater from slaughterhouses on the health of carp and safety of carp meat for human consumption.

The research of this doctoral thesis was carried out in several stages. A system for wastewater purification was built on the property of 'Djurdjević' Meat Industry in Pećinci. The efficiency of wastewater treatment plant was examined by using chemical analyses of water in different water purifying stages. After this, a fishpond was built on the same property. It was mostly supplied with the water from the system for wastewater purification from the slaughterhouse. The water from purifiers goes to pre-fishery where purified water is aerated, after which the water goes into fishpond where a part of nutrients from purifiers is used for carp nutrition. The water is then used for irrigation of the soil surrounding the slaughterhouse. This way, the fishpond has an impact on increasing the quality of purified wastewaters and reaching limit concentrations set before the inflow into a natural recipient. Carp fingerlings in good health were stocked in the fishpond. Carp was produced in optimal ambient conditions by using purified water originating from slaughterhouses and by adding well water. A good quality of meat was achieved by feeding fish balanced meals. Health

condition of fish was monitored during the production cycle by diagnostic examination of the causative agent of viral, bacterial and parasitic etiology. The condition of ecosystem (water in the fishpond and sediment) for carp farming was also monitored and potential impact of microbiological condition of ecosystem on microbiological status of fish and final product, meat, was examined. The monitoring of the presence of organochlorine pesticides, radioactive elements, residues of antibiotics and sulphonamides, heavy metals and metalloids in sediment, water and fish was performed together with assessment of safety of the carp produced in this way for human consumption. The content of contaminants in the tissues of fish was observed from ecological aspect and safety of fish as food was examined. When it comes to hygienic safety aspect, the content of contaminants in meat is measured in a majority of countries and their concentration is regulated by law. Based on the concentration of the contaminants in edible tissue of fish, the safety of fish is assessed, i.e. it is determined whether it fulfils the prescribed conditions. Sampling was carried out using the same protocol in spring (April) and autumn (October). The results of the quality of water sampled from a few spots on the property of 'Djurdjevic' Meat Industry from Pecinci, unequivocally show the efficiency of purifiers and integrated system. Based the obtained results, the wastewater treatment plant at the 'Djurdjevic' Meat Industry operates with the following efficiency: 99% (spring), 98% (autumn) calculated in relation to Chemical oxygen demand (COD); 99% (spring), 99% (autumn) calculated in relation to Biochemical oxygen demand (BOD₅); 84% (spring), 91% (autumn) calculated in relation to ammonia. Also, the results show that the efficiency of wastewater treatment plant was equal during both sampling, i.e. there were no significant variations in performance of wastewater treatment plant. The results of the examination showed that the water from fishpond in both spring and autumn sampling was category 3, i.e. the examined parameters do not exceed the maximum permissible concentrations for water of category 3 which can be used for breeding cyprinid species of fish. The water from melioration canal corresponds to category 2/3 which can be used for irrigation. Production parameters for carp were comparable to the results accomplished earlier using conventional methods for breeding carp. At the end of the breeding process, the average weight of a live carp from

the fishpond at 'Djordjevic' Meat Industry was 2,020 g. The total density of fish during fish catching was 3,270 kg/ha.

Microbiological quality of water and sediment was pretty much equal in both seasons of sampling and no significant differences in the examined parameters related to the season were observed. The indicators of fecal pollution were high in the water sampled before the purifying process. The analyses of water after the purifying process show that microbiological quality of water is significantly improved. There were no *Streptococcus faecalis*, *Proteus* sp. and *Pseudomonas aeruginosa* in purified wastewater, and the number of other potentially pathogenic bacteria was significantly lower. The results of microbiological analyses of water from the fishpond in spring and autumn sampling showed that water was category 3. When it comes to microbiological contaminants, the efficiency of wastewater treatment plant was high for most of the examined microorganism - above 99%. The number of all examined microorganism in carp was within permissible limits and did not exceed the prescribed hygienic norms. There was no statistically significant difference in terms of microbiological quality of carp sampled in spring and in autumn. The number of sulfite-reducing clostridia, *S. aureus* and *Listeria* spp. was under the limit of detection of the methods in examined samples. Besides, pathogenic bacteria, *Salmonella* spp. and *Listeria monocytogenes* were not detected in the examined samples. It was found that the concentration of organochlorine pesticides in the samples of water was below the limit of detection for all examined organochlorine pesticides. The measured concentrations of organochlorine pesticides in the sediment and in fish were generally alike or lower than the concentrations measured in fishponds or accumulations and in both carp and other cyprinids in the examinations conducted worldwide. The activity of Cs-137 in the water samples in this research was below the limit of detection and in the samples of sediment it ranged between 2.84 and 7.66 Bq/kg, which is within the limit of normal-natural values. Based on the obtained results, carp produced in the fishpond supplied with purified wastewater from a slaughterhouse in terms of Cs-137 activity is safe for human consumption. The results of the examination of the content of tetracyclines and sulphonamides in water samples, sediments and carp meat showed that the measured concentrations were below the detection limit for each examined parameter. The analysis of

the obtained results shows that the efficiency of purifiers in terms of the content of heavy metals and metalloids is high and ranges between 87 and 100%. When it comes to the content of heavy metals and metalloids, the water from the fishpond was category 3 in both spring and autumn sampling. The water from melioration canal was category 2/3, which means it can be used for irrigation. The results of the analyses of concentration of heavy metals in sediment showed that there were no statistically significant differences between samplings, with insignificantly higher values in autumn. The measured concentrations did not exceed the concentrations prescribed for the sediment. A statistically significant difference between the concentration of the examined heavy metals in the samples of fish sampled in spring and those sampled in autumn was found.

The health condition of fish during experiments was satisfying. The number of parasites was not significant and not a single parasite disease was found in this examination, but the number of parasite species was as expected and typical for carp production. When it comes to viral diseases, no Spring viremia of carp or Koi herpesvirus disease was found by either laboratory diagnosis or clinical examination. Based on the obtained results presented in this thesis, purified wastewater can successfully be used for production of carp in terms of microbiological and chemical contaminants. The carp produced in such production system is in good health and completely safe for human consumption in terms of the presence of microbiological and chemical contaminants.

Key words: food safety, sustainable development, wastewater, fishery, integrated production, bio indicator, protection of the environment

Scientific field: Veterinary Medicine

Narrow scientific field: Food safety

UDK number: 619:638.3:597.551.2

СПИСАК ТАБЕЛА

Табела 1. Граничне вредности емисије отпадних вода из објеката и постројења за прераду меса и конзервисања месних прерађевина на месту испуштања у површинске воде. (Уредба о граничним вредностима емисије загађујућих материја у води и роковима за њихово достизање ("*Sl. glasnik RS*", 67/2011, 48/2012, 1/2016))

Табела 2. Граничне вредности за физичко хемијске параметре и подела вода на класе (Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање ("*Sl. glasnik RS*", 50/2012))

Табела 3. Граничне вредности микробиолошких параметара у површинским водама и подела вода на класе (Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање ("*Sl. glasnik RS*", 50/2012))

Табела 4. Граничне вредности за оцену статуса и тренда квалитета седимента (Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање ("*Sl. glasnik RS*", 50/2012))

Табела 5. Граничне вредности за концентрацију тешких метала и металоида у површинским водама и подела вода на класе (Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање ("*Sl. glasnik RS*", 50/2012))

Табела 6. Граничне вредности за оцену статуса и тренда квалитета седимента (Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање ("*Sl. glasnik RS*", 50/2012))

Табела 7. Максимално дозвољене количине остатака метала и неметала у риби (Правилник о максималним концентрацијама одређених контаминената у храни ("*Sl. glasnik RS*", 81/2019))

Табела 8. Квалитет воде – ИМ Ђурђевић - Пећинци: вода из пречистача

Табела 9. Квалитет воде – ИМ Ђурђевић - Пећинци: вода из излива пречистача

Табела 10. Квалитет воде – ИМ Ђурђевић - Пећинци вода из предрибњака

Табела 11. Квалитет воде – ИМ Ђурђевић - Пећинци вода из ребњака 1

Табела 12. Квалитет воде – ИМ Ђурђевић - Пећинци вода из ребњака 2

Табела 13. Квалитет воде – ИМ Ђурђевић - Пећинци вода из мелиорационог канала

Табела 14. Хемијски састав филета шарана произведеног у интегрисаном систему узоркованог у пролеће и у јесен

Табела 15. Микробиолошки параметри отпадне воде изражени у CFU/100 mL - пролеће

Табела 16. Микробиолошки параметри отпадне воде изражени у CFU/100 mL - јесен

Табела 17. Ефикасност уређаја за пречишћавање отпадне воде из кланице за микробиолошке параметре у пролеће и у јесен

Табела 18. Микробиолошки параметри седимента - пролеће (log₁₀ CFU/g)

Табела 19. Микробиолошки параметри седимента - јесен (log₁₀ CFU/g)

Табела 20. Поређење просечних вредности резултата микробиолошких параметара седимента узоркованог у пролеће и у јесен (log₁₀ CFU/g)

Табела 21. Микробиолошки квалитет филета са кожом, шкрга и дигестивног тракта шарана произведеног у интегрисаном систему и узоркованог у пролеће и у јесен (log₁₀ CFU/g)

Табела 22. Статистичка значајност разлике резултата микробиолошких параметара различитих делова тела шарана у односу на годишње доба у којем је извршено узорковање

Табела 23. Микробиолошки квалитет филета са кожом, шкрга и дигестивног тракта шарана из интегрисаног система узоркованог у пролеће и у јесен (log₁₀ CFU/g)

Табела 24. Статистичка значајност разлике добијених резултата микробиолошких параметра за узорке у пролеће и лето у односу на врсту узорка (филети са кожом; шкрге и дигестивни тракт)

Табела 25. Концентрације органохлорних пестицида ($\mu\text{g}/\text{kg}$) у узорцима седимента - пролеће

Табела 26. Концентрације органохлорних пестицида ($\mu\text{g}/\text{kg}$) у узорцима седимента - јесен

Табела 27. Поређење просечних концентрација органохлорних пестицида у седименту у пролеће и у јесен

Табела 28. Концентрације органохлорних пестицида ($\mu\text{g}/\text{kg}$) у месу, кожи и јетри испитаног шарана ($n = 7$) у пролеће

Табела 29. Концентрације органохлорних пестицида ($\mu\text{g}/\text{kg}$) у месу, кожи и јетри испитаног шарана ($n = 7$) у јесен

Табела 30. Активност Cs-137 у узорцима седимента – пролеће и јесен

Табела 31. Тешки метали - ИМ Ђурђевић - Пећинци вода из пречистача

Табела 32. Тешки метали – ИМ Ђурђевић - Пећинци: вода из излива са пречистача

Табела 33. Тешки метали - ИМ Ђурђевић - Пећинци вода из рибњака 1

Табела 34. Тешки метали – ИМ Ђурђевић - Пећинци вода из рибњака 2

Табела 35. Тешки метали – ИМ Ђурђевић - Пећинци вода из мелиорационог канала

Табела 36. Резултати анализе концентрације тешких метала у седименту- пролеће

Табела 37. Резултати анализе концентрације тешких метала у седименту - јесен

Табела 38. Поређење просечних концентрација тешких метала у узорцима седимента - пролеће и јесен

Табела 39. Резултати анализа тешких метала и металоида у ткивима шарана -пролеће

Табела 40. Резултати анализа тешких метала и металоида у ткивима шарана -јесен

Табела 41. Утицај годишњег доба на концентрацију тешких метала у различитим органима шарана

Табела 42. Основне карактеристике отпадних вода из кланице

Табела 43. Поређење граничних вредности за отпадне воде из кланице приликом њиховог испуштања према различитим регулативама које се примењују у свету

Табела 44. Процењени дневни унос (EDI) органохлорних пестицида преко меса шарана на човека (просечне телесне тежине 70 kg) у Србији

Табела 45. Дозвољен недељни унос (PTWI) и процењен недељни унос токсичних елемената путем конзумације меса шарана који је гајен у интегрисаном систему

СПИСАК СЛИКА

Слика 1. Шема предтретмана отпадних вода у индустрији меса

Слика 2. Шема система за пречишћавање са делом за механичко одвајање нечистоћа – ИМ Ђурђевић – Произвођача DALMON SRL Италија

Слика 3. Шема система за пречишћавање – ИМ Ђурђевић – Произвођач DALMON SRL Италија

Слика 4. Спирална преса за механичко пречишћавање отпадне воде

Слика 5а и 5б. Изградња насипа (5а) и нивелисање рибњачког дна (5б)

Слика 6а и 6б. Постављање цеви водопропустних објеката пре изградње самог насипа

Слика 7а и 7б. Континуирана аерација рибњака коришћењем аератора

Слика 8а и 8б. Додатна аерација воде у предрибњаку пре упуштања у рибњак

Слика 9а и 9б. Мелиорациони канал (9а) у саставу рибњачког система за наводњавање околног земљишта (9б)

САДРЖАЈ

1.	УВОД	1
2.	ПРЕГЛЕД ЛИТЕРАТУРЕ	2
2.1.	Отпадна вода у кланици.....	2
2.2.	Потрошња и степен загађености отпадних вода у кланицама	3
2.3.	Квалитет отпадних вода из кланице и могућности смањења њихове загађености.....	5
2.4.	Потреба за пречишћавањем отпадних вода из кланице.....	6
2.5.	Пречишћавање отпадних вода из кланице	7
2.5.1.	Предtretман отпадних вода из кланице	8
2.5.2.	Потпуни третман пречишћавања отпадних вода из кланице	9
2.6.	Обавезе кланичне индустрије у погледу заштите животне средине	12
2.7.	Изградња рибњака	13
2.8	Подела воде на класе	15
2.9.	Физичко-хемијски параметри воде за производњу слатководних риба	17
2.10.	Производња рибе	21
2.10.1.	Системи гајења шарана	22
2.10.2.	Интегрисани системи	24
2.11.	Квалитет меса рибе	28
2.12.	Микробиолошке опасности у аквакултури и интегрисаном систему производње	29
2.13.	Хемијски контаминенти у аквакултури и интегрисаном систему производње	32
2.13.1.	Органохлорни пестициди	33
2.13.2	Радиоактивност	35
2.13.3	Антибиотици	36
2.13.4.	Тешки метали и металоиди	37
2.14.	Здравствено стање риба у интегрисаном систему производње	44
3.	ЦИЉ И ЗАДАЦИ ИСТРАЖИВАЊА	46
3.1.	Циљ истраживања	46
3.2.	Задаци истраживања	46
4.	МАТЕРИЈАЛ И МЕТОДЕ	48
4.1.	Изградња система за пречишћавање отпадне воде из кланице	48
4.2.	Изградња и припрема рибњака	51
4.3.	Производни параметри	55
4.4.	Узорковање	56
4.5.	Лабораторијске анализе воде, седимента и риба	57
4.5.1.	Одређивање хемијског састава риба	57

4.5.2.	Хемијске анализе воде	57
4.5.3.	Микробиолошке анализе воде, седимента и риба	57
4.5.4.	Одређивање остатака органохлорних пестицида у води, узорцима седимента и риба	59
4.5.5.	Одређивање радионукида у води, седименту и месу шарана	60
4.5.6.	Одређивање резидуа антибактеријских супстанци у води, седименту и месу шарана	60
4.5.7.	Одређивање токсичних елемената у води, узорцима седимента и риба ..	61
4.5.8.	Испитивање присуства зооноотских паразита у месу риба	62
4.6.	Праћење здравственог стања риба	62
4.7.	Статистичка обрада података	64
5.	РЕЗУЛТАТИ	65
5.1.	Физичко-хемијски параметри отпадне воде	65
5.2.	Производни параметри	72
5.3.	Хемијски састав меса рибе	72
5.4.	Резултати микробиолошких анализа узорака воде, седимента и риба	73
5.4.1.	Микробиолошки параметри воде	73
5.4.2.	Микробиолошки квалитет седимента	75
5.4.3.	Микробиолошки параметри испитаних узорака рибе	77
5.5.	Резултати анализа остатака органохлорних пестицида у узорцима воде, седимента и риба	80
5.5.1.	Остаци органохлорних пестицида у води	80
5.5.2.	Остаци органохлорних пестицида у седименту	80
5.5.3.	Остаци органохлорних пестицида у органима риба	82
5.6.	Резултати анализа активности радионуклида у узорцима воде, седимента и риба	85
5.6.1.	Активност радионуклида у води	85
5.6.2.	Активност радионуклида у седименту	85
5.6.3.	Активност радионуклида у месу риба	86
5.7.	Резултати анализа остатака антибиотика и суфонамида у узорцима воде, седимента и риба	86
5.7.1.	Остаци антибактеријских супстанци у води и седименту	86
5.7.2.	Остаци антибактеријских супстанци у месу риба	86
5.8.	Резултати анализа остатака тешких метала и металоида у узорцима воде, седимента и риба	87
5.8.1.	Остаци токсичних елемената у води	87
5.8.2.	Остаци токсичних елемената у седименту	90
5.8.3.	Остаци токсичних елемената у различитим органима шарана	91
5.9.	Резултати испитивања присуства паразита код риба	97
5.10.	Резултати праћења здравственог стања риба	97

6.	ДИСКУСИЈА	98
6.1.	Изградња рибњака	98
6.2.	Квалитет отпадне воде	99
6.3.	Производне перформансе	106
6.4.	Квалитет меса произведеног шарана	107
6.5.	Микробиолошки квалитет воде, седимента и риба	109
6.6.	Акумулација и трансфер хемијских контаминената у екосистему рибњака	121
6.7.	Остаци органохлорних пестицида у води, седименту и различитим органима риба	122
6.8.	Активност радионуклида у води, седименту и месу риби	129
6.9.	Резидуе антибиотика и сулфонамида у води, седименту и риби	133
6.10.	Тешки метали и металоиди у води, седименту и различитим органима риба	135
6.10.1.	Процена изложености тешким металима као последица конзумирања рибе	144
6.11.	Присуство зоонотских паразита у месу риба	146
6.12.	Здравствено стање риба	147
7.	ЗАКЉУЧЦИ	151
8.	ЛИТЕРАТУРА	154

1. УВОД

Коришћење отпадних вода из кланичне индустрије и индустрије прераде меса за потребе производње рибе представља потпуно нови приступ налажењу решења за одрживост месне индустрије и очување животне средине. Не треба занемарити ни чињеницу да се на овај начин производи и важан извор протеина и других храњивих материја, риба. Рибњаци се најчешће водом снабдевају из отворених вода и коришћењем бунарске воде, док се у интегрисаним системима користе отпадне воде са фарми, пречишћене отпадне комуналне воде и воде за расхлађивање из термоенергетских постројења. Досадашња пракса у повезивању рибарске и фармске производње животиња показала је добре резултате како у погледу искоришћавања ресурса у пуној мери тако и смањењу загађења животне средине путем рециклирања отпадних вода са фарми пре него што буду испуштене у реципијент.

Кланичну индустрију, као и остале индустријске гране које се баве производњом и прерадом хране карактерише висока продукција отпадних вода које збирно чине воде из процеса производње и воде потребне за прање и чишћење. Вода се користи у кланици у свим фазама производње, а количина потрошене воде и последично количина настале отпадне воде зависи од технологије која се примењује у кланици, као и од њене рационалности и капацитета погона.

Интегрисана производња подразумева повезивање неколико самосталних производних процеса (рибњак, домаће животиње, иригациони системи, прерађивачки капацитети) у систем базиран на принципу да нуспродукт или отпад из једне производње може бити улазна компонента за другу производњу. Треба имати у виду да је месо риба лако сварљиво и садржи све неопходне нутритивне материје, па се често препоручује како у свакодневној, тако у и дијеталној исхрани, посебно у исхрани тзв. ризичних група, чиме се значајно утиче на здравље становништва. Са друге стране, интегрисани системи носе и одређене ризике који се углавном односе на безбедност меса рибе произведене на овај начин.

2. ПРЕГЛЕД ЛИТЕРАТУРЕ

2.1. Отпадна вода у кланици

Кланичну индустрију, као и остале индустријске гране које се баве производњом и прерадом хране животињског порекла карактерише висока продукција отпадних вода које збирно чине воде из процеса производње и прераде и воде потребне за прање и чишћење (*Baras i sar.*, 2002). Капацитет погона, избор технологије у самој кланици и чињеница да се вода троши у свим фазама производње и прераде у великој мери одређује количину потрошене воде, а последично и количину отпадне воде која ће се продуковати. Кланица се може снабдевати водом из градског водовода или из сопствених бунара, а снабдевање мора бити у довољним количинама и под одговарајућим притиском. Вода треба да испуњава услове прописане за воду за пиће и мора бити исправна у бактериолошком и физичко-хемијском погледу. Контрола квалитета отпадних вода које настану у кланици првенствено се разматра са аспекта потенцијалног загађења отворених вода које су реципијенти за отпадне воде које се испуштају из кланице. Уобичајени ниво загађености отпадних вода је изнад дозвољених граница и пречишћавање је неопходно. Отпадне воде из кланица најчешће у себи садрже крв, масти и длаку животиња као и повишен ниво соли која се великој мери користи у преради меса. Поред поменутих материја у отпадној води из кланице могу бити присутни и стајњак и простирка који долазе из делова за пријем живе стоке. Састав и концентрација отпадних материја зависи од технологије која се примењује у кланици, али и од процеса током пречишћавања отпадних вода. Настајање отпадних вода је практично неизбежно, јер оне настају у скоро свим фазама поступка клања и прераде. Смањење количине, као и степена загађености отпадних вода представља основни задатак, као и први корак у заштити животне средине. Основне мере којима се постиже смањење количине отпадне воде из кланице су редукација потрошње воде по јединици

производа и издвајање свих споредних производа. Смањење потрошње воде не сме угрозити одржавање хигијене у погону, што се постиже строгом технолошком дисциплином. Смањењем потрошње воде смањује се количина отпадних вода, чиме се остварује уштеда, а издвајањем споредних производа клања настаје секундарна сировина, која може донети финансијску корист. Вода је ограничени ресурс и зато би је требало користити у кланичној индустрији што рационалније.

2.2. Потрошња и степен загађености отпадних вода у кланици

Истакнуто је да се вода троши практично у свим фазама производног поступка у кланицама. Потрошња воде по закланој животињи зависи од много фактора, међу којима су најважнији врста животиње и технологија процеса производње која се разликује од кланице до кланице. Постоји веома мало података у литератури о потрошњи воде по закланој животињи. Према наводима *Caixeta i sar.* (2002) потрошња воде по закланој животињи креће се од 1 до 8,3 m³, а *Vuković* (1998) наводи да она износи од 0,5 до 1 m³ по закланој свињи или говечету, док по закланој овци износи најмање 0,2 m³. Из наведених података може се закључити да је последично и количина отпадне воде која се продукује у кланици изузетно велика. Веома је мало и података у литератури о томе колики је проценат утрошене воде у кланици који се или угради у производ или нестане испаравањем, а колики је проценат утрошене воде који преостане у виду отпадне воде. Доступни подаци су веома различити, јер наведени параметри зависе од услова производње и начина прераде меса, који се разликују од погона до погона. Претходна истраживања показују да се кроз отпадне воде излива између 75 и 90% укупно утрошене воде, а да је вероватан просек 85% (*Cinkle i sar.*, 1978; *Baras i sar.*, 2002). Према литературним подацима највећи део употребљене воде у индустрији меса се испушта као отпадна вода и то у количини од 0,4 до 3,1 m³ по закланој животињи (*Tritt i Schuchardt*, 1992; *Wang i Banks*, 2003). Оријентациона количина отпадних вода се креће око 0,6 – 1 m³ по закланој свињи, 2 – 4 m³ по закланом говечету, односно по 1 тони тежине животиња пре клања продукује се око 10 m³ отпадне воде (*Filstrup i Philipsen*, 1993). Према наводима из литературе количина отпадних вода може се добити и ако се маса

животиња пре клања помножи са коефицијентом 6, што значи да се по закланом говечету добија 1,5 - 2 m³, а по закланој свињи 0,45 - 0,9 m³ отпадне воде. Према подацима из литературе степен загађености ових вода је висок и значајно је варијабилан између кланица (*Nježić i Okanović, 2010*). Утврђено је да су отпадне воде из кланица 7 – 9 пута загађеније од отпадних комуналних вода. Степен загађења отпадних вода из кланица, изражен преко биолошке потрошње кисеоника (БПК₅) износи 1,35 – 3,60 kg по тони закланих свиња и 4,5 – 16,8 kg по тони закланих говеда (*Cinkle i sar., 1978*). Један од значајних разлога за пречишћавање отпадних вода, који ће у скоријој будућности можда бити и пресудан, јесте висина плаћања надокнаде за испуштене отпадне воде која је законски регулисана.

Према Уредби о граничним вредностима емисије загађујућих материја у води и роковима за њихово достизање (*"Sl. glasnik RS", 67/2011, 48/2012, 1/2016*), утврђене су граничне вредности емисије отпадних вода из објекта и постројења за прераду меса и конзервисање месних прерађевина, које су приказане у Табели 1.

Табела 1. Граничне вредности емисије отпадних вода из објеката и постројења за прераду меса и конзервисања месних прерађевина на месту испуштања у површинске воде. (Уредба о граничним вредностима емисије загађујућих материја у води и роковима за њихово достизање (*"Sl. glasnik RS", 67/2011, 48/2012, 1/2016*)).

Параметар	Јединица мере	Гранична вредност
Температура	°C	30
pH		6,5-9
Суспендоване материје	mg/L	35
БПК ₅ *	mg O ₂ /L	25
ХПК**	mg O ₂ /L	150
Амонијак	mg/L	10
Укупни неоргански азот	mg/L	18
Укупни фосфор	mg/L	2

*БПК₅ – биолошка потрошња кисеоника; **ХПК – хемијска потрошња кисеоника

Правна лица, предузетници и физичка лица која имају постројења за пречишћавање отпадних вода и/или која своје отпадне воде испуштају у реципијент или јавну канализацију дужна су да емисије загађујућих материја из своје производње ускладе са граничним вредностима емисије загађујућих материја које су прописане Уредбом ("*Sl. glasnik RS*", 67/2011, 48/2012, 1/2016), најкасније до 31. 12. 2025. године.

Отпадна вода из кланице може бити веома штетна за животну средину, пошто може изазвати деоксигенацију река и загађење подземних вода. Она је веома богата растворљивим и нерастворљивим органским материјама. Један од главних састојака отпадне воде из кланице је крв, за коју је карактеристична висока хемијска потрошња кисеоника (ХПК) од 375 000 mg/L. Такође, отпадна вода садржи и велике количине суспендованих честица, укључујући комадиће масти, лој, длаке, перије, месо, песак и несварену храну. Растворљиве и нерастворљиве биоразградиве суспендоване материје представљају 50% од укупног загађења, док чврсте материје чине око 25% од укупног загађења (*Sindhu i Meera*, 2012). Према подацима из претходних истраживања најчешће последице испуштања високооптерећених отпадних вода су пад раствореног кисеоника, појава еутрофикације и појава токсичних супстанци у реципијенту (*Lee i sar.*, 2007).

2.3. Квалитет отпадних вода из кланице и могућности смањења њихове загађености

Највећи део отпадних вода из кланице чине отпадне воде из производних погона, у којима се налазе органске материје, соли и средства за прање и дезинфекцију. Квалитет отпадних вода из кланице зависи од бројних фактора:

- Задржавања крви: ефикасност приликом искрварења животиња се сматра најважнијом мером за смањење БПК₅;
- Потрошње воде: економичнија потрошња воде доводи до повећане концентрације загађивача, иако ће БПК₅ остати константна;

- Врсте животиње: БПК₅ је већа у отпадним водама из кланица где се кољу говеда у односу на кланице у којима се кољу свиње (*Sindhu i Meera*, 2012).
- Величине погона: ако је већи погон, већи је и степен загађења;
- Начина и ефикасности евакуације фекалних материја и др.

Кланице у којима се кољу свиње најчешће испуштају отпадне воде у постојеће општинске канализације после примарне обраде воде и/или после предтретмана воде у постројењима пречистача (*Massé i Masse*, 2000). Међутим, ови предтретмани отпадних вода нису довољни да задовоље стандарде када је у питању количина загађивача, па су кланице финансијски оптерећене накнадама које морају да плаћају како би се вода додатно пречистила у постројењима за пречишћавање. Отпадне воде из кланице одводе се у природни реципијент или канализацију или се после терцијерне обраде поново користе у производном погону, а могу се користити и за снабдевање рибњака водом.

Веома је важно предузети све неопходне мере у самом погону кланице како би се смањила количина, али и степен загађености отпадних вода. Дакле, проблем треба почети решавати на месту на којем настаје и то тако што ће се приликом производње успоставити и поштовати технолошка дисциплина. Ово ће се постићи увођењем и строгим испуњавањем захтева које постављају различити стандарди, међу којима су захтеви ISO 9000/2000 у погледу потрошње воде, као и њене загађености. Већ је напоменуто да степен загађености отпадних вода у кланици директно зависи од врсте стоке која се најчешће коље, обима клања, санитарно-хигијенских и техничко-технолошких услова, затим да ли се и у којој мери одвајају и користе споредни производи, а у највећој мери од технолошке дисциплине. За смањење количине и степена загађености отпадних вода постоје еколошки као и финансијски мотиви који се међусобно преплићу и допуњују.

2.4. Потреба за пречишћавањем отпадне воде из кланице

Са све већим растом светске популације и брзе индустријализације, дошло је и до повећања загађености слатководних вода услед неадекватног испуштања отпадних

вода, што је посебно значајно за неразвијене земље и земље у развоју и представља све озбиљнији глобални проблем данашњице (*Feng i sar.*, 2009; *Bustillo-Lecompte i Mehrvar*, 2015). Обавезан третман отпадне воде из кланице је изузетно битан за безбедно и одрживо испуштање исте у животну средину. Испуштање нетретираних или недовољно пречишћених отпадних вода је веома често у земљама у развоју и услед тога може имати изузетно штетне утицаје на животну средину. Поред изузетно велике забринутости за јавно здравље, не треба занемарити ни економску добит, која се постиже адекватним третманом и правилним испуштањем отпадних вода.

Тренд смањивања доступних ресурса слатке воде је довео до потребе да се врши пречишћавање отпадних вода, како би се оне поново употребиле и рециклирале. Да би се то постигло потребно је постићи висок ниво ефикасности пречистача. Широм света, државе доносе своје националне програме у оквиру којих прописују различите поступке за пречишћавање отпадних вода, што зависи од много фактора међу којима су: географски положај државе, економски ресурси, животни стандард, особина воде и њених загађивача (*Daigger*, 2009). Треба имати у виду да је вода ограничени ресурс и зато би је требало користити у кланици што рационалније, па се према овом принципу у интегрисаном систему производње пречишћена отпадна вода користи као средина за гајење риба.

2.5. Пречишћавање отпадних вода из кланице

Имајући у виду да се код отпадних вода из кланице ради пре свега о изузетно високом органском загађењу, што је карактеристично и за остале гране прехранбене индустрије, и поступци за пречишћавање треба да прате ту одлику. У овим случајевима се препоручује биолошко пречишћавање али је, уколико је то могуће, потребно комбиновати механичке, хемијске, физичко-хемијске и биолошке поступке. Ради обезбеђивања задовољавајућег квалитета отпадних вода неопходно је спровести неколико поступака.

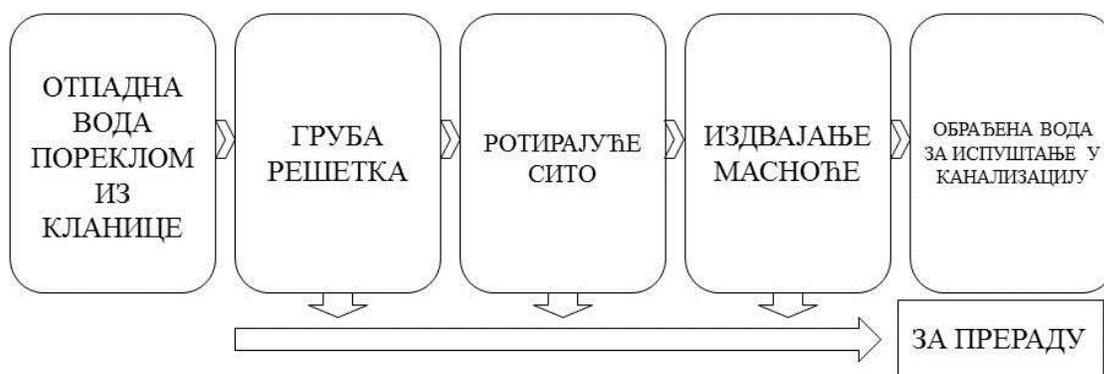
2.5.1. Предтретман отпадних вода из кланице

Под предтретманом отпадних вода се подразумевају поступци за смањење степена загађености отпадних вода пре даље обраде, а који се изводе у оквиру производног погона. У ове поступке спадају уклањање грубих, суспендованих и пливајућих материја, али и уједначавање протока отпадне воде и концентрације загађујућих материја у отпадној води. Која врста предтретмана ће се применити зависи од карактеристика отпадних вода дате индустрије. Овим процесом је неопходно смањити на пожељан ниво садржај таложних и суспендованих материја, садржај масноћа и вредност БПК₅, а у појединим случајевима се врши и корекција хранљивих материја, као и рН вредности. На Слици 1 приказана је уобичајена шема предтретмана отпадних вода у кланици. Отпадна вода која се одводи канализацијом до постројења за предтретман, прво пролази кроз грубу решетку, која служи за уклањање крупнијих примеса из воде. У даљем поступку се помоћу ротирајућих сита уклања значајан део суспендованих материја (пречник отвора 0,6 – 3 mm). Оба ова уређаја поседују систем самочишћења тако да не захтевају додатни људски рад. Издвојени материјал се прихвата у контејнер и одводи у кафилерију на обраду као секундарна сировина.

Присутне масноће се уклањају помоћу издвајача масти, што је веома сложено, а истовремено се издвајају суспендоване честице. Савремени уређаји за издвајање масноћа делују на принципу флотације, са или без додатка средстава за побољшање ефекта (средства за коагулацију, флокулацију и апсорпцију). Ефекат је унапређен комбинованом флотацијом ваздуха и додатком коагуланата (алуминијум сулфата или гвожђе (3) хлорида) и флокуланата (природних или синтетских макромолекула) као и додатком апсорбената (активног угља у праху) који апсорбују одређено загађење из воде, а истовремено делују и као центри коагулације.

Комбинацијом флотације са хемијским третманом постижу се добри резултати уклањања масноћа и до 85%, али се и повећава цена третмана. У циљу смањења трошкова, развијена је нова генерација флотационих уређаја са електрокоагулацијом (*Baras i sar.*, 2002). Код ових уређаја се растварањем алуминијумске или гвоздене

електроде електричним путем, формира одговарајући коагулант у самом флотационом уређају, што се огледа у економичности и ефикасности у погледу уклањања масноћа. Заједно са уклањањем масноћа, смањује се и значајан део преосталих суспендованих и део растворених материја, док се додатком активног угља значајно побољшава коагулација и флотација. Оваква вода има неопходне карактеристике који испуњавају услове за испуштање у градску канализацију и даљи третман на постројењу.



Слика 1. Шема предtretмана отпадних вода у индустрији меса.

2.5.2. Потпуни третман пречишћавања отпадних вода из кланице

У циљу потпуног пречишћавања приликом третмана отпадних вода примењују се три фазе:

- примарно пречишћавање,
- секундарно пречишћавање и
- терцијарно пречишћавање.

Примарно пречишћавање има исте задатке који су наведени код предtretмана отпадних вода ради њиховог испуштања у јавну канализацију. Овај поступак обухвата таложење суспендованих материја или неке друге поступке са циљем да се БПК₅ отпадних вода смањи за најмање 20% пре испуштања, док укупне суспендоване

материје улазних отпадних вода треба да се смање за најмање 50%, према Уредби о граничним вредностима емисије загађујућих материја у води и роковима за њихово постизање (*"Sl. glasnik RS"*, 67/2011, 48/2012, 1/2016).

Секундарно пречишћавање воде у индустрији меса има задатак да уклони преостала биоразградива органска једињења и део неорганских материја. За ту сврху се користе биолошки поступци обраде који се обично деле на аеробне и анаеробне, иако постоје и факултативни (аеробно-анаеробни) поступци. Зависно од врсте и степена загађености отпадних вода, ова два поступка се примењују самостално или удружено. Овим поступком се уклања 70 - 90% БПК₅ улазних отпадних вода и 75% ХПК улазних отпадних вода, како је наведено у Уредби (*"Sl. glasnik RS"*, 67/2011, 48/2012, 1/2016).

Терцијарно пречишћавање се примењује када постоје захтеви да се отпадна вода пречисти до највишег могућег степена уклањањем гасова и заосталих нутријената (фосфора за 80% и азота за 70 - 80%) ради спречавања еутрофикације водопријемника, али и да се уклоне и друге непожељне материје, на пример натријум хлорид. За испуштање у водопријемник прве класе вода, потребно је терцијарно пречишћавање воде ради уклањања остатка суспендованих материја, нутријената и растворених гасова. Терцијарно пречишћавање у принципу укључује пешчану филтрацију за уклањање суспендованих материја, дезодоризацију поступком аерације и/или апсорпције на активном угљу и потенцијално, уклањање нутријената, обично јонском изменом.

Анаеробни процеси се примењују за обраду јако загађених отпадних вода и биолошког муља. Отпадна вода из кланице је погодна за анаеробни третман, због високе концентрације биоразградивих органских материја, алкалности и присуства фосфора. Анаеробна дигестија обезбеђује висок ниво уклањања органских материја. Током овог процеса настаје надокнадив извор енергије у облику метана, и одређена количина муља који не захтева аерацију. Анаеробне бактерије могу да преживе дужи временски период без хране, што је од велике важности за мале кланице које покрећу своје погоне само неколико дана у недељи. У експерименталним истраживањима биоразградње кланичног отпада под анаеробним и аеробним условима, дошло се до

закључка да је најефикаснија употреба анаеробне фазе пречишћавања пре аеробног третмана (*Sindhu i Meera, 2012*).

Анаеробни поступци обраде се могу изводити на више начина, при чему се најчешће примењују:

- анаеробни контакт процес
- анаеробни биофилтери
- анаеробне лагуне.

Анаеробни контакт процес захтева скупе биореакторе и пратећу опрему, док су анаеробне лагуне, слично аеробним, значајно јефтиније, али захтевају велики простор.

Аеробни поступци обраде се користе за обраду мање загађених отпадних вода, уколико је вредност БПК₅ до 1000 (*Baras i sar., 2002*).

Аеробни биолошки поступци обраде обухватају више могућих процеса:

- различите варијанте процеса активног муља,
- аеробни биолошки филтери,
- аеробне лагуне (аерисане и неаерисане),
- различита решења аеробног процеса са покретним носачима микроорганизама (нпр. биодиск и биоспирала),
- процеси у флуидизованом слоју,
- процеси аквакултуре.

Аеробни процеси у флуидном слоју се интензивно развијају и досадашња сазнања говоре да су енергетски повољнији и ефикаснији од осталих варијанти. Због чињенице да су отпадне воде из кланице јако загађене, могло би се закључити да је примена анаеробних поступака обраде повољнија опција. Међутим, за доношење објективног суда, потребно је проблем сагледати са више становишта, а не само степена загађености отпадних вода. Пре коначне одлуке треба извршити квалитетну техничко-економску анализу која ће разрешити постојеће дилеме.

Приликом израде техничко-економске анализе треба узети у обзир:

- предности или недостатке комбиновања анаеробног и аеробног процеса,
- предности и евентуалне недостатке увођења примарне обраде,

- расположивост простора,
- могуће проблеме аерозагађења, посебно ако је погон у близини насеља,
- могућности одлагања биолошког муља као органског ђубрива,
- могућности коришћења делом обрађене воде (након процеса анаеробне обраде) за наводњавање и др.

Уколико за то постоји могућност, пречишћену воду не треба испуштати у природне реципијенте, већ извршити њену рецикулацију у производни погон. При рецикулацији воде у производни погон потребно је поставити трећи степен обраде у складу са квалитетом воде који се захтева у погону. У сваком случају, ако не испуњава захтеве процесне воде рециркулисана вода се сигурно може искористити као технолошка вода за расхлађивање, прање погона и друго.

Примена аквакултуре за искоришћавање отпадне воде из кланице се намеће као могуће решење, али у нашој земљи нема искустава у њеној примени и стога је несумњив значај успостављања интегрисаних система и испитивање квалитета воде узорковане са различитих тачака од кланице до рибњака и у самом рибњаку, како би се испратиле могућности употребе отпадне воде.

2.6. Обавезе кланичне индустрије у погледу заштите животне средине

Неопходно је да кланична индустрија има у виду да ће воде бити све мање и да ће бити све скупља и да ју је потребно штедети, као и да је пречишћавање отпадних вода законска обавеза. Потребно је и да размотри чињеницу да Србија као подунавска и европска земља има обавезу да се прилагоди строгим захтевима у погледу заштите животне средине у истој мери као и остале европске земље. Захтеви Европске уније подразумевају максимално смањење загађења свих врста које се постиже избором технологија које производе мање загађења, као и ефикаснијим коришћењем система за третман продукованих загађења (*Ćirković i sar.*, 2015a).

Минимални захтев који се поставља је критеријум за квалитет воде из кланичне индустрије на месту испуштања у природни реципијент на нивоу БПК₅ – 25 mg/L и ХПК – 150 mg/L, док количина суспендованих материја треба да буде на нивоу 35 mg/L. Овако строги критеријуми доводе до тога да ће кланична индустрија

у нашој земљи морати озбиљно да промени политику, када је заштита животне средине у питању и да предузме озбиљне мере на том плану. У циљу увођења кланичне индустрије Србије у европске токове уведени су системи управљања квалитетом као што су ISO 9000/2000, HACCP (Hazard Analysis and Critical Control Point), као и систем управљања заштитом животне средине према стандардима ISO 14000.

2.7. Изградња рибњака

Рибњаци су вештачки изграђена језера на пољопривредно-грађевинском земљишту која су оивичена насипима. Веома је битно да имају контролисани доток и пражњење воде, односно да се по потреби могу напунити и гравитационо испразнити (*Ćirković i Novakov, 2013*).

Најважнији фактор приликом изградње рибњака је правилан избор локације и мора се имати у виду да се промашај у њеном избору не може исправити. Локација на којој ће се налазити будући рибњак има веома важну, а некада и пресудну улогу за финансијски успех предузећа које ће се бавити производњом рибе, укључујући и производњу шарана. Важни фактори приликом избора локације шаранског рибњака су:

- Близина водотока за снабдевање рибњака водом,
- Педолошки састав земљишта,
- Близина асфалтних путева,
- Близина извора електричне енергије и
- Конфигурација терена (*Ćirković i sar., 2002*).

Изузетно је битно да је у близини рибњака одговарајући извор воде (канал, река) из којег се рибњак може снабдевати водом, али и у који се вода из рибњака може испустити. При томе је веома битно водити рачуна како о количини, али и о квалитету воде која потиче из тог извора. За довођење воде до рибњака се може изградити канал или цевовод, што изазива инвестиционе трошкове као и трошкове одржавања. Такође је важно да се вода из рибњака може гравитационо испразнити, без потребе да се користе пумпе чиме се значајно повећавају тошкови производње. У

нашој земљи се снабдевање рибњака водом решава на различите начине у зависности од карактеристика водотокова који су у близини. Најекономичније решење, које се често практикује, је изградња црпне станице која је непосредно наслоњена на канал. Уколико се рибњак снабдева водом из реке, воду је потребно је довести преко плавне зоне, а за то се користе цевоводи, пропусти кроз насипе и отворени земљани канали (*Ćirković i sar.*, 2002).

Када на локацији на којој се планира изградња рибњака постоје извори бунарске воде, исти се могу користити за напајање рибњака. Добро одабрана локација, осим погодног реципијента (реке или канала), има и могућност за копање бунара (у првој воденој издани). Вода мора да има оптималне физичко-хемијске особине за гајење риба и да је има довољно у току целог вегетационог периода (*Ćirković i sar.*, 2002). Због високог капацитета подземних вода најчешће се пројектује да један бунар буде на два хектара рибњака, па је на рибњаку често више бунара. Испитивање квалитета воде подразумева испитивање физичких, хемијских и биолошких карактеристика воде. На основу резултата анализа утврђује се да ли квалитет воде одговара потребама гајења одређене врсте рибе.

Пре изградње рибњака, неопходно је извршити анализу педолошког састава земљишта. Физички обим производње и потенцијални економски успех производње на рибњаку у великој мери зависе од педолошког састава земљишта на којем се планира његова изградња (*Miljković*, 1966). Важно је извршити и анализу пропустљивости земљишта, при чему је најповољније да водонепропусни слој дна рибњака буде на дубини од 0,5 до 2 метра, са дебљином од најмање 0,5 метара. На продуктивност рибњака значајно утиче плодност земљишта и најбољи резултати ће се постићи уколико је рибњак изграђен на што плоднијем земљишту. Најплоднија земљишта су черноземи и ритска црница, али је њихова висока цена ограничавајући фактор да иста буду изабрана за изградњу рибњака. Заслањена земљишта су најчешћи избор, јер се на њима постиже задовољавајућа производња рибе, а цена им није висока јер нису погодна за друге облике пољопривредне производње. Мочварна и забарена земљишта нису погодна, јер се пољопривредном механизацијом у

пролећном периоду не могу обрадити (*Ćirković i sar.*, 2002). Песковито земљиште је такође непогодно за изградњу рибњака.

Близина асфалтних путева је важан фактор, јер се риба транспортује најчешће у кишном периоду. Добра локација за изградњу рибњака је она до које је растојање до постојећег асфалтног пута што краће, а самим тим и потреба за изградњом дела пута до самог рибњака минимална (*Ćirković i sar.*, 2002). Близина извора електричне енергије је такође веома важна приликом избора локације за изградњу рибњака, јер је сталан и стабилан извор електричне енергије неопходан за несметану производњу на рибњаку (*Ćirković i sar.*, 2002).

Пре изградње рибњака је важно изабрати и добру конфигурацију терена, при чему је идеалан терен раван са благим падом према објектима за испуштање воде. Уколико терен није раван и ако постоје мање или веће депресије, потребно је извршити његову нивелацију или ако то није могуће, направити унутрашњи систем дренажних канала који ће прикупљати воду из депресија и спроводити је до испуста из рибњачког објекта. Постојање депресија које се не могу испразнити условљава заостајање гајене рибе приликом излова, заостајање дивље рибе, паразита и других изазивача болести што може довести до погоршања квалитета животне средине риба и настанака разних болести. Близина директних загађивача воде и ваздуха је такође неповољан фактор приликом избора локације за изградњу рибњака.

2.8. Подела вода на класе

Према загађености и намени извршена је општа подела вода у следеће класе:

1. Класа I - Опис класе одговара одличном еколошком статусу према класификацији датај у правилнику којим се прописују параметри еколошког и хемијског статуса за површинске воде. Површинске воде које припадају овој класи обезбеђују на основу граничних вредности елемената квалитета услове за функционисање екосистема, живот и заштиту риба (салмонида и ципринида) и могу се користити у следеће сврхе: снабдевање водом за пиће уз предходни третман филтрацијом и дезинфекцијом, купање и рекреацију, наводњавање, индустријску употребу (процесне и расхладне воде);

2. Класа II - Опис класе одговара добром еколошком статусу према класификацији датај у правилнику којим се прописују параметри еколошког и хемијског статуса за површинске воде. Површинске воде које припадају овој класи обезбеђују на основу граничних вредности елемената квалитета услове за функционисање екосистема, живот и заштиту риба (ципринида) и могу се користити у исте сврхе и под истим условима као и површинске воде које припадају класи I;
3. Класа III - Опис класе одговара умереном еколошком статусу према класификацији датај у правилнику којим се прописују параметри еколошког и хемијског статуса за површинске воде. Површинске воде које припадају овој класи обезбеђују на основу граничних вредности елемената квалитета услове за живот и заштиту ципренида и могу се користити у следеће сврхе: снабдевање водом за пиће уз предходни третман коагулацијом, флокулацијом, филтрацијом и дезинфекцијом, купање и рекреацију, наводњавање, индустријску употребу (процесне и расхладне воде);
4. Класа IV - Опис класе одговара слабом еколошком статусу према класификацији датај у правилнику којим се прописују параметри еколошког и хемијског статуса за површинске воде. Површинске воде које припадају овој класи на основу граничних вредности елемената квалитета могу се користити у следеће сврхе: снабдевање водом за пиће уз примену комбинације предходно наведених третмана и унапређених метода третмана, наводњавање, индустријску употребу (процесне и расхладне воде);
5. Класа V - Опис класе одговара лошем еколошком статусу према класификацији датај у правилнику којим се прописују параметри еколошког и хемијског статуса за површинске воде. Површинске воде које припадају овој класи не могу се користити ни у једну сврху (Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање "Sl. glasnik RS", 50/2012).

2.9. Физичко-хемијски параметри воде за производњу слатководних риба

Како је наведено у претходном поглављу, за производњу ципринидних риба, у које спадају рибе које се у највећој мери гаје на нашим топлводним рибњацима, потребна је вода II и III класе квалитета и она је одговарајућа за гајење шарана и пратећих врста. Када је систем гајења шарана у питању неопходно је поменути и физичко-хемијске параметере воде који су оптимални за производњу ове врсте.

Температура воде је веома битна за правилно одвијање хемијских и биолошких процеса у води рибњака. За гајење шарана оптимална температура воде је од 23 °C до 32 °C; а на другој наведеној температури долази до успоравања раста (Ćirković i sar., 2002). Повећањем температуре изнад оптималних граница долази до значајног смањења садржаја кисеоника, што уз присуство повећаног органског оптерећења, затим високе рН вредности и накупљања амонијака, доводи до смањења виталних функција организма (Ćirković, 1986). Повећање температуре воде убрзава процесе разградње органских материја у води, а самим тим и потрошњу расположивог кисеоника. Токсичност амонијака (повећањем учешћа нејонизоване фракције амонијака у укупној количини амонијака) се повећава повећањем температуре (Marković i sar., 2011). У оваквим случајевима неопходно је обавити додатно освежавање воде у рибњачким језерима. Код виших вредности температуре воде у језерима треба смањити количину додатне хране, јер шаран због убрзаног метаболизма не успева да искористи храну у потпуности, и на тај начин несварена храна доспела у воду погоршава квалитет екосистема рибњака. Нагло смањење температуре воде доводи до смањења заинтересованости риба за храном, па је у том случају потребно смањити количину додатне хране како не би дошло до распадања хране у води и додатног загађења воде.

На основу података о прозирности воде која се креће у оптималним границама од 20 до 40 cm добија се груби утисак о количини суспендованих и растворених материја у води. Смањење прозирности воде у шаранским рибњацима указује на прекомерену продукцију алги, односно на појаву воденог цвета. У овим случајевима потребно је предузети одређене агротехничке мере, као што је закречавање воде.

Повећана прозирност воде у рибњаку може указивати на: лошу активност гајене рибе, малу примарну и секундарну продукцију и недостатак природне хране за гајеног шарана. Потребно је што пре извршити преглед здравственог стања рибе, како би се утврдило да није дошло до повећаног морбидитета и морталитета рибе у протеклом периоду.

Промена боје воде је веома често први показатељ да је дошло до промене стања у рибњаку и може бити од велике важности. Боја воде између мрке и зелене је најповољнија, и указује на оптималну активност шарана и оптималну продукцију зелених алги. Присуство модрозелених алги које најчешће условљавају појаву воденог цвета се манифестује модрозеленом бојом воде у рибњаку, где се код изразите појаве модрозелене боје препоручује закречавање воде хидратисаним кречом.

Када је у питању рН вредност, за гајење шарана је оптимално да она буде у распону од 6,8 до 8,5 (*Mazurkiewicz, 2009*). Поред тога, за производњу риба, веома важан фактор је и количина раствореног кисеоника у води. Потребне шарана су релативно ниске када је овај параметар у питању и минимална количина раствореног кисеоника у води је 2 mg/L, а оптимална количина за гајење шарана је у распону од 3 до 5 mg/L (*Mazurkiewicz, 2009*). Потреба за кисеоником код шарана опада са старашћу. Уколико се посматра трогодишњи циклус производње, наведено је да су захтеви двогодишњег шарана 50 - 70% нижи у односу на једногодишњег, а код трогодишњег су 30 - 40% нижи у односу на двогодишњег (*Mazurkiewicz, 2009*).

Хемијска потрошња кисеоника (ХПК) је мера органског оптерећења воде и представља показатељ загађености отпадних вода. ХПК је количина кисеоника потребна да се изврши оксидација свих оксидабилних материја (органских компонената и неорганских соли) хемијским путем. ХПК се најчешће изражава потрошњом O_2 у mg/L. Лабораторијско одређивање ХПК најчешће се врши дихроматном оксидацијом у јако киселом раствору.

Биолошка потрошња кисеоника (БПК₅) је количина кисеоника која је потребна да се изврши биолошка оксидација присутних, биолошки разградљивих, састојака воде. Степен загађености воде органским једињењима дефинисан је поред ХПК и

овим параметром (БПК₅). На вредност БПК₅ значајно утиче температура воде и са порастом температуре воде долази и до пораста брзине потрошње кисеоника (биохемијска оксидација). Претпоставља се да је потребно 5 дана да би се разградио већи део (70%) присутних органских материја, и то при сталној температури воде од 20 °C, што се и узима за јединицу (БПК₅). Прво се одреди количина раствореног кисеоника на почетку инкубационог периода, односно првог дана, а затим се измери количина раствореног кисеоника у узорку након 5 дана инкубације на 20 °C. Разлика између ове две вредности количине раствореног кисеоника у узорку представља вредност БПК₅. БПК₅ вредности не приказују стварну вредност укупног БПК₅, јер биолошка оксидација органских материја захтева доста дуже време од 5 дана. Око 95 – 99% реакција се завршава после 20 дана (Ćirković i sar., 2015a; Ćirković i sar., 2015b).

Присутност биолошки неразградивих материја у отпадној води манифестује се већом вредношћу ХПК у односу на БПК₅. У биолошки неразградиве органске материје спадају: целулоза, угљена прашина, лигнин, танин и већина од низа синтетичких органских једињења. Вредности ХПК су увек веће или једнаке вредностима БПК₅. Однос ХПК/БПК₅ карактеристика је отпадне воде, и у зависности од састава може бити различит и утврђује се лабораторијским поступцима.

Граничне вредности за физичко хемијске параметре на основу којих је извршена подела вода на класе у Уредби о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање ("*Sl. glasnik RS*", 50/2012) приказане су у Табели 2.

Табела 2. Граничне вредности за физичко хемијске параметре и подела вода на класе (Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање ("Sl. Glasnik RS", 50/2012))

Параметар	Јединица мере	Граничне вредности				
		Класа I	Класа II	Класа III	Класа IV	Класа V
Општи						
pH		6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	< 6,5 или < 8,5
Суспендоване материје	mg / L	25	25	-	-	-
Кисеонични режим						
Растворени кисеоник	[mg O ₂ / L]	8,5 или природни ниво	5	5	4	< 4
БПК ₅	[mg O ₂ / L]	2 или природни ниво	-	7	25	> 25
ХПК (бихроматна метода)	[mg O ₂ / L]	10 или природни ниво	15	30	125	> 125
ХПК (перманганатна метода)	[mg O ₂ / L]	5 или природни ниво	10	20	50	> 50
Нутријенти						
Укупан азот	[mg N / L]	1 или природни ниво	2	8	15	> 15
Нитрати	[mg N / L]	1 или природни ниво)	3	6	15	> 15
Нитрити	[mg N / L]	0,01 или природни ниво)	0,03	0,12	0,3	> 0,3
Амонијум јон	[mg N / L]	0,1 или природни ниво	0,2	0,6	1,5	> 1,5
Не-јонизовани амонијак	[mg / L NH ₃]	0,005	0,025	-	-	-
Укупан фосфор ⁽⁷⁾	[mg P / L]	0,05 или природни ниво	0,30	0,4	1	> 1
Ортофосфати	[mg P / L]	0,02 или природни ниво	0,20	0,2	0,5	> 0,5
Салинитет						
Хлориди	[mg / L]	50 (или природни ниво)	100	150	250	> 250

* БПК₅ – биолошка потрошња кисеоника; ХПК – хемијска потрошња кисеоника

2.10. Производња рибе

У Републици Србији производња рибе се углавном одвија у шаранским и мањим делом у пастрмским рибњацима. Производња шаранских риба се најчешће врши у полуинтензивном систему, тренутно на око 80 рибњака. Производња се одвија најчешће у поликултури, при чему је шаран доминантна врста, а врсте риба које се углавном гаје са шараном су амур, бели и сиви толстолобик, као и смуђ и сом (*Ćirković i sar.*, 2012a). Гајење поменутих врста риба у поликултури са шараном значајно доприноси повећању производње на рибњаку. Ово се постиже на тај начин што се природна храна која је доступна у рибњаку много боље искоришћава. Самим тим, за дохрану се могу користити јефтиније компоненте, као што су житарице, а потребе за комплетним смешама за исхрану риба су значајно мање. Такође, производња риба у поликултури значајно утиче на смањење и ефикасну контролу коровских врста риба и побољшава амбијенталне услове у рибњаку.

Укупна производња рибе у Републици Србији је око 15000 тона, при чему је производња шарана заступљена са око 11000 тона (*Marković i sar.*, 2011).

Србија је земља у којој је производња шарана веома заступљена. Са производњом од 1,3 kg шарана по глави становника налази се на трећем месту у свету, иза Републике Чешке и Кине, (*Ljubojević i sar.*, 2014). Важно је напоменути да је месо циприниданих врста риба које се гаје у нашој земљи, укључујући и шарана веома богато незасићеним масним киселинама и као такво веома важно са аспекта здраве исхране (*Ljubojević i sar.*, 2013ab).

Шаран, омнивора врста рибе је погодан за гајење и зато што веома добро искоришћава природну храну која се развија у рибњаку (*Adámek i sar.*, 2003). Поред тога, доста добро подноси различита одсутпања када су амбијентални услови у рибњаку у питању. Када је у питању храна која се користи у производњи шарана, она се веома разликује у различитим деловима света, али и унутар једне земље у зависности од система гајења. Често су у употреби различити споредни производи из пољопривредне производње. За њих је карактеристично да им је цена коштања ниска, као и да су доступни. Користе се различите врсте споредних производа од житарица,

житарице (кукуруз, јечам, пшеница, тритикале и друго), легуминозе (сточни грашак), као и производи индустрије уља (погаче и сачме од соје, сунцокрета, уљане репице). Храна за шарана се не разликује само по врсти, него су и варијације у количини хране која се користи на различитим шаранским рибњацима веома велике. Готове, потпуне смеше које се наменски производе у савременим фабрикама хране за рибе су нашле своје место у исхрани шарана захваљујући интензивирању производње ове рибље врсте. Висок ниво протеинских компоненти, биљног или животињског порекла, је карактеристичан за такве смеше.

За производњу шарана оптималног нутритивног квалитета је веома битна природна храна која се развија у рибњаку. На оптималан развој природне хране значајно утиче добра технологија производње на рибњаку. Уколико се током производње шарану да превелика количина хране, она ће негативно утицати не само на квалитет меса тако произведеног шарана у смислу високог процента масти, него ће негативно утицати и на здравствено стање риба (*Ćirković i sar.*, 2002; *Ćirković i sar.*, 2012b).

2.10.1. Системи гајења шарана

Системи гајења шарана у рибњацима се разликују у зависности од врсте хране која се користи, као и од примењених агротехничких мера у току производње. Тако се у Србији производња шарана врши у екстензивном, полуинтензивном и интензивном систему. Обрада земљишта приликом припреме рибњака, а и у току сезоне гајења риба је значајна са економског аспекта, јер повећање природне продукције у рибњаку смањује потребу за додавањем додатне хране и самим тим појефтињује производњу.

Екстензивни систем гајења уобичајен је на великим површинама које се претварају у рибњаке уз незнатне грађевинске радове и са минималним улагањима. Производња је базирана искључиво на природној храни расположивој у рибњаку. Приноси у оваквој производњи зависе од природног потенцијала рибњака и крећу се до неколико стотина килограма по хектару. Зооплантон, зообентос и детритус су компоненте природне хране за шарана (*Adámek i sar.*, 2003). Карактеристично је да

природна храна има висок садржај незасићених масних киселина (*Domaizon i sar.*, 2000). Како би се поспешила производња природне хране у рибњаку, како у смислу количине, тако и у смислу њеног састава веома је важно спровођење агротехничких мера приликом припреме рибњака и примена добре технологије гајења током целе сезоне.

Полуинтензивни систем производње шарана је доминантан облик производње шарана у свету (97 - 98%). Овај систем карактерише грађење рибњака на земљишту слабије плодности уз реке или каналске системе. Величина објеката се најчешће креће од 50 до 100 ha, а висина воденог стуба од 80 до 120 cm (*Ćirković i sar.*, 2002). Базиран је на комбинацији природне и додатне хране, самим тим и приноси у највећој мери зависе од нивоа развијености природне и врсте и количине додатне хране. Развој природне хране се поспешује применом агротехничких мера (исушивање рибњака током зимског периода, обрада подлоге, ђубрење итд) које омогућују развој планктона и бентоса са којим рибе задовољавају потребе за протеинима, витаминима и минералима. Од додатних хранива најчешће се користе житарице, којима се подмирују енергетске потребе, али последњих година бележи се нагли раст коришћења комплетних смеша за исхрану риба. Житарице су богате угљеним хидратима. Када су у питању незасићене масне киселине њихов проценат у житарицама је занемарљив. Последица наведеног је да висок удео житарица у исхрани шарана утиче на висок садржај олеинске масне киселине уз веома низак ниво високо незасићених масних киселина у месу шарана (*Csengeri*, 1996). Примена пелетираних или екструдираних потпуних смеша које садрже висок проценат протеина и масти у исхрани шарана, при чему се користи и природна храна која је доступна у рибњаку, представља виши ниво полуинтензивног система гајења. Поједини аутори овај начин гајења називају делимично интензивним системом (*Ćirković i sar.*, 2002).

Интензиван систем производње у свету је значајно мање заступљен и чини свега 2 - 3% укупне производње. Прираст шарана у оваквом систему гајења зависи само од употребе потпуних смеша. Природна храна нема утицаја на прираст јер је густина насада веома велика. Редовно одржавање, аерације и освежавање воде су веома важни у оваквом облику производње (*Ćirković i sar.*, 2015b). Поред тога, важна

је и величина рибњака у којима се интензивна производња одвија. Најчешће су у питању мањи рибњаци површина од 1 ha до 5 ha са висином воденог стуба од 1,6 m до 2,2 m (*Ćirković i sar.*, 2002). Уобичајене ихтио-санитарне мере (исушивање објекта, примарна обрада земљишта, скидање земљишта са дна рибњака дебљине 10 cm и дезинфекција) су обавезне и незаменљиве.

Уз свако интензивирање производње неопходно је обезбедити рибу са добрим физиолошким карактеристикама, а првенствено са добрим здравственим стањем. Уколико нису обезбеђени адекватни амбијентални услови за производњу, у погледу припреме рибњака, густине насада, избалансиране исхране, манипулације рибом, измрзавање земљишта током зиме, уситњавања земљишта и дезинфекције долази до појаве различитих обољења, а нарочито оних чији су етиолошки агенси паразити (*Ćirković i Novakov*, 2013; *Ćirković i sar.*, 2013).

2.10.2. Интегрисани системи

Интегрисана производња рибе подразумева гајење рибе, заједно са домаћим животињама или неким другим видом пољопривредне производње. Интегрисани системи доприносе повећању производње и свеобухватном искоришћавању рибарства, пољопривреде и сточарства. Овај тип производње нуди велику ефикасност у коришћењу ресурса, при чему се отпад или споредни производ из једног система ефикасно рециклира. Он такође омогућава ефикасно искоришћење расположивог простора за повећање производње.

Интегрисани систем гајења риба у комбинацији са другим видовима пољопривредне и сточарске производње је јединствен и профитабилан систем који обезбеђује веће приходе фарми, доприноси доступности релативно јефтених извора протеина и других храњивих материја за сеоско становништво и повећава продуктивност на малим газдинствима релативно мале површине. Обим и могућности интегрисане производње су веома велики. Рециклирање отпада са фарме представља важну компоненту интегрисаног система производње рибе, јер побољшава економичност производње и смањује негативан утицај на животну средину.

Ђубрење рибњака стајњаком се примењује хиљадама година у многим деловима света. И данас се у свету сигурно две трећине риба гаји у рибњацима који су ђубрени на тај начин. Распрострањени су и различити интегрисани системи где се у непосредној близини гаје копнене домаће животиње и риба и на тај начин се фецес животиња директно користи за производњу риба, али и отпадне воде из сточарске производње. Системи у којима се отпадна вода користи за пуњење рибњака представљају иновативни и продуктиван начин да се третира и рециклира отпадна вода. У оваквим системима се акватични екосистем који се састоји од предрибњака и рибњака снабдева отпадном водом која је богата са хранљивим материјама. Главни циљ оваквих система је да се изврши претварање растворљивих хранљивих материја у биомасу, углавном рибу. Истовремено, органска једињења се искоришћавају или минерализију, а отпадна вода се пречишћава. Отпадна вода може бити вредан извор хранљивих материја. Она не садржи само азот, фосфор и микронутријенте, него и велике количине угљеника. Када се има у виду стални раст популације на глобалном нивоу, недостатак обрадивог земљишта и воде за пиће, јасно је да је поновно искоришћавање отпадних вода веома важно са аспекта унапређења јавног здравља и квалитета животне средине.

Вода из кланица је такође веома богата хранљивим материјама. Системи у којима се производња у аквакултури одвија уз коришћење отпадне воде имају два циља, а то је да се искористи и третира отпадна вода и да се добије користан производ, односно риба. Досадашња пракса у повезивању рибарске и фармске производње животиња показала је добре резултате како у погледу искоришћавања ресурса у пуној мери тако и смањењу загађења кроз „рециклирање“ отпадних вода са фарми, пре него буду испуштене у рецепијент.

Интегрисани систем производње рибе представља добар модел за одрживу производњу хране и води се одређеним принципима:

- Отпад и споредни производи једног биолошког система служе као хранљиве материје за други биолошки систем.
- Интеграција различитих облика производње повећава разноликост и висину приноса и производа.

- Вода се поново користи кроз биолошку филтрацију и рециркулацију.
- На овај начин се обезбеђује производња здраве хране и побољшава се локална економија (*Driver, 2006*).

Већина произвођача се на рибњацима задовољава оствареним профитом од производње рибе, не размишљајући да рибњак нуди низ других могућности који могу у великој мери повећати приходе. Могућности интегрисања гајења топлокрвних риба са другим воденим или копненим организмима су велике. Такав је пример интегрисане производње са паткама и гускама. Гајењем гусака и патака на рибњаку повећава се принос органских материја на рибњаку и повећава се принос риба, а истовремено се гускама и паткама пружа животна средина која повољно утиче на принос и квалитет перја и јаја. Патке и гуске нису конкурент у исхрани шарану, јер се хране подводном и пливајућом макрофитском вегетацијом. Утичу на повећање органске продукције у рибњаку, а са друге стране је и саме користе, и на тај начин регулишу да не би дошло до њеног претераног раста. Економски резултати који се исказују у овом систему гајења у потпуности оправдавају овако интегрисану производњу.

Пример интегрисаног система је и интегрисани систем гајења риба и свиња. Овај систем интеграције је веома чест у Кини, Тајвану, Вијетнаму, Тајланду, Малезији, Мађарској и у још неким европским земљама. Свиње се углавном хране кухињским отпадом, биљакама из воде и биљним отпатцима. Отпад који произведе 30 - 35 свиња је једнак 1 t амонијум сулфата. Бели јоркшир, хемпшир и ландрас су расе које се најчешће гаје у интеграцији са рибом. Овај систем може да обезбеди око 3000 - 4000 kg/h рибе, 4500 kg свињског меса и око 800 прасади сваке године (*Shashank i sar., 2006*). Сматра се да је 60 до 100 свиња довољно за ђубрење рибњака од једног хектара површине. Оптимална доза свињског стајњака по хектару је процењена на пет тона за период од годину дана. Рибе као што су амур, толстолобик и шаран (у односу 1:2:1) су погодни за интеграцију са свињама.

Предности интегрисане производње су:

1. Очување водних ресурса и биљних култура.
2. Интензивна производња риба као богатог извора протеина.

3. Смањење трошкова у односу на оба система ако би функционисала посебно.
4. Ефикасно коришћење отпада и споредних продуката из различитих грана за производњу рибе, што смањује додатне трошкове за прихрану, као и ђубрење земљишта.
5. Добија се вештачки избалансиран екосистем где нема отпада.
6. Спајањем више различитих облика производње стварају се могућности за нова радна места.
7. Смањују се улагања, а повећава се економска ефикасност.
8. Интегрисаном производњом риба обезбеђује се квалитетно месо риба заједно са другом храном (пилетина, пачетина, говедина, свињетина итд.), млеко, поврће, воће, јаја, житарице, сточна храна и др.
9. Ова пракса има потенцијал да повећа производњу и друштвено-економски статус неразвијеног дела нашег друштва.

Поменуто је да је у склопу месне индустрије могуће успоставити интегрисане системе, који укључују рибњаке у непосредној близини кланице. Адекватно управљање оваквим интегрисаним системима поред праћења уобичајених параметара захтева и посебно управљање ризиком пре свега у делу познавања карактеристика отпадних вода из кланица које се користе и праћење неколико критичних момената:

1. Испуштање биоразградивих органских једињења - може да изазове смањење количине раствореног кисеоника.
2. Макро-нутријенти (N, P) – повећан ниво азота значи и појачано трошење кисеоника, а повећан ниво фосфора може појачати еутрофикацију вода.
3. Агро-индустријске отпадне воде могу да садрже једињења која су директно отровна за водене организме.

Искуства из различитих видова интегрисане производње су показала да врсте рибе (шаран, сиви толстолобик, амур) које си уједно и доминантне врсте риба на нашим рибњацима добро подносе и интегрисану производњу. Доминантан облик националне аквакултуре је полуинтензиван систем гајења шаранских врста, из којег

потиче више од 80 посто од укупне производње риба и у потпуности је компатибилан са основним принципима и циљевима интегрисане производње.

Гајење риба у поликултури у интегрисаном систему производње са коришћењем природне хране која је доступна у рибњаку уз примену избалансиране исхране као резултат може имати високу производњу по јединици површине. Поред тога, нутритивни квалитет овако произведених риба може бити висок. Веома је важно да густина насада риба буде добро испланирана. Важно је правилно изабрати врсте риба које ће се гајити заједно, као и њихов однос.

2.11. Квалитет меса риба

Рибље месо представља вредан извор хранљивих материја који је од великог значаја за разноврсну и здраву исхрану. Оптималан однос протеина, масти, угљених хидрата, минерала и витамина доприноси високој хранљивој вредности рибљег меса (Ćirković *i sar.*, 2011). Оно садржи до 85% воде, 16 до 22% протеина, 1 до 20% масти и 0,8 до 2% минералних материја (Ljubojević *i sar.*, 2013a; 2013b). Количине хранљивих материја у месу риба су веома различите и зависе од више фактора, као што су генетски фактори, врста рибе, старост, начин исхране, пол, годишње доба, температура и рН вредност воде, начин гајења и др. (Ćirković *i sar.*, 2011). Протеини из рибљег меса се одликују повољним аминокиселинским саставом са доста слободних аминокиселина (Buchtová *i sar.*, 2010) и садрже све есенцијалне аминокиселине за људски организам и могу бити једини извор анималних протеина у исхрани (Vladau *i sar.*, 2008). Месо рибе садржи много мање везивног ткива у односу на месо топлокрвних животиња и стога је сварљивије, што погодује одређеним категоријама потрошача (Vladau *i sar.*, 2008). Месо риба садржи незнатне количине угљених хидрата у облику гликогена, те висок проценат воде (60-86%) (Ćirković *i sar.*, 2011), што има и негативан ефекат јер се због тако високог процента воде месо рибе брже квари. У рибљем месу од минералних материја највише има фосфора (170 - 270 mg), затим калцијума (15 - 100 mg %) и магнезијума (20 - 35 mg %) (Stamenković *i Dević*, 2006). Утврђено је да масти риба веома варирају у проценту засићених и незасићених масних киселина и садрже најчешће 15 - 36% засићених масних

киселина и 58 - 85% незасићених масних киселина (*Buchtová i sar.*, 2007; *Ćirković i sar.*, 2012b). Количина масти је такође веома варијабилна, па се рибе на основу садржаја масти могу поделити на посне (< 5% масти), полумасне (5 - 10% масти) и масне (> 10% масти) (*Ljubojević i sar.*, 2013b). Препоручује се да се риба редовно користи у исхрани и то због чињенице да рибље месо представља најзначајнији извор високо незасићених масних киселина, поготово еикозапентатенске и докозахексаенске киселине, које могу бити ефикасно синтетисане само код водених организама, па људи могу унети наведене масне киселине једино тако што ће у исхрани користити месо риба.

Са здравственог аспекта, утврђено је да конзумирање рибљег меса превентивно делује на развој канцера, успорава старење мозга и развој Алцхајмерове болести (*Connor i Connor*, 2010). Такође је утврђен позитиван утицај рибљег меса у исхрани људи на пренатални развој и одржавање функција нервног система, очију и коже (*Allen i Harris*, 2001). Редовно конзумирање рибљег меса утиче и на смањење ризика од болести срца и крвних судова, посебно инфаркта миокарда, артерисклерозе, хипертензије и других обољења кардиоваскуларног система (*Kris-Etherton i sar.*, 2002). Специфична арома, укус и висока сварљивост доприносе свеопштој прихватљивости меса шарана. У свету је познато више од 3000 јела које са могу припремити од меса шарана, што потврђује његов гастрономски квалитет (*Ćirković i sar.*, 2002).

2.12. Микробиолошке опасности у аквакултури и интегрисаном систему производње

Када је у питању рибарска производња, један од проблема је свакако висока цена хране за рибу. Интегрисани системи могу значајно допринети смањивању ових трошкова. Међутим, примена оваквих система има и негативну страну, а то је могућност повећане концентрације патогених и опортунистичких бактерија у рибњаку. Ово свакако представља разлог за забринутост када је у питању јавно здравље. Риба је у директном контакту са микроорганизмима присутним у рибњаку и они могу да продру у рибу посебно уколико је под стресом или борави у

неповољним условима средине. Када се наведене чињенице узму у обзир важно је познавање микрофлоре присутне у рибањацима, посебно ако се узме у обзир то да је микрофлора гајене рибе тесно повезана са микрофлором животне средине риба. Поменуто је да отпадна вода садржи висок ниво органских материја које могу бити идеалан извор хране за рибе, али такође и за развој различитих микроорганизама. Стога, употреба отпадне воде може да постане ризик за здравље људи, али и риба и других акватичних организама због потенцијалног уноса патогених бактерија у водену средину (*Sapkota i sar.*, 2008). Познато је да риба може да буде носилац различитих патогена, па је и здравствени ризик повезан са производима из рибањака који се напајају отпадном водом присутан. *Thi Phong Lan i sar.* (2007) су изразили забринутост везану за микробиолошку безбедност конзумирања меса риба које потичу из рибањака који се снабдевају отпадном водом.

Контрола микробиолошког статуса рибањака, укључујући седимент и воду је веома значајна, ако се има у виду да исти утиче на микробиолошки квалитет рибе. Пошто се довођењем третиране отпадне воде из кланице може изазвати и низ промена у екосистему рибањака, може доћи и до тога да услед оптерећености органском материјом дође до развоја непожељних микроорганизама, па тако и патогена, што даље доводи до тога да рибањак постаје средина која није повољна за живот. Све ово може резултирати повећањем инциденце различитих болести код риба, па и угинућа риба. Поставља се и питање колико је риба која се гаји у средини која није микробиолошки исправна, безбедна за исхрану људи. Рибу из узгоја не можемо посматрати одвојено од рибањака и они се морају сагледати као једна целина. Контрола микробиолошког квалитета воде у рибањаку из интегрисаног система производње је од изузетног значаја, ако узмемо у обзир да би у овом случају микробиолошки ризик био већи у односу на воду из рибањака из конвенционалне производње. Циљ контроле воде је да се утврди присуство индикатора фекалног загађења и да се процени потенцијални ризик као последице конзумације шарана из интегрисаног система производње. Бактерије које су повезане са рибањацима се деле у две групе. У првој су бактерије које су природно присутне у рибањачкој средини и ту спадају: *Aeromonas hydrophila*, *Clostridium botulinum*, *Vibrio cholerae*, *Listeria*

monocytogenes. У другој групи су бактерије које су неспецифичне за рибу и које су индикатори фекалне контаминације и као такве су веома значајне са аспекта јавног здравља и ту се убрајају: *Salmonella*, *Shigella*, *Escherichia coli*, *Campylobacter*, *Yersinia* (Ljubojević i sar., 2016). Извори за ове бактерије у рибњаку су најчешће отпадне воде, стајњак који се користи приликом агротехничких мера за побољшање продукције у рибњаку, контаминирана храна, загађења околне средине и друго. Velebit i sar. (2015) су извршили испитивање микробиолошког статуса екосистема пастрмског рибњака који се напајао изворском водом у пролеће, касну јесен и током зиме. Укупан број бактерија је показао тренд опадања са опадањем спољашње температуре, па је на пролеће био 3,97 log CFU/g, у јесен 3,01 log CFU/g и у зиму 2,43 log CFU/g. Утврдили су да су и вредности укупног броја колиформа и интестиналних ентерокока у води из рибњака опадале са опадањем температуре воде. Утврдили су и да је доминантна врста код укупних колиформа *E.coli* (74%), а код интестиналних ентерокока *Enterobacter* spp. Приликом испитивања муља изоловали су *E. coli*, *Clostridium* spp., и *Yersinia* spp., при чему нису утврдили варијације везане за годишње доба. Установили су да је микробиолошки квалитет хране за пастрмку био уједначен и да се укупан број бактерија кретао до 10^6 CFU/g, нису изоловани патогени микроорганизми, осим у два случаја када су изоловани *Clostridium* spp. у количини од 350 CFU/g, односно 480 CFU/g.

Са интензивирањем производње риба долази и до повећаног оптерећења воде нутријентима као последице веће количине додате хране за рибе. Такво високо оптерећење воде нутријентима може бити директно кроз храну или индиректно кроз различите начине фертилизације рибњака. Мора се имати у виду да екосистем рибњака има ограничен капацитет за рециклирање органских материја. Граничне вредности за микробиолошке параметре на основу којих је извршена подела вода на класе у Уредби о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање ("Sl. glasnik RS", 50/2012) приказане су у Табели 3.

Табела 3. Граничне вредности микробиолошких параметара у површинским водама и подела вода на класе (Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достигање ("Sl. glasnik RS", 50/2012))

Параметар	Граничне вредности					
	Јединица мере	Класа I	Класа II	Класа III	Класа IV	Класа V
Микробиолошки параметри						
Фекални колиформи	CFU/100mL	100	1000	10000	100000	>100000
Укупни колиформи	CFU/100mL	500	10000	100000	1000000	>1000000
Цревне ентерококе	CFU/100mL	200	400	4000	40000	>40000
Број аеробних хетеротрофа (метода Kohl)	CFU/100mL	500	10000	100000	750000	>750000

2.13. Хемијски контаминенти у аквакултури и интегрисаном систему производње

Акумулација хемијских резидуа у различитим органима риба је под утицајем више фактора, међу којима су концентрација резидуа у води, старост рибе, као и количина масти у организму (*Bordajandi i sar.*, 2006). Директан трансфер загађивача је најчешћи из околине у седимент рибњака, а затим из седимента у воду и у рибе и друге организме који живе у рибњаку (*Zoumis i sar.*, 2001). Наведена чињеница указује на то да загађеност екосистема рибњака, односно седимента и воде утиче на загађеност меса риба и на безбедност истог. Уколико контаминенти из окружења доспеју у рибњак, онда је вероватно да ће доћи до њихове мобилизације у органе и у месо риба (*Balter i Lecuyer*, 2010). Утврђивањем количине загађивача у риби може се индиректно утврдити и количина загађивача у екосистему одакле она потче, односно риба представља добар биоиндикатор контаминације животне средине.

У интегрисаном систему рибарске производње такође може доћи до појаве повећаног присуства различитих резидуа, које у рибњак, па последично и у рибу могу dospети како из непосредног окружења, тако могу бити пореклом из кланице и у

рибњак доћи са водом којом се исти снабдева. Хемијски контаминенти који се најчешће испитују у животној средини и у храни су: органохлорни пестициди, радиоактивни елементи, антибиотици, тешки метали и металоиди. Свакако да је у интегрисаном систему производње неопходно извршити и процену безбедности овако произведеног шарана за исхрану људи.

2.13.1. Органохлорни пестициди

Органохлорни пестициди се користе широм света у пољопривреди. Неадекватно коришћење и непрописно складиштење, чињеница да су лако растворљиви, као и да се таложе у мастима доприносе да се пестициди лако и брзо шире у животној средини (*Smith i Gangolli, 2002*). Тако доспевају и у рибњаке, а затим се таложе у месо риба (*Cole i sar., 2009*). Конзумација риба које су контаминирани органохлорним пестицидима може довести до тровања потрошача. Они су убиквитарни, перзистентни, потенцијално токсични и у високом степену биоаккумулативни у животној средини. Органохлорни пестициди су слабо испарљиви, растварају се и лако се депонују у мастима. Њихова способност акумулације и биомагнификације у ланцу исхране је веома велика. Изазивају низ здравствених проблема код људи, укључујући различите облике канцера, репродуктивне проблеме, имунолошке проблеме и друго (*Jepson i sar., 2005; Ylitalo i sar., 2005*). Веома је важно разумети природу, биоаккумулацију и дистрибуцију пестицида у екосистему рибњака као и механизме контаминације у циљу да се контролишу и превенирају потенцијални случајеви тровања који би били повезани са конзумацијом рибе. Захваљујући чињеници да је степен њихове растворљивости у мастима висок органохлорни пестициди су показали тенденцију према акумулацији у масним ткивима рибе (*Eqani i sar., 2013*). Органохлорни пестициди уколико су присутни у седименту могу се пренети у воду, а затим и у рибу и на тај начин ући у ланац хране (*Van der Oost i sar., 2003; Hu i sar., 2010*). Према запажањима до којих су дошли *Cao i sar. (2007)* органохлорни пестициди могу остати у земљишту годинама. Риба из неког екосистема може на индиректан начин бити биоиндикатор загађености екосистема из којег потиче (*Janković i sar., 2011*). Према WHO (2018) неки “старији” пестициди који

су релативно јефтини укључујући дихлородифенилтрихлороетан (ДДТ) и линдан могу опстати у земљишту и у води годинама. Ови пестициди су званично забрањени за употребу у пољопривреди у развијеним земљама, али се и даље користе у многим земљама у развоју. Упркос чињеници да је изведено доста испитивања у циљу да се утврди ниво органохлорних пестицида у шарану широм света, укључујући Републику Чешку (*Svobodova i sar.*, 2003), Хрватску (*Herceg Romanić i sar.*, 2018), Кину (*Hu i sar.*, 2010) и Аргентину (*Ondarza i sar.*, 2010) нема расположивих информација о присуству пестицида у риби која је гајена у рибњацима у које се испуштају пречишћене отпадне воде пореклом из индустрије за производњу хране.

Граничне вредности за оцену квалитета седимента према Уредби о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање ("*Sl. glasnik RS*", 50/2012) када је у питању концентрација органохлорних пестицида су приказане у Табели 4.

Табела 4. Граничне вредности за оцену статуса и тренда квалитета седимента (Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање ("*Sl. glasnik RS*", 50/2012))

Параметар	Јединица мере	Циљна вредност	МДК	Ремедијациона вредност
ДДТ укупни (DDD+DDE+DDT)	µg/kg	10	-	4000
Алдрин	µg/kg	0,06	6	
Диелдрин	µg/kg	0,5	450	
Ендрин	µg/kg	0,04	40	
α-НСН	µg/kg	3	20	
β-НСН	µg/kg	9	20	
линдан	µg/kg	0,05	20	
НСН укупни	µg/kg	10	-	2000
Алфа-ендосулфан	µg/kg	0,01	1	4000
Хептахлор	µg/kg	0,7	68	4000
Хептахлор-епоксид	µg/kg	0,0002	0,002	4000

*МДК – максимално дозвољена количина

2.13.2. Радиоактивност

На територији Републике Србије не постоји нуклеарна електрана, али треба имати у виду да у земљама у окружењу постоји чак 15 нуклеарних електрана, тако да опасност од евентуалне контаминације свакако постоји. Нуклеарна катастрофа која се не тако давно догодила у Јапану (*Ueda i sar.*, 2013) поново је вратила у жижу интересовања јавности питање о оправданости коришћења овог вида енергије. Правилником о границама садржаја радионуклида у води за пиће, животним намирницама, сточној храни, лековима, предметима опште употребе, грађевинском материјалу и другој роби која се ставља у промет ("*Sl. glasnik RS*", 36/2018) су прописане границе садржаја радионуклида у води за пиће, животним намирницама, сточној храни, лековима, предметима опште употребе, грађевинском материјалу и другој роби која се ставља у промет. Правилником о мониторингу радиоактивности ("*Sl. glasnik RS*", 97/2011) су уређени начин и услови систематског испитивања радиоактивности у животној средини и у животној средини у околини нуклеарног објекта. Веома је мало литературних података о присуству радионуклида у екосистему рибњака и риби. *Mihaljev i sar.* (2017) су извршили испитивање концентрације радионуклида у узорцима који су сакупљени са три локалитета реке Дунав, два рибњачка локалитета и једног фрушкогорског језера, при чему су испитали шест врста риба (сом, смуђ, штука, шаран, толстолобик и амур). Према резултатима наведених аутора присуство природног радионуклида К-40 је утврђено и његова активност се кретала у интервалу од 118 до 190 Вq/kg, док је активност Cs-137 у већини узорака била испод границе детекције коришћене методе, док је у узорцима грабљивица, сома и штуке које су биле пореклом из реке Дунав утврђена мерљива активност Cs-137 у интервалу од 1 до 5 Вq/kg.

Познато је да је Cs-137 вештачки радионуклид, који настаје фисијом. Није постојао у природи пре почетка нуклеарних проби и несрећа на нуклеарним постројењима. Његова концентрација у европским земљама је порасла након нуклеарне катастрофе у Чернобилу 1986. године (*Curini i sar.*, 1995). У истраживању које су спровели *Janković-Mandić i sar.* (2014) утврђено је присуство Cs-137 у свим

узорцима необрадивог земљишта са територије града Београда. Уочене су велике варијације специфичне активности овог радионуклида, као јачине дозе која потиче од њега, што је приписано просторним разликама у физичкохемијским и биолошким особинама земљишта, типу земљишта и биљном покривачу. Контаминација животне средине радионуклидима представља значајан проблем савременог друштва. Несумњиво је да је познавање концентрације активности радионуклида, као и њихове дистрибуције значајно за процену ризика од зрачења за популацију од излагања врстама зрачења које емитују.

2.13.3. Антибиотици

Антибиотици су нашли широку примену у сточарској производњи и користе се у лечењу болести, али се и даље злоупотребљавају у сврху превенције болести, али и као промотери раста. Ниже дозе антибиотика, а посебно оних из групе тетрациклина се често користе као промотери раста у производњи домаћих животиња (*Evans i sar.*, 2003). Постоји опасност да се резидуе антибиотика нађу у животној средини рибњака, седименту и води и да се последично акумулирају и у ткива риба. У оквиру интегрисаног система антибиотици, њихове резидуе и бактерије резистентне на антибиотике могу ући у рибњак заједно са стајњаком или преко хране за рибе и представљају потенцијални извор бактерија резистентних на антибиотике. Резултати до којих су дошли *Koeypudsa i sar.* (2005) у контролисаним условима су показали потенцијал акумулације резидуа хлоротетрациклина у риби и њиховој животној средини када се за фертилизацију рибњака користило ђубриво пореклом од пилића које је садржало хлоротетрациклин. Тетрациклин се дистрибуира у ткивима и може се наћи у високим концентрацијама у екскреторним органима, као и у јетри и жучи, а елиминише се из тела реналном екскрецијом при чему не мења своју хемијску структуру (*Al-Ghamdi i sar.*, 2000). Амбијентални услови рибњака, као што су прозачност, квалитет воде и квалитет земљишта, тј. дна рибњака могу утицати на концентрацију резидуа антибиотика у води из рибњака (*Doi i Stoskopf*, 2000). Температура воде, као и рН вредност утичу на брзину елиминације антибиотика из ткива риба. *Rigos i sar.* (2002) су доказали да се антибиотици брже елиминишу из

ткива риба ако је температура воде већа. Не сме се занемарити ни опасност од ширења антибиотске резистенције у интегрисаним системима производње. Према резултатима до којих су дошли *Petersen i sar.* (2002) интегрисани системи производње могу допринети развоју микроорганизама резистентних на антибиотике у животној средини рибњака. Овоме доприноси селективни притисак антибиотика у рибњаку и/или унос резистентних микроорганизама из стајњака у рибњак. Исти аутори су установили појаву резистенције на хлорамфеникол, ципрофлоксацин, еритромицин, гентамицин, окситетрацилин, триметоприм, сулфаметоксазол и стрептомицин у индикатор микроорганизама изолованим из седимента рибњака из различитих интегрисаних система производње. До данас нема података везаних за присуство резидуа антибиотика у интегрисаном систему у којем се риба гаји у отпадној води пореклом из кланице, али свакако да постоји опасност да се резидуе антибиотика из кланичног отпада нађу у седименту рибњака, води и у рибама које се гаје у оваквом систему.

2.13.4. Тешки метали и металоиди

Тешки метали и металоиди (олово, кадмијум, жива, арсен, цинк, бакар, никл, калај) заузимају посебно место међу контаминентима животне средине. Њихов садржај у месу рибе је законски дефинисан како би се обезбедило да риба која долази до потрошача буде безбедна за њихову исхрану. Тешки метали у храну доспевају из животне средине у којој се она производи. Граничне вредности су прописане и за концентрацију тешких метала у животној средини, односно у води (Табела 5) и седименту (Табела 6).

Граничне вредности за концентрацију тешких метала и металоида на основу којих је извршена подела вода на класе у Уредби о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање ("*Sl. glasnik RS*", 50/2012) дате су у Табели 5.

Табела 5. Граничне вредности за концентрацију тешких метала и металоида у површинским водама и подела вода на класе (Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање ("Sl. glasnik RS", 50/2012))

Параметар	Јединица мере	Граничне вредности				
		Класа I	Класа II	Класа III	Класа IV	Класа V
Метали						
Арсен	[µg / L]	< 5 (или природни ниво)	10	50	100	> 100
Бор	[µg / L]	300 (или природни ниво)	1000	1000	2500	> 2500
Бакар	[µg / L]	5 (T=10) 22 (T=50) 40 (T=100) 112 (T=300)	5 (T=10) 22 (T=50) 40 (T=100) 112 (T=300)	500	1000	> 1000
Цинк	[µg / L]	30 (T=10) 200 (T=50) 300 (T=100) 500 (T=500)	300 (T=10) 700 (T=50) 1000 (T=100) 2000 (T=500)	2000	5000	> 5000
Хром (укупни)	[µg / L]	25 (или природни ниво)	50	100	250	> 250
Гвожђе (укупно)	[µg / L]	200	500	1000	2000	> 2000
Манган (укупни)	[µg / L]	50	100	300	1000	> 1000

T – тврдоћа воде (mg / L CaCO₃)

Граничне вредности за оцену квалитета седимента према Уредби о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање (*"Sl. glasnik RS"*, 50/2012) када су у питању тешки метали и металоиди су приказане у Табели 5.

Табела 6. Граничне вредности за оцену статуса и тренда квалитета седимента (Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање (*"Sl. glasnik RS"*, 50/2012))

Параметар	Јединица мере	Циљна вредност	МДК	Ремедијациона вредност
Арсен (As)	mg/kg	29	42	55
Кадмијум (Cd)	mg/kg	0,8	6,4	12
Бакар (Cu)	mg/kg	36	110	190
Жива (Hg)	mg/kg	0,3	1,6	10
Олово (Pb)	mg/kg	85	310	530
Цинк (Zn)	mg/kg	140	430	720

*МДК – максимално дозвољена количина

У токсичне метале се убрајају они који нису неопходни за живе организме и имају искључиво токсично дејство на живе организме и ту спадају: олово, жива, кадмијум, арсен, талијум, а постоје и метали који су неопходни за живе организме и у ову групу спадају: цинк, гвожђе, бакар молибден, манган, кобалт и селен (*Rajeshkumar i Li, 2018*), али када су присутни у великим концентрацијама могу испољити токсичне ефекте. Важно је и напоменути и да дуготрајна изложеност ниским концентрацијама тешких метала може имати штетних ефеката на живе организме. Термин „тешки метали“ се најчешће користи, иако је широко дефинисан и непрецизан. Њихово присуство у води изнад прописаних концентрација директно утиче на биљке, животиње и људе. Како су нежељени ефекти тешких метала најчешће кумулативни, а веома ретко тренутни, неопходан је континуирани мониторинг ових полутаната како у акватичним организмима, тако и у акватичној

средини, тј. води и седименту. Поред тога, већина тешких метала има инхибиторно деловање на ензими и ензимске системе који су од виталног значаја за живе организме, тако да њихово повећано присуство свакако може имати трајне последице по живи организам. Антропогени утицај на појаву тешких метала у животној средини је веома велики, а најзначајнији антропогени извор тешких метала у воденом екосистему су отпадне воде које се без претходног третмана, непречишћене испуштају у водотокове (*Yi i sar.*, 2011). Све је већа забринутост јавности везана за присуство тешких метала у риби и у производима од рибе, што свакако угрожава репутацију рибе као водеће намирнице када је здрава исхрана у питању. На опасности од тровања тешким металима путем конзумације водених организама је почела да се обраћа пажње након случаја када је у Минимата заливу у Јапану дошло до индустријског загађења живом, а последично и до тровања људи након конзумације контаминираних рибе која је изловљена из залива (Минимата синдром) (*Harada*, 1995). Након овог догађаја, уследило је и тровање људи рибом која је била контаминирана кадмијумом (Итаи-итаи болест) (*Inaba i sar.*, 2005). Олово је токсични метал који је присутан свуда у околини. Познато је да су олово и његова једињења изузетно токсични и да лако улазе у организам инхалацијом, ингестијом и преко коже, тако да дневни унос не би требао бити већи од 100 - 429 μg . Олово представља системски токсичан елемент и делује токсично на различита ткива. Вишак олова доводи до тровања које се манифестује анемијом, повраћањем, инапетенцом, оштећењем јетре, мозга и бубрега, главобољом, па чак и комом. Хронично излагање људи олову доводи до менталне ретардације, алергија, мишићне слабости, оштећења бубрега, оштећења код новорођенчади (*Wani i sar.*, 2015). Кадмијум је елемент који се ретко јавља у природи. Карактеристично за кадмијум је да се не налази у организму новорођенчади него се акумулира у току живота. Веома је токсичан елемент са негативним дејством на репродуктивни, уринарни, дисајни тракт, као и локомоторни систем (*Marettová i sar.*, 2015). Препоручено је да дневни унос кадмијума буде у опсегу 10 - 60 μg . Вишак кадмијума може проузроковати дијареју, повраћање, заостајање и деформације у расту, оштећења бубрега, анемију, хипертензију, рак простате и плућа, високу телесну температуру, вртоглавицу,

главобољу. Присуство живе у рибама представља велику потенцијалну опасност за оне који конзумирају месо таквих риба. Метил-жива је одговорна за директна дифузна оштећења соматосензитивног кортекса мозга што се преко плаценте преноси на фетус (*dos Santos i sar.*, 2016). Препоручени дневни унос за живу за људе је до 300 μg . Жива испољава токсичне ефекте на физиолошки и нервни систем код човека. Има канцерогено и мутагено дејство. Након апсорпције која је брза, жива се складишти у јетри, бубрезима, слезини и костима. Вишак живе може довести до тровања које се манифестује дијарејом, повраћањем, боловима у абдомену, вртоглавицом, неуролошким поремећајима и другим. Арсен је металоид који улази у састав земљине коре и воде. У природи се налази у различитим облицима. У рибама се углавном налази у органској форми (*Storelli i Marcotrigiano*, 2000) која је мање отровна у односу на неорганске форме арсена. Физиолошка улога арсена у људском организму још увек није у потпуности разјашњена. Познато је да се он налази у организму људи у врло ниским концентрацијама. Установљено је да има токсичне ефекте, при чему је неоргански арсен токсичнији од органског. Приписује му се мутагено и канцерогено деловање (*Borak i Hosgood*, 2007).

Гвожђе представља веома заступљен елемент у природи. Концентрација гвожђа у слаткој води се креће у распону 40 - 1500 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Препоручени унос гвожђа путем хране је од 50 до 400 μg на дневном нивоу (*Kashian i Fathivand*, 2015). Недостатак гвожђа у исхрани води ка инфекцијама, анемији, бледилу, анорексији. Са друге стране, вишак гвожђа доводи до оштећења јетре, срца, панкреаса и изазива хипогликемију, повраћање, дијареју, рак јетре, цијанозу (*Zimmermann i sar.*, 2011). Цинк је релативно широко распрострањен елемент у природи. Есенцијалан је за живот живих организама. Препоручени дневни унос цинка је 100 – 200 μg . Недостатак цинка доводи до споријег физичког развоја, губитка чула додира и мириса, губитка апетита, смањене могућности зарастања рана. Вишак цинка доводи до појаве грчева, панкреатитиса, вртоглавице, дерматитиса, парализе. Бакар је елемент који је распрострањен у животној средини. Препоручени дневни унос за људе је у распону од 150 до 600 μg . Недостатак бакра у организму доводи до анемије, нефрозе и депигментације, док вишак бакра доводи до вртоглавице, дијареје, хемолитичке

анемије, неуролошке и бубрежне дисфункције, хипертензије и дерматитиса (*Kashian i Fathivand*, 2015). Бакар је микроелеменат који је неопходан за правилно функционисање организма и учествује у метаболичким процесима у организму (*Bost i sar.*, 2016). Као и у случају других микроелемената, његова токсичност представља проблем само уколико је присутан у великим концентрацијама.

Садрај тешких метала у ткивима рибе се посматра са два аспекта, и то еколошког и са аспекта безбедности рибе као хране. Када се узима у обзир хигијенско безбедносни аспект тада се углавном разматра садржај тешких метала у месу и у већини земаља је садржај токсичних метала законски дефинисан. На основу садржаја тешких метала у јестивом ткиву риба врши се процена безбедности меса рибе, тј. задовољење услова који су прописани правилником.

Правилником о максималним концентрацијама одређених контаминената у храни ("*Sl. glasnik RS*", 81/2019) (Прилог 1) су прописане максималне дозвољене количине (МДК) тешких метала и металоида у месу риба, а прописане вредности су приказане у Табели 7.

Табела 7. Максимално дозвољене количине остатака метала и неметала у риби (Правилник о максималним концентрацијама одређених контаминената у храни ("*Sl. glasnik RS*", 81/2019))

Тачка	Производ	МДК (mg/kg влажне масе)
3.1 Олово		
3.1.4	Месо риба	0,30
3.2 Кадмијум		
3.2.12	Месо риба	0,050
3.3 Жива		
3.3.1	Производи рибарства и месо риба	0,50

*МДК – максимално дозвољена количина

Биоаккумуляција метала у ткива риба се одиграва на тај начин што се они из околне средине депонују у органе риба (*Jeffrey i sar.*, 2006). Истраживање *Dinović i sar.* (2010) је показало да је депоновање токсичних елемената у органе риба под утицајем њихове концентрације у седименту и у води као и дужине експозиције. Поред тога, *Peris i sar.* (2007) наводе да на акумулацију метала утичу и бројни други фактори као што су температура воде, рН вредност и тврдоћа воде. Резултати које су објавили *Dinović i sar.* (2010) су показали да је количина тешких метала у седименту, води и риби који су узорковани на рибњаку РГ “Ечка“, на којем је производња одиграва у полуинтензивном систему, била у границама које су задовољавале тада важеће прописе Републике Србије, као и Европске уније (Commission Regulation (EC) 1881/2006) о максимално дозвољеним количинама контаминената. Истраживања која су спроведена на риби из слободног излова су показала да је количина тешких метала била већа од дозвољених (*Trbović i sar.*, 2011; *Dorđević i sar.*, 2013). Пошто су рибњаци углавном удаљени од великих загађивача и великих градова, постоје очекивања да ће риба произведена у аквакултури садржати значајно мање резидуа свих хемијских контаминената, укључујући и тешке метале у односу на рибу из слободног излова. Резултати истраживања у појединим деловима света (*Minh i sar.*, 2006; *Pinto i sar.*, 2008) су показали да концентрација загађивача може понекад бити већа у риби из узгоја у поређењу са оном из слободног излова. Да би се обезбедило снабдевање квалитетним и безбедним месом риба, потребно је спроводити континуирани мониторинг на свим рибњацима, укључујући и оне који су у склопу интегрисаних система производње.

2.14. Здравствено стање риба у интегрисаном систему производње

Присуство различитих штетних материја у отпадним водама, пре свега биоразградивих органских компоненти, представља посебан ризик у интегрисаним системима и захтева континуирани мониторинг квалитета воде и здравственог стања риба. У оваквим системима често долази до повећања органског оптерећења воде и интензивирања процеса који доводе до смањења нивоа раствореног кисеоника. Низак ниво кисеоника до којег је дошло услед разлагања органских материја уз већу потрошњу кисеоника током ноћи због активности фитопланктона и повећано присуство амонијака представља најчешћи узрок угинућа риба. Системом праћења здравља риба треба да се осигура рано откривање поремећаја здравља риба и присутност узрочника болести. Да би ова праћења била ефикасна треба их прилагодити специфичностима сваког система и објекта за гајење, као и специфичностима здравствених проблема појединих гајених врста риба. Најважнији моменат у дијагностиковању болести риба јесте организовано и систематско праћење здравственог стања риба. Само на тај начин могуће је да се на време установи појава болести и благовремено одреде терапијске и остале неопходне мере (*Ćirković i Novakov, 2013*). За успешну контролу здравственог стања риба треба да се прати њено здравствено стање, врши дијагностика болести и да се прати квалитет воде, уз правовремено спровођење ихтио-санитарних мера на рибњаку. Праћење здравственог стања риба пре свега подразумева преглед површине тела (присуство видљивих промена или повреда на кожи), затим преглед шкрга (промена боје, присуство промена на шкргама, појава некрозе) и преглед унутрашњих органа гајених риба.

Болести риба су од почетка гајења риба представљале озбиљан проблем за ову грану пољопривредне производње. Последњих година преласком на интензивне методе гајења, где је густина насада повећана, болести риба су постале много шира и сложенија дисциплина. Штете које наносе болести, нарочито вирусне етиологије, мада се не могу занемарити ни болести изазване бактеријама и паразитима значајно успоравају развој рибарства и онемогућавају његов прелаз на интензивне облике модерне аквакултуре (*Ćirković i sar., 2013*).

Ветеринарска инспекција спроводи обавезне инспекцијске прегледе објеката за производњу рибе и дијагностичка испитивања за утврђивање присуства узрочника заразних болести, чије сузбијање уређује закон. Време и начин узорковања су прописани Правилником о програму мера здравствене заштите животиња за 2019 годину (*"Sl. glasnik RS"*, 12/2019).

3. ЦИЉ И ЗАДАЦИ ИСТРАЖИВАЊА

3.1. Циљ истраживања

Циљ истраживања спроведеног у оквиру ове докторске дисертације је испитивање утицаја коришћења отпадних вода из кланице на здравље шарана и добијање меса шарана безбедног за исхрану људи.

3.2. Задаци истраживања

За остваривање наведеног циља истраживања постављени су следећи задаци:

1. Изградња система за пречишћавање као дела комплекса кланичне индустрије.
2. Испитивање ефикасности рада пречистача анализом хемијских параметара воде у различитим фазама пречишћавања воде.
3. Изградња предрибњака, рибњака и осталих делова рибњачког система.
4. Насађивање једногодишњих шаранских младунаца добре кондиције и здравственог стања у рибњак који се пуни пречишћеном водом из кланице уз додатак бунарске воде.
5. Производња риба у оптималним амбијенталним условима уз исхрану избалансираним оброцима.
6. Утврђивање производних параметара, пре свега приноса шарана, као и квалитета меса произведене рибе, што би послужило као модел за изградњу већег броја рибњака у склопу кланица.
7. Праћење микробиолошког стања екосистема (воде у рибњаку и седимента) за гајење шарана и сагледавање евентуалног утицаја микробиолошког стања екосистема на микробиолошки статус риба и финалног производа, меса риба.
8. Праћење присуства резидуа органохлорних пестицида, радиоактивних елемената, антибиотика, тешких метала и металоида у седименту, води и риби, као и

процена безбедности овако произведеног шарана за исхрану људи, односно усклађености добијених резултата са националним прописом и прописима Европске уније.

9. Праћење здравственог стања риба. Праћење кондиције и здравственог стања рибе током производног циклуса дијагностичким испитивањем појаве узрочника вирусне, бактеријске и паразитске етиологије.

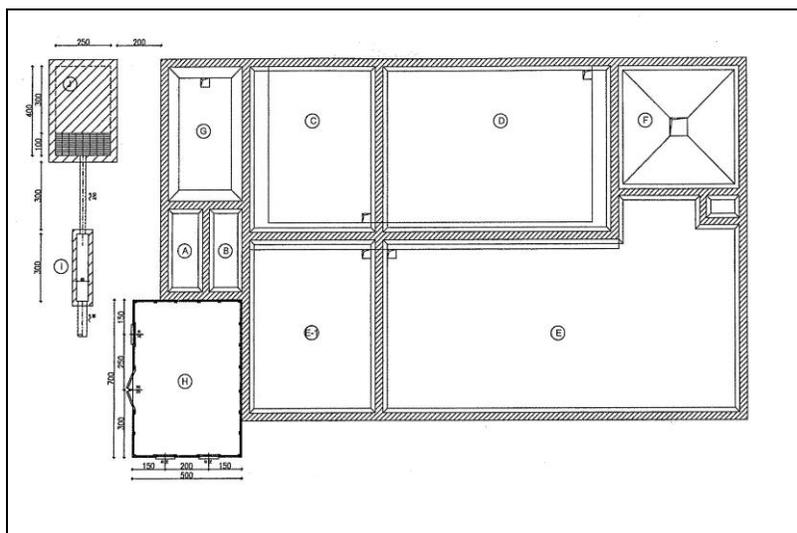
4. МАТЕРИЈАЛ И МЕТОДЕ

4.1. Изградња система за пречишћавање отпадне воде из кланице

Изградња система за пречишћавање отпадне воде спроведена је током 2015. годне у оквиру Индустрије меса „Ђурђевић“ у Пећинцима. Коришћена технологија за пречишћавање састоји се од континуираног система, биолошког типа са активним муљем, са претходним одвајањем грубих нечистоћа и одвајањем масти.

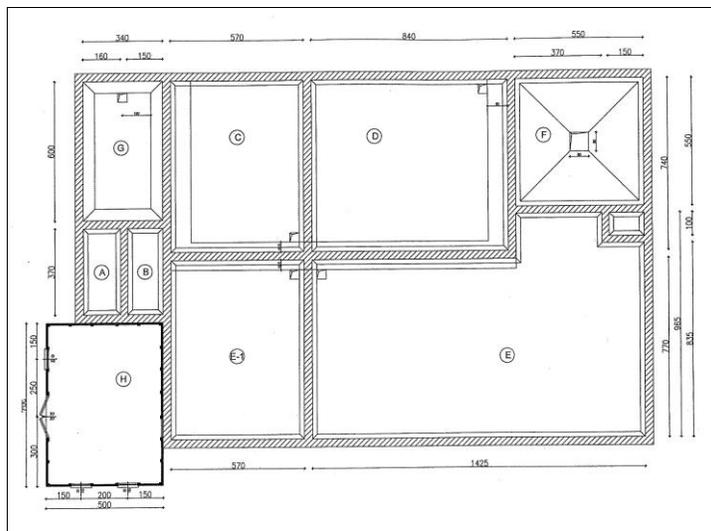
Систем за пречишћавање отпадних вода се састоји од пумпне станице и базена. Објекат је крајних димензија 25,50 x 16,15 m, који у свом саставу садржи:

1. базен за акумулацију,
2. базен за одвајање масти,
3. базен за денитрификацију,
4. базен за егализацију,
5. базен за биолошку оксидацију (Слика 2 и Слика 3).



Слика 2. Шема система за пречишћавање са делом за механичко одвајање нечистоћа – ИМ Ђурђевић – Произвођача DALMON SRL Италија. (А-долазна када, В-када за флотацију, С-када за денитрификацију, D-када за изједначавање, Е-биолошка

оксидација, Е1-биолошка оксидација-појачана, F-седиментатор, G-када за муљ, H-технички локал, I-решетка са каналом, J-када за подизање)



Слика 3. Шема система за пречишћавање – ИМ Ђурђевић – Произвођач DALMON SRL Италија. (А-долазна када, В-када за флотацију, С-када за денитрификацију, D-када за изједначавање, Е-биолошка оксидација, Е1-биолошка оксидација-појачана, F-седиментатор, G-када за муљ, H-технички локал)

Процес пречишћавања отпадне воде у наведеном систему се одвија у следећим фазама:

1. фаза: физичко одвајање чврстог материјала приликом проласака кроз спиралну пресу која је уграђена у канал (Слика 4), где долази од сакупљања филтрата и његовог згушњавања;
2. фаза: потискивање течности;
3. фаза: полуаутоматска гравитациона флотација која се одвија у базену одговарајућих димензија које омогућавају одвајање масти са уклањањем флотационог муља;
4. фаза: денитрификација;
5. фаза: егализација/преоксидација
6. фаза: поновно избацивање егализованог одливка урањајућом електропумпом;
7. фаза: регулисање протока у базену за биолошку оксидацију;

8. фаза: биолошка оксидација и нитрификација са аерацијом микромехурићима на дну базена и уклањање амонијачног азота у средини без раствореног кисеоника;
9. фаза: финална седиментација са статичким одвајањем муља од пречишћене воде, повраћајем активног муља у фази оксидације и егализације и одлагањем вишка муља. Вишак муља се или одводи да депонију или се користи за потребе фертилизације земљишта у пољопривреди у случају да то предвиђа и одобрава орган надлежан за ту област;
10. фаза: завршна дезинфекција пречишћених вода дозом раствора за дезинфекцију (натријум хипохлорид);
11. фаза: потискивање пречишћене воде до станице за аутоматску завршну филтрацију на подлози од кварцног песка;
12. фаза: избацивање пречишћене воде у предрибњак где се обавља додатна аерација уз помоћ више аератора, пре упуштања у ребњак.



Слика 4. Спирална преса за механичко пречишћавање отпадне воде

Пречишћавање отпадне воде почиње одвајањем чврстих нечистоћа проласком воде кроз решетку која је смештена у каналу са уређајем за згрушавање и исушивање чврстог материјала. Отвор рупа сита на решетци је 5 mm, нагиб сита је 45°. Од додатних прикључака постоји систем за прање зоне за згрушавање. После

механичког одвајања нечистоћа вода прелази у пријемни базен за акумулацију запремине 24 m^3 . Фаза одвајања масти, која је битна за квалитет воде која се пречишћава, као и за даље пречишћавање воде, врши се гравитационом флотацијом која се одвија у базену где се уклањање муља врши ручно. Правоугаони базен запремине 24 m^3 поседује систем за производњу ваздуха са финим мехурићима за олакшавање флотације одливка. Базен за денитрификацију је запремине 168 m^3 са системом за мешање течности и уклањање азота. Запремина базена за егализацију-преоксидацију је 242 m^3 који поседује два урањајућа аератора типа „Jet-aerator“ спојен са урањајућом пумпом, која служи за потискивање пречишћене воде у базен за оксидацију. Базен за биолошку оксидацију опремљен је уређајем за оксидацију са линијама за довод кисеоника. Његова запремина је 450 m^3 и опремљен је аутоматским системом за контролу кисеоника. Корисна површина уређаја за седиментацију је 25 m^2 . На овом уређају је усипни левак чије су стране под нагибом од 60° , и урањајућа електропумпа за повраћај муља са хидро-линијом за повраћај блата. Вишак муља из система се одлаже у одговарајући базен (базен за муљ), где се згушњава, црпи у цистерну и искоришћава у пољопривреди као ђубриво. Завршна дезинфекција и филтрација се врши на подлози од кварцног песка.

4.2. Изградња и припрема рибњака

У склопу кланице „ИМ Ђурђевић“ из Пећинаца изграђен је рибњак приликом чега су коришћени основни принципи које су навели *Ćirković i sar.* (2002).

Изградња рибњака је вршена на обрадивом земљишту високог квалитета. Изградња шаранског рибњака почела је геодетским снимањем терена, јер је било немогуће помоћу постојећих катастарских карата израчунати количину земље која је потребна за уградњу у насипе. Конфигурација терена је одређена на основу геодетског снимка, а на основу добијених кота је извршена нивелација терена и планирање и пројектовање земљаних радова приликом изградње рибњака (Слика 5а и 5б).



Слика 5а и 5б. Изградња насипа (5а) и нивелисање рибњачког дна (5б).

Урађено је одређивање оптималног пада терена, односно, начина да се риба доведе до места изловљавања, и дефинисано је најрационалније пребацивање земљишне масе како би градња била што рационалнија. Приликом извођења земљишних радова, један од циљева је био да се што мање наруши природна структура земљишта да би рибњак пружио услове за што оптималнију исхрану и продукцију шарана и пратећих врста које су гајене са њим у поликултури. Изграђени су ободни насипи, тј. насипи који окружују рибњак и преградни насипи, тј. насипи који одвајају један рибњак од другог. Димензије насипа су одређене у зависности од

материјала од кога су грађени, дубине воде у објекту, површине објекта, потребе унутрашњег транспорта по насипу и др. Приликом изградње рибњака земља се уграђивала у насип са спољашње стране рибњака, при чему се користила земља са удаљености до 50 метара, јер у случају коришћења земље са већих раздаљина машине за припрему земљишта расипају земљу.

На овај начин формирали су се ободни канали и канали за довод воде. Доводни канали служе за напајање рибњачких објеката и њихове димензије су пројектоване према потребној количини воде за пуњење рибњачких објеката. Приликом нивелисања дна рибњака, слојеви земљишта су скидани пажљиво, како не би дошли до подземних вода или водопрпусног слоја. Хумусни слој на основи насипа је скинут и одложен на удаљености око 50 m, и враћен по формирању насипа.

Косине круне и основе насипа унутрашњег дела рибњачких насипа су пројектоване тако да буду у односу 1:3. Насипи који су изложени »ружи ветрова« су изграђени тако да имају однос поменутих страна 1:5. Косине спољашњих делова насипа рибњака су грађене у односу 1:1,5 или 1:2. Ширина круне насипа је грађена тако да није била ужа од 4 m, како би одвијање унутрашњег саобраћаја на рибњаку било омогућено. Такође се водило рачуна да путеви на рибњаку буду са благим кривинама и да се не укрштају под углом од 90 °. На сваком објекту изграђене су рампе за приступ пољопривредне механизације којом се обрађује тло и разбацује креч ради дезинфекције. Круна насипа, спољашња косина и део унутрашње косине засејане су ливадском травом.

Изградња водопрпусних објеката започета је постављањем цеви пре изградње насипа, јер накнадно пресецање насипа за постављање цеви слаби постојаност водопрпусних објеката (Слика 6а и 6б). Цеви су постављене на најнижој тачци рибњака у правцу изловне јаме, не директно у земљу, већ на армирану бетонску подлогу.



Слика 6а и 6б. Постављање цеви водопропустних објеката пре изградње самог насипа.

За водопропусне објекте коришћен је армирани бетон са челичним шипкама и једним редом дасака. Како би се спречио пролазак воде између дасака коришћена је синтетичка тканина.

Применом агротехничких мера је повећана природна продукција у сваком рибању (*Ćirković i sar.*, 2012a; *Ćirković i sar.*, 2015b). Коришћењем аератора је вршена континуирана аерација и у рибању и предрибању (Слика 7а и 7б). Проток воде се кретао око $3,5 \text{ L s}^{-1}$, чиме је осигурано одсуство штетног ефекта угљен диоксида.



Слика 7а и 7б. Континуирана аерација рибњака коришћењем аератора.

4.3. Производни параметри

Производни параметри су израчунати на основу биомасе риба и искористивости хране; коришћене су формуле према препорукама *Hardy i Barrows* (2002).

4.4. Узорковање

Узорковање је извршено коришћењем истог протокола у пролеће (април) и јесен (октобар). Узети су узорци воде, седимента и риба.

Узорковање воде за микробиолошка испитивања вршено је у стерилне стаклене боце запремине 500 mL, узорци воде за испитивања органских материја у боце запремине 1000mL, док су узорци за испитивање тешких метала узети пластичним боцама од 500 mL. Узорковање воде је извршено на шест тачака и то:

- 1 – вода из пречистача,
- 2 – вода из излива са пречистача,
- 3 – вода из предрибњака,
- 4 – вода из ребњака 1,
- 5 – вода из ребњака 2 и
- 6 – вода из мелиорационог канала.

Сви узорци су допремљени у лабораторију употребом расхладног уређаја и складиштени на + 4 °C до момента припреме узорка за анализу.

Узорковање седимента је спроведено према стандардној процедури, а за узимање површинског седимента коришћен је Екманов багер. Седимет је узоркован у стаклене тегле, предходно аутоклавиране, запремине 500 mL (за микробиолошка испитивања), стаклене тегле запремине 1000 mL (за анализе органских материја) и у пластичне посуде запремине 5 L (за анализе тешких метала).

Излов риба спроведен је повлачењем мреже на ребњаку. Седам јединки шарана је узорковано у сваком узорковању. Узорци риба су смештени у стерилне пластичне кесе и у најкраћем временском периоду су допремљени до лабораторије. Рибе су жртвоване брзим ударцем у главу. Микробиолошке анализе риба су спроведене одмах по пријему у лабораторију. Лабораторијска испитивања воде, седимента и риба су спроведена у лабораторијама Научног института за ветеринарство “Нови Сад” и Научног института за прехранбене технологије у Новом Саду.

4.5. Лабораторијске методе анализе воде, седимента и риба

4.5.1. Одређивање хемијског састава риба

Хемијски састав риба испитан је стандардним SRPS ISO методама. Садржај влаге је одређен гравиметријски (SRPS ISO 1442:1998); садржај укупне масти је одређен гравиметријски (SRPS ISO 1443:1992); садржај укупних протеина је одређен методом тоталног сагоревања (AOAC Official Method 992.15). Садржај пепела је одређен сагоревањем на температури од 550 ± 25 °C коришћењем стандардне методе SRPS ISO 936:1999. Садржај соли је одређен коришћењем стандардне методе SRPS ISO 9297/1:2007. Одређивање садржаја хидроксипролина извршено је спектрофотометријом методом SRPS ISO 3496:2002, а након тога је израчунат садржај колагена и садржај колагена у укупним протеинима. Енергетска вредност изражена је на 100 g филета шарана и израчуната је на основу следеће формуле коришћењем конверзионих фактора који су дати у Прилогу 13 Правилника о декларисању, означавању и рекламирању хране ("*Sl. glasnik RS*", 19/2017, 16/2018):

Енергетска вредност (kcal/ g) = $4 \times$ садржај угљених хидрата + $4 \times$ садржај протеина + $9 \times$ садржај масти.

4.5.2. Хемијске анализе воде

Хемијска потрошња кисеоника (ХПК) (волуметрија) измерена је помоћу методе SRPS ISO 6060:1994, а биохемијска потрошња кисеоника после пет дана (БПК₅) (манометрија) одређена је применом стандардних метода SRPS EN 1899-1:2009 и SRPS EN 1899-2:2009. Мерење амонијака урађено је спектрофотометријском методом SRPS ISO H.Z1.184:1974, нитрата SRPS ISO 7890-3:1994, нитрита SRPS EN 26777:2009, хлорида SRPS ISO 9297:1997, а укупни фосфор и ортофосфати одређени су применом стандардне методе SRPS EN ISO 6878:2008.

4.5.3. Микробиолошке анализе воде, седимента и риба

За испитивање микробиолошке контаминације воде у рибњаку коришћене су методе описане у Приручнику „Стандардне методе за испитивање хигијенске

исправности: Вода за пиће“ (Савезни завод за здравствену заштиту, Београд 1990). Извршена су следећа испитивања: укупан број колиформних бактерија (Приручник метода 2.1); колиформне бактерије фекалног порекла (Приручник метода 2.2); аеробне мезофилне бактерије на 37 °С (Приручник метода 1.1); *Streptococcus faecalis* (Приручник метода 3.1); *Proteus* spp. (Приручник метода 4.1); сулфиторедукујуће кластридије (Приручник метода 5.1); *Pseudomonas aeruginosa* (Приручник метода 6.1).

Микробиолошко испитивање контаминације узорака седимента рибака и шарана извршено је применом следећих стандардних метода:

- Детекција *Listeria monocytogenes* (SRPS EN ISO 11290-1:2017, Микробиологија ланца хране – Хоризонтална метода за откривање и одређивање броја *Listeria monocytogenes* и *Listeria* spp. – Део 1: Метода откривања);
- Одређивање броја *Listeria monocytogenes* (SRPS EN ISO 11290-2:2017 Микробиологија ланца хране – Хоризонтална метода за откривање и одређивање броја *Listeria monocytogenes* и *Listeria* spp. – Део 2: Метода одређивања броја);
- Одређивање укупног броја микроорганизама (SRPS EN ISO 4833-1:2014 Микробиологија ланца хране — за одређивање броја микроорганизама: Хоризонтална метода за одређивање броја микроорганизама — Део 1: Бројање колонија на 30 °С техником наливања плоче);
- Одређивање броја сулфиторедукујућих бактерија (SRPS EN ISO 7937:2010 Микробиологија хране и хране за животиње — Хоризонтална метода за одређивање броја *Clostridium perfringens* — Техника бројања колонија);
- Одређивање броја *Escherichia coli* (SRPS ISO 16649-2:2008: Микробиологија хране и хране за животиње - Хоризонтална метода за одређивање броја бета-глукуронидаза-позитивних *Echerichia coli* Део 2: Техника бројања колонија на 44 °С употребом 5-бромо-4-хлоро-3-индолил бета-Д-глукуронида));
- Детекција *Salmonella* врста (SRPS EN ISO 6579:2008 Микробиологија хране и хране за животиње – Хоризонтална метода за откривање *Salmonella* spp.);

- Одређивање броја коагулаза позитивних стафилокока (SRPS EN ISO 6888-1:2009 Микробиологија хране и хране за животиње – Хоризонтална метода Број коагулаза-позитивних стафилокока (*Staphylococcus aureus* и друге врсте) - Део 1: Техника употребом агара по Берд-Паркеру);
- Одређивање броја ентеробактерија (SRPS ISO 21528-2:2009 Микробиологија хране и хране за животиње – Хоризонтална метода за откривање и одређивање броја *Enterobacteriaceae* - Део 2: Метода бројања колонија).

4.5.4. Одређивање остатка органохлорних пестицида у води, узорцима седимента и риба

Одређивање остатака органохлорних пестицида (алдрин, диелдрин, ендрин, DDD, DDT, ДДТ, хептахлор, хептахлорепоксид, цис хлордан, транс хлордан, алфа ВНС, бета ВНС, линдан, делта ВНС, метоксихлор, ендрин алдехид) узорцима воде, седимента и у месу риба након екстракције ацетонитрилом/пречишћавања дисперзивном SPE QuEChERS је извршено применом гасно масене хроматографије (GC-MS). Припрема узорка је извршена екстракцијом са ацетонитрилом у присуству анхидрованог магнезијум сулфата и анхидрованог натријум ацетата. Измерено је 3 g узорка и додато 3 mL воде и 3 mL ацетонитила. Након интензивног вортексирања, додато је 3 g анхидрованог магнезијум сулфата и 1 g анхидрованог натријум ацетата. Узорци су затим центрифугирани у тајању од 5 минута на 3000 обртаја у минути, после чега је одмерен 1 mL горњег слоја ацетонитрила у кивету која је садржала 150 mg анхидрованог магнезијум сулфата, 100 mg PSA и 50 mg C18. Извршено је поновно центрифугирање у трајању од 5 минута на 3000 обртаја у минути, после чега је одмерено 0,5 екстракта који је упарен у струји азота и реконструисан са хексаном. Тако припремљен узорак је анализиран на гасном хроматографу са масеним спектрометром GC-MS (Agilent 7890B/5977A). Раздвајање органохлорних пестицида је извршено на капиларној колони (DB-5MS). Узорак запремине 4 μ L (splitless mode) је ињектован при константном притиску од 11,36 psi, а брзина проласка кроз колону носећег гаса је била 1,2 mL/min. Квантификација органохлорних пестицида је рађена у СИМ моду. За обраду добијених резултата анализа коришћен је програм Mass

Hunter Software. Детаљна валидација ове модификоване акредитоване методе и контрола квалитета методе су описани у раду *Pelić i sar.* (2019).

4.5.5. Одређивање радионуклида у води, седименту и месу шарана

Присуство радионуклида у узорцима воде, седимента и у месу риба (Цезијум-137) извршено је методом гама-спектрофотометријске анализе концентрације активности радионуклида према референтном документу (IAEA TRS 295:1989). Гама-спектрометријска анализа извршена је из нативног меса шарана, без претходне припреме узорка. Узорак за анализу је претходно очишћен од евентуално присутних нечистоћа и извршена је хомогенизација. Тако припремљени узорци су стављени у специјалне посуде за гама-спектрометрију „Marinelli“ посуде запремине 250 mL, које се праве од пластике и конструисане су тако да омогућавају најбољу геометрију мерења као и максимално искоришћење ефикасности детектора. Гама-спектрометријска мерења узорка меса шарана извршена су акредитованом методом: IAEA TRS 295-1989, са коаксијалним HPGe-е детектором (Ortec, USA) релативне ефикасности 28% и енергетском резолуцијом 1.67 keV на енергији 1.33 MeV изотопа ^{60}Co . Детектор је заштићен цилиндричним оловним штитом дебљине 10 cm. Оловно кућиште је обложено апсорбером од кадмијума, бакра и плексигласа. Снимљени гама спектри анализирани су вишеканалним анализатором са аналогно-дигиталним претварачем укупне меморије од 16384 канала помоћу софтвера GammaVision®.

4.5.6. Одређивање резидуа антибактеријских супстанци у води, седименту и месу шарана

Праћење присуства резидуа сулфонамида и тетрациклина у води и у седименту извршено је применом течне хроматографије (HPLC). Присуство резидуа антибактеријских супстанци у месу шарана прво је одређено скрининг методом за детекцију антибактеријских супстанци у свежем месу коришћењем модификоване методе четири плоче (Veterinary Drug Residues, Residues in food producing animals and their products: Reference Materials and Methods, Second Edition, Commission of the European Communities, Office for Official 34. Publications of the European Communities,

Luxembourg, 1994., Publication no 15127-EN). Диск дифузиони микробиолошки инхибиторни тест је изведен коришћењем три плоче које су садржале *Bacillus subtilis* при различитим вредностима рН (6, 7.2 или 8) и једну плочу са *Kocuria rhizophila*. Одређивање присуства резидуа сулфонамида и тетрациклина у месу риба урађено је применом течне хроматографије (HPLC – FLD). За одређивање сулфонамида коришћена је документована метода базирана на: Determination of sulfonamides Residues in Chicken Muscle by Agilent Bond Elut QuEChERS AOAC Kit HPLC, Application Note, Food Safety. За одређивање тетрациклина коришћена је документована метода базирана на: „Determination of Tetracyclines in Chicken by Solid-Phase Extraction and High-Performance Liquid Chromatography“, Application Note, Food Safety. Анализе су извршене на HPLC систему, Thermo Ultimate 3000 (Thermo Fisher Scientific), опремљеном фотодиодним и флуоресцентним детектором (FLD). HPLC систем је контролисан „Chromeleon“ софтвером.

4.5.7. Одређивање токсичних елемената у узорцима воде, седимента и риба

За одређивање токсичних елемената узорци су припремљени методом влажне дигестије у систему Ethos, Microwave Labstation, Milestone. Поступак припреме узорка риба вршен је на следећи начин. Предходно хомогенизовани узорак од 1g је стављан у тефлонске кивете, након чега се дода 8mL разређене HNO_3 и 2 mL H_2O_2 . Дигестија се спроводила на температури од 180 °C у трајању дигестије од 30 мин при максималној снази од 1000W. После периода хлађења на собној температури узорци су разређивани до запремине од 50 mL са дејонизованом водом. Поступак припреме узорка воде. У тефлонску посуду за разарање стављен је узорак запремине 45 mL за воду из предрибњака, ребњака и мелиорационог канала или 5 g за отпадну воду. Затим су у посуду са узорком за разарање додати реагенси: за воду из предрибњака, ребњака и мелиорационог канала 5 mL HNO_3 65%, док је за отпадну воду додато 7 mL HNO_3 65% и 1 mL H_2O_2 30%. После завршеног програма дигестије узорак се хладио до собне температуре, након чега се раствор преносио у одговарајући нормални суд и допуни се до 50 mL (за отпадну воду) или 100mL (за воду из предрибњака, ребњака и мелиорационог канала). Програм микроталасне дигестије за

воду из предрибњака, ребњака и мелиорационог канала траје 10 min на температури од 160 °C снаге до 1000W. Програм дигестије за отпадну воду се одвија у два корака: први корак у тајању од 10 min, а други корак у трајању од 20 min, на температури од 160 °C снаге до 1000W.

Одређивање токсичних елемената у узорцима воде, седимента и меса риба (арсена, кадмијума, живе олова, бакра, гвожђа, цинка) је извршено методом индуктивно спрегнуте плазме са масеном детекцијом (ICP/MS) на апарату ICP/MS (индуктивно-куплована (спрегнута) плазма са масеном спектрометријом) на инструменту Agilent 7700x series ICP-MS Agilent Technologies, Santa Clara, CA USA). Измерене вредности су затим обрађене софтверским пакетом MassHunter Workstation. Детаљна валидација методе, контрола квалитета примењене методе и инструментална анализа су описани у раду *Novakov i sar.* (2017).

4.5.8. Испитивање присуства зоонотских паразита у месу риба

Испитивање присуства зоонотских паразита, трематода у месу риба извршено је методом адспекције и вештачке дигестије мишићног ткива риба како би се установило присуство метацеркарија трематода.

4.6. Праћење здравственог стања риба

Здравствено стања риба је праћено током целог вегетационог периода.

Надзор је спровођен на следећи начин:

- а) Праћење понашања и стања риба које је омогућило рано откривање појаве болести на ребњацима, као и предузимање мера за утврђивање узрока и спречавање настанка тежих последица;
- б) Стално праћење основних параметара воде;
- в) Превентивни спољашњи прегледи;
- г) Секција – патоанатомски преглед и микроскопски преглед узорака у одређеним временским периодима;
- д) Обавезан инспекцијски преглед и узимање узорака за лабораторијски преглед.

Примењена методологија обухвата стручне принципе за успешно гајење слатководних риба. Свакодневно посматрање понашања рибе, изгледа и квалитета воде и извештавање о запажањима и уоченим променама била је дужност радника који су запослени на рибњаку док је надзор над тим пословима вршен од стручно обучених лица ветеринара.

Праћење основних параметара квалитета воде (температура, концентрација раствореног кисеоника, рН, концентрација амонијака) су обављани у складу са карактеристикама производног система гајења. Мерење квалитета воде је било прилагођено годишњем добу и испитивања су обављана у сваком рибњачком језеру и то увек на истом месту 10 - 15 cm изнад дна. Током летњих месеци температура, концентрација кисеоника и рН су мерени два пута у размаку од 12 h (пред свитање и пред залазак сунца), а при вечерњем мерењу и високом рН, сваке недеље је одређена и концентрација амонијака.

Превентивни прегледи су вршени у оном периоду када је могућа појава важнијих болести. Ова врста прегледа треба да омогући правовремено откривање узрочника, примену мера за спречавање појаве болести и лечење. Прегледи су спровођени као надзор током производње, пре насађивања или за време излова рибе када је могуће да настане неки поремећај здравственог стања риба.

Спољашњи преглед узорака риба обављан је према утврђеном плану у склопу сваког контролног риболова и сваког излова. Сваки пут је прегледано најмање 30 јединки.

Током вегетационог периода кондиција и здравствено стање риба је контролисано клиничким прегледом приликом сваког пробног риболова. Поред тога, обављено је узорковање како би се извршило лабораторијско испитивање на евентуално присуство вируса пролећне виремије шарана и кои-херпес вируса, што је урађено у лабораторији за вирусолошка испитивања Научног института за ветеринарство „Нови Сад“, применом метода: ELISA за утврђивање антигена вируса пролећне виремије шарана и PCR технике за утврђивање генома кои-херпес вируса шарана. У пролеће при температури испод 20 °C и у јесен при температури воде испод 18°C урађен је клинички преглед рибе и узето 30 узорака за вирусолошке

анализе на присуство узрочника пролећне виремије шарана. Спровођен је циљани надзор са мониторингом здравственог стања на рибњаку у време када температура воде омогућава развој болести (више од 15 °C), али најраније две недеље од када се та температура достигне. У случају уочавања клиничких симптома болести, планирано је узорковање и вирусолошко испитивање оболелих или сумњивих јединки на кои херпес вирус. Поред тога, у летњем периоду, при температурама између 20-26°C рађен је клинички преглед риба и узето је 30 узорака за вирусолошке анализе на присуство узрочника кои херпес вирус.

4.7. Статистичка обрада података

Подаци су анализирани у Excell (Microsoft Office 2013) софтверском пакету са додатком Data Analysis. Резултати микробиолошких анализа узорака седимента и рибе су трансформисани у логаритме, тј. \log_{10} (CFU/g) или \log_{10} (CFU/mL). Подаци су представљени као средња вредност \pm стандардна девијација. За анализу резултата који су добијени у овој дисертацији су коришћени различити статистички тестови: Pearsonov коефицијент корелације, једнофакторијална ANOVA и Tukey – тест, t-test. Разлике су сматране значајним на нивоу значајности $p < 0,05$.

5. РЕЗУЛТАТИ

Резултати истраживања спроведени у оквиру ове дисертације су у складу са постављеним задацима испитивања и приказани су у следећим потпоглављима.

5.1. Физичко-хемијски параметри отпадне воде

Резултати квалитета отпадне воде узорковане са шест различитих тачака у оквиру објекта кланице „ИМ Ђурђевић“ из Пећинаца, на основу којих је израчуната ефикасност уређаја за пречишћавање и процењена ефикасност интегрисаног система приказани су у Табелама 8, 9, 10, 11, 12 и 13.

Табела 8. Квалитет воде – ИМ Ђурђевић - Пећинци: вода из пречистача

Испитивани параметар	Јед. мере	Измерена вредност пролеће	Измерена вредност - јесен	Референтна вредност***
ХПК*	mg O ₂ /l	4850	5754	150
БПК ₅ **	mg O ₂ /l	3463	3111	25
Амонијак	mg N/l	20,5	24,1	10
Нитрати	mg N/l	0,21	0,49	-
Нитрити	mg N/l	0,42	0,58	-
Укупан фосфор	mg P/l	42,5	49,2	2
Ортофосфати	mg P/l	2,23	4,15	-

*ХПК – хемијска потрошња кисеоника; ** БПК₅ – биолошка потрошња кисеоника; *** Граничне вредности емисије отпадних вода из објекта и постројења за прераду меса и конзервисање месних прерађевина (Уредба о граничним вредностима емисије загађујућих материја у води и роковима за њихово достизање ("Sl. glasnik RS", 67/2011, 48/2012, 1/2016, члан 9. став 1 – Прилог 2. Граничне вредности емисије за отпадне воде, Глава I. Технолошке отпадне воде, Одељак 37. Граничне вредности емисије отпадних вода из објекта и постројења за прераду меса и конзервисање месних прерађевина, Табела 37.1. Граничне вредности емисије на месту испуштања у површинске воде).

У води из пречистача је запажено присуство боје, мирис је био непријатан, а уочене су и видљиве отпадне материје.

Табела 9. Квалитет воде – ИМ Ђурђевић - Пећинци: вода из излива пречистача

Испитивани параметар	Јединица мере	Измерена вредност - пролеће	Измерена вредност - јесен	Референтна вредност***
ХПК*	mgO ₂ /l	40	100	150
БПК ₅ **	mg O ₂ /l	18	24	25
Амонијак	mgN/l	3,20	1,98	10
Нитрати	mgN/l	21,7	9,84	-
Нитрити	mgN/l	0,402	0,448	-
Укупан фосфор	mgP/l	4,36	4,66	2
Ортофосфати	mgP/l	4,12	4,51	-

*ХПК – хемијска потрошња кисеоника; ** БПК₅ – биолошка потрошња кисеоника; *** Граничне вредности емисије отпадних вода из објекта и постројења за прераду меса и конзервисање месних прерађевина (Уредба о граничним вредностима емисије загађујућих материја у води и роковима за њихово достизање ("Sl. glasnik RS", 67/2011, 48/2012, 1/2016, члан 9. став 1 – Прилог 2. Граничне вредности емисије за отпадне воде, Глава I. Технолошке отпадне воде, Одељак 37. Граничне вредности емисије отпадних вода из објекта и постројења за прераду меса и конзервисање месних прерађевина, Табела 37.1. Граничне вредности емисије на месту испуштања у површинске воде).

На основу добијених резултата који су приказани у Табелама 8 и 9 извршено је израчунавање ефикасности рада пречистача. Приликом израчунавања су узети у обзир резултати за отпадну воду пре третмана пречишћавања и након третмана и установљено је да постројење за пречишћавање отпадне воде из „ИМ Ђурђевић“ ради са следећом ефикасношћу:

- 99% (пролеће), 98% (јесен) рачунато у односу на ХПК
- 99% (пролеће), 99% (јесен) рачунато у односу на БПК₅
- 84% (пролеће), 91% (јесен) рачунато у односу на амонијак
- 89% (пролеће), 90% (јесен) рачунато у односу на укупан фосфор.

Такође, резултати показују да је ефикасност пречистача била подједнака током оба спроведена узорковања, тј. да нису запажене варијације у раду пречистача.

Вода из пречистача одлази у предрибњак где се одвија додатна аерација (Слика 8а) пречишћене воде, након чега се вода упушта у ребњак где се такође врши

додатна аерација (Слика 8б). У рибњаку се део нутријената из пречишћене отпадне воде искоришћава за исхрану шарана. Вода се из рибњака филтрира у мелиорациони канал и користи за наводњавање земље (Слика 9а и 9б), која се налази у непосредној околини кланице и у власништву је власника кланице. На овај начин се остварује потпуно затворен еколошки процес, а рибњак има утицај на повећање квалитета отпадних вода и достизање граничних вредности које су прописане пре уливања у природни реципијент, канал Галовицу.

Табела 10. Квалитет воде – ИМ Ђурђевић - Пећинци вода из предрибњака

Испитивани параметар	Јед. мере	Измерена вредност пролеће	Измерена вредност јесен
ХПК*	mgO ₂ /l	152	182
БПК₅**	mg O ₂ /l	80	100
Амонијак	mgN/l	1,10	1,20
Нитрати	mgN/l	0,430	0,689
Нитрити	mgN/l	0,210	0,479
Укупан фосфор	mgP/l	0,410	0,932
Ортофосфати	mgP/l	0,340	0,864

*ХПК – хемијска потрошња кисеоника; ** БПК₅ – биолошка потрошња кисеоника



Слика 8а. Додатна аерација воде у предрибњаку пре упуштања у рибњак



Слика 8б. Додатна аерација воде у рибњаку



Слика 9а и 9б. Мелиорациони канал (9а) у саставу рибњачког система за наводњавање околног земљишта (9б)

Резултати анализа квалитета воде која је узоркована из два рибњака изграђена у оквиру објекта кланице „ИМ Ђурђевић“ су приказани у Табелама 11 и 12. Осим резултата у табелама су приказане и референтне вредности, односно МДК загађујућих материја у површинским водама за II и III класу воде према Уредби о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање (*"Sl. glasnik RS"*, 50/2012).

Табела 11. Квалитет воде – ИМ Ђурђевић - Пећинци вода из рибњака 1

Испитивани параметар	Јед. мере	Измерена вредност пролеће	Измерена вредност јесен	МДК (mg/l)***	МДК (mg/l)****
ХПК*	mgO ₂ /l	24	28	15	30
БПК ₅ **	mg O ₂ /l	6	5,6	-	7
Амонијак	mgN/l	1,50	0,255		
Нитрати	mgN/l	0,379	0,11	-	6
Нитрити	mgN/l	0,060	0,017	0,03	0,12
Укупан фосфор	mgP/l	0,042	0,095	-	0,4
Ортофосфати	mgP/l	0,029	0,083	-	0,2
Хлориди	mgCl/l	13,8	14,2	-	150

*ХПК – хемијска потрошња кисеоника; ** БПК₅ – биолошка потрошња кисеоника; ***Граничне вредности загађујућих материја у површинским водама за II класу воде; ****Граничне вредности загађујућих материја у површинским водама за III класу воде (Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање ("Sl. glasnik RS", 50/2012)).

Табела 12. Квалитет воде – ИМ Ђурђевић - Пећинци вода из рибњака 2

Испитивани параметар	Јед. мере	Измерена вредност пролеће	Измерена вредност јесен	МДК (mg/l)***	МДК (mg/l)****
ХПК*	mgO ₂ /l	<16	<16	15	30
БПК ₅ **	mg O ₂ /l	<4	<4	-	7
Амонијак	mgN/l	0,522	0,493		
Нитрати	mgN/l	0,431	0,092	-	6
Нитрити	mgN/l	0,057	0,024	0,03	0,12
Укупан фосфор	mgP/l	0,013	0,071	-	0,4
Ортофосфати	mgP/l	0,012	0,063	-	0,2
Хлориди	mgCl/l	19	22	-	150

*ХПК – хемијска потрошња кисеоника; ** БПК₅ – биолошка потрошња кисеоника; ***Граничне вредности загађујућих материја у површинским водама за II класу воде; ****Граничне вредности загађујућих материја у површинским водама за III класу воде; (Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање ("Sl. glasnik RS", 50/2012)).

Резултати квалитета воде која је узоркована из мелиорационог канала, који се користи за наводњавање 200 хектара земље која се налази у околини кланице су приказани у Табели 13. За сваки испитани параметар је наведено и којој класи воде одговара измерена вредност, како би се проценила употребљивост воде из мелиорационог канала за наводњавање.

Табела 13. Квалитет воде – ИМ Ђурђевић - Пећинци вода из мелиорационог канала

Испитивани параметар	Јед. мере	Измерена вредност-пролеће	Измерена вредност јесен	Класа***
ХПК*	mgO ₂ /l	<16	<16	2
БПК5**	mg O ₂ /l	<4	<4	2
Амонијак	mgN/l	0,25	0,415	2
Нитрати	mgN/l	0,111	0,121	1
Нитрити	mgN/l	0,015	0,031	3
Укупан фосфор	mgP/l	0,041	0,073	3
Ортофосфати	mgP/l	0,048	0,063	2
Хлориди	mgCl/l	14	16	1

*ХПК – хемијска потрошња кисеоника; ** БПК₅ – биолошка потрошња кисеоника;

*** Класа воде према Уредби о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање ("*Sl. glasnik RS*", 50/2012)

Континуирано је праћен квалитет воде у рибњаку уз сталну контролу температуре воде, засићености кисеоником, мерење раствореног кисеоника и количине амонијум јона. Велика густина насељености риба није представљала проблем, јер су обезбеђени квалитетни аератори уз додатну аерацију распршивањем воде. Резултати испитивања су показали да се већина испитиваних параметара у два рибњака, као и у мелиорационом каналу кретала у дозвољеним границама које задовољавају граничне вредности квалитета воде II и III класе које су прописане.

5.2. Производни параметри

Производни параметри који су остварени за време трајања огледа су утврђени на крају периода гајења, приликом излова. Укупна производња шарана је била 3270 kg/h. Конверзија хране, која је израчуната као количина утрошене додатне хране за kg прираста шарана је била око 1,5. Приликом узорковања у пролеће просечна телесна маса шарана је била у опсегу од 695 g до 1675 g, док је у јесен телесна маса шарана је била у опсегу од 1710 g до 2700 g. Просечна завршна маса живог шарана из рибака у оквиру кланице „Ђурђевић“ је била $2020 \pm 252,3$ g.

5.3. Хемијски састав меса рибе

Хемијски састав филета шарана приказан је у Табели 14. Виши садржај протеина (17,99 g/100g) у филетима измерен је у пролеће. Разлика између вредности садржаја протеина у јесен и пролеће је била статистички значајна ($p < 0,05$). На основу добијених резултата види се да је садржај масти у филетима био већи у јесен (5,19 g/100g) у односу на пролеће али без статистички значајне разлике ($p > 0,05$). Садржај соли је био значајно ($p < 0,05$) већи у пролеће. Разлика у енергетској вредности филета у пролеће и јесен није била статистички значајна ($p > 0,05$).

Табела 14. Хемијски састав филета шарана произведеног у интегрисаном систему узоркованог у пролеће и у јесен

Параметри (%)	Пролеће	Јесен	р - вредност
Садржај влаге	$74,95 \pm 1,37$	$76,16 \pm 1,27$	0,03
Садржај протеина	$17,99 \pm 0,40$	$17,67 \pm 0,29$	0,03
Садржај масти	$4,57 \pm 1,35$	$5,19 \pm 1,55$	0,29
Колаген	$1,04 \pm 0,43$	$1,07 \pm 0,13$	0,84
Садржај колагена у укупним протинима	$5,80 \pm 2,44$	$6,05 \pm 0,78$	0,73
Со	$1,26 \pm 0,25$	$0,52 \pm 0,26$	6,10E-08
Енергетска вредност (kcal)	$113,06 \pm 11,27$	$117,38 \pm 13,09$	0,38

Резултати су приказани као средња вредност \pm стандардна девијација ($n = 7$); $p < 0,05$

5. 4. Резултати микробиолошких анализа узорака воде, седимента и риба

5.4.1. Микробиолошки параметри воде

Континуирано праћење микробиолошких параметара воде је од изузетног значаја у аквакултури и представља важан део правилног управљања воденим ресурсима. Параметри који су испитани су: укупан број колиформних бактерија, колиформне бактерије фекалног порекла, аеробне мезофилне бактерије на 37 °С, *Streptococcus faecalis*, *Proteus* spp., сулфиторедукујуће кластридије, *Pseudomonas aeruginosa*. Резултати микробиолошког квалитета воде су приказани у Табелама 15 и 16.

Табела 15. Микробиолошки параметри отпадне воде изражени у CFU/100 mL - пролеће

	Отпадна вода из пречистача	Вода из излива пречистача	Предрибњак	Рибњак 1	Рибњак 2	Мелиорациони канал
Укупан број колиформних бактерија	15000000	82320	93240	91120	73490	69340
Колиформне бактерије фекалног порекла	1200000	8648	9520	9300	8160	8240
Аеробне мезофилне бактерије	15500000	84200	85000	92340	74320	71200
<i>Streptococcus faecalis</i>	600	НД*	НД	НД	НД	НД
<i>Proteus</i> sp.	400	НД	НД	НД	НД	НД
Сулфиторедукујуће бактерије	180	10	8	9	9	НД
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	320	НД	НД	НД	НД	НД

*НД – није детектовано

Табела 16. Микробиолошки параметри отпадне воде изражени у CFU/100 mL - јесен

	Отпадна вода из пречистача	Вода из излива пречистача	Предрибњак	Рибњак 1	Рибњак 2	Мелиорациони канал
Укупан број колиформних бактерија	15600000	84200	93650	94860	78150	76290
Колиформне бактерије фекалног порекла	1180000	8900	9600	9400	8240	8390
Аеробне мезофилне бактерије	15800000	89100	84000	94100	75000	72100
<i>Streptococcus faecalis</i>	400	НД*	НД	НД	НД	НД
<i>Proteus sp.</i>	430	НД	НД	НД	НД	НД
Сулфиторедуку јуће бактерије	170	9	НД	НД	НД	НД
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	210	НД	НД	НД	НД	НД

*НД – није детектовано

Резултати микробиолошке анализе отпадне воде пре пречишћавања указују на висок степен контаминације бактеријама фекалног порекла, што је било очекивано. Анализе воде након процеса пречишћавања показују да је микробиолошки квалитет воде значајно побољшан након третмана пречишћавања у оба спроведена узорковања. У пречишћеној отпадној води није установљено присуство *Streptococcus faecalis*, *Proteus sp.* и *Pseudomonas aeruginosa*, при чему је бројност других потенцијално патогених бактерија значајно смањена.

На основу резултата добијених након микробиолошких анализа воде пре и после третмана пречишћавања израчуната је ефикасност уређаја за пречишћавање, а добијене вредности су приказане у Табели 17.

Табела 17. Ефикасност уређаја за пречишћавање отпадне воде из кланице за микробиолошке параметре у пролеће и у јесен

Параметар	Ефикасност (%) пролеће	Ефикасност (%) јесен
Укупан број колиформних бактерија	99,95	99,46
Колиформне бактерије фекалног порекла	99,28	99,25
Аеробне мезофилне бактерије	99,46	99,44
<i>Streptococcus faecalis</i>	100	100
<i>Proteus sp.</i>	100	100
Сульфиторедукујуће бактерије	94,45	94,71
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	100	100

5.4.2. Микробиолошки квалитет седимента

Резултати микробиолошких анализа седимента који је узоркован у пролећном и јесењем периоду су приказани у Табелама 18 и 19.

Табела 18. Микробиолошки параметри седимента - пролеће (log₁₀ CFU/g)

Параметар	Седимент из канала за наводњавање	Седимент из предрибњака	Седимент из ребњака 1	Седимент из ребњака 2
Укупан број бактерија	7,71	7,81	7,62	7,52
Ентеробактерије	4,62	4,52	4,62	4,48
Колиформне бактерије	4,55	4,46	4,50	4,36
<i>E. coli</i>	1,56	1,62	1,72	1,68
Сульфиторедукујуће клостридије	<LOD*	<LOD	<LOD	<LOD
Коагулаза позитивне стафилококе	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD

<i>Listeria monocytogenes</i> , број	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
<i>Salmonella spp.</i>	НД**	НД	НД	НД
<i>Listeria monocytogenes</i> , детекција	НД	НД	НД	НД

*LOD – граница детекције методе (< 10 CFU/g); **НД - Није детектовано

Табела 19. Микробиолошки параметри седимента - јесен (log10 CFU/g)

Параметар	Седимент из канала за наводњавање	Седимент из предрибњака	Седимент из рибњака 1	Седимент из рибњака 2
Укупан број бактерија	7,86	7,85	7,74	7,62
Ентеробактерије	4,54	4,58	4,74	4,62
Колиформне бактерије	4,37	4,39	4,63	4,51
<i>E. coli</i>	1,52	1,82	1,67	1,72
Сулфиторедукујуће клостридије	<LOD*	<LOD	<LOD	<LOD
Коагулаза позитивне стафилококе	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
<i>Listeria monocytogenes</i> , број	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
<i>Salmonella spp.</i>	НД**	НД	НД	НД
<i>Listeria monocytogenes</i> , детекција	НД	НД	НД	НД

*LOD – граница детекције методе (< 10 CFU/g); **НД - Није детектовано

Добијени резултати микробиолошких анализа седимента који је узоркован у пролеће и у јесен су упоређени, што је приказано у Табели 20. Утврђено је да разлике у добијеним резултатима ни за један испитани параметар нису биле статистички

значајне ($p > 0,05$) у односу на годишње доба када је извршено узорковање седимента.

Табела 20. Поређење просечних вредности резултата микробиолошких параметара седимента узоркованог у пролеће и у јесен (\log_{10} CFU/g)

Параметар	Пролеће	Јесен	р - вредност
Укупан број бактерија	$7,66 \pm 0,12$	$7,77 \pm 0,11$	0,27
Ентеробактерије	$4,56 \pm 0,07$	$4,62 \pm 0,09$	0,32
Колиформне бактерије	$4,47 \pm 0,08$	$4,48 \pm 0,12$	0,92
<i>E. coli</i>	$1,64 \pm 0,07$	$1,68 \pm 0,12$	0,62

Резултати су приказани као средња вредност \pm стандардна девијација ($n = 4$); $p < 0,05$

5.4.3. Микробиолошки параметри испитаних узорака рибе

Резултати микробиолошких анализа филета шарана са кожом, шкрга и дигестивног тракта су приказани у Табелама 21 и 23. Није било статистички значајне разлике у погледу резултата микробиолошког квалитета шарана узоркованог у пролеће и у јесен ($p > 0,05$) (Табела 22), док су статистички значајне разлике ($p < 0,05$) утврђене у односу на део тела шарана који је испитиван, односно добијене вредности за микробиолошке параметре су се статистички значајно разликовале између узорака филета са кожом, шкрга и дигестивног тракта ($p < 0,05$) и у пролеће и у јесен, што је приказано у Табели 24.

Табела 21. Микробиолошки квалитет филета са кожом, шкрга и дигестивног тракта шарана произведеног у интегрисаном систему и узоркованог у пролеће и у јесен (\log_{10} CFU/g)

Параметар	Филети са кожом		Шкрге		Дигестивни тракт	
	Пролеће	Јесен	Пролеће	Јесен	Пролеће	Јесен
Укупан број	$5,74 \pm 0,14$	$5,76 \pm 0,16$	$6,86 \pm 0,06$	$6,83 \pm 0,08$	$7,87 \pm 0,12$	$7,78 \pm 0,16$

бактерија						
Ентеробактерије	<LOD*	<LOD	2,69±0,11	2,55±0,23	4,52±0,18	4,69±0,35
Колиформне бактерије	<LOD	<LOD	2,77±0,07	2,76±0,11	4,64±0,06	4,73±0,15
<i>E. coli</i>	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	1,45±0,19	1,5±0,29
Сульфиторедукујуће клостридије	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Коагулаза позитивне стафилококе	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
<i>Listeria monocytogenes</i> , број	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
<i>Salmonella spp.</i>	НД**	НД	НД	НД	НД	НД
<i>Listeria monocytogenes</i> , детекција	НД	НД	НД	НД	НД	НД

Резултати су приказани као средња вредност ± стандардна девијација. (n=7); *LOD – граница детекције методе (< 10 CFU/g); **НД - Није детектовано

Табела 22. Статистичка значајност разлике резултата микробиолошких параметара различитих делова тела шарана у односу на годишње доба у којем је извршено узорковање

Параметар	Филети са кожом	Шкрге	Дигестивни тракт
	р - вредност	р - вредност	р - вредност
Укупан број бактерија	0,64	0,39	0,09
Ентеробактерије	/	0,05	0,14
Колиформне бактерије	/	0,95	0,07
<i>E. coli</i>	/	/	0,60

р < 0,05

Табела 23. Микробиолошки квалитет филета са кожом, шкрге и дигестивног тракта шарана из интегрисаног система узоркованог у пролеће и у јесен (log₁₀ CFU/g)

Резултат log	Пролеће			Јесен		
	Филети са кожом	Шкрге	Дигестивни тракт	Филети са кожом	Шкрге	Дигестивни тракт
Укупан број бактерија	5,74±0,14	6,86±0,06	7,87±0,12	5,76±0,16	6,83±0,08	7,78±0,16
Ентеробактерије	<LOD*	2,69±0,11	4,52±0,18	<LOD	2,55±0,23	4,69±0,35
Колиформне брактерије	<LOD	2,77±0,07	4,64±0,06	<LOD	2,76±0,11	4,73±0,15
<i>E. coli</i>	<LOD	<LOD	1,45±0,19	<LOD	<LOD	1,5±0,29
Сулфиторедукујуће клостридије	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Коагулаза позитивне стафилококе	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
<i>Listeria monocytogenes</i> , број	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
<i>Salmonella spp.</i>	НД**	НД	НД	НД	НД	НД
<i>Listeria monocytogenes</i> , детекција	НД	НД	НД	НД	НД	НД

Резултати су приказани као средња вредност ± стандардна девијација (n = 7); *LOD – граница детекције методе (< 10 CFU/g); **НД-Није детектовано;

Табела 24. Статистичка значајност разлике добијених резултата микробиолошких параметра за узорке у пролеће и лето у односу на врсту узорка (филети са кожом; шкрге и дигестивни тракт)

Параметар	Пролеће	Јесен
Укупан број бактерија	p < 0,001	p < 0,001
Ентеробактерије	p < 0,001	p < 0,001
Колиформне брактерије	p < 0,001	p < 0,001
<i>E. coli</i>	p < 0,001	p < 0,001

p < 0,05

Највећи укупан број бактерија, ентеробактерија и колиформа детектован је у дигестивном тракту, затим у шкргама, док је број ентеробактерија и колиформа у мишићном ткиву са кожом био испод лимита детекције примењене методе. Мишићно ткиво рибе са кожом и узорци шкрга су садржали *E. coli* < 10 CFU/g, без обзира на годишње доба када се спроведено узорковање. Дигестивни тракт шарана произведеног у рибњаку са пречишћеном отпадном водом садржао је *E. coli* у броју од $1,45 \pm 0,19$ у пролеће, и $1,5 \pm 0,29 \log$ CFU/g у јесен. Број сулфиторедукујућих клостридија, *S. aureus* и *Listeria* spp. био је испод границе детекције метода у испитаним узорцима. Осим тога, патогене бактерије, *Salmonella* spp. и *Listeria monocytogenes* нису детектоване у прегледаним узорцима.

5.5. Резултати анализа остатака органохлорних пестицида у узорцима воде, седимента и риба

5.5.1. Остаци органохлорних пестицида у води

У свим анализираним узорцима воде концентрација испитиваних органохлорних пестицида је била нижа од границе детекције примењене методе, која износи 0,001 mg/L.

5.5.2. Остаци органохлорних пестицида у седименту

Резултати концентрација остатака органохлорних пестицида у седименту у пролеће и у јесен су приказани у Табелама 25 и 26.

Табела 25. Концентрације органохлорних пестицида ($\mu\text{g}/\text{kg}$) у узорцима седимента - пролеће.

Пестицид	Канал за наводњавање	Предрибњак	Рибњак 1	Рибњак 2
β -НСН	13,8	16,2	15,8	18,2
Линдан	14,5	15,8	16,2	14,2
Хептахлор	16,8	14,8	156,2	15,9
Алдрин	4,1	6,8	29,2	38,2

Ендосулфан I	26,3	25,3	82,5	42,2
Ендрин	22,3	26,3	38,2	33,2
DDD	15,2	4,5	65,2	25,3
Ендосулфан II	15,2	15,2	152,3	12,3
Ендрин кетон	32,2	31,2	68,5	94,2

*Сви остали анализирани органохлорни пестициди су били испод LOD; LOD – лимит детекције. (LOD за испитиване пестициде: α -HCH = 1,4 $\mu\text{g/kg}$; β -HCH = 0,6 $\mu\text{g/kg}$; δ -HCH = 0,3 $\mu\text{g/kg}$; линдан = 0,3 $\mu\text{g/kg}$; хептахлор = 0,3 $\mu\text{g/kg}$; алдрин = 1,4 $\mu\text{g/kg}$; хептахлор епоксид = 0,5 $\mu\text{g/kg}$; транс-хлордан = 0,4 $\mu\text{g/kg}$; цис-хлордан = 1,2 $\mu\text{g/kg}$; ендосулфан I = 0,9 $\mu\text{g/kg}$; DDE = 1,4 $\mu\text{g/kg}$; диелдрин = 1,5 $\mu\text{g/kg}$; ендрин = 0,9 $\mu\text{g/kg}$; DDD = 1,2 $\mu\text{g/kg}$; ендосулфан II = 1,5 $\mu\text{g/kg}$; DDT = 1,4 $\mu\text{g/kg}$; ендосулфан сулфан = 1,4 $\mu\text{g/kg}$; метоксихлор = 0,6 $\mu\text{g/kg}$; ендрин кетон = 1,3 $\mu\text{g/kg}$)

Табела 26. Концентрације органохлорних пестицида ($\mu\text{g/kg}$) у узорцима седимента - јесен.

Пестицид	Канал за наводњавање	Предрибњак	Рибњак 1	Рибњак 2
β-HCH	11,2	14,3	14,4	14,6
Линдан	13,5	13,4	14,6	14,6
Хептахлор	14,9	14,6	15,6	15,2
Алдрин	5,4	5,6	15,2	15,4
Ендосулфан I	26,1	25,1	25,6	25,8
Ендрин	22,1	26,2	26,2	26,4
DDD	12,2	4,6	14,4	14,1
Ендосулфан II	14,9	14,9	15,8	10,2
Ендрин кетон	28,5	31,2	34,5	34,9

*Сви остали анализирани органохлорни пестициди су били испод LOD; LOD – лимит детекције. (LOD за испитиване пестициде: α -HCH = 1,4 $\mu\text{g/kg}$; β -HCH = 0,6 $\mu\text{g/kg}$; δ -HCH = 0,3 $\mu\text{g/kg}$; линдан = 0,3 $\mu\text{g/kg}$; хептахлор = 0,3 $\mu\text{g/kg}$; алдрин = 1,4 $\mu\text{g/kg}$; хептахлор епоксид = 0,5 $\mu\text{g/kg}$; транс-хлордан = 0,4 $\mu\text{g/kg}$; цис-хлордан = 1,2 $\mu\text{g/kg}$; ендосулфан I = 0,9 $\mu\text{g/kg}$; DDE = 1,4 $\mu\text{g/kg}$; диелдрин = 1,5 $\mu\text{g/kg}$; ендрин = 0,9 $\mu\text{g/kg}$; DDD = 1,2 $\mu\text{g/kg}$; ендосулфан II = 1,5 $\mu\text{g/kg}$; DDT = 1,4 $\mu\text{g/kg}$; ендосулфан сулфан = 1,4 $\mu\text{g/kg}$; метоксихлор = 0,6 $\mu\text{g/kg}$; ендрин кетон = 1,3 $\mu\text{g/kg}$)

Резултати тестирања и утврђивања статистичке значајности разлике просечних концентрација органохлорних пестицида у седименту између резултата испитивања седимента узоркованог у пролеће и у јесен су приказани у Табели 27.

Табела 27. Поређење просечних концентрација органохлорних пестицида у седименту у пролеће и у јесен

Пестицид	Пролеће	Јесен	р - вредност
β –НСН	16,00 ± 1,80	13,62 ± 1,62	0,10
Линдан	15,18 ± 0,97	14,02 ± 0,66	0,10
Хептахлор	50,92 ± 70,19	15,08 ± 0,43	0,35
Алдрин	19,57 ± 16,76	10,4 ± 5,66	0,34
Ендосулфан I	44,08 ± 26,76	25,65 ± 0,42	0,22
Ендрин	30,00 ± 7,08	25,20 ± 2,07	0,24
DDD	27,55 ± 26,50	11,32 ± 4,59	0,27
Ендосулфан II	48,75 ± 69,05	13,95 ± 2,54	0,35
Ендрин кетон	56,52 ± 30,53	32,28 ± 3,01	0,16

р < 0,05

5.5.3. Остаци органохлорних пестицида у органима риба

Резултати испитивања узорака различитих органа рибе на присуство органохлорних пестицида приказани су у Табели 28 (пролеће) и Табели 29 (јесен). Генерално, концентрације органохлорних пестицида биле су ниске код свих испитаних узорака, и то у оба годишња доба када је извршено узорковање. Већи број органохлорних пестицида је био испод границе детекције коришћене методе за анализу узорака мишићног ткива, јетре и коже шарана, који су узорковани у пролеће и у јесен: α-НСН, δ –НСН, хептахлор епоксид, транс-хлордан, цис-хлордан, диелдрин, DDE, DDT, ендосулфан сулфат, метоксихлор, ендрин кетон. Алдрин је детектован у свим узорцима мишићног ткива (5,2 ± 5,3 µg/kg), коже (5,9 ± 2,8 µg/kg) и јетре (4,1 ± 2,4 µg/kg) у пролеће, док је елдрин у пролеће детектован само у мишићном ткиву шарана и то у опсегу од 11,9 до 31,5 µg/kg.

Табела 28. Концентрације органохлорних пестицида ($\mu\text{g}/\text{kg}$) у месу, кожи и јетри испитаног шарана ($n = 7$) у пролеће.

ОЦП*	Мишићно ткиво			Кожа			Јетра		
	Ф** (%)	Опсег	X*** \pm SD****	Ф (%)	Опсег	X \pm SD	Ф (%)	Опсег	X \pm SD
Алдрин	100	2,0-16,9	5,2 \pm 5,3	100	3,9-10,1	5,9 \pm 2,8	100	1,9-8,8	4,1 \pm 2,4
Ендрин кетон	100	11,9-31,5	15,5 \pm 7,2	0	<LOD	/	0	<LOD	/

*ОЦП – органохлорни пестициди; **Ф – проценат узорака у којима је утврђено присуство органохлорних пестицида изнад границе детекције; ***X – средња вредност измерених вредности органохлорних пестицида који су изнад границе детекције; ****SD – стандардна девијација измерених вредности органохлорних пестицида који су изнад границе детекције. Вредности осталих испитиваних органохлорних пестицида нису биле мерљиве, односно биле су испод лимита детекције примењене методе (LOD);. (LOD за испитиване пестициде: α -НСН = 1,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$; β -НСН = 0,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$; δ -НСН = 0,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$; линдан = 0,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$; хептахлор = 0,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$; алдрин = 1,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$; хептахлор епоксид = 0,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$; транс-хлордан = 0,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$; цис-хлордан = 1,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$; ендосулфан I = 0,9 $\mu\text{g}/\text{kg}$; DDE = 1,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$; диелдрин = 1,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$; ендрин = 0,9 $\mu\text{g}/\text{kg}$; DDD = 1,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$; ендосулфан II = 1,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$; DDT = 1,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$; ендосулфан сулфан = 1,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$; метоксихлор = 0,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$; ендрин кетон = 1,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$)

β -НСН и линдан су детектовани код два узорка коже шарана који је узоркован у јесен, у концентрацији од $13,0 \pm 4,1 \mu\text{g}/\text{kg}$ и $12,2 \pm 0,9 \mu\text{g}/\text{kg}$. Алдрин је детектован у свим анализираним узорцима из узорковања које је спроведено у јесен. Средња вредност концентрације алдрина је била $7,6 \pm 5,2 \mu\text{g}/\text{kg}$ у мишићном ткиву, $8,3 \pm 4,0 \mu\text{g}/\text{kg}$ у кожи и $8,2 \pm 6,8 \mu\text{g}/\text{kg}$ у јетри. Присуство ендосулфана је детектовано у 28,6% узорка коже шарана узоркованог у јесен и највећа концентрација је била $43,8 \mu\text{g}/\text{kg}$. Ендрин и DDD су детектовани у једном узорку јетре шарана узоркованог у јесен.

Табела 29. Концентрације органохлорних пестицида ($\mu\text{g}/\text{kg}$) у месу, кожи и јетри испитаног шарана ($n = 7$) у јесен.

Органохлорни пестицид	Мишићно ткиво			Кожа			Јетра		
	Ф* (%)	Опсег	X** \pm SD***	Ф (%)	Опсег	X \pm SD	Ф (%)	Опсег	X \pm SD
β -НСН	0	<LOD	/	28,6	<LOD-15,9	13,0 \pm 4,1	0	<LOD	/
Линдан	0	<LOD	/	28,6	<LOD-12,8	12,2 \pm 0,9	0	<LOD	/
Хептахлор	0	<LOD	/	28,6	<LOD-92,4	91,3 \pm 1,6	0	<LOD	/
Алдрин	100	3,6-16,6	7,6 \pm 5,2	100	4,9-13,3	8,2 \pm 4,1	100	3,8-20,1	8,2 \pm 6,8
Ендосулфан I	0	<LOD	/	28,6	<LOD-43,8	30,3 \pm 9,0	0	<LOD	/
Ендрин	0	<LOD	/	0	<LOD	/	14,3	<LOD-438,4	/
DDD	0	<LOD	/	0	<LOD	/	14,3	<LOD-36,4	/
Ендосулфан II	0	<LOD	/	14,3	<LOD-57,1	/	0	<LOD	/

*Ф – проценат узорака у којима је утврђено присуство органохлорних пестицида изнад границе детекције; **X – средња вредност измерених вредности органохлорних пестицида који су изнад границе детекције; ***SD – стандардна девијација измерених вредности органохлорних пестицида који су изнад границе детекције. Вредности осталих испитиваних органохлорних пестицида нису биле мерљиве, односно биле су испод лимита детекције примењене методе (LOD); (LOD за испитиване пестициде: α -НСН = 1,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$; β -НСН = 0,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$; δ -НСН = 0,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$; линдан = 0,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$; хептахлор = 0,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$; алдрин = 1,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$; хептахлор епоксид = 0,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$; транс-хлордан = 0,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$; цис-хлордан = 1,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$; ендосулфан I = 0,9 $\mu\text{g}/\text{kg}$; DDE = 1,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$; диелдрин = 1,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$; ендрин = 0,9 $\mu\text{g}/\text{kg}$; DDD = 1,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$; ендосулфан II = 1,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$; DDT = 1,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$; ендосулфан сулфан = 1,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$; метоксихлор = 0,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$; ендрин кетон = 1,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$)

5.6. Резултати анализа активности радионуклида у узорцима воде, седимента и риба

5.6.1. Активност радионуклида у води

Резултати испитивања присуства радионуклида у води су показали да је активност вештачког радионуклида Cs-137 у свим узорцима воде била испод границе детекције примењене методе, односно била је мања од 0,5 Bq/kg.

5.6.2. Активност радионуклида у седименту

Радиолошка мерења су извршена у седименту узоркованом из канала за наводњавање, предрибњака и из два ребњачка језера. Дистрибуција радионуклида Cs-137 у узорцима седимента, као и њихова просечна вредност у седименту који је узоркован у пролеће и у јесен приказана је у Табели 30. Тестирањем и утврђивањем статистичке значајности разлике између резултата испитивања у пролеће и у јесен, добијена је р вредност која је износила 0,79, односно није утврђена статистички значајна разлика у дистрибуцији радионуклида Cs-137 у узорцима седимента у односу на годишње доба у којем је извршено узорковање.

Табела 30. Активност Cs-137 у узорцима седимента – пролеће и јесен

Узорак	Седимент из канала за наводњавање	Седимент из предрибњака	Седимент из ребњака 1	Седимент из ребњака 2	Средња вредност ± стандардна девијација
Cs-137 (Bq/kg) пролеће	4,76	2,84	4,81	7,66	5,02 ± 1,99
Cs-137 (Bq/kg) јесен	4,40	5,44	5,14	6,29	5,32 ± 0,78

р вредност је износила 0,78; $p < 0,05$.

5.6.3. Активност радионуклида у месу риба

Да би се израчунала минимална активност Cs-137 коју је могуће детектовати коришћен је спектар позадинског зрачења. Резултати испитивања активности Cs-137 у узорцима меса рибе из огледа показали су да је активност Cs-137 у оба узорковања била испод границе детекције примењене методе, односно измерена је активност мања од 0,5 Bq/kg у свим узорцима меса шарана.

5.7. Резултати анализа остатака антибиотика и сулфонамида у узорцима воде, седимента и риба

5.7.1. Остаци антибактеријских супстанци у води и седименту

Резултати испитивања садржаја тетрациклина и сулфонамида у узорцима воде и седимента су показали да су измерене вредности биле испод границе детекције примењених метода. Граница детекције методе за одређивање тетрациклина у води и седименту била је 0,01 mg/kg, а методе за одређивање сулфонамида 0,005 mg/kg.

5.7.2. Остаци антибактеријских супстанци у месу риба

Резултати испитивања садржаја антибиотика, тетрациклина и сулфонамида у узорцима меса шарана су показали да су измерене вредности биле испод границе детекције примењених метода. Потпуна инхибиција раста на површини агара око диска са зоном инхибиције од 4 mm на једној или на више плоча указује на позитиван резултат, што у овом истраживању није био случај и на свим плочама је зона инхибиције била мања од 4 mm што указује да није било присуства резидуа антибиотика у испитаним узорцима меса шарана ни у пролеће ни у јесен. Негативни резултати су потврђени и инструменталном анализом (HPLC-FLD) и утврђено је да је концентрација сулфонамида у испитаним узорцима меса рибе била мања од границе детекције (0,005 mg/kg), као и да је концентрација тетрациклина била мања од границе детекције (0,01 mg/kg).

5.8. Резултати анализа остатака тешких метала и металоида у узорцима воде, седимента и риба

5.8.1. Остаци токсичних елемената у води

Резултати анализа концентрације тешких метала и металоида у отпадној води која је узоркована пре и после третмана пречишћавања су приказани у Табелама 31 и 32. Анализом добијених резултата може се закључити да је ефикасност пречистача у погледу садржаја тешких метала и металоида висока и да се креће у опсегу од 87 до 100% (Табела 32).

Табела 31. Тешки метали - ИМ Ђурђевић - Пећинци вода из пречистача

Испитивани параметар	Јединица мере	Измерена вредност пролеће	Измерена вредност јесен	МДК*	МДК**
As*	µg/L	112	125	50	50
Cd**	µg/L	3,4	4,2	5	10
Hg***	µg/L	12,86	14,21	1	1
Pb****	µg/L	16,3	17,2	50	100
Cu*****	µg/L	44,6	41,6	100	100
Fe*****	µg/L	420,6	425,2	300	1000
Zn*****	µg/L	183,4	186,2	200	1000

*As – arsen; **Cd – kadmijum; ***Hg – živa; **** Pb – olovo; *****Cu – bakar; *****Fe – gvožđe; *****Zn – sink; МДК*- за II класу воде, МДК**- за III класу воде (Правилник о опасним материјама у водама: "Sl. glasnik SRS", 31/1982)

Табела 32. Тешки метали – ИМ Ђурђевић - Пећинци: вода из излива са пречистача.

Испитивани параметар	Јединица мере	Измерена вредност пролеће	Ефикасност пречистача (%)	Измерена вредност јесен	Ефикасност пречистача (%)
As	µg/L	12	89	14	88
Cd	µg/L	0,23	93	0,24	98
Hg	µg/L	1,61	87	1,69	88

Pb	µg/L	<0,1	100	<0,1	100
Cu	µg/L	<0,1	100	<0,1	100
Fe	µg/L	17,02	95	18,3	95
Zn	µg/L	3,11	98	3,42	98

Резултати анализа концентрације тешких метала у пречишћеној отпадној води која је узоркована из два рибака изграђена у оквиру објекта кланице „ИМ Ђурђевић“ су приказани у Табелама 33 и 34. Осим резултата у табелама су приказане и референтне вредности, односно МДК за тешке метале у површинским водама за II и III класу воде према Уредби о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање (*"Sl. glasnik RS"*, 50/2012).

Табела 33. Тешки метали - ИМ Ђурђевић - Пећинци вода из рибака 1

Испитивани параметар	Јединица мере	Измерена вредност пролеће	Измерена вредност јесен	МДК *	МДК**
As	µg/L	34	36	10	50
Cd	µg/L	0,13	0,12	-	-
Hg	µg/L	1,14	1,18	-	-
Pb	µg/L	<0,1	<0,1	-	-
Cu	µg/L	9,12	9,24	-	500
Fe	µg/L	103,2	102,9	500	1000
Zn	µg/L	19,9	20,25	-	2000

*-Граничне вредности загађујућих материја у површинским водама за II класу воде

**-Граничне вредности загађујућих материја у површинским водама за III класу воде; Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање (*"Sl. glasnik RS"*, 50/2012).

Табела 34. Тешки метали – ИМ Ђурђевић - Пећинци вода из рибњака 2

Испитивани параметар	Јединица мере	Измерена вредност пролеће	Измерена вредност јесен	МДК*	МДК**
As	µg/L	24	26	10	50
Cd	µg/L	0,69	0,80	-	-
Hg	µg/L	1,59	1,67	-	-
Pb	µg/L	2,11	2,19	-	-
Cu	µg/L	<0,1	<0,1		500
Fe	µg/L	19,22	17,02	500	1000
Zn	µg/L	2,91	3,11		2000

*-Граничне вредности загађујућих материја у површинским водама за II класу воде

**-Граничне вредности загађујућих материја у површинским водама за III класу воде; Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање ("Sl. glasnik RS", 50/2012).

У Табели 35 су приказани резултати анализа концентрације тешких метала у води која је узоркована из канала за наводњавање. Осим резултата су приказане и граничне вредности за испитане елементе за воду која се може користити за наводњавање, а које су прописане Правилником о дозвољеним количинама опасних и штетних материја у земљишту и води за наводњавање ("Sl. glasnik RS", 23/94).

Табела 35. Тешки метали – ИМ Ђурђевић - Пећинци вода из мелиорационог канала

Испитивани параметар	Јединица мере	Измерена вредност пролеће	Измерена вредност јесен	МДК*
As	µg/L	14	16	50
Cd	µg/L	0,52	0,56	10
Hg	µg/L	0,94	0,98	1
Pb	µg/L	<0,1	<0,1	100
Cu	µg/L	0,4	0,5	100
Fe	µg/L	131	136	/
Zn	µg/L	6,77	6,88	1000

* Правилник о дозвољеним количинама опасних и штетних материја у земљишту и води за наводњавање ("Sl. glasnik RS", 23/94).

5.8.2. Резидуе токсичних елемената у седименту

Резултати анализа концентрација тешких метала у узорцима седимента који су узорковани у пролеће и јесен су приказани у Табели 36 и Табели 37. Извршено је и поређење просечних вредности садржаја тешких метала у седименту који је узоркован у пролеће и у јесен и резултати и добијене р-вредности су приказани у Табели 38.

Табела 36. Резултати анализе концентрације тешких метала у седименту- пролеће

Елемент	Канал за наводњавање	Предрибњак	Рибњак 1	Рибњак 2
As (mg/kg)	4,88	3,00	4,71	3,94
Cd (mg/kg)	0,65	0,16	0,38	0,96
Hg (mg/kg)	1,47	0,66	0,54	0,21
Pb (mg/kg)	0,77	1,50	2,22	1,67
Cu (mg/kg)	60,40	56,60	55,10	49,60
Fe (g/kg)	5,26	5,23	3,94	4,86
Zn (mg/kg)	114,50	92,80	113,00	106,40

Табела 37. Резултати анализе концентрације тешких метала у седименту - јесен

Елемент	Канал за наводњавање	Предрибњак	Рибњак 1	Рибњак 2
As (mg/kg)	5,21	3,20	4,86	4,13
Cd (mg/kg)	0,86	0,26	0,49	0,99
Hg (mg/kg)	1,49	0,69	0,62	0,29
Pb (mg/kg)	0,80	1,60	2,29	1,69
Cu (mg/kg)	60,90	57,10	55,80	49,90
Fe (g/kg)	5,31	5,32	4,31	4,95
Zn (mg/kg)	115,20	93,20	114,00	107,20

Табела 38. Поређење просечних концентрација тешких метала у узорцима седимента - пролеће и јесен

Елемент	Пролеће	Јесен	р-вредност
As (mg/kg)	4,13 ± 0,86	4,35 ± 0,89	0,74
Cd (mg/kg)	0,54 ± 0,35	0,65 ± 0,34	0,66
Hg (mg/kg)	0,72 ± 0,53	0,77 ± 0,51	0,89
Pb (mg/kg)	1,54 ± 0,60	1,60 ± 0,61	0,90
Cu (mg/kg)	55,42 ± 4,48	55,92 ± 4,56	0,88
Fe (g/kg)	4,82 ± 0,62	4,97 ± 0,47	0,71
Zn (mg/kg)	106,68 ± 9,90	107,40 ± 10,10	0,92

Средња вредност ± стандардна девијација (n=4); p < 0,05

Резултати анализа концентрације тешких метала у седименту указују на то да је концентрација испитиваних елемената била приближно једнака у оба узорковања, уз незнатно више вредности у јесењем периоду. Поређењем резултата између просечних вредности концентрација тешких метала у седименту који је узоркован у пролеће и у јесен утврђено је да разлика није била статистички значајна (p > 0,05) и да годишње доба није имало утицаја на садржај тешких метала у седименту у интегрисаном систему производње шарана.

5.8.3. Остаци токсичних елемената у различитим органима шарана

Резултати анализа тешких метала и металоида у различитим органима шарана (месо, кожа, шкрге, јетра, бубрег) који су узорковани у пролеће и у јесен су приказани у Табелама 39 и 40. На основу добијених резултата извршена је њихова упоредна анализа у односу на годишње доба у којем је спроведено узорковање, као и анализа њихове дистрибуције у различитим органима шарана.

Резултати анализа концентрације тешких метала у пролеће су показали да је просечна концентрација арсена била највиша у бубрегу (0,016 mg/kg), затим у кожи (0,008 mg/kg), па у јетри, шкргама, а најнижа концентрација је била у месу (0,003 mg/kg). Статистички значајна разлика је била између концентрације арсена у бубрегу

у односу на остале органе, док разлике у концентрацији арсена у кожи, јетри, шкргама и месу нису биле статистички значајне ($p > 0,05$). Концентрација кадмијума у органима шарана из пролећног узорковања је такође била највиша у бубрегу ($0,037 \text{ mg/kg}$), па у јетри ($0,018 \text{ mg/kg}$), док је била једнака, тачније испод границе детекције примењене методе ($<0,001 \text{ mg/kg}$) у месу, кожи и шкргама. Разлика у концентрацији кадмијума у бубрегу и јетри није била статистички значајна ($p > 0,05$). Просечна количина живе је у пролеће била највиша у бубрегу ($0,016 \text{ mg/kg}$), па у месу ($0,014 \text{ mg/kg}$), јетри ($0,006 \text{ mg/kg}$), кожи ($0,005 \text{ mg/kg}$), а најнижа у шкргама ($0,004 \text{ mg/kg}$), али разлике у концентрацијама живе у различитим органима нису биле статистички значајне ($p > 0,05$). Просечна концентрација олова у органима шарана узоркованих у пролеће је била највиша у јетри ($0,132 \text{ mg/kg}$), затим у бубрегу ($0,114 \text{ mg/kg}$), шкргама, кожи, а најнижа у месу ($0,036 \text{ mg/kg}$), при чему разлике у концентрацији олова у различитим органима нису биле статистички значајне ($p > 0,05$). Концентрација бакра је у пролеће била највиша у јетри ($2,11 \text{ mg/kg}$), па у шкргама, бубрегу, месу, а најнижа у кожи ($0,13 \text{ mg/kg}$). Разлика у концентрацији бакра је била статистички значајна између јетре и шкрга и осталих органа, док разлика између концентрације бакра између меса, и бубрега није била статистички значајна, али су разлике у односима концентрације бакра у месу и бубрегу у односу коју биле статистички значајне. Највиша просечна концентрација гвожђа у пролеће је била у бубрегу ($71,29 \text{ mg/kg}$), затим у јетри ($28,95 \text{ mg/kg}$), шкргама ($24,39 \text{ mg/kg}$), кожи, а најнижа у месу ($16,67 \text{ mg/kg}$). Разлика у концентрацији гвожђа је била статистички значајно већа у бубрегу у односу на остале органе и у јетри у односу на концентрацију у кожи и месу, док разлике између количине гвожђа у јетри и шкргама, као и између шкрга, коже и меса нису биле статистички значајне ($p > 0,05$). Концентрација цинка је у пролеће била највиша у бубрегу ($219,66 \text{ mg/kg}$), затим у шкргама, па кожи, јетри и најнижа у месу ($21,86 \text{ mg/kg}$). Разлике у концентрацији цинка у кожи и јетри, као и у јетри и месу нису биле статистички значајне ($p > 0,05$), док између осталих органа јесу.

Резултати анализа концентрације тешких метала и металоида у ткивима шарана који су узорковани у јесен су показали да је концентрација арсена била

највиша у бубрегу (0,59 mg/kg), затим у кожи, месу, јетри, а најнижа у шкргама (0,009 mg/kg). Статистички значајна разлика је била између концентрација арсена у бубрегу у односу на остале органе, кожи у односу на остале органе, месу у односу на друге органе, док разлика у концентрацији арсена између јетре и шкрга није била статистички значајна ($p > 0,05$). Концентрација кадмијума је у јесен била највиша у јетри (0,04 mg/kg), па у бубрегу (0,03 mg/kg), кожи (0,0015 mg/kg), шкргама (0,001 mg/kg), а у узорцима меса је била испод границе детекције односно била је мања од 0,001 mg/kg. Разлике између концентрација кадмијума у различитим органима су биле статистички значајне. Просечна концентрација живе је у јесен била највиша у узорцима меса (0,47 mg/kg), па јетре (0,09 mg/kg), коже (0,047 mg/kg) шкрга (0,017 mg/kg), а најнижа у узорцима бубрега (0,008 mg/kg) и разлике су биле статистички значајне. У јесен је концентрација олова је била највиша у јетри (0,82 mg/kg), па кожи (0,32 mg/kg), месу (0,24 mg/kg) шкргама (0,09 mg/kg), а најнижа у бубрегу (0,08 mg/kg). Разлике нису биле статистички значајне између концентрације олова у кожи и месу, као и у шкргама и бубрегу ($p > 0,05$). Просечна концентрација бакра је у јесен била највиша у јетри (3,92 mg/kg), затим шкргама (0,50 mg/kg), месу (0,115 mg/kg), бубрегу (0,11 mg/kg), а у узорцима коже је била најнижа (0,01 mg/kg), при чему једино разлика у концентрацији бакра у месу и бубрегу није била статистички значајна ($p > 0,05$). У јесен је ниво гвожђа био највиши у бубрегу (80,98 mg/kg), па у шкргама (54,15 mg/kg), јетри (36,001 mg/kg), кожи (30,94 mg/kg) а најнижи у месу (8,03 mg/kg), а једино разлика између концентрације гвожђа у јетри и кожи није била статистички значајна ($p > 0,05$). Ниво цинка је у јесен био највиши у бубрегу (109,45 mg/kg), затим у шкргама (101,43 mg/kg), кожи (58,14 mg/kg), месу (31,1 mg/kg), а најнижи у јетри (20,22 mg/kg). Разлика у концентрацији цинка није била статистички значајна ($p > 0,05$) једино између бубрега и шкрга.

Табела 39. Резултати анализа тешких метала и металоида у ткивима шарана -пролеће

Елемент (mg/kg)	Месо	Кожа	Шкрге	Јетра	Бубрег
As	0,003 ± 0,002B	0,008 ± 0,007B	0,004 ± 0,003B	0,006 ± 0,003B	0,016 ± 0,007A
Cd	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,018 ± 0,009A	0,037 ± 0,023A
Hg	0,0135 ± 0,001 2A	0,005 ± 0,0006A	0,004 ± 0,002A	0,006 ± 0,003A	0,016 ± 0,016A
Pb	0,036 ± 0,034A	0,07 ± 0,06A	0,078 ± 0,04A	0,132 ± 0,11A	0,114 ± 0,043A
Cu	0,148 ± 0,05C	0,13 ± 0,04C	0,85 ± 0,33B	2,11 ± 1,35A	0,38 ± 0,28C
Fe	16,67 ± 6,74C	17,24 ± 11,30C	24,39 ± 7,58BC	28,95 ± 3,92B	71,29 ± 18,48A
Zn	21,86 ± 6,95D	43,91 ± 7,58C	90,5 ± 27,20B	40,54 ± 23,55CD	219,66 ± 75,93A

Граница детекције (mg/kg) As, Cd, Hg и Pb = 0,001 mg/kg; Fe и Cu = 0,006 mg/kg; Zn = 0,007 mg/kg; резултати су приказани као средња вредност ± стандардна девијација (n = 7); A, B, C, D, E – вредности поред којих су различита слова се статистички разликују на нивоу значајности $p < 0,05$

Табела 40. Резултати анализа тешких метала и металоида у ткивима шарана -јесен

Елемент (mg/kg)	Месо	Кожа	Шкрге	Јетра	Бубрег
As	0,02±0,002C	0,04±0,009B	0,009 ± 0,002D	0,01±0,003D	0,59±0,278A
Cd	<0,001	0,0015±0,0006C	0,001D	0,04±0,018A	0,03±0,004B
Hg	0,47±0,09A	0,047±0,03C	0,017±0,006D	0,09±0,039B	0,008±0,005E
Pb	0,24±0,1B	0,32±0,12B	0,09±0,04C	0,823±0,486A	0,08±0,031C
Cu	0,115±0,02C	0,01±0,001D	0,50±0,33B	3,92±1,85A	0,11±0,015C
Fe	8,03±1,15D	30,94±14,42C	54,15±7,55B	36,001±3,55C	80,98±13,82A
Zn	31,1±8,006C	58,14±15,69B	101,43±12,52A	20,22±7,003D	109,45±29,13A

Граница детекције (mg/kg) As, Cd, Hg и Pb = 0,001 mg/kg; Fe и Cu = 0,006 mg/kg; Zn = 0,007 mg/kg; резултати су приказани као средња вредност ± стандардна девијација (n = 7); A, B, C, D, E – вредности поред којих су различита слова се статистички разликују на нивоу значајности $p < 0,05$.

Поређење разлика добијених резултата просечних вредности концентрација тешких метала између годишњих доба у којима је извршено узорковање (пролеће-јесен) и добијене p -вредности за сваки орган су приказани у Табели 41.

Табела. 41. Утицај годишњег доба на концентрацију тешких метала у различитим органима шарана

Елемент	Месо	Кожа	Шкрге	Јетра	Бубрег
As	$p < 0,0001$	$p < 0,0001$	$p = 0,001$	$p = 0,03$	$p = 0,0001$
Cd	/	/	/	$p = 0,004$	$p = 0,28^*$
Hg	$p = 0,0002$	$p = 0,04$	$p = 0,0002$	$p = 0,001$	$p = 0,10^*$
Pb	$p = 0,0004$	$p = 0,0003$	$p = 0,05^*$	$p = 0,003$	$p = 0,10^*$
Cu	$p = 0,26^*$	/	$p = 0,07^*$	$p = 0,06^*$	$p = 0,04$
Fe	$p = 0,006$	$p = 0,07^*$	$p < 0,0001$	$p = 0,004$	$p = 0,29^*$
Zn	$p = 0,04$	$p = 0,05^*$	$p = 0,35^*$	$p = 0,05^*$	$p = 0,004$

$p < 0,05$; $*p > 0,05$ - разлика није статистички значајна

На основу резултата приказаних у Табели 41 годишње доба у којем је извршено узорковање је значајно утицало на количину арсена у свим испитаним органима шарана. Концентрација кадмијума у бубрезима није била под утицајем годишњег доба, али су разлике између концентрације кадмијума у јетри биле статистички значајне у односу на годишње доба. Разлике у концентрацијама живе у бубрезима, олова у шкргама и бубрезима, бакра у месу, шкргама и јетри, гвожђа у кожи и бубрезима и цинка у кожи, шкргама и јетри нису биле статистички значајне у односу на годишње доба у којем је извршено узорковање.

5.9. Резултати испитивање присуства паразита код риба

Утврђено је присуство паразита који су карактеристични за производњу ципринида и који не представљају опасност од избијања масовнијих паразитоза.

Прегледом шарана током читавог периода гајења установљено је присуство следећих паразита: *Myxosporidia sp.*, *Lernaea cyprinacea*, *Dactylogyrus sp.*, *Argulus foliaceus*, *Ichthyophthirius multifiliis*, *Eimeria sp.* Бројност паразита није била велика и овом приликом није установљено ни једно паразитско обољење, али је број паразитских врста очекујући и карактеристичан за рибњачку производњу. Није установљено присуство зоонотских паразита.

5.10. Резултати праћења здравственог стања риба

Кондиција и здравствено стање риба током огледа било је задовољавајуће. Спорадично је запажена појава еритродерматитиса, у блажем облику. Када су у питању вирусне болести, може се нагласити да ни клиничким прегледом, а ни лабораторијском дијагностиком није утврђена појава ни пролећне виремије шарана, као ни кои-херпесвиросе.

6. ДИСКУСИЈА

6.1. Изградња рибњака

Рибњаци се могу градити на различитим категоријама и врстама земљишта, док је у огледу у овој дисертацији рибњак изграђен на обрадивом земљишту високог квалитета, водећи се чињеницом да ће такво земљиште дати веће приносе уз значајно мања улагања (*Ćirković i sar.*, 2002). Непропусност тла представља главни предуслов који земљиште мора да испуни да би било подесно за изградњу рибњака (*Coche i sar.*, 1995). У складу са наведеним принципом, рибњак је изграђен на непропусном тлу. Примена одговарајућих агротехничких мера, пре и у току изградње рибњака може отклонити остале недостатке подлоге. Приликом изградње рибњака, као једног од задатака на овој дисертацији, вођено је рачуна да се слојеви земље пажљиво уклањају приликом равнања дна рибњака и да се не дође до подземних вода или водопрпусног слоја. У првом случају, из рибњака се не може испустити вода, односно, немогуће је класичном пољопривредном механизацијом извршити сезонску обраду тла у пролећном периоду. У другом случају, порозно дно рибњака пропушта воду која се мора надокнадити са великим утрошком енергије за рад пумпи. Последице пропуста приликом изградње се касније тешко исправљају, а проузрокују и велика финансијска улагања. Пре почетка било каквих радова урадили смо геодетско снимања терена где ће бити рибњак да би смо израчунали количину земље која је потребна за уградњу у насипе и конфигурацију терена, оптималан пад терена у рибњаку. Даљи радови на изградњи рибњака рађени су као што су навели *Coche i sar.* (1995) и *Ćirković i sar.* (2002).

Природна продукција у рибњаку је повећана апликацијом агротехничких мера, као што су у својим истраживањима описали *Ćirković i sar.* (2012a; 2015b). Аерација рибњака током огледа била је континуирана и вршена је коришћењем

аератора, што је од велике важности за успешно гајење шарана што у својим радовима потврђују *Čanak i sar.* (2005) и *Ćirković i sar.* (2002).

6.2. Квалитет отпадне воде

Вода постаје све траженији ресурс како долази до пораста броја становника на Земљи, али и развоја привреде. Како расте потреба за водом и потрошња воде, тако расте и загађеност воде и повећава се количина отпадних вода. Када се отпадне воде непречишћене испусте у водотокове оне доприносе томе да се мењају хемијске, физичке и биолошке карактеристике воде. Велика потрошња воде се у кланици не може избећи и последично је кланична индустрија веома важан извор загађења животне средине. Напоменуто је да се вода у кланици користи за прање трупова, уклањање длака, чишћење и санитацију опреме и погона, као и у различитим фазама хлађења. Током свих наведених процедура у воду се сливају крв и масти које се приликом прања топлом водом могу у истој топити и као такве их је веома тешко издвојити из воде. Имајући у виду да је отпадна вода из кланице високо оптерећена органским материјама, биолошки процеси пречишћавања се препоручују за уклањање органског загађења воде (*Mittal, 2006*).

Приликом анализирања резултата везаних за квалитет отпадне воде из кланице, треба узети у обзир да број животиња који се коље варира у зависности од потреба тржишта и да ће самим тим и састав отпадне воде варирати (*Saddoud i Sayadi, 2007*). Вредност БПК₅ је, у води која је у истраживањима која су приказана у овој докторској дисертацији узоркована из пречистача отпадних вода кланице „ИМ Ђурђевић“, била 3463 mgO₂/l у пролеће и 3111 mgO₂/l у јесен, а вредност ХПК 4850 mgO₂/l у пролеће и 5754 mgO₂/l у јесен. У отпадној води из кланице „ИМ Ђурђевић“ пре третмана пречишћавања рН вредност била 7,27 приликом узорковања у пролеће и 8,02 у јесењем узорковању. У Табели 42 су приказане основне карактеристике отпадних вода из кланица према резултатима *Bustillo-Lecompte i Mehrvar (2017)*. Резултати који су добијени у истраживањима у оквиру ове докторске дисертације су у сагласности са резултатима које су навели поменути аутори, као и са резултатима истраживања које су објавили *Dauda i sar. (2016)*, према којима су анализе отпадне

воде из кланице у Нигерији су показале да је средња вредност БПК₅ била 2630 mg/L, а ХПК и 5830 mg/L. Све наведене вредности су биле изнад прихватљивих граница од 20 mg/L за БПК₅ и 1000 mg/L за ХПК за отпадну воду која се испушта из индустријских објеката у водотокове и које је поставила Светска здравствена организација (*WHO*, 2011). Резултати *Dauda i sar.* (2016) су показали и да је рН вредност отпадне воде била 7,9 а температура 26,75 °C што је било унутар препоручених граница *WHO* (2011), која је за рН вредност отпадне воде која се испушта из индустријских објеката у реке од 6,0 - 9,0.

Табела 42. Основне карактеристике отпадних вода из кланице (*Bustillo-Lecompte i Mehrvar*, 2017)

Параметри	Опсег	Средња вредност
БПК ₅ (mgO ₂ /l)	150 - 8500	3000
ХПК (mgO ₂ /l)	500 - 16000	5000
рН	4,9 - 8,1	6,5

Према резултатима који су приказани у овој дисертацији концентрација амонијака у води из пречистача је била 20,5 mg N/L у пролеће и 24,1 mg N/L у јесен, а укупног фосфора 42,5 mg P/L у пролеће и 49,2 mg P/L у јесен. Измерена концентрација нитрата у води из пречистача је у пролеће била 0,21 mg N/L, а у јесен 0,49 mg N/L, концентрација нитрита је била 0,42 mg N/L у пролеће, а 0,58 mg N/L у јесен, док је концентрација ортофосфата износила 2,23 mg P/L у пролеће и 4,15 mg P/L у јесен. Све наведене вредности су биле изнад прописаних вредности емисије на месту испуштања у површинске воде, а које износе: за ХПК 150, за БПК₅ 25, за концентрацију амонијака 10, а за укупни фосфор 2. Дакле, резултати испитиваних параметара воде, узорковане из пречистача, односно пре спровођења пречишћавања отпадних вода (Табела 8), су показали да испитани узорци и у пролећном и у јесењем узорковању не задовољавају граничне вредности емисије отпадних вода из објеката и постројења за прераду меса и конзервисање месних прерађевина (Уредба о граничним вредностима емисије загађујућих материја у води и роковима за њихово

достизање ("Sl. glasnik RS", 67/2011, 48/2012, 1/2016, члан 9. став 1, тачка 37. – Прилог 2. Глава I. Технолошке отпадне воде, Одељак 37. Граничне вредности емисије отпадних вода из објекта и постројења за прераду меса и конзервисање месних прерађевина, Табела 37.1. Граничне вредности емисије на месту испуштања у површинске воде)). Наведене граничне вредности су приказане и у Табели 1 у оквиру ове докторске дисертације.

Република Србија, као земља кандидат за чланство у Европској унији, је у процесу хармонизације законске регулативе са регулативом која се примењује у Европској унији. Месна индустрија је у обавези да четири пута годишње врши контролу отпадне воде, али упркос томе, подаци везани за квалитет отпадне воде из кланица у Србији су више него оскудни. *Milanović i sar.* (2016) су спровели истраживање и објавили резултате једногодишњег мониторинга отпадне воде из кланица са територије Војводине. Према резултатима истраживања *Milanović i sar.* (2016) вредности БПК₅ и ХПК су се кретале до 6960 mg O₂/ L и 14160 mg O₂/ L, што указује на велике количине крви, растворених масти, урина и фецеса у отпадној води. Установили су да је већина испитаних параметара била изнад дозвољених вредности која су прописане у Европској унији, али и граничних вредности прописаних у националним прописима за воду која се испушта у природне реципијенте. На основу резултата који су добијени током истраживања у овој дисертацији, као и на основу резултата *Milanović i sar.* (2016) може се закључити да је пречишћавање отпадних вода пореклом из кланице неопходно пре њиховог испуштања како у канализацију, тако и у природне водотокове.

Потребно је истаћи да је испуштање отпадних вода, које садрже опасне и загађујуће супстанце изнад прописаних граничних вредности емисије, у површинске или подземне воде законски забрањено. Према одредбама Закона о водама ("Sl. glasnik RS", 30/2010, 93/2012, 101/2016) забрањено је испуштање отпадних вода које садрже опасне супстанце изнад прописаних вредности или могу штетно деловати на сам процес пречишћавања воде у јавну канализацију. Све већи број кланица у Србији се одлучује да самостално третира отпадну воду како због високих трошкова испуштања нетретиране воде у локалне канализационе системе, али и због све

строжијих услова за испуштање воде у површинске воде. Такав је случај и са кланицом у оквиру које су извршена истраживања у овој докторској дисертацији. Постављене граничне вредности везане за загађење отпадних вода се разликују у законским прописима у различитим државама, а поређење граничних вредности које су прописане у Србији, Европској унији и које су препоручене (*World Bank Group*, 2007) су приказане у Табели 43.

Табела 43. Поређење граничних вредности за отпадне воде из кланице приликом њиховог испуштања према различитим регулативама које се примењују у свету

Параметар /јединица мере	Република Србија***	European Commission ****	World Bank Group *****
Темпертура / °C	30	н.а.	н.а.
рН	6,5-9	н.а.	6-9
Суспендоване материје / mg/l	35	35-60	50
БПК ₅ * / mgO ₂ /l	25	25	30
ХПК** / mgO ₂ /l	150	125	125
Амонијак (као NH ⁴ -N) / mg/l	10	10-15	10
Укупни фосфор / mg/l	2	1-2	2
Укупни неоргански азот (NH ⁴ -N, NO ³ -N, NO ² -N) / mg/l	18		
Хлор укупни / mg/l	0,4		

*БПК₅ - Биохемијска потрошња кисеоника; **ХПК - Хемијска потрошња кисеоника; ***Уредба о граничним вредностима емисије загађујућим материја у води и роковима за њихово достизање (67/2011, 48/2012, 1/2016); ****COUNCIL DIRECTIVE 91/271/EEC (1991) Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban waste-water treatment. The Official Journal of the European Union, L 135, 40-52, *****WORLD BANK GROUP (2007). Environmental, health and safety guidelines for meat processing. General EHS Guidelines: Environmental Wastewater and Ambient Water Quality, pp.1-16.

Анализе квалитета воде из излива пречистача, које су урађене у оквиру ове тезе, су показале да је измерена вредност за ХПК била 40 mg O₂/ L у пролеће, а 100 mg O₂/ L у јесен, за БПК₅ 18 mg O₂/ L у пролеће, а 24 mg O₂/ L у јесен). Концентрација амонијака је била 3,20 mg N/ L у пролеће и 1,98 mg N/ L у јесен, а концентрација укупног фосфора је у оба узорковања био изнад прописаних граничних вредности (4,36 mg P/ L у пролеће и 4,66 mg P/ L у јесен). Концентрација

нитрата у води из излива пречистача у пролеће је износила 21,7 mg N/ L, а у јесен 9,84 mg N/ L, нитрита 0,402 mg N/ L у пролеће, а 0,448 mg N/ L у јесен, концентрација ортофосфата је била 4,12 mg P/ L у пролеће и 4,51 mg P/ L у јесен. У пролеће је рН вредност била 8,1, а у јесен 8,2, док је концентрација раствореног кисеоника у пречишћеној отпадној води из кланице „ИМ Ђурђевић“ у пролеће износила 6,3 mg O₂/ L, а у јесен 7,82 mg O₂/ L. Добијени резултати су, осим када је концентрација укупног фосфора у питању, у сагласности са резултатима које су добили *Dankaka i sar.* (2018) који су испитали пречишћену отпадну воду из кланице у Нигерији у току четири недеље. Аутори су установили да су добијени резултати за параметре укључујући рН (6,9-7,4), БПК₅ (10,3-14,1 mg/L), ХПК, концентрацију раствореног кисеоника (4,2-8,5 mg/L), фосфата (0,29-0,31 mg/L), нитрата (15,6-20,4 mg/L) били унутар дозвољених граница за отпадну воду која треба да буде испуштена у животну средину, према Водичу који је објавила World Bank Group (2007). Поред тога, резултати испитаних параметара воде из излива пречистача који су приказани у Табели 9 су показали да испитани узорак за испитиване параметре ХПК, БПК₅ и амонијак задовољава граничне вредности које су прописане у Републици Србији, док је добијена вредност за параметар укупни фосфор била изнад прописане граничне вредности. Анализом резултата воде из пречистача и воде из излива пречистача и поређењем резултата испитаних параметара у узорцима воде пре и после пречишћавања може се констатовати да су у узорцима воде после третмана вредности свих испитиваних параметара биле значајно мање у односу на узорке пре пречишћавања и да је једино вредност за укупни фосфор после пречистача била виша у односу на граничну вредност дефинисану Уредбом о граничним вредностима емисије загађујућих материја у води и роковима за њихово достизање (*"Sl. glasnik RS"*, 67/2011, 48/2012, 1/2016).

Ефикасност рада уређаја за пречишћавање отпадне воде из кланице је у овој тези прорачуната на основу добијених резултата анализа воде пре и после третмана пречишћавања. Израчунато је да је ефикасност уређаја за пречишћавање отпадне воде из кланице „ИМ Ђурђевић“ за ХПК била 99% у пролеће, а 98% у јесен; за БПК₅

99% у оба годишња доба; за амонијак је била 84% у пролеће и 91% у јесен, а за укупни фосфор ефикасност пречистача је била 89% у пролеће и 90% у јесен.

Добијени резултати су у сагласности са резултатима које су објавили *Milanović i sar.* (2016), према којима је ефикасност уређаја за пречишћавање отпадне воде из кланице за БПК₅ била 97,97%, а за ХПК 98,08%. Ефикасност пречистача је у случају укупног фосфора била значајно већа у истраживању које је спроведено у овој дисертацији (89% у пролеће и 90% у јесен) у односу на истраживање *Milanović i sar.* (2016) у којем је ефикасност пречистача када је у питању уклањање фосфора била у распону од 15,29 до 68,48%.

Након пречишћавања вода одлази у предрибњак. Резултати анализа воде из предрибњака су показали да је вредност ХПК била 152 mg O₂/ L у пролеће и 182 mg O₂/ L у јесен; БПК₅ 80 mg O₂/ L у пролеће и 100 mg O₂/ L у јесен; концентрација амонијака је била 1,10 mg N/ L у пролеће и 1,20 mg N/ L у јесен, нитрата 0,430 mg N/ L у пролеће и 0,689 mg N/ L у јесен; нитрита 0,210 mg N/ L у пролеће, а у јесен 0,479 mg N/ L; концентрација укупног фосфора је била 0,410 mg P/ L у пролеће, а у јесен 0,932 mg P/ L, док је концентрација ортофосфата била 0,340 mg P/ L у пролеће и 0,864 mg P/ L у јесен. У предрибњаку се вршила додатна аерација и након тога се вода упуштала у два рибњака. Резултати анализа воде из рибњака 1 су показали да је ХПК била 24 mg O₂/ L у пролеће, а 28 mg O₂/ L у јесен; вредности за БПК₅ су биле 6 mg O₂/ L у пролеће и 5,6 mg O₂/ L у јесен; за амонијак 1,50 mg N/ L у пролеће и 0,255 mg N/ L у јесен; концентрација нитрата је била 0,379 mg N/ L у пролеће, а у јесен 0,11 mg N/ L; нитрита 0,060 mg N/ L у пролеће, а у јесен 0,017 mg N/ L; концентрација укупног фосфора је износила 0,042 mg P/ L у пролеће, а у јесен 0,095 mg P/ L; концентрација ортофосфата 0,029 mg P/ L у пролеће и 0,083 mg P/ L у јесен, а хлорида 13,8 mg Cl/ L у пролеће и 14,2 mg Cl/ L у јесен.

Резултати анализа воде узорковане из рибњака 2 су показали да је ХПК била <16 mg O₂/ L и у пролеће и у јесен; БПК₅ < 4 mg O₂/ L и у пролеће и у јесен. Концентрација амонијака је била 0,522 mg N/ L у пролеће и 0,493 mg N/ L у јесен; нитрата 0,431 mg N/ L у пролеће, а у јесен 0,092 mg N/ L; нитрита 0,057 mg N/ L у пролеће, а у јесен 0,024 mg N/ L; укупног фосфора 0,013 mg P/ L у пролеће, а у јесен

0,071 mg P/ L; концентрација ортофосфата 0,012 mg P/L у пролеће и 0,063 mg P/L у јесен, а хлорида 19 mg Cl⁻/ L у пролеће и 22 mg Cl⁻/ L у јесен. Према добијеним резултатима истраживања у овој дисертацији вода из рибњака 1 и рибњака 2 и у пролећном и у јесењем узорковању одговара класи 3, тј. испитивани параметри не прелазе максимално дозвољене концентрације за воду класе 3 према Уредби о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање (*"Sl. glasnik RS"*, 50/2012). Површинске воде које припадају овој класи обезбеђују на основу граничних вредности елемената квалитета услове за живот и заштиту ципринида и могу се користити у следеће сврхе: снабдевање водом за пиће уз претходни третман коагулацијом, флокулацијом, филтрацијом и дезинфекцијом, купање и рекреацију, наводњавање, индустријску употребу (процесне и расхладне воде). Према наведеној Уредби гранична вредност загађујућих материја у површинским водама за II класу воде је: за ХПК је 15 mg O₂/ L; нитрите 0,03 mg N/ L; док је за III класу воде гранична вредност за: ХПК 30 mg O₂/ L; БПК₅ 7 mg O₂/ L, нитрате 6 mg N/ L; нитрите 0,12 mg N/ L; укупан фосфор 0,4 mg P/ L; концентрацију ортофосфата 0,2 mg P/ L, а за хлориде 150 mg Cl⁻/ L. Добијени резултати су у сагласности са резултатима бројних истраживања, као и стручних надзора на рибњацима везаним за физичко-хемијске параметре воде који су потребни за производњу шаранских риба а које су у монографији „Гајење и квалитет меса шаранских риба“ навели *Ćirković i sar.* (2015b). У оба рибњака су такође постављени аератори. Вода се из рибњака системом филтрације преводила у мелиорациони канал како би била искоришћена за наводњавање плодне земље у околини кланице. Цео систем на тај начин чини један затворен еколошки процес. У овој докторској дисертацији су приказани и резултати анализа воде која је узоркована из мелиорационог канала. Вредност ХПК је била < 16 mg O₂/ L у пролеће и у јесен, а БПК₅ < 4 mg O₂/ L у оба годишња доба у којима је вршено испитивање. Концентрација амонијака је била 0,25 mg N/ L у пролеће и 0,415 mg N/ L у јесен; нитрата 0,111 mg N/ L у пролеће, 0,121 mg N/ L у јесен; нитрита 0,015 mg N/ L у пролеће, а у јесен 0,031 mg N/ L; измерена вредност укупног фосфора је била 0,041 mg P/ L у пролеће, а у јесен 0,073 mg P/ L; ортофосфата 0,048 mg P/ L у пролеће и

0,063 mg P/ L у јесен, а хлорида 14 mg Cl/ L у пролеће и 16 mg Cl/ L у јесен. Из приказаних резултата се може закључити да је вода из мелиорационог канала у оба узорковања одговарала квалитету класе 2/3 и као таква, може се несметано користити за наводњавање.

6.3. Производне перформансе

У овој докторској дисертацији су приказани резултати производних параметара шарана који је гајен у рибњаку који је делимично пуњен пречишћеном отпадном водом пореклом из кланице. Просечна маса шарана је на крају огледа била 2020 g. Конверзија, која је израчуната на основу количине додатне хране, је била око 1,5. Производња рибе по јединици површине је била 3270 kg/h. Добијени резултати су били у сагласности са резултатима производних показатеља шарана на конвенционалним рибњацима у Републици Србији. Производња на рибњацима варира од 300 - 700 kg/ha на мањем броју рибњака са екстензивним системом производње. На рибњацима са полуинтензивним начином производње на којима се поред природне хране доступне у рибњаку риба додатно храни житарицама производња је око 1400 kg/ha, а када се користе потпуне смеше за исхрану шарана производња је од 2000 - 3000 kg/ha (*Ljubojević i sar.*, 2013b). Наведено је да је шаран који је произведен у току израде ове тезе био храњен потпуним смешама за исхрану шарана. Поред тога, у овом огледу, је у исхрани риба коришћена и мешавина житарица и унутрашњих органа животиња које су клане у кланици „ИМ Ђурђевић“ (јетре, слезине). Добијени резултати указују да су оваквим начином исхране постигнути добри производни резултати, а поред тога није уочена појава болести на рибњацима и количина загађивача у анализираној води је била оптимална за шаранску производњу. *Vo* (2001) и *Thi Phong Lan* (2007) су навели да се отпадна вода може користити за гајење рибе, као извор воде али и као извор важних хранљивих материја за рибе. Хранљиве материје подржавају раст планктона и осталих организама, којима се храни риба из употребу додатне хране. Према резултатима који су део ове докторске дисертације интегрисани систем је обезбедио обиље нутритивних материја које су искоришћене од стране риба у рибњаку. Ове хранљиве

материје обезбеђују добру продукцију природне хране за рибе. На тај начин се смањује количина додатне хране, што значајно појефтињује производњу. Висок принос рибе у рибњацима је од суштинског значаја за економску одрживост рибарске производње. Поред економске користи, ова врста интеграције такође има еколошку и друштвену корист.

6.4. Квалитет меса произведеног шарана

Познавање квалитета меса риба је значајно посебно ако се узме у обзир значај меса риба у исхрани људи (*Kris-Etherton i sar.*, 2002, *Connor i Connor*, 2010). У истраживању које је спроведено у овој тези проценат влаге у месу шарана у пролеће ($74,95 \pm 1,37\%$) је био статистички значајно нижи ($p = 0,03$) у односу на проценат влаге који је измерен у јесен ($76,16 \pm 1,27$). Садржај протеина је био виши у пролеће ($17,99 \pm 0,40$) у односу на вредност добијену у јесен ($17,67 \pm 0,29\%$), што је било статистички значајно ($p = 0,03$). Процент масти у пролеће је био нижи ($4,57 \pm 1,35\%$) у односу на јесен ($5,19 \pm 1,55\%$), али разлика није била статистички значајна ($p = 0,29$). Већи проценат масти у јесењем узорковању се може објаснити и повећањем величине рибе. Наиме, у раније спроведеним истраживањима је доказана висока корелација између величине тела шарана и садржаја масти у месу (*Kocour i sar.*, 2007). Примећена је негативна корелација између садржаја масти и садржаја воде код шарана. Коефицијент Пирсонове корелације за наведене параметре је износио у пролеће $-0,97$, а у јесен $-0,96$, што указује на високу негативну корелацију. Садржај колагена у пролеће је био $1,04 \pm 0,43\%$, а у јесен $1,07 \pm 0,13\%$, а разлика није била статистички значајна ($p = 0,84$). Садржај колагена у укупним протеинима је био нижи у пролеће ($5,80 \pm 2,44$) у односу на јесен ($6,05 \pm 0,78\%$), али утврђена разлика није била статистички значајна ($p = 0,73$). Израчуната је енергетска вредност која је била виша у јесен ($117,38 \pm 13,09$ kcal), у односу на пролеће ($113,06 \pm 11,27$ kcal), али утврђена разлика није била статистички значајна ($p = 0,38$). Разлика у израчунатој енергетској вредности филета у пролеће и јесен је очекивана, јер су филети шарана узоркованог у октобру садржали више масти од филета шарана узоркованог у априлу. Шаран који је у оквиру ове дисертације произведен у интегрисаном систему

је имао повољан међусобни однос нутритивних материја, чему је морао допринети и висок ниво доступних храњивих материја у пречишћеној води. Резултати добијени у овој тези су у сагласности са резултатима до којих су дошли различити аутори који су урадили већи број истраживања квалитета мяса шарана у различитим системима производње. Хемијски састав шарана је био врло сличан ономе код шарана гајених у полуинтензивном систему производње на комерцијалном рибњаку који су храњени комплетним крмним смешама и код којих је садржај протеина био $17,30 \pm 0,39\%$, а садржај масти $3,41 \pm 1,37\%$ (*Ljubojević i sar.*, 2013c). Садржај протеина је значајно виши, а садржај масти нижи у поређењу са шараном исте масе који је добијен у кавезном систему производње и који је храњен кукурузом а код којег је садржај протеина био $16,23 \pm 0,54\%$, а садржај масти $9,79\%$ (*Ljubojević i sar.*, 2013c). Бројна истраживања која су раније спроведена су показала да је квалитет мяса шарана веома варијабилан и зависи од старости, система гајења и начина исхране. Садржај масти у месу шарана се у раније објављеним радовима кретао у распону од 2,3 до 16,8%, док је садржај протеина мање варијабилан и углавном је био у опсегу од 14 до 18% (*Vladau i sar.*, 2008; *Trbović i sar.*, 2009; *Ćirković i sar.*, 2011).

Садржај протеина у филетима шарана који је гајен у полуинтензивном систему производње и дохрањиван кукурузом и пшеницом и у истраживању које су спровели *Ćirković i sar.* (2011) је био 15,59%, а у овом истраживању 17,99% и 17,67% у узорцима из пролећног и јесењег узорковања. Интресантна је чињеница да је измерен значајно нижи садржај протеина у филетима из јесењег узорковања (17,99%) у односу на узорковање које је спроведено у пролеће (17,67%). Ово би се могло објаснити утицајем исхране, односно већим процентом житарица у исхрани риба у јесењем периоду. *Ljubojević i sar.* (2015) су запазили да смањен садржај протеина у храни за рибе води ка повећању садржаја масти и смањењу садржаја воде и протеина у мишићном ткиву. Повећан садржај угљених хидрата у исхрани шарана доводи до интензивнијег депоновања масти како око висцералних органа тако и у мишићном ткиву (*Trbović i sar.*, 2013). Садржај масти у месу риба варира у зависности од врсте рибе, годишњег доба, температуре воде и исхране (*Guler i sar.*, 2008, *Ćirković i sar.*, 2011). Повећан садржај масти у месу шарана негативно утиче и на његове сензорне

карактеристике, јер повећан садржај масти утиче на конзистенцију и текстуру меса шарана. У расположивој литератури нема података о квалитету меса риба која је произведена у рибњаку који је пуњен пречишћеном отпадном водом, тако да добијени резултати представљају значајан научни допринос. Из резултата добијених у овој дисертацији и поређењем са ранијим истраживањима везаним за квалитет меса шарана може се закључити да је употребом пречишћене отпадне воде из кланице добијен шаран доброг квалитета меса.

6.5. Микробиолошки квалитет воде, седимента и риба

Пораст броја људи на земљи и раст индустријске активности несумњиво доводе до загађења расположивих водених ресурса биолошким контаминентима, у које спадају и бактерије. Микробиолошка контаминација водених ресурса може бити пореклом од непрерађене и прерађене воде која се испушта из различитих индустријских постројења, укључујући и постројења за прераду хране. Ова врста контаминације представља важан проблем и негативно утиче на квалитет животне средине, а последично и на квалитет хране која се у таквој средини произведе. Процена загађења је веома битна са аспекта предузимања мера за ефикасно управљање водама и имплементацију система за пречишћавање отпадних вода из индустрије. Према резултатима приказаним у овој тези микробиолошки квалитет воде је био прилично уједначен у обе сезоне узорковања и није запажена значајна разлика у добијеним резултатима у односу на годишње доба. У узорцима воде из пречистача је утврђен висок број аеробних мезофилних бактерија и у пролеће ($1,55 \times 10^5$ CFU/mL) и у јесен ($1,58 \times 10^5$ CFU/mL). Поред тога, раније је наведено и да су утврђене и високе вредности БПК₅ (3463 mg O₂/ L у пролеће и 3111 mg O₂/ L у јесен) и ХПК (4850 mg O₂/ L у пролеће и 5754 mg O₂/ L у јесен). Добијени резултати су у сагласности са резултатима до којих су дошли *Milanović i sar.* (2016) и *Stošić i sar.* (2016) у својим истраживањима. Резултати добијени у истраживањима спроведеним у оквиру ове дисертације су показали да су индикатори фекалног загађења, у које спадају укупни колиформи, фекални колиформи, били присутни у високом броју у узорцима воде пре пречистача. Број укупних колиформа је у пролеће био $1,5 \times 10^5$

CFU/mL, а у јесен $1,56 \times 10^5$ CFU/mL. Број колиформних бактерија фекалног порекла је у пролеће био $1,2 \times 10^4$ CFU/mL, а на јесен $1,18 \times 10^4$ CFU/mL. Добијени резултати су у сагласности са резултатима истраживања *Dauda i sar* (2016) према којима су анализе отпадне воде из кланице у Нигерији су показале да је у отпадној води из кланице укупан број бактерија и колиформа износио $2,16 \times 10^7$ и $1,62 \times 10^5$ CFU/mL. Све ово указује на чињеницу да је отпадна вода из кланице веома значајан потенцијални хазард и да не би требала да буде испуштена у реципијенте без претходног третмана. У истраживању које су спровели *Stošić i sar.* (2016) укупан број колиформа је веома варирао, па је у пролећном периоду био $1,6 \times 10^7$ CFU/mL, а у летњем $1,7 \times 10^3$ CFU/mL. Аутори су велике варијације у укупном броју колиформа у отпадној води објаснили разликама у обиму клања, односно разликама у броју закраних грла у кланици непосредно пре узорковања воде. Резултати који су у овој тези добијени после анализа отпадне воде узорковане након процеса пречишћавања су показали да је број укупних колиформа у пролеће био $8,2 \times 10^2$ CFU/mL, а у јесен $8,4 \times 10^2$ CFU/mL; број колиформних бактерија фекалног порекла је у пролеће био 86 CFU/mL, а у јесен 89 CFU/mL, а број аеробних мезофилних бактерија је у пролеће износио $8,4 \times 10^2$ CFU/mL, а у јесен $8,9 \times 10^2$ CFU/mL. Из добијених резултата се може видети да је микробиолошки квалитет воде након пречишћавања значајно побољшан. У пречишћеној отпадној води није установљено присуство *Streptococcus faecalis*, *Proteus* sp., ни *Pseudomonas aeruginosa*. У истраживању које су спровели *Marković i sar.* (2016) у рибањачкој води после постројења за пречишћавање отпадних вода није детектовано присуство *Proteus* sp. и *Pseudomonas aeruginosa*, што је у складу са резултатима који су приказани у овој дисертацији.

На основу резултата микробиолошких анализа воде који су узорковани пре и после пречишћавања израчуната је ефикасност уређаја за пречишћавање, која је за укупан број колиформних бактерија била 99,95% у пролеће и 99,46% у јесен, за колиформне бактерије фекалног порекла 99,28% у пролеће и 99,25% у јесен, за аеробне мезофилне бактерије 99,46% у пролеће и 99,44% у јесен, а за сулфиторедукујуће бактерије 94,45% у пролеће и 94,71% у јесен. Ефикасност

пречистача за *Streptococcus faecalis*, *Proteus* sp. и *Pseudomonas aeruginosa* је била 100% у оба узорковања. Добијени резултати су у сагласности са резултатима које су објавили *Stošić i sar.* (2016), према којима је ефикасност пречистача у кланици за различите микроорганизме била од 96,08% до 99,99%.

Потребно је напоменути и да је загађење рибњака фекалним материјалом велики потенцијални ризик за животну средину и за здравље људи и животиња, пошто представља потенцијални извор патогених микроорганизама. Температура, количина раствореног кисеоника и хранљивих материја у рибњаку имају значајан утицај на бактеријску популацију у води из рибњака (*Qin i sar.*, 2016). Супротно, постоје и фактори околине, као што су рН и укупни фосфор за које је утврђено да нису имали утицаја на бактеријску популацију. Микроорганизми имају есенцијалну улогу у акватичним екосистемима. Они помажу у кружењу хранљивих материја, имају утицај на квалитет воде, утичу на процесе исхране риба и могу утицати на патогене, било путем конкуренције или продукције антибактеријских супстанци. Уколико дође до поремећаја у балансу микроорганизама може доћи до избијања болести и великих економских губитака. Стога је идентификација бактерија у животној средини риба веома важна како би се припремиле мере превенције настанка болести и борба против истих уколико наступе.

Пошто вода у рибњацима у овом експерименту потиче из кланице очекиван је висок укупан број бактерија услед високог органског оптерећења. Резултати су показали да је у води која је узоркована из рибњака 1 број укупних колиформа био $9,1 \times 10^2$ CFU/mL у пролеће и $9,5 \times 10^2$ CFU/mL у јесен, број колиформних бактерија фекалног порекла је био 93 CFU/mL у пролеће и 94 CFU/mL у јесен, укупан број бактерија је био $9,2 \times 10^2$ CFU/mL у пролеће и $9,4 \times 10^2$ CFU/mL. Анализе воде која је узоркована из рибњака 2 су показале да је број укупних колиформа био $7,3 \times 10^2$ CFU/mL у пролеће и $7,8 \times 10^2$ CFU/mL у јесен, број колиформних бактерија фекалног порекла је био 82 CFU/mL у пролеће и у јесен, укупан број бактерија је био $7,4 \times 10^2$ CFU/mL у пролеће и $7,5 \times 10^2$ CFU/mL у јесен. Микробиолошки квалитет воде у испитиваним рибњацима одговарао је квалитету воде између класе 2 и класе 3, према Уредби о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним

водама и седименту и роковима за њихово достизање ("Sl. Glasnik RS", 50/2012). Класификација у поменутој уредби је усклађена са класификацијом воде према оквирној директиви Европске уније (European Parliament & Council, 2006). Број укупних колиформа је био уједначен у пролеће ($7,3 \times 10^2$ CFU/mL – $9,1 \times 10^2$ CFU/mL) и у јесен ($7,8 \times 10^2$ CFU/mL - $9,5 \times 10^2$ CFU/mL), и на основу њиховог броја вода из рибњака је одговарала класи 3 квалитета, при чему вредности нису прелазиле граничне параметре за ову класу, односно граничне вредности које би указивале на критично фекално загађење. Слична ситуација је забележена и када је у питању број фекалних колиформа (82 CFU/mL – 94 CFU/mL) који су прецизнији индикатори фекалног загађења и вредности за њихов број нису прелазиле границу критичног фекалног загађења. Микробиолошки квалитет воде у рибњаку који се напаја отпадном водом је посебно важно контролисати, ако се узме у обзир да постоје резултати према којима је микробиолошка флора рибе повезана са микробиолошком флором воде из рибњака (Guzman i sar., 2004). Према препорукама Светске здравствене организације (WHO, 2006) број фекалних колиформа не би требао бити већи од 10^3 на 100 mL воде из рибњака. Harnisz i Tucholski (2010) су испитивали микробиолошки квалитет воде и рибе која је гајена у рибњаку који је примарно пуњен бунарском водом уз додавање пречишћене вода из канализације два пута годишње. Према резултатима до којих су дошли наведени аутори укупан број микроорганизама у узорцима воде је био $7,5 \times 10^5$ CFU/mL, а број колиформа $3,8 \times 10^4$ CFU/mL, што је више у односу на резултате који су добијени у овој докторској дисертацији. Установили су присуство колиформа у садржају дигестивног тракта, мукусу са коже и мишићном ткиву у броју од 70 000 CFU/g, 6200 CFU/g и 15 CFU/g, односно. Када је број микроорганизама у води низак, онда ће се микроорганизми налазити у дигестивном тракту риба, као и у мукусу на кожи, али не и у мишићном ткиву риба (El-Shafai i sar., 2004). Према резултатима Guzman i sar. (2004) *E. coli* пенетрира у органе риба када концентрација *E. coli* у води достигне 1000 CFU/mL.

Несумњив је значај микробиолошке анализе воде у аквакултури са аспекта осигурања одговарајућег квалитета воде за гајење риба, као и праћење ефекта гајења риба на водену средину рибњака. Интензивирање производње у аквакултури доноси

и ризике од њеног потенцијално негативног ефекта на животну средину, а један од најважнијих је и прекомерно уношење хранљивих материја у рибњак. Главни извор тих хранљивих материја је храна за рибе која се једним делом уграђује у биомасу риба, а једним делом се као суспендована органска материја или растворљива материја пореклом из измета, екскрета и вишка хране задржава у води. На тај начин долази до еутрофикације воде и доводи до ризика од појаве болести риба, али доводи и до негативних ефеката на екосистем рибњака. Промене у квалитету воде изазивају стрес код риба и повећавају могућност појаве болести, што је последица интеракција са условно патогеним микроорганизмима (*El-Matbouli i Hoffmann, 2002*). Потребно је контролисати утицај аквакултуре на животну средину и смањити потенцијално негативне ефекте на најмању могућу меру што се постиже праћењем микробиолошког квалитета воде у рибњаку.

Резултати анализа воде из мелиорационог канала које су спроведене у оквиру ове тезе су показали да је у пролеће број укупних колиформа био $6,9 \times 10^2$ CFU/mL, а у јесен $7,6 \times 10^2$ CFU/mL у јесен, број колиформних бактерија фекалног порекла је био 82 CFU/mL у пролеће и 84 CFU/mL у јесен, укупан број бактерија је био $7,1 \times 10^2$ CFU/mL у пролеће и $7,2 \times 10^2$ CFU/mL у јесен. На основу добијених резултата вода из мелиорационог канала је одговарала класи 3 што значи да се несметано може користити за наводњавање.

Квалитет седимента је веома важна компонента у свим програмима заштите и квалитета воде укључујући и микробиолошки квалитет. Он је неодвојив део акватичне средине и неопходно је пратити његов квалитет како би се одредило у којој мери је седимент резервоар и секундарни извор контаминената у води. Према резултатима приказаним у овој докторској дисертацији просечна вредност за укупан број бактерија у седименту у пролеће је била $7,66 \pm 0,12 \log_{10}$ CFU/g, а у јесен $7,77 \pm 0,11 \log_{10}$ CFU/g, при чему није утврђена статистички значајна разлика у односу на годишње доба у којем је извршено узорковање ($p = 0,27$); просечан број ентеробактерија у пролеће је био $4,56 \pm 0,07 \log_{10}$ CFU/g, а у јесен $4,62 \pm 0,09 \log_{10}$ CFU/g без статистички значајне разлике ($p = 0,32$); просечан број колиформних бактерија у пролеће је био $4,47 \pm 0,08 \log_{10}$ CFU/g, а у јесен $4,48 \pm 0,12 \log_{10}$ CFU/g,

($p = 0,92$), а број *E. coli* у седименту је у пролеће био $1,64 \pm 0,07 \log_{10}$ CFU/g, а у јесен $1,68 \pm 0,12 \log_{10}$ CFU/g при чему утврђена разлика није била статистички значајна ($p = 0,62$). Добијени резултати за укупан број бактерија у седименту су у просеку нижи у односу на резултате до којих су дошли *Al-Harbi i Uddin* (2006) када су извршили испитивање узорака седимента рибњака у Саудијској Арабији и према којима је просечан укупан број бактерија био $7,72 - 8,15 \log_{10}$ CFU/g у пролеће и $7,63 - 8,79 \log_{10}$ CFU/g у јесен. Аутори су утврдили да је број бактерија био највиши у летњем периоду, а најнижи током зиме. Установили су присуство 20 бактеријских врста у узорцима седимента, при чему су најприсутнији били грам-негативни штапићи (77%). Присуство *Salmonella* spp. су запазили само током зимских месеци. У истраживању у оквиру ове докторске дисертације, *Salmonella* spp. није детектована ни у узорцима узоркованим у пролећном ни у узорцима узоркованим у јесењем периоду. Раније спроведена истраживања су показала да разлике у температури и концентрацији кисеоника значајно утичу на популацију микроорганизама у седименту (*Bryant i sar.*, 2012; *Wu i sar.*, 2013). У истраживању у оквиру ове дисертације, узорковање је извршено у пролеће и у јесен, при чему је температура воде била $20-23^{\circ}\text{C}$, дакле није било значајних разлика, што се вероватно одразило на то да ни микробиолошки статус седимента није био значајно различит. Бактеријска популација седимента рибњака у великој мери зависи од хране која се користи током гајења рибе, температуре, као и количине кисеоника (*Smith*, 1998). Бактерије учествују у већини хемијских процеса који се одвијају у земљаним рибњацима, а такође могу бити и примарни или секундарни патогени. Бактеријска популација и њен број у седименту утичу на квалитет воде, квалитет рибе и производа добијених од рибе. Ранија истраживања су показала да је гастроинтестинална флора риба веома варијабилна и да веома зависи од средине у којој су рибе гајене, посебно од микробиолошког квалитета хране и седимента (*Campbell i Buswell*, 1983; *Nieto i sar.* 1984). Менаџмент седимента рибњака може бити кључни фактор који утиче на бактеријску популацију земљаног рибњака и здравље риба током сезоне гајења. У ту сврху су неопходни подаци везани за микробиолошки квалитет седимента рибњака што је веома ретко предмет истраживања. Приказани резултати би могли повећати

разумевање и познавање бактериологије седимента рибака, што би се могло користити у утврђивању неодговарајуће праксе у аквакултури.

Резултати микробиолошког испитивања различитих ткива шарана произведеног у интегрисаном систему у оквиру ове докторске дисертације су показали да је: укупан број бактерија у филетима са кожом у пролеће био $5,74 \pm 0,14 \log_{10} \text{CFU/g}$, а у јесен $5,76 \pm 0,16 \log_{10} \text{CFU/g}$ ($p = 0,64$); укупан број бактерија у шкргама у пролеће је био $6,86 \pm 0,06 \log_{10} \text{CFU/g}$, а у јесен $6,83 \pm 0,08 \log_{10} \text{CFU/g}$ ($p = 0,39$); укупан број бактерија у дигестивном тракту у пролеће је био $7,87 \pm 0,12 \log_{10} \text{CFU/g}$, а у јесен $7,8 \pm 0,16 \log_{10} \text{CFU/g}$ ($p = 0,09$). Број ентеробактерија у филетима са кожом је и у пролеће и у јесен био испод границе детекције методе испитивања ($<10 \text{CFU/g}$); у шкргама је био $2,69 \pm 0,11 \log_{10} \text{CFU/g}$ у пролеће и $2,55 \pm 0,23 \log_{10} \text{CFU/g}$ у јесен ($p = 0,05$); док је у дигестивном тракту био $4,52 \pm 0,18 \log_{10} \text{CFU/g}$ у пролеће и $4,69 \pm 0,35$ у јесен ($p = 0,14$). Број колиформних бактерија је био испод границе методе испитивања у филетима са кожом ($<10 \text{CFU/g}$) и у пролеће и у јесен, док је у шкргама у пролеће био $2,77 \pm 0,07 \log_{10} \text{CFU/g}$, а у јесен $2,76 \pm 0,11 \log_{10} \text{CFU/g}$ ($p = 0,95$); а у дигестивном тракту $4,64 \pm 0,06 \log_{10} \text{CFU/g}$ у пролеће и $4,73 \pm 0,15 \log_{10} \text{CFU/g}$ у јесен ($p = 0,07$). Број *E. coli* је и у филетима са кожом и у шкргама и у пролеће и у јесен био испод границе детекције методе која је коришћена за испитивање ($<10 \text{CFU/g}$), док је у дигестивном тракту број *E. coli* био $1,45 \pm 0,19 \log_{10} \text{CFU/g}$ у пролеће и $1,5 \pm 0,29 \log_{10} \text{CFU/g}$ у јесен, а p -вредност је била 0,60. Број сулфиторедукујућих клостридија, коагулаза позитивних стафилокока и *Listeria monocytogenes* је у свим анализираним ткивима шарана и у пролеће и у јесен био испод границе детекције примењене методе ($< 10 \text{CFU/g}$).

Резултати тестирања и утврђивања статистичке значајности између резултата испитивања која су део ове дисертације су показали да је p -вредност за све испитане параметре била већа од 0,05, подносно да није било статистички значајне разлике за испитане микробиолошке параметре у односу на годишње доба у којем је извршено узорковање. Број бактерија (укупан број бактерија, број ентеробактерија, број колиформних бактерија и број *E. coli*) је зависио је од врсте анализираних узорка, односно разлике у броју бактерија су биле статистички значајне између меса са

кожом, шкрга и дигестивног тракта ($p < 0,001$). Укупан број бактерија је био највећи у дигестивном тракту (у пролеће $7,87 \pm 0,12 \log_{10}$ CFU/g, а у јесен $7,78 \pm 0,16 \log_{10}$ CFU/g), затим у шкргама ($6,86 \pm 0,06 \log_{10}$ CFU/g у пролеће и $6,83 \pm 0,08 \log_{10}$ CFU/g у јесен), а најмањи у месу шарана са кожом ($5,74 \pm 0,14 \log_{10}$ CFU/g у пролеће и $5,76 \pm 0,16 \log_{10}$ CFU/g у јесен). Разлике у броју бактерија у филетима шарана са кожом у односу на дигестивни тракт, као и у броју бактерија у шкргама у односу на дигестивни тракт су такође биле статистички значајне. Статистичка анализа је такође показала значајне разлике у броју свих испитаних бактерија између филета са кожом и шкрга ($p < 0,001$).

Месо риба је веома осетљиво на микробиолошку контаминацију услед високог садржаја незасићених масних киселина и воде. *Emirke i sar.* (2011) претпостављају да висок број аеробних бактерија у месу риба може бити последица њиховог умножавања након излова и током транспорта, или може бити последица неправилне манипулације рибом. Релативно низак број бактерија у филетима риба са кожом ($5,74 \pm 0,14 \log_{10}$ CFU/g у пролеће; $5,76 \pm 0,16 \log_{10}$ CFU/g у јесен) у односу на шкрге ($6,86 \pm 0,06 \log_{10}$ CFU/g у пролеће, $6,83 \pm 0,08 \log_{10}$ CFU/g у јесен) и дигестивни тракт ($7,9 \pm 0,12 \log_{10}$ CFU/g у пролеће, $7,8 \pm 0,16 \log_{10}$ CFU/g у јесен) и одсуство патогених бактерија у овом истраживању, је последица асептичног руковања рибом током расецања и обраде и правилног узорковања. Резултати који су добијени указују на значајно нижи укупан број бактерија у месу и на кожи у односу на дигестивни тракт. Мукус на кожи шарана има бактерицидна својства и ефикасно смањује број микроорганизама па је месо риба без коже углавном без бактерија. Укупан број бактерија у истраживању које су спровели *Sanjee i Karim* (2016) кретао се од $2,8 \times 10^5$ до $4,9 \times 10^5$ CFU/g што је нешто ниже у односу на истраживање у овој тези где се укупан број бактерија у филетима са кожом кретао у опсегу од $3,5 \times 10^5$ до $8,47 \times 10^5$ у пролеће и од $3,16 \times 10^5$ до $9,87 \times 10^5$ CFU/g у јесен. *Zmyslowska i sar.*, (2003) су објавили резултате према којима је просечан број бактерија у садржају дигестивног тракта риба гајених у води која је добијена из електране био $5,25 \log_{10}$ CFU/g, што је значајно ниже у односу на просечан број бактерија који је добијен у истраживању у овој тези ($7,5 - 8,1 \log_{10}$ CFU/g). Присуство и преживљавање

бактерија у дигестивном тракту риба у великој мери зависи од услова животне средине, углавном температуре (*Zmyslowska i sar.*, 2001). Температура воде је током оба дана када је извршено узорковање била у опсегу 20 – 23 °С, исто као и у истраживању које су спровели *Zmyslowska i sar.* (2003). Важно је напоменути и чињеницу да су *Zmyslowska i sar.* (2003) у свом истраживању користили јесетре, а познато је да се шаран, који је коришћен у истраживању у оквиру ове дисертације, храни са дна рибњака тако да је могао бити изложен бактеријама које су присутне у седименту рибњака (*Thi Phong Lan i sar.*, 2007). *Surendraraj i sar.* (2009) су навели да је укупан број бактерија у месу шарана био у опсегу од 4,19 до 4,85 log CFU/g што је ниже у односу на вредности добијене у овом истраживању (5,74 ± 0,14 log₁₀ CFU/g у пролеће; 5,76 ± 0,16 log₁₀ CFU/g у јесен)). Требало би нагласити да је овај релативно висок број микроорганизама нађен у деловима шарана који нису јестиви као што су кожа, шкрге и дигестивни тракт. Ови делови се уклањају у току обраде и последично се побољшава микробиолошки квалитет филета шарана. *Zmyslowska i sar.* (2002) су запазили да је број бактерија у мукусу риба обично 10² до 10⁷/cm² коже, а да број бактерија у дигестивном тракту достиже 10⁸ по граму садржаја дигестивног тракта. *Sterniša i sar.* (2016) су у ревијалном раду приказали већи број истраживања везаних за микробиолошки квалитет различитих делова риба. Навели су да је укупан број бактерија био у опсегу од 2,0 log CFU/cm² до 7 log CFU/cm² коже и од 3,0 до 9,0 log CFU/g у шкргама и дигестивном тракту код различитих врста риба у време улова (што је у сагласности са резултатима добијеним у овом истраживању. *Harnisz i Tucholski* (2010) су запазили да микроорганизми присутни у дигестивном тракту риба имају улогу индикатора микробиолошког квалитета воде која се користи у производњи риба. Наведени аутори су објавили резултате према којима је број колиформа у води која се користила за гајење риба био 3,8 x10⁴ CFU/mL, што је више у односу на резултате који су добијени у овој докторској дисертацији. Према њиховим резултатима број колиформа у садржају дигестивног тракта је био 4,84 log₁₀ CFU/g, што је више у односу на резултате који су добијени у току истраживања у овој тези (4,64 – 4,73 log₁₀ CFU/g).

Резултати приказани у овој тези показују зависност броја бактерија у односу на врсту узорка, односно у односу на то који орган је анализиран, што је у сагласности са резултатима до којих су дошли *Zmyslowska i sar.* (2002). Аутори наводе да је највећи број микроорганизама био у садржају дигестивног тракта, нижи на површини коже, а најнижи у мишићном ткиву. Према њиховим резултатима укупан број микроорганизама у дигестивном тракту је био у опсегу од 5,73 до 5,81 \log_{10} CFU/cm² што су ниже вредности у односу на резултате из ове тезе (7,5 - 8,1 \log_{10} CFU/g). *Zmyslowska i sar.* (2002) су објавили да је највећи број *Enterobacteriaceae* код риба био у садржају дигестивног тракта, при чему су детектовали *Enterobacteriaceae* у јесен и пролеће, док је њихов број у току зиме био испод границе детекције. У истраживању у оквиру ове дисертације је нађен релативно висок број *Enterobacteriaceae* у дигестивном тракту, а у месу са кожом нису биле присутне, тј. њихов број је био нижи од границе детекције коришћене методе. Такође, број *Enterobacteriaceae* у шкргама и дигестивном тракту шарана је био значајно нижи у поређењу са резултатима до којих су дошли *Ogbondemini i Okoeme* (1989) и *Njoku i sar.* (2015).

Велики јавно здравствени проблем и забринутост јавности изазива могућа контаминација риба фекалним колиформима из отпадних вода (*El-Shafai i sar.*, 2004). Присуство фекалних колиформа у риби, која је намењена за исхрану људи, може представљати потенцијални hazard и може проузроковати болести код људи (*Swartz,* 2002). Низак број колиформа у месу риба приказује и ефикасност процедура које се односе на безбедност током обраде рибе. Према добијеним резултатима број *Enterobacteriaceae* и број колиформа у филетима са кожом је био испод границе детекције примењене методе и много нижи у односу на резултате које су добили *Huang i Leung* (1993) према којима је број фекалних колиформа био 1,48 CFU/g у узорцима меса сома. Према *Kay i sar.* (2008) бактерије фекални индикатори у води рибњака могу бити последица ђубрења рибњака ђубривом пореклом од домаћих животиња које се примењује директно у рибњак или је последица екскреције риба. Поред тога, може бити пореклом из воде из кланице. У овом истраживању, *E. coli* је била присутна само у дигестивном тракту и број се кретао од 1,45 \log CFU/g до 1,5

CFU/g у пролеће и јесен док је број *E. coli* у шкргама и у филетима са кожом био испод границе детекције.

Fernandes i sar. (1997) су запазили да се број *E. coli* код рибе значајно разликује током различитих годишњих доба. Запазили су да је највећи број *E. coli* био током лета, док *E. coli* није детектована током пролећа и зиме. Извор контаминације меса риба могу бити бактерије из дигестивног тракта риба, али и људи. Низак ниво бактерија током пролећа и зиме је за последицу имао и низак број бактерија у месу риба. *Dang i Dalsgaard* (2012) су испитивали ниво контаминације, односно број *E. coli* у месу риба и садржају дигестивног тракта белог амуре (*Ctenopharyngodon idellus*), белог толстолобика (*Hypophthalmichthys molitrix*), и великог индијског шарана (*Labeo rohita*) који су гајени у пет рибњака у Вијетнаму, који су ђубрени свињским стајњаком. Поред тога, испивање су извршили и на узорцима пореклом са пет рибњака који нису ђубрени. Према њиховим резултатима, број *E. coli* у мишићном ткиву риба је био од < 10 до 820 CFU/g, без обзира да ли су гајени у рибњацима који су ђубрени или у рибњацима који нису ђубрени. Број *E. coli* у садржају дигестивног тракта је био 4,75, 5,25, и 5,07 log CFU/g за толстолобика, амуре и индијског шарана, односно био је око 100 пута већи у рибама и рибњацима који су ђубрени свињским стајњаком у поређењу са онима који нису. Може се запазити да је број *E. coli* био низак у мишићном ткиву риба гајених у рибњацима који су ђубрени свињским стајњаком, иако је број ове бактерије био висок у дигестивном тракту ових риба. Аутори су указали на чињеницу да је критична тачка за контролу безбедности хране превенција фекалне крос-контаминације током обраде и евисцерације рибе. Према резултатима који су добијени у истраживању у овој дисертацији број *E. coli* је био око 2000 пута нижи у односу на резултате наведених аутора (број *E. coli* је у садржају дигестивног тракта био $1,45 \pm 0,19 \log_{10}$ CFU/g у пролеће, $1,5 \pm 0,29 \log_{10}$ CFU/g у јесен; у месу са кожом и шкргама < 10 CFU/g) што указује на ефикасност пречистача. Бактерија *S. aureus* може бити присутна као последица контаминације рибњака од стране животиња или људи, и у истраживању у овој тези није детектована. Ова бактерија може да расте и да продукује ентеротоксин у свежој риби уколико се са њом поступа на неодговарајући начин током

манипулације, уколико је температура изнад 10°C, посебно ако је укупан број бактерија низак. Уколико је укупан број бактерија висок, тада *S. aureus* није у могућности да се такмичи са таквом микрофлором и доћи ће до органолептичког квара рибе пре него што се *S. aureus* умножи. Број *S. aureus* је важан фактор микробиолошке безбедности риба, пошто је енетротоксин који продукује *S. aureus* термостабилан и неће бити уништен током топлотног третмана.

Инциденца салмонелозе изазване месом риба је релативно ниска у поређењу са истом која је последица конзумације меса фармских животиња. Када се има у виду да је *Salmonella* spp. водећи узрочник болести изазваних храном или гастроентеритиса које карактерише дијареја, мучнина, повраћање, грозница и абдоминални бол, детекција *Salmonella* spp. се не може изоставити. *Salmonella* spp. се може појавити у животној средини рибњака као резултат фекалне контаминације. Може бити присутна у риби, а касније и у производима од рибе. *Iwamoto i sar.* (2010) су објавили да је *Salmonella* spp. била узрочник у 18 случајева болести повезаних са конзумирањем рибе и производа од рибе, при чему је било 347 болесних и 28 хоспитализованих у периоду од 1973 до 2006 године. *Hassan i sar.* (2018) су објавили да је 62 људи у Сједињеним Америчким Државама било инфицирано након конзумирања замрзнуте туне, а узрочник је била *Salmonella Paratyphi* В варијанта L(+) татарат(+) (претходно *Salmonella Java*). Трговина рибом и производима од рибе који садрже *Salmonella* sp. у Европској унији је забрањена (*Huss i sar.*, 2003).

Потребно је нагласити да се третманом пречишћавања отпадне воде не могу елиминисати сви патогени нити индикатор микроорганизми који су присутни у отпадној води. Један део патогених и индикатор микроорганизама остаје у талогу и након третмана. Према наводима *Sidhu i Toze* (2009) проценат уклањања *Salmonella* spp. током примарног третмана је 95,8 - 99,8, током секундарног 98,65 - 99,99 и током терцијалног 99,99.

Месо здравих риба је стерилно након излова. Поред тога, многи микроорганизми могу бити присутни на кожи, шкргама и у дигестивном тракту риба и то зависи углавном од микробиолошког оптерећења акватичне средине. Природну микрофлору чине бактерије које су нормално присутне на риби, док се касније

насељавају бактерије које су последица контаминације воде и рибе, као последица лоше произвођачке праксе и лоших хигијенских услова. Ту спадају: *Salmonella* spp., *Shigella* spp., *Escherichia coli*, *Enterobacteriaceae*, *Staphylococcus aureus*, док се *Listeria monocytogenes* сматра припадником обе наведене групе (Feldhusen, 2000). У нашем истраживању у месу, са припадајућом кожом, нису детектоване наведене бактерије.

Препоруке везане за микробиолошки квалитет рибе су дате од стране различитих организација и аутора. Према препорукама ICMSF (1986) укупан број бактерија у риби и производима од рибе не треба да прелази 10^7 CFU/g; број фекалних колиформа не траба да буде већи од 400, а број *S. aureus* у свежој и замрзнутој риби не треба да буде већи од 2000 CFU/g. Колиформи се не сматрају значајним микробиолошким хазардом пошто њихов број значајно смањује током топлотног третмана рибе пре конзумације. Према наводима Thi Phong Lan i sar. (2007) вијетнамски национални стандарди прописују да број *E. coli* треба да буде ≤ 100 CFU/g за термички необрађену и замрзнуту рибу и ≤ 3 CFU/g за термички обрађено месо риба. Surendran i sar. (1989) су потврдили да до квара долази када је укупан број бактерија у месу рибе већи од 10^7 CFU/g. Према Emipke i sar. (2011) прихватљив укупан број бактерија је 10^6 CFU/g. Максималан број бактерија који раздваја рибу доброг квалитета од рибе лошег квалитета је 5×10^5 CFU/g (Hernández i sar. 2009).

Резултати који су приказани у овој дисертацији, да микробиолошки квалитет рибе одражава микробиолошки квалитет воде у рибњаку, као и микробиолошки статус седимента су у сагласности са предходним истраживањима. Резултати које су објавили Slabbert i sar. (1989) су били усаглашени са резултатима који су добијени у истраживањима у овој дисертацији и показали су да је месо риба гајених у рибњацима који су пуњени пречишћеном отпадном водом били микробиолошки безбедни за исхрану људи.

6.6. Акумулација и трансфер хемијских контаминената у екосистему рибњака

Познато је да степен контаминације воде и рибе из одређене животне средине може бити добар биоиндикатор степена контаминације те животне средине (*Janković i sar.*, 2011). Шаран је сврстан у категорију високо биоакумулативних врста риба (*Briend i sar.*, 2014). Резултати анализа воде указују на оправданост изградње рибњака у оквиру постојећих објеката кланичне индустрије и успостављања интегрисаних система у циљу одрживости кланичне индустрије и заштите животне средине.

6.7. Остаци органохлорних пестицида у води, седименту и различитим органима риба

Према добијеним резултатима анализа воде на присуство органохлорних пестицида у узорцима воде у овој тези евидентно је да је њихова концентрација била испод граница детекције (0,001 mg/kg) за све испитане органохлорне пестициде. У истраживању које су спровели *Dinović i sar.* (2010), у којем су анализирали воду из рибњака Ечка, концентрација већине органохлорних пестицида је била нижа од границе детекције примењене методе (0,001 mg/kg), осим за линдан за који је концентрација била у опсегу од границе детекције (0,001 mg/kg) до 0,017 mg/kg и за збир концентрације хептахлора и хептахлорепоксида (цис и транс) који је био у опсегу од 0,001 до 0,019 mg/kg.

Резидеу и метаболити већине органохлорних пестицида су веома стабилни са дугим временом полуживота у животној средини (*UNEP*, 2002). Спроведена истраживања су показала да је концентрација DDTа у животној средини у неким земљама у развоју и даље висока иако је исти забрањен за употребу пре 20 година (*Doong i sar.*, 2002; *Zhang i sar.*, 2002). У истраживању у оквиру ове дисертације измерене концентрације органохлорних пестицида у седименту су генерално приближне или ниже од концентрација које су измерене на рибњацима или акумулацијама у којима је гајена риба широм света.

Darko i sar. (2008) су испитивали садржај органохлорних пестицида у тилапији (*Tilapia zilli*), седименту и води из језера Bosomtwi у Гани. Детектовали су линдан у 64% узорака воде, 68% узорака седимента и у 38% узорака рибе при чему је највиша концентрација од 13,94 mg/kg била у седименту. Концентрација линдана која је добијена као резултат анализа седимента у овој тези је била значајно нижа у односу на наведено истраживање. Резултати које су објавили *Darko i sar.* (2008) су указали да је линдан превалентнији и перзистентнији у седименту него у води или риби. Просечна концентрација линдана у поменутом истраживању у седименту је била око 50 пута већа од просечне концентрације у риби и око 90 пута већа од просечне концентрације у води. Такође, аутори су запазили да је концентрација ендосулфана била око 10 пута већа у риби у односу на концентрацију у узорцима воде, док је просечна концентрација у седименту била око 14 пута већа у односу на ону измерену у месу риба. Према резултатима анализа седимента и рибе који су добијени у истраживању у овој дисертацији, концентрације детектованих пестицида су биле веће у седименту у односу на концентрације детектоване у испитиваним органима шарана и то од око 2 до 15 пута. *Darko i sar.* (2008) у свом истраживању нису установили присуство алдрина и диелдрина у узорцима воде и установили су да је њихова појава у седименту и риби резултат њихове употребе у прошлости. Органохлорни пестициди су слабо растворљиви у води, те се стога акумулирају у седименту и у риби уколико се испусте у речне токове. У истраживању у овој тези је ова чињеница потврђена, пошто ниједан од пестицида који су утврђени у седименту и у риби није био детектован у води. Ако се узме у обзир и то да су измерене концентрације и у седименту и у риби у истраживању у овој тези биле веома ниске, а да су очекиване концентрације у води вишеструко ниже од концентрације у риби и седименту, граница детекције и квантификације примењене методе је свакако ограничавајући фактор да се концентрација органохлорних пестицида у води може измерити.

Švobodova i sar. (2003) су извршили испитивања концентрације органохлорних полутананта у ткивима конзумног шарана (мишићи, јетра и гонаде) и у седименту са дна шест изабраних рибњака са подручја јужне и западне Бохемије у Чешкој. При

томе су установили да је концентрација DDT и његових метаболита у мишићном ткиву износила 7,91-86,48 $\mu\text{g}/\text{kg}$, сума HCH изомера је била у опсегу од 0,20 до 6,33 $\mu\text{g}/\text{kg}$, HCB у опсегу 0,31 до 6,17 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Њихови резултати су показали да је корелациони коефицијент између садржаја полутаната у седименту и мишићима рибе био веома висок ($r=0,927$) за суму DDT и његових метаболита, док је за HCH изомере износио $r=0,78$; за HCB r био је 0,979. Садржај DDT и његових метаболита, као и садржај HCH изомера, и HCB био је највиши у јетри, па у мишићном ткиву, а најнижи у гонадама. Према резултатима истраживања *Thomas i sar.* (2012) садржај органохлорних пестицида у седименту и слатководној риби гајеној у рибњацима у северно-источној Француској је био низак. Испитивали су мишићно ткиво без коже, као што је испитивано и у овој тези. Међу анализираним органохлорним пестицидима у седименту квантификовали су у 40% узорка DDT и његове метаболите (o,p'-DDD, o,p'-DDE, p,p'-DDD, и p,p'-DDE) независно од места узорковања. Збир DDTа се кретао у опсегу концентрација од 0,20 до 2,30 $\mu\text{g}/\text{g}$ а средња вредност је била $1,22 \pm 0,76 \mu\text{g}/\text{g}$, што је значајно више у односу на највишу концентрацију DDD-а која је у рибњаку 1 измерена у истраживању у овој тези (0,06 $\mu\text{g}/\text{g}$). *Thomas i sar.* (2012) су највишу концентрацију пестицида измерили у риби и то за DDE, са максималним нивоом од 1,80 $\mu\text{g}/\text{g}$ и просечном концентрацијом од 0,57 $\mu\text{g}/\text{g}$ рибе и то само у мишићима шарана. Резултати различитих аутора који су приказани у овој дисертацији указују на то да је измерена концентрација пестицида била највиша у седименту и да је концентрација органохлорних пестицида у седименту имала утицај на концентрацију која је измерена у узорцима риба. Резултати приказани у овој дисертацији су такође потврдили да је количина пестицида била неколико пута већа у седименту у односу на ткива рибе. У обе сезоне су детектовани исти пестициди у седименту. У узорцима рибе су у пролеће детектовани само алдрин и ендрин кетон, док су остали пестициди који су детектовани у седименту детектовани у узорцима рибе, и то углавном у кожи, која је узоркована у јесењем периоду.

Граничне вредности (циљна вредност, МДК и ремедијациона вредност) за оцену квалитета седимента су дефинисане Уредбом о граничним вредностима

загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање ("Sl. glasnik RS", 50/2012). Концентрација већине испитаних пестицида је била нижа у односу на циљну вредност што указује на то да се ради о концентрацијама загађујућих материја у седименту су на нивоу природног фона. Све вредности добијене за анализиране пестициде у узорцима седимента у истраживању у овој тези су биле испод ремедијационих вредности, али у случају збира DDT, алдрина, ендрина, β -НСН, линдана и хептахлора више у односу на циљну вредност која је дефинисана у наведеној Уредби. Према критеријуму за процену квалитета седимента који је наведен у Уредби уколико је измерена концентрација неког загађивача већа од циљне вредности, а мања од МДК ради се о седименту који је незнатно загађен. Једино је концентрација алдрина у седименту била виша у односу на циљну вредност, али и до седам пута виша (у узорку из рибњака 2 је у пролеће измерена највиша концентрација 38,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$) односу на МДК (6 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Потребно је нагласити и да је једино алдрин детектован у свим испитиваним узорцима у оба узорковања. Уз добро управљање рибњаком и уколико се пестициди на подручју рибњака не буду користили реално је очекивати да ће вредности бити у складу са вредностима прописаним у Уредби, до рока за њихово достизање, односно до 31. децембра 2032. године.

Измерене концентрације органохлорних пестицида у узорцима риба у истраживању у овој дисертацији су сличне или ниже од концентрација које су измерене код шарана и осталих ципринида у истраживањима широм света. Концентрација већине органохлорних пестицида (α -НСН, δ -НСН, хептахлор епоксид, транс-хлордан, цис-хлордан, диелдрин, DDE, DDT, ендосулфан сулфат, метоксихлор, ендрин кетон) је била испод границе детекције коришћене методе за анализу узорака мишићног ткива, јетре и коже шарана, који су узорковани у пролеће и у јесен. Према резултатима које су добили *Herceg Romanić i sar.* (2018) β -НСН код шарана је био 31,00 $\mu\text{g}/\text{kg}$, док је у овом истраживању пронађен код само два узорка коже из јесењег узорковања, али су концентрације били ниже (13,02 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Постоје докази о високој концентрацији DDT и његових метаболита у животној средини у различитим деловом света (*Hung i Thiemann, 2002; Zhang i sar., 2002*). У истраживању

у овој тези концентрације DDE у узорцима шарана су биле испод лимита детекције примењене методе, као и концентрације DDT, док је DDD детектован код једног узорка јетре, и то у јесен. Добро је познато да разградња DDT доводи до стварања већих количина његових метаболита (DDE и DDD) у ткиву код риба из различитих региона, док мала концентрација загађивача из фамилије DDT, DDT / (DDE + DDD), показује да је у питању старо загађење са DDD (*Zhu i sar.*, 2019; *Di i sar.*, 2019). Ово би могло да буде објашњење за детектовање DDD у узорку јетре због чињенице да је DDT забрањен за употребу у Републици Србији, али се према резултатима које су добили *Škrbić i Predojević* (2008) и даље спорадично користи. *Svobodova i sar.* (2003) су објавили да су се концентрације DDT и његових метаболита који су испитани у мишићном ткиву кретале у опсегу од 7,91 до 86,48 µg/kg, збир HCH изомера у распону од 0,20 до 6,33 µg/kg, а HCB у опсегу од 0,31 до 6,17 µg/kg, што је било много више у поређењу са резултатима добијеним у овој дисертацији. Регулативама, (EC) No 178/2006 (EC 178/2006, 2006) и (EC) No 149/2008 (EC 149/2008, 2008) није одређен максимални ниво резидуа (MRL) за DDT и његове метаболите код риба, док MRL за месо, јестиве изнутрице, крв, масти животињског порекла и многе производе од меса износи 100 µg/kg. Максимално дозвољена количина (МДК) за DDT и његове метаболите утврђена према важећим правилницима у Србији ("*Sl. glasnik RS*", 22/2018, 90/2018) идентична или иста је као и МДК према прописима Европске уније за месо и производе од меса. Измерене вредности за DDD су неколико пута ниже од МДК у Европској унији и Србији. Неадекватни прописи и слаб менаџмент у пољопривреди су главни разлози за чињеницу да се забрањени органохлорни пестициди, у неким земљама користе и налазе у нелегалној употреби. На пример, *Kong i sar.* (2008) су установили да органохлорни пестициди имају широку употребу у Кини и да ова једињења имају штетно дејство на ендокрини систем људи. *Darko i sar.* (2008) су детектовали линдан у 38% анализираних узорака риба (између 700-1360 µg/kg), ендосулфан у 26% (између 840-2320 µg/kg), алдрин у 16% (између 300-490 µg/kg), диелдрин у 38% (између 300-560 µg/kg), DDE у 58% (између 4100-7250 µg/kg) и DDT и 66% (између 3400-4650 µg/kg). Ови аутори су добили резултате према којима су концентрације андрина код риба биле ниже у односу на његов метаболит

диелдрин. Аутор сугеришу да је присуство остатака диелдрина последица употребе диелдрина као инсектицида, а не последица разградње алдрина. Супротно томе, на основу добијених резултата у овој тези ниво алдрина у пролеће (2,0- 16,9 $\mu\text{g/kg}$) и јесен (3,6 – 20,1 $\mu\text{g/kg}$) је био виши у поређењу са нивоом диелдрина у свим ткивима (ниво диелдрина је у оба узорковања био у свим ткивима испод границе детекције, < 1,5 $\mu\text{g/kg}$), а и познато је да се алдрин разграђује до диелдрина у органима риба (*Barakat i sar.*, 2017). Међу органохлорним пестицидима утврђеним у узорцима мишића, јетре и коже шарана у овој тези резидуална концентрација алдрина била је доминантна у свим ткивима код узорака, и то у обе сезоне. У узорковању у пролеће у мишићном ткиву у свим узорцима су детектовани алдрин и просечна концентрација је била $5,2 \pm 5,3 \mu\text{g/kg}$ и ендрин кетон (просечна концентрација - $15,5 \pm 7,2 \mu\text{g/kg}$). У кожи и у јетри је детектован само алдрин ($5,9 \pm 2,8 \mu\text{g/kg}$ у кожи и $4,1 \pm 2,4 \mu\text{g/kg}$ у јетри), док је концентрација осталих органохлорних пестицида била испод границе детекције примењене методе. У узорковању које је спроведено у јесен у мишићном ткиву је детектован једино алдрин у 100% узорака, а просечна концентрација је била $7,6 \pm 5,2 \mu\text{g/kg}$. У узорцима коже детектовани су следећи органохлорни пестициди: β -НСН, линдан, хептахлор и ендосулфан I у 28,6% испитаних узорака; алдрин у 100% узорака и ендосулфан II у 14,3% узорака. Измерена просечна концентрација β -НСН у узорцима коже је била $13,0 \pm 4,1 \mu\text{g/kg}$, линдана $12,2 \pm 0,9 \mu\text{g/kg}$, хептахлора $91,3 \pm 1,6 \mu\text{g/kg}$, ендосулфана I $30,3 \pm 9,0 \mu\text{g/kg}$, алдрина $8,3 \pm 4,0 \mu\text{g/kg}$, а измерена концентрација ендосулфана II је била $57,1 \mu\text{g/kg}$. У јетри је у 100% узорака детектован алдрин у просечној концентрацији од $8,2 \pm 6,8 \mu\text{g/kg}$, док су ендрин и DDD су детектовани у 14,3% узорака јетре. Потребно је нагласити да је и у узорковању које је спроведено у јесен, концентрација већине органохлорних пестицида који су испитивани у већини узорака била нижа од границе детекције примењене методе испитивања. Највише концентрације органохлорних пестицида су нађене у узорцима коже, затим у мишићном ткиву, а најмање у јетри, док су у јесен концентрације алдрина биле веће у јетри ($8,2 \pm 6,8 \mu\text{g/kg}$) него у мишићном ткиву ($7,6 \pm 5,2 \mu\text{g/kg}$). *Ondarza i sar.* (2010) су у својим истраживањима, утврдили да су концентрације органохлорних пестицида биле више у мишићном ткиву него у јетри.

Супротно, *Guo i sar.* (2008) наводе да су концентрације органохлорних пестицида највише у јетри, и то код свих испитиваних врста риба. Пошто кожа представља једну врсту заштитне баријере, то може бити и разлог томе да је највиша концентрација органохлорних пестицида откривених у њој. *Thomas i sar.* (2012) су испитали присуство органохлорних пестицида (НСВ, НСН са α -, β -, и γ изомерима, хептахлор, цис -хептахлор епоксид, транс-хептахлор епоксид, ендосулфан са α - и β изомерима, сулфат ендосулфан, DDD, DDT, DDE, хлорталонил, алахлор, алдрин, диелдрин, метоксихлор, оксихлордан, хлордан са α - и γ изомерима р ,p'-дикофол и о ,p'-дикофол) у мишићном ткиву гајеног шарана у Француској и такође су утврдили низак ниво свих испитаних пестицида. Такође, *Padula i sar.* (2008) нису открили остатке органохлорних пестицида код туне из слободног излова, као ни код туне из узгоја (*Thunnus maccoyii*). Резултати добијени у нашем огледу, су показали да је систем за пречишћавање отпадне воде из кланице ефикасан, а самим тим да испуштена пречишћена вода није штетна за рибу у погледу присуства органохлорних пестицида. Исто тако, *Khalil i Hussein* (1997) тврде да се примарно и секундарно третирана и пречишћена отпадна вода успешно користила за гајење тилапије. На основу резултата који су приказани у овој дисертацији, пречишћена отпадна вода успешно се може користити за производњу шарана у погледу органохлорних пестицида. Утврђена потрошња слатководних риба у Србији, према *Janković i sar.* (2012), је 29,4 g / недељно. Уколико упоредимо процењени дневни унос детектованих органохлорних пестицида приликом конзумирања меса шарана из интергисаног система са прихватљивим дневним уносом тих пестицида (Табела 44). Може се закључити, да и ако се примени „најгори могући сценарио“ по којем становник Србије који има просечну телесну тежину од 70kg конзумира рибу са максимално дозвољеним концентрацијама органохлорних пестицида, дневни унос би и даље био далеко мањи од препорученог.

Табела 44. Процењени дневни унос (EDI) органохлорних пестицида преко меса шарана на човека (просечне телесне тежине 70 kg) у Србији

Органохлорни пестициди	Просечна концентрација ($\mu\text{g/kg wet wt}$)	EDI ($\mu\text{g/kg}$ телесне тежине / дан)	ADI (FAO/WHO, 2015) $1 \mu\text{g/kg}$ телесне тежине / дан
Алдрин	8,25	0,0005	Збир алдрина и диелдрина 0 – 0,1
Ендрин алдехид	38	0,0023	0,2
Ендрин кетон	14	0,0008	0,2

EDI – процењени дневни унос; ADI – прихватљив дневни унос; wet wt – влажна маса

Имајући то у виду, може се закључити да процењени дневни унос не представља здравствени ризик за људску популацију. Концентрације органохлорних пестицида у испитаним ткивима прегледаних риба биле су испод максимано дозвољеног нивоа за испитиване органохлорне пестициде (FAO i WHO, 2015). На основу резултата добијених у истраживању у овој тези, шаран произведен у рибњаку који се снабдева пречишћеном отпадном водом из кланичне индустрије је безбедан за исхрану људи у погледу концентрације испитаних органохлорних пестицида.

6.8. Активност радионуклида у води, седименту и месу риба

Активност Cs-137 у узорцима воде у истраживању у оквиру ове докторске дисертације је била испод границе детекције коришћене методе испитивања и износила је $<0,5 \text{ Bq/kg}$. Не постоји законска регулатива која би се могла применити на радиолошку исправност воде у рибњаку. Када се добијене вредности концентрације активности радионуклида Cs-137 у узорцима воде из рибњака (као и предрибњака, пречистача и мелиорационог канала) из истраживања у овој тези упореде са изведеном концентрацијом радионуклида Cs-137 која важи за воду за пиће, а износи 1000 mBq/l , може се закључити да је испитивана вода радиолошка исправна, те да је садржај овог радионуклида у њој испод максимално дозвољених вредности прописаних Правилником о границама садржаја радионуклида у води за пиће, животним намирницама, сточној храни, лековима, предметима опште употребе,

грађевинском материјалу и другој роби која се ставља у промет ("*Sl. glasnik RS*", 36 /2018).

Активност Cs-137 у узорцима седимента у истраживању у овој докторској тези је била у опсегу од 2,84 до 7,66 Bq/kg. Релативно велика разлика између минималне и максималне вредности типична је за загађујуће супстанце антропогеног порекла. Просечна активност Cs-137 у узорцима седимента је била $5,02 \pm 1,99$ Bq/kg у пролеће и $5,32 \pm 0,78$ Bq/kg у јесен. Тестирањем и утврђивањем статистичке значајности разлике између резултата испитивања у пролеће и у јесен, добијена је р вредност која је износила 0,79, односно није утврђена статистички значајна разлика у дистрибуцији радионуклида Cs-137 у узорцима седимента у односу на годишње доба у којем је извршено узорковање.

Вештачки радиоактивни изотопи су присутни у земљишту и укључују се у кружење материја у природи и доспавају у организам човека преко воде, ваздуха и хране. Накупљају се у костима у другим ткивима и доводе до дуготрајног зрачења организма. Cs-137 је бета-гама емитер и његово време полураспада је 30,2 година. Представља органотропни радионуклид, што значи да нема посебан критични орган у ком се депонује, већ се дистрибуира у свим ћелијама организма, пошто је хемијски аналоган калијуму. Биолошко време његовог полураспада код човека варира од 10 до 110 дана у зависности од старости и метаболизма (*Rädf i sar.*, 2004). Резултати испитивања које су спровели *Krstić i sar.* (2004) су показала да се Cs-137 везује за површински слој земљишта, до 10 cm дубине и да његова концентрација опада са дубином.

Према подацима из Извештаја Секретаријата за заштиту животне средине, Београд; Градског завода за јавно здравље, Београд и Регионалног центар за животну средину за Централну и Источну Европу (REC) за 2011. годину (*Grubačević i sar.*, 2013) највећи део активности у речним водама потицао је од природних радионуклида (углавном K-40), а активност дугоживећих радионуклида вештачког порекла (Cs-137 и Sr-90) је била у значајно нижим нивоима. Активност Cs-137 у седименту се кретала од 7,7 до 42,2 Bq/kg суве материје што је више у односу на резултате који су приказани у овој тези. Процењено је да ова активност потиче од

контаминације проузроковане нуклеарним акцидентом у Чернобиљу у 1986. години. Када је у питању специфична активност Cs-137 у речном седименту у рекама у Београду за 2012. годину, према горе наведеном извештају минимална годишња вредност за реку Саву је била $7,7 \pm 0,8$, а за Дунав $7,8 \pm 0,8$ Bq/kg. Средња годишња вредност за седимент из реке Саве је била $21,5 \pm 15,7$, а за седимент из Дунава $13,5 \pm 7,2$; Максимална годишња вредност активности измерене у седименту из реке Саве је била $42,2 \pm 1,3$, а у седименту из реке Дунав је износила $24,1 \pm 0,7$ Bq/kg.

У Извештају Секретаријата за заштиту животне средине, Београд; Градског завода за јавно здравље, Београд и Регионалног центра за животну средину за Централну и Источну Европу (REC) за 2011. годину су наведене и вредности радиоактивности у узорцима необрадивог земљишта у Београду. Због дугог времена полураспада Cs-137, његова активност у земљишту је била значајна. Измерене активности Cs-137 у необрадивом земљишту кретале су се од $0,9$ Bq/kg до $26,1$ Bq/kg, а у обрадивом земљишту од $5,9$ Bq/kg до $65,4$ Bq/kg.

Према резултатима до којих су дошли *Janković-Mandić i sar.* (2014) специфична активност Cs-137 у узорцима земљишта сакупљаним са различитих локалитета у Београду је варијала у опсегу од 3 до 87 Bq/kg, а средња вредност је износила 23 Bq/kg. Аутори изражену варијабилност активности Cs-137 тумаче као последицу топографских разлика и нехомогене површинске контаминације земљишта после чернобиљског акцидента. У литератури се могу наћи подаци везани за вредности активности Cs-137 у различитим градовима и може се уочити да је већа активност измерена у земљама које су биле изложене радиоактивном облаку из Чернобиља, као што је случај са Србијом (*Janković-Mandić i sar.*, 2014), Републиком Српском (*Janković i sar.*, 2008), Македонијом и Турском (*Karahan*, 2010). У Србији је измерена активност била у опсегу 3-87 Bq/kg (*Janković-Mandić i sar.*, 2014), у Македонији 2-358 (*Dimovska i sar.*, 2009), у Турској 1-153 (*Taskin i sar.*, 2009; *Kulic i sar.*, 2008), а у Републици Српској 2-68 (*Janković i sar.*, 2008). У осталим деловима света су измерене мање вредности активности Cs-137 и у тим земљама се измерена активност доводи у везу са надземним нуклеарним експлозијама и пробама. У Саудијској Арабији активност Cs-137 је била у опсегу од 0-3 Bq/kg (*Orabi i sar.*,

2006); у Пакистану 4 Bq/kg (*Tufail i sar.*, 2006), у Египту 2-9 (*Higgy i Pimpl*, 1998), у Индији од <0,1 до 10 Bq/kg (*Kannan i sar.*, 2002; *Kumar i sar.*, 2007), а у Кини 1-6,4 Bq/kg (*Lu i sar.*, 2006).

Резултати добијени у истраживању у овој дисертацији везани за активност Cs-137 у узорцима шарана, према којима је измерена активност поменутог радионуклида била испод границе детекције коришћене методе, су у сагласности са резултатима до којих су дошли *Mihaljev i sar.* (2017). Наиме, у наведеном истраживању је активност Cs-137 у узорцима шарана који су сакупљени са три локалитета реке Дунав, два рибњачка локалитета и једног фрушкогорског језера била испод границе детекције примењене методе.

Упоредивањем резултата вредности специфичне активности радионуклида Cs-137 у седименту који су добијени у истраживању у овој тези, са резултатима активности Cs-137 у седименту и земљишту из ранијих истраживања која су наведена у овом поглављу и која су спроведена на територији Републике Србије може се уочити да су све измерене вредности у дозвољеним границама за територију Србије. Анализом садржаја радионуклида Cs-137 у седименту добијени су резултати који су у дозвољеним границама нормалних - природних вредности. Стога се може закључити да седимент рибњака није радиолошки оптерећен.

Према одредбама Правилника о границама садржаја радионуклида у води за пиће, животним намирницама, сточној храни, лековима, предметима опште употребе, грађевинском материјалу и другој роби која се ставља у промет ("*Sl. glasnik RS*", 36 /2018.) граница садржаја Cs-137 у риби износи 150 Bq/kg. На основу резултата добијених у истраживању у овој тези, шаран произведен у рибњаку који се снабдева пречишћеном отпадном водом из кланичне индустрије је са становишта активности Cs-137 безбедан за исхрану становништва.

До радиоактивне контаминације животне средине доводи и примена нуклеарне енергије у мирнодопским условима, упркос огромном напретку који је постигнут у овој области у односу на заштиту животе средине. Свакако да потенцијална опасност од акцидената на нуклеарним постројењима и примена

нуклеарног оружја представљају стално присутан проблем што даје на великом значају истраживањима везаним за ову проблематику.

6.9. Резидуе антибиотика и сулфонамида у води, седименту и риби

Антибиотици спадају у најпознатије и најчешће хемијске загађиваче који доспевају у животну средину и последично у ланац исхране. Они се првенствено употребљавају у циљу сузбијања раста микроорганизама, али су веома дуго коришћени и као промотери раста код различитих врста домаћих животиња. Неконтролисана употреба ових сустанци довела је до тога да оне данас представљају велику потенцијалну опасност по животну средину и јавно здравље. Употреба антибиотика и сулфонамида је у већини земаља строго регулисана законском регулативом. Резидуе антибиотика се могу наћи у свим врстама хране анималног порекла и после њихове употребе у терапијске сврхе, пошто се депонују у различитим ткивима третираних животиња. Једна од опасности употребе антибиотика је и масовна појава антимикробне резистенције међу различитим бактеријским сојевима који се могу наћи код различитих животиња, укључујући и рибе (*Ljubojević, 2017*).

Резултати анализа које су спроведене у оквиру ове докторске тезе су показали да је концентрација резидуа антибиотика и сулфонамида у узорцима шарана, као и у узорцима воде и седимента (тетрациклини и сулфонамиди) била испод границе детекције примењених метода (граница детекције методе за одређивање тетрациклина је била је 0,01 mg/kg, а методе за одређивање сулфонамида 0,005 mg/kg), што је у сагласности са резултатима до којих су дошли *Dinović i sar. (2010)*. Ови аутори су испитивали присуство ветеринарских лекова у јестивим ткивима шарана изловљеног из рибњака Ечка. Када су у питању сулфонамиди максимално дозвољена количина у храни животињског порекла је 0,1 µg/g (*Comission Regulation 37/2010*). Такође, МДК за антибиотике и сулфонамиде је прописан у нашој земљи и то у члановима 11. и 12. „Правилника о количинама пестицида, метала, металоида и других отровних супстанција, хемиотерапеутика, анаболика и других супстанција које се могу налазити у намирницама: (*"Сл. лист СРЈ"*, 5/1992, 11/1992 (исправка),

32/2002, "Sl. glasnik RS", 25/2010-16 (други правилник), РС 28/2011-9 (други правилник)). Према члану 11. Правилника, слатководна риба се може стављати у промет ако не садржи антибиотике у количинама које се могу доказати прописаним или признатим методама. Слатководне рибе се према члану 12. наведеног Правилника, могу стављати у промет ако не садрже остатке сулфонамида у количинама већим од 0,10 mg/kg.

У пракси се у сврху испитивања присуства антибиотика, често користе микробиолошки инхибиторни тестови захваљујући чињеници да су брзи, једноставни и релативно јефтине (Pikkemaat, 2009). Такође, једноставност и цена инхибиторних тестова чини их подесним за велики број узорака у програмима мониторинга (Puun i sar., 2008). „Модификовани метод 4 плоче“ може бити коришћен као први корак у скрининг процедурама, у циљу идентификације резидуа антибиотика у узорку, али не може бити коришћен за квантификацију садржаја ових резидуа у храни. Финална одлука о подесности одређене намирнице за људску употребу треба да буде донесена на основу резултата добијених одређеном конфирматорном техником.

Позната је и чињеница да интензивна производња риба у рибњацима може бити погодна за брзо ширење инфекција, као и да се антибиотици често користе у аквакултури тако што се додају у храну за рибе. Као последица наведеног третмана долази до повећања концентрације остатака антибиотика у води и у седименту (Cabello, 2006). Björklund i sar. (1990) су испитали присуство резидуа и перзистентност окситетрациклина у рибама из слободног излова и у седименту са два рибњака, након терапије риба овим антибиотиком. Код риба из слободног излова запазили су да се резидуе окситетрациклина могу детектовати након 13 дана од завршетка терапије. Полуживот окситетрациклина у седименту рибњака је био 9 и 419 дана на два испитивана рибњака. Ово указује на то да окситетрациклин може бити веома перзистентан у седименту рибњака. Важно је напоменути да у рибњаку који је био предмет истраживања у овом раду, није дошло до избијања болести и да антибиотици нису коришћени, тако да је добијени резултат према којем су количине остатака антибиотика у води, седименту и риби били испод границе детекције примењених метода сасвим очекивани. Поред тога, у кланици се врши редован

мониторинг на присуство резидуа антибиотика у месу и у производима и резидуе антибиотика су биле испод границе детекције и у отпадној води у кланици. Релативно је мало истраживања везаних за присуство резидуа антибиотика у отпадној води из кланица. *Chang i sar.* (2010) су извршили испитивање узорака отпадне воде из болница, вртића, кланице и фабрике за прераду отпадне воде у Кини на присуство резидуа антибиотика. Аутори су установили да кланица, иако у много мањој мери него болница, може бити значајан загађивач, када су у питању антибиотици, али и да је велики број испитаних резидуа антибиотика из кланице био испод границе детекције. *Cavenati i sar.* (2012) су испитали отпадну воду из кланице у Португалу на присуство резидуа миноциклина, окситетрациклина, тетрациклина, енрофлоксацина и цефтиофура. Утврдили су присуство резидуа тетрациклина ($\leq 15\mu\text{g/L}$) и енрофлоксацина ($<2\mu\text{g/L}$).

Одређивање резидуа антибиотика у намирницама животињског порекла је веома важно и обавезно је како би се заштитило здравље крајњих потрошача и спречило ширење антибиотске резистенције. Контрола присуства резидуа у узорцима из животне средине је такође веома важно са аспекта заштите животне средине и последично и заштите здравља како животиња, тако и људи. На основу резултата који су добијени у истраживању у овој тези, шаран произведен у рибњаку који се снабдева пречишћеном отпадном водом из кланице је безбедан за исхрану људи у погледу присуства резидуа терациклина и сулфонамида.

6.10. Тешки метали и металоиди у води, седименту и различитим органима шарана

Тешки метали могу довести до промена квалитета воде до тог стадијума да она може постати неупотребљива. Отпадне воде представљају највећу опасност за квалитет воде као животне средине, када су у питању тешки метали, а самим тим и за све организме који у тој води живе. Тешки метали могу доспети у рибњак путем падавина и/или из атмосфере, као и из воде са којом се рибњак пуни и снабдева водом. Овај ризик је значајно већи уколико се за пуњење рибњака користи отпадна вода. У земљама Западне Европе постоје строги законски прописи који су везани за

ефикасност система и постројења за пречишћавање и прераду воде, као и за унапређење таквих система, док је у нашој земљи то још увек није случај. И даље је присутно загађење непречишћеном водом која се таква испушта у водотокове и животну средину. Треба имати у виду да применом правилних поступака за пречишћавање отпадних вода може бити одстрањено 30 до 99% контаминената (*Stošić i sar.*, 2016) и да се на тај начин постиже да је вода која се таква, пречишћена, испусти у водотокове безбедна за животну средину.

Резултати анализа концентрације тешких метала и металоида у отпадној води из кланице која је у истраживању у овој тези узоркована из пречистача су показали да је концентрација арсена била 112 $\mu\text{g/L}$ у пролеће и 125 $\mu\text{g/L}$ у јесен, кадмијума 3,4 $\mu\text{g/L}$ у пролеће и 4,2 $\mu\text{g/L}$ у јесен, живе 12,86 $\mu\text{g/L}$ у пролеће и 14,21 $\mu\text{g/L}$ у јесен, олова 16,3 $\mu\text{g/L}$ у пролеће и 17,2 $\mu\text{g/L}$ у јесен, бакра 44,6 $\mu\text{g/L}$ у пролеће и 41,6 $\mu\text{g/L}$ у јесен, гвожђа 420,6 $\mu\text{g/L}$ у пролеће и 425,2 $\mu\text{g/L}$ у јесен, и цинка 183,4 $\mu\text{g/L}$ у пролеће и 186,2 $\mu\text{g/L}$ у јесен. На основу добијених резултата може се установити да је концентрација арсена и живе била значајно изнад МДК прописаних Правилником о опасним материјама у водама ("*Sl. glasnik CPC*", 31/1982). Овим Правилником су прописане граничне вредности за концентрацију опасних материја које се не смеју директно или индиректно уносити у воде. Немогуће је или веома тешко спречити да до загађења воде дође, али се могу предузети мере које ће максимално смањити утицај отпадних вода на животну средину. Веома је важно утврдити квалитет и степен загађења отпадне воде и у складу са тим предузети одговарајуће мере. У случају воде из кланице може се закључити да је пречишћавање неопходна мера пре него што се вода испусти у водотокове. Приказани резултати анализа отпадне воде из кланице који су добијени током истраживања у овој тези су значајно нижи у односу на резултате истраживања *Dauda i sar* (2016) који су анализирали отпадне воде из кланице у Нигерији. У истраживању наведених аутора просечна концентрација олова у отпадној води је била 0,16 mg/L , што је око десет пута виша концентрација у односу на резултат за концентрацију олова који је приказан у овој тези. Средња вредност за цинк у води из кланице у Нигерији је износила 79,5 mg/L , а за бакар 1,61 mg/L што је значајно више у односу на резултате који су добијени у истраживању у

овој тези (цинк - 184,8 µg/L, бакар - 43,1 µg/L). *Dankaka i sar.* (2018) су испитали отпадну воду из кланице у Нигерији и у току четири недеље испитивања су добили резултате према којима је концентрација олова и бакра била испод границе детекције, док је концентрација гвожђа била у опсегу од 0 до 0,64 mg/L. Утврдили су да је средња вредност концентрације гвожђа у отпадној води била 0,346 mg/L, што је нешто ниже у односу на резултате који су добијени у истраживању у овој тези (420,6 µg/L у пролеће и 425,2 µg/L у јесен).

Резултати анализа концентрација тешких метала и металоида у води која је у оквиру истраживања на овој дисертацији узоркована након процеса пречишћавања су показали да је концентрација арсена у пролеће била 12 µg/L, у јесен 14 µg/L; кадмијума 0,23 µg/L у пролеће и 0,24 µg/L у јесен; живе 1,61 µg/L у пролеће и 1,69 µg/L у јесен; концентрација олова и бакра је у оба узорковања била мања од 0,1 µg/L; гвожђа 17,02 µg/L у пролеће и 18,3 µg/L у јесен, а цинка 3,11 µg/L у пролеће и 3,42 µg/L у јесен. Анализа резултата концентрација тешких метала у води која је у истраживању у овој тези узоркована пре и после третмана пречишћавања је показала да је ефикасност уређаја за пречишћавање отпадне воде у оквиру кланице „ИМ Ђурђевић“ за арсен била 89% у пролеће и 88% у јесен; за кадмијум 93% у пролеће и 98% у јесен; за живу 87% у пролеће и 88% у јесен; за гвожђе 95% у пролеће и у јесен, а за цинк 98% у оба узорковања.

Резултати анализа концентрација тешких метала и металоида у води која је у току истраживања на овој дисертацији узоркована из рибњака 1 су показали да је концентрација арсена у пролеће била 34 µg/L, у јесен 36 µg/L; кадмијума 0,13 µg/L у пролеће и 0,12 µg/L у јесен; живе 1,14 µg/L у пролеће и 1,18 µg/L у јесен; концентрација олова је у оба узорковања била мања од 0,1 µg/L; бакра 9,12 µg/L у пролеће и 9,24 µg/L у јесен; гвожђа 103,2 µg/L у пролеће и 102,9 µg/L у јесен, а цинка 19,9 µg/L у пролеће и 20,25 µg/L у јесен. Анализе су извршене и у води која је узоркована из рибњака 2 и резултати су показали да је концентрација арсена у пролеће била 24 µg/L, у јесен 26 µg/L; кадмијума 0,69 µg/L у пролеће и 0,80 µg/L у јесен; живе 1,59 µg/L у пролеће и 1,67 µg/L у јесен; олова 2,11 µg/L у пролеће и 2,19 µg/L у јесен; концентрација бакра је у оба узорковања била мања од 0,1 µg/L; гвожђа

19,22 µg/L у пролеће и 17,02 µg/L у јесен, а цинка 2,91 µg/L у пролеће и 3,11 µg/L у јесен. У погледу садржаја тешких метала и металоида вода из рибњака 1 и рибњака 2 и у пролећном и у јесењем узорковању одговарала је класи 3, тј. испитивани параметри не прелазе МДК за воду класе 3 према Уредби о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање (*"Sl. glasnik RS"*, 50/2012). Површинске воде које припадају овој класи обезбеђују услове за живот и гајење ципринида.

Резултати анализа концентрација тешких метала и металоида у води која је у току истраживања на овој дисертацији узоркована из мелиорациониг канала су показали да је концентрација арсена у пролеће била 14 µg/L, у јесен 16 µg/L; кадмијума 0,52 µg/L у пролеће и 0,56 µg/L у јесен; живе 0,94 µg/L у пролеће и 0,98 µg/L у јесен; концентрација олова је у оба узорковања била мања од 0,1 µg/L; бабра 0,4 µg/L у пролеће и 0,5 µg/L у јесен; гвожђа 131 µg/L у пролеће и 136 µg/L у јесен, а цинка 6,77 µg/L у пролеће и 6,88 µg/L у јесен. Поређењем добијених вредности са МДК вредностима за испитане елементе за воду која се може користити за наводњавање, а које су прописане Правилником о дозвољеним количинама опасних и штетних материја у земљишту и води за наводњавање (*"Sl. glasnik RS"*, 23/94) може се закључити да је вода из мелиорационог канала квалитета класе 2/3 и да се може користити за наводњавање.

Резултати анализа концентрација тешких метала у узорцима седимента који су у истраживању у овој дисертацији узорковани у пролеће показали су да се концентрација арсена кретала од 3,00 mg/kg до 4,88 mg/kg; кадмијума од 0,16 mg/kg до 0,96 mg/kg; живе од 0,21 mg/kg до 1,47 mg/kg; олова од 0,77 mg/kg до 2,22 mg/kg бабра од 49,60 mg/kg до 60,40 mg/kg; гвожђа од 3,94 mg/kg до 5,26 mg/kg и цинка од 92,80 mg/kg до 114,50 mg/kg. Анализе узорака седимента који су узорковани у јесен су показале да је концентрација арсена била од 3,2 mg/kg до 5,21 mg/kg; кадмијума од 0,26 mg/kg до 0,99 mg/kg; живе од 0,29 mg/kg до 1,49 mg/kg; олова од 0,80 mg/kg до 2,29 mg/kg; бабра од 49,9 mg/kg до 60,9 mg/kg; гвожђа од 4,31 mg/kg до 5,32 mg/kg и цинка од 93,2 mg/kg до 115,2 mg/kg. Поређењем резултата добијених из узорковања која су спроведена у пролеће и у јесен утврђено је да разлике у концентрацијама

тешких метала у седименту у пролеће и у јесен нису биле статистички значајне из чега се може закључити да годишње доба није имало утицаја на концентрацију токсичних елемената у седименту рибњака у интегрисаном систему производње.

Измерене концентрације токсичних елемената нису прелазиле МДК које су предвиђене за седимент (Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање ("Sl. glasnik RS", 50/2012)). На основу критеријума за оцену седимента који су дефинисани у наведеној Уредби може се закључити да је концентрација већине испитиваних тешких метала у узорцима седимента који су анализирани у овој тези на нивоу природног фона. Измерене вредности кадмијума у рибњаку 2 (0,96 mg/kg у пролеће и 0,99 mg/kg у јесен) су биле веће у односу на циљну вредност (0,8 mg/kg). Концентрације живе у седименту из канала за наводњавање (1,47 mg/kg у пролеће и 4,49 mg/kg у јесен), предрибњаку (0,66 mg/kg у пролеће и 0,62 mg/kg у јесен) и у рибњаку 1 (0,54 mg/kg у пролеће и 0,62 mg/kg у јесен) су биле више у односу на циљну вредност која је за живу 0,3 mg/kg. Концентрација бакра у каналу за наводњавање (60,4 mg/kg у пролеће и 60,9 mg/kg у јесен), предрибњаку (56,6 mg/kg у пролеће и 57,1 mg/kg у јесен) у рибњаку 1 (55,1 mg/kg у пролеће и 55,8 mg/kg у јесен) и у рибњаку 2 (49,6 mg/kg у пролеће и 49,9 mg/kg у јесен) су биле више у односу на циљну вредност која је за бакар 36 mg/kg. Вредности концентрација загађивача које су више од циљне вредности, а ниже у односу на МДК (што је био случај са свим испитаним елементом у истраживању у овој тези) показују да је седимент незнатно загађен.

Резултати испитивања концентрације тешких метала и металоида у различитим органима шарана (месо, кожа, шкрге, јетра, бубрег) који су узорковани у пролеће и у јесен у истраживањима у овој дисертацији су употребљени како би се извршила анализа добијених резултата и утврдило колико је годишње доба имало утицај на добијене резултате и каква је била дистрибуција анализираних елемената у телу шарана. У пролеће се просечна концентрација арсена у органима шарана кретала по следећем опадајућем низу: бубрег (0,016 mg/kg), кожа (0,008 mg/kg), јетра, шкрге, месо (0,003 mg/kg). Концентрација кадмијума је у пролеће је била највиша у бубрегу

(0,037 mg/kg), па у јетри (0,018 mg/kg), док је била једнака у месу, кожи и шкргама у којима је била нижа од границе детекције примењене методе (<0,001 mg/kg). Просечна концентрације живе је имала следећи опадајући низ: бубрег (0,016 mg/kg), месо (0,014 mg/kg), јетра (0,006 mg/kg), кожа (0,005 mg/kg), шкрге (0,004 mg/kg). Просечна концентрација олова је опадала од јетре (0,132 mg/kg), преко бубрега (0,114 mg/kg), шкрга, коже, а најнижа је била у месу (0,036 mg/kg). Концентрација бакра је у пролеће била највиша у јетри (2,11 mg/kg), затим у шкргама, бубрегу, месу и најнижа у кожи (0,13 mg/kg). Просечна концентрација гвожђа је опадала по следећем низу: бубрег (71,29 mg/kg), јетра (28,95 mg/kg), шкрге (24,39 mg/kg), кожа, месо (16,67 mg/kg); а концентрација цинка: бубрег (219,66 mg/kg), шкрге, кожа, јетра, месо (21,86 mg/kg).

У пролеће је утврђена статистички значајна разлика између концентрације арсена у бубрегу у односу на остале органе ($p < 0,05$). Разлика у концентрацији бакра је била статистички значајна између јетре и шкрга и осталих органа, и концентрације бакра у месу и бубрегу у односу на кожу су биле статистички значајне. Утврђена је и статистички значајна разлика у концентрацији гвожђа у бубрегу у односу на остале органе и у јетри у односу на концентрацију у кожи и месу. Разлике у концентрацији цинка у бубрегу у односу на друге органе, шкргама у односу на друге органе, кожи у односу на месо, шкрге и бубрег, јетре у односу на бубрег и шкрге су такође биле статистички значајне ($p < 0,05$). Са друге стране, у пролеће је утврђено да разлике у концентрацији арсена у кожи, јетри, шкргама и месу нису биле статистички значајне ($p > 0,05$), затим концентрација кадмијума у бубрегу и јетри, као ни разлике у концентрацијама живе и олова у различитим органима; концентрације бакра у месу и бубрегу. Није било значајности између количине гвожђа у јетри и шкргама, као и између шкрга, коже и меса ($p > 0,05$). Није утврђена статистички значајна разлика између резултата концентрације цинка у кожи и јетри, и у јетри и месу.

Резултати анализа концентрације тешких метала и металоида у ткивима шарана који су узорковани у јесен су показали да је концентрација арсена у органима шарана опадала по следећем низу: бубрег (0,59 mg/kg), кожа, месо, јетра, шкрге (0,009 mg/kg). Концентрација кадмијума је у јесен била највиша у јетри (0,04 mg/kg),

затим у бубрегу (0,03 mg/kg), кожи (0,0015 mg/kg), шкргама (0,001 mg/kg), а у узорцима меса је била испод границе детекције методе испитивања која је износила 0,001 mg/kg. Просечна концентрација живе је опадала по следећем низу: месо (0,47 mg/kg), јетра (0,09 mg/kg), кожа (0,047 mg/kg), шкрге (0,017 mg/kg), бубрег (0,008 mg/kg). Просечна концентрација олова се кретала по следећем опадајућем низу: јетра (0,82 mg/kg), кожа (0,32 mg/kg), месо (0,24 mg/kg), шкрге (0,09 mg/kg), бубрег (0,08 mg/kg). Концентрација бакра је опадала по следећем редоследу: јетра (3,92 mg/kg), шкрге (0,50 mg/kg), месо (0,115 mg/kg), бубрег (0,11 mg/kg), кожа (0,01 mg/kg); а ниво гвожђа је имао следећи опадајући низ: бубрег (80,98 mg/kg), шкрге (54,15 mg/kg), јетра (36,001 mg/kg), кожа (30,94 mg/kg), месо (8,03 mg/kg). Концентрација цинка је била највиша у бубрегу (109,45 mg/kg), па у шкргама (101,43 mg/kg), кожи (58,14 mg/kg), месо (31,1 mg/kg), а најнижа је била у јетри (20,22 mg/kg).

Анализом резултата концентрација тешких метала у различитим органима шарана који су узорковани у јесен је утврђено да је разлика била статистички значајна између концентрација арсена у бубрегу у односу на остале органе, кожи у односу на остале органе, месо у односу на друге органе била статистички значајна ($p < 0,05$). Значајне су биле разлике између концентрација кадмијума, као и живе у различитим органима. Са друге стране, нису утврђене статистички значајне разлике ($p > 0,05$) у концентрацији арсена између јетре и шкрга, затим између концентрације олова у кожи и месо, као и у шкргама и бубрегу ($p > 0,05$). Разлика у концентрацији бакра у месо и бубрегу није била статистички значајна ($p > 0,05$), као ни разлика између концентрације гвожђа у јетри и кожи. Разлика у концентрацији цинка није била статистички значајна ($p > 0,05$) једино између бубрега и шкрга.

Редослед концентрације тешких метала у различитим органима се разликовао у пролеће и у јесен, осим у шкргама у којима је био једнак у оба годишња доба. Поред тога, у различитим органима је редослед тешких метала био другачији. У месо је у пролеће редослед елемената по заступљености био: цинк > гвожђе > бакар > олово > жива > арсен > кадмијум. Исти редослед у концентрацији елемената је у пролеће био и у кожи и у шкргама. У јетри и у бубрегу је редослед концентрације тешких метала и металоида у пролеће био: цинк > гвожђе > бакар > олово > кадмијум

> жива > арсен. У јесен, редослед тешких метала у месу је био: цинк > гвожђе > жива > олово > бакар > арсен > кадмијум. Редослед концентрације елемената у кожи је у јесен био: цинк > гвожђе > олово > жива > арсен > бакар > кадмијум. У јетри је у јесен било највише гвожђа, затим цинка, бакра, олова, живе, кадмијума, а најмање арсена. Редослед елемената у бубрегу је у јесен био: цинк > гвожђе > арсен > бакар > олово > кадмијум > жива.

Највећи део тешких метала у акватичној средини се концентрише у седименту, што је потврђено и резултатима који су добијени у истраживању у овој тези, и због постојања могућности њихове ремобилизације представљају значајан ризик за животну средину. Микроорганизми присутни у седименту врше трансформацију ових тешких метала у биолошки активна или токсична органска или неорганска једињења која даље настављају да круже у биолошким циклусима. Концентрација метала у седименту зависи од рН вредности, редокс потенцијала, садржаја органских материја и присуства елементата у води. Према резултатима до којих су дошли *Dinović i sar.* (2010) садржај елемента у седименту је директно утицао на концентрацију тих елемента у води, при чему су највеће концентрације како у седименту, тако и у води биле измерене за гвожђе и маган. Резултати који су добијени у истраживању у овој тези нису били у сагласности са резултатима *Dinović i sar.* (2010). Концентрација елемената у седименту у истраживању у овој тези није директно утицала на концентрацију елемената у води. Интересантна је и чињеница да садржај тешких метала у месу риба не мора бити пропорционалан њиховом садржају у води. У истраживању које су спровели *Eneji i sar.* (2011) садржај тешких метала у месу тилапије је у опадајућем низу изгледао овако: хром > цинк > бакар > гвожђе > манган > кадмијум > олово, а у води из које је узоркована испитивана риба тај низ је изгледао овако: гвожђе > хром > олово > манган > цинк > бакар > кадмијум. Ова чињеница указује и на то да је биоакумулација тешких метала сложен и специфичан процес који у великој мери зависи од врсте рибе и посебно њеног места у трофичном систему. Ово је потврђено и запажањима и посматрањем односа елемената у води и у риби у истраживању *Dinović i sar.* (2010). Наведени аутори су навели да концентрација елемената у води није била пропорционална садржају елемената у

риби, што је потврђено и резултатима истраживања у оквиру ове дисертације, према којима се такође однос елемената у води и риби разликовао. У истраживању у овој тези олово није детектовано у води из рибњака, а јесте у месу шарана (0,036 – 0,24 mg/kg), као и у јетри (0,132 – 0,82 mg/kg), бубрегу (0,08 - 0,114 mg/kg), шкргама (0,078 – 0,09 mg/kg), и кожи (0,07 - 0,32 mg/kg). Може се закључити да је то последица биоакумулације олова из седимента (1,67 – 2,29 mg/kg). Највећи део тешких метала улази у организам рибе преко шкрга и коже (биоцентрација), али није занемарљив ни удео тешких метала који у организам рибе доспева преко хране (фауна дна, зоопланктон, фитопланктон) (биомагнификација). Познато је да се шаран храни фауном дна и да приликом потраге за храном зарања у седимент. У седименту у истраживању у овој тези је било највише цинка, затим бакра, гвожђа, арсена, олова, живе, а најмање кадмијума, док је у води највише било гвожђа, затим арсена, цинка, бакра, живе, кадмијума, а најмање олова.

Постоје опречна мишљења о акумулацији тешких метала у појединим органима. Претпоставља се и да поједини органи имају способност акумулације и детоксикације. Када је у питању жива запажено је да је њена концентрација већа у месу риба у односу на унутрашње органе уколико је риба пореклом из текућих вода са ниским садржајем овог елемента. Насупрот томе, уколико је садржај живе у месу рибе већи од 1 mg/kg, запажа се да је садржај живе већи у унутрашњим органима у односу на месо. У истраживању у овој дисертацији је садржај живе у јесен био већи у месу у односу на органе, док је у пролеће садржај живе био нешто виши у бубрегу у односу на месо, али је у месу био виши у односу на остале органе. Према резултатима *Dinović i sar.* (2010) гвожђе (3,10-6,78 mg/kg) и цинк (3,10-6,78 mg/kg), су измерени у највишој концентрацији у филетима рибе, а у води су највише били заступљени гвожђе и манган. У истраживању у овој тези су установљене нешто више вредности за концентрације гвожђе (8,03 - 16,67 mg/kg) и цинка (21,86 – 31,1 mg/kg) у мишићима шарана у односу на резултате које су добили наведени аутори за шарана из рибњака Ечка.

Садржај тешких метала у различитим органима шарана је у истраживању у овој тези зависио од годишњег доба. Може се видети да су више просечне

концентрације за већину испитиваних тешких метала измерене у узорцима који су узорковани у јесењем периоду у односу на оне који су узети на пролеће. У јесењем периоду се очекује већа растворљивост тешких метала у води и тада је највећа количина падавина која улази у воду из рибњака. Тежина шарана је већа у јесењем узорковању, а вероватно долази до интензивније акумулације тешких метала. Познато је да бројни биотски и абиотски фактори како појединачно, тако и удружено утичу на концентрацију тешких метала у различитим ткивима рибе, води и седименту и да је примећено да добијени резултати значајно варирају при разноврсним амбијенталним условима и у различитом времену узорковања. Поред концентрације и облика метала у води, њиховог међусобног синергистичког и антагонистичког деловања, на унос метала у организам рибе утичу и бројни физичко-хемијски параметри међу којима су температура воде, концентрација растворљивог кисеоника, рН вредност и друго, али и физиолошко стање организама као што су узраст, величина, стадијум полног циклуса и друго (*Pal i Maiti, 2018*). Стога се у природним условима најчешће сусрећу сезонске варијације у садржају тешких метала у риби што је резултат здруженог деловања свих поменутих фактора.

6.10.1. Процена изложености тешким металима као последица конзумирања рибе

Конзумација хране која садржи велике количине тешких метала може довести до тровања. Интоксикација може бити акутна или хронична. Они елементи који имају тенденцију акумулације у појединим органима током дужег времена доводе до болести када њихова концентрација достигне критичне вредности у тим ткивима. Излагање људи тешким металима је најчешће путем конзумације контаминиране хране (око 90%) и значајно је чешће у односу на излагање преко инхалације или преко коже. Када су у питању токсични елементи који имају изразито штетно дејство на организам људи и у веома ниским концентрацијама и показују мутагено, тератогено и канцерогено дејство, мора се истаћи значај редовне контроле њихове концентрације у храни намењеној за исхрану људи. У циљу заштите здравља потрошача у већини земаља света, као и у нашој земљи су законским прописима

дефинисане МДК токсичних метала у различитим намирницама. Према пропису Републике Србије, који је усклађен са прописима ЕУ, МДК у риби су установљене за олово, кадмијум и живу. Поређењем добијених резултата може се закључити да су концентрације токсичних метала биле ниже у односу на прописану МДК. Дозвољени недељни унос (PTWI) је индекс који се користи за израчунавање концентрације тешких метала које човек може да унесе у организам, а да при том не дође до штетних последица по његово здравље. Дефинише се као количина неке супстанце која се може на недељном нивоу уносити у организам током живота особе без ризика од негативних ефеката на здравље те особе. На основу података да је недељна потрошња слатководне рибе по глави становника у Србији 29,4 g / недељно (*Janković i sar.*, 2012), а да је шаран најзаступљенија слатководна риба може се приближно израчунати недељни унос и дозвољени недељни унос. У Табели 45 су приказане вредности PTWI које су дефинисали Светска здравствена организација и Организација за храну и пољопривреду Уједињених Нација (FAO/WHO) за поједине метале за особу тешку 70 kg и процењен недељни унос наведених елемената путем конзумације меса шарана који је анализиран у овој тези. Може се закључити да је процењен недељни унос далеко испод наведених вредности за препоручени недељни унос.

Табела 45. Дозвољен недељни унос (PTWI) и процењен недељни унос токсичних елемената путем конзумације меса шарана који је гајен у интегрисаном систему

Тешки метал	PTWI	Недељни унос за особу тешку 70 kg	Процењен недељни унос*
Zn	7 mg/kg ТМ/недељно	490 mg/недељно	1,20
Fe	5,6 mg/kg ТМ/недељно	392 mg/недељно	0,57
Cu	3,5 mg/kg ТМ/недељно	245 mg/недељно	0,03
Cd	5,75 µg/kg ТМ/недељно	0,403 mg/недељно	< 0,001
Pb	25 µg/kg ТМ/недељно	1,75 mg/недељно	0,01
Hg	5 µg/kg ТМ/недељно	0,35 mg/недељно	0,02

*Процењен недељни унос је процењен на тај начин што је узета у обзир највиша измерена концентрација елемента у месу шарана гајеног у рибњаку који је пуњен пречишћеном отпадном водом; Дозвољен недељни унос (PTWI) су дефинисали Светска здравствена организација и Организација за храну и пољопривреду Уједињених Нација (FAO/WHO) за поједине метале за особу тешку 70 kg

Како би резултати били поузданији потребно је анализирати већи број риба и при томе извршити анализу како меса, тако и различитих унутрашњих органа. На основу резултата добијених у истраживању у овој тези, шаран произведен у рибњаку који се снабдева пречишћеном отпадном водом из кланичне индустрије је са становишта присуства резидуа тешких метала и металоида безбедан за исхрану људи.

6.11. Присуство зоонотских паразита у месу риба

Анализама меса шарана у овој дисертацији није утврђено присуство зоонотских паразита. Према подацима из доступне литературе у нашој земљи присуство траматода не представља хигијенско-здравствени проблем када је у питању месо шарана (*Ćirković i sar.*, 2015b). Са друге стране, у Азији, присуство метацеркарија зоонотских трематода представља значајан ризик када је у питању месо шаранских риба (*Chi i sar.*, 2009). *Phan i sar.* (2010) су испитали ризик од инфекције зоонотским трематодама риба које су гајене у Вијетнаму у рибњацима који су пуњени отпадном водом. Узорковање су извршили у пролеће и у јесен, а узорковали су рибу са више рибњака и установили су присуство метацеркарија зоонотских трематода на више локација и у току оба годишња доба у којима су спровели узорковање. Средња вредност преваленце према њиховом истраживању је била 5% (6,5% у пролеће и 2% у јесен). Утврђене метацеркарије трематода су припадале фамилији *Heterophyidae*. Интензитет инфекције је био релативно низак, а инфициране рибе су биле тилапија и шаранске врсте. Аутори су вишу преваленцу у пролеће објаснили као последицу интеракције више еколошких фактора, међу којима су најзначајнији виша температура у пролеће у односу на јесен, као и активности вектора у природи. Закључили су да присуство наведених паразита представља јавноздравствени ризик за људе који једу недовољно термички обрађену рибу из наведеног система производње. Важно је напоменути да је наведена преваленца била нижа у односу на испитивања која су спроведена на рибњацима на истом подручју, али при чему је анализа изврђена на риби која је из конвенционалне производње (*Thien i sar.*, 2009). Обичај и навика становништва у источноазијским земљама значајно повећава наведени ризик. Како у Србији конзумирање сировог меса риба

није раширено, може се установити да је месо шарана који је произведен у рибњаку који је делимично пуњен прашишћеном отпадном водом из кланице безбедно са аспекта присуства зоонотских паразита.

6.12. Здравствено стање риба

Током трајања огледа прегледом шарана установљено је присуство паразита из групе *Myxosporidia* sp., *Lernaea cyprinacea*, *Dactylogyrus* sp., *Argulus foliaceus*, *Ichtyophthirius multifiliis*, *Eimeria* sp карактеристичних за шаранску производњу. Добијени резултати су у сагласности са резултатима до којих су дошли *Novakov i sar.*, (2018). Највећи проблем код појаве ектопаразита је неадекватно одржавање рибњака. Објекти су редовно третирани негашеним кречом као и хлорним кречом, што представља једну од најважнијих зоохигијенских мера у рибарској производњи.

Неоспорно је да су болести како у свету тако и код нас, један од најчешћих узрока смањене производње, а и лошег квалитета рибе. Предуслов за ефикасну и економски исплативу производњу је правовремено спровођење профилактичких мера на шаранским рибњацима, што је урађено у току истраживања на овој дисертацији и детаљно описано у претходним поглављима. Спровођење одговарајућих превентивних и хигијенско-санитарних мера је важно са аспекта спречавања појаве болести приликом гајења риба, што представља и основни задатак када је здравствена заштита риба у питању. Превентивне мере за спречавање појаве болести у рибарској производњи почињу оног тренутка када почиње планирање изградње рибњака. Посебну пажњу треба усмерити на избор одговарајуће локације и могућност да се рибњак потпуно исуши. За пуњење рибњака је потребно обезбедити воду одговарајућег квалитета, а уз то је неопходно и спречити улазак коровске рибе у рибњак при узимању воде из реципијента. Неопходно је поставити решетке и филтере на улазу воде у рибњак (*Ćirković i sar.*, 2002). Уколико се рибњак састоји од више рибњачких језера, потребно је да се свако од њих посебно може пунити и испразнити, како би се могле спроводити све неопходне профилактичке мере (*Ćirković i sar.*, 2010). Приликом изградње рибњака неопходно је направити пад терена који ће омогућити потпуно испуштање воде са дна рибњака. Ово је неопходно

како би се земљиште рибњака могло адекватно обрадити механизацијом. Ниске температуре доприносе дезинфекцији земљишта рибњака. Поред тога, механичка обрада тла рибњака доводи до тога да се оксидо-редукциони процеси значајно брже одвијају, а узрочници који могу проузроковати болести рибе се ефикасно уништавају (Ćirković, 1986). Током механичке обраде дна рибњака уништава се и макрофитска вегетација, која се у рибњаку понаша као коров.

Потребно је обезбедити посебан простор у којем ће се вршити дезинфекција мрежа и другог прибора који се користи у току гајења риба. Заразне и паразитске болести риба се веома лако могу пренети преко прибора и стога је најбоље не позајмљивати мреже и други прибор са других рибњака (Ćirković i sar., 2013). Сви наведени принципи су испоштовани током извођења истраживања на овој докторској дисертацији, што је допринело чињеници да није утврђено присуство болести.

Контрола здравственог стања риба спроводила се у току сезоне гајења најмање два пута месечно, имајући у виду да се резултати могу постићи једино ако се евентуална терпија спроведе на време. Технолошким грешкама је могуће изазвати и до 40% свих губитака на рибњаку. Неискусна манипулација рибом доводи до стреса и повреда, а самим тим и предиспонирајућих фактора за појаву болести (Ćirković i Novakov, 2013).

Неопходна је примена прописа којима је регулисано спречавање уношења болести из других земаља или рибњака. У циљу спречавања уношења болести које нису регистроване потребно је уместо увоза риба увозити оплођену и дезинфиковану икру или ларве (Ćirković i sar., 2002; 2010).

Интензивирање рибарства, односно развој аквакултуре и повећање густине насада узроци су промена природних услова у воденој средини, те се стварају услови за појаву болести дефинисани као стрес. Стрес је код риба у интензивном гајењу честа појава. Поремећај у амбијенталним условима и исхрани узрокује физиолошки одговор јер риба тежи да одржи равнотежу одређених еколошких чинилаца, односно да се прилагоди промењеним условима. Ако је деловање стреса, односно чинилаца који га изазивају, дуготрајно и интензивно одбрамбене снаге организма слабе па се повећава пријемчивост за разне болести. Основни изазивачи стреса код риба

проузроковани су поремећајем амбијента, неадекватном манипулацијом, лоше компонованом храном, храном неодговарајућег квалитета, које треба избећи или свести на најмањи могући ниво (*Ćirković i sar.*, 2013).

Постоје и фактори стреса који се појављују само у интензивним условима производње. Ту спадају контролни риболов, сортирање и транспорт рибе, вештачки мрест, као и велика густина насада. Потребно је добро сагледати и утврдити еколошке чиниоце који доводе до стреса, како би се могло утицати на исте. Недостатак раствореног кисеоника у води, неадекватна рН вредност воде, висока концентрација недисосованог амонијака, као и загађења представљају неповољне услове животне средине које најчешће могу изазвати болести.

Поремећај здравственог стања риба може да настане и од неисправне хране, што се манифестује поремећајима интестиналног тракта и доводи до губитака и значајног смањења прираста. Уколико се храна неадекватно складишти, може постати неупотребљива јер се повећава њен киселински степен, а протеини, масти, витамини и други нутријенти се разграђују. Неодговарајућа исхрана, дефицит есенцијалних масних киселина, аминокиселина, минерала и витамина доводе до слабљења имуног статуса риба и оне постају подложније болестима.

У току истраживања на овој тези једино је уочена спорадична појава еритродерматитиса. Применом уобичајених мера није изазвала веће економске штете. Познато је да је еритродерматитис код шарана веома чест, посебно уколико је густина насада у рибњаку велика. Болест се лако шири, а понекад се веома тешко искорењује и може довести до великих економских губитака (*Ćirković i sar.*, 2015b).

Проширивање постојећих површина који су под рибњацима не може бити глобални приступ како би се повећала производња хране, али овакав приступ би могао да се примени у Србији, али сигурно и у околним земљама, јер постоје велике површине неискоришћене земље. У ту сврху неопходно је увести одговарајуће подстицаје у виду уступања земљишта у близини кланица, али и других индустријских погона, које би се искористило за изградњу мањих рибњака и обезбедити подстицајне кредите са разумним каматним стопама и роком отплате који би омогућили овој врсти аквакултуре да заживи. Поред свега, неопходно је створити

тржиште за производе из интегрисане аквакултуре, што би стимулисало ову врсту производње. Са правилним маркетингом и саветима лекара о важности здраве исхране, свест и навике људи о начину исхране се могу променити што би водило ка повећању потрошње рибе (*Ćirković i sar.*, 2015a). Поред обезбеђења високо вредне и безбедне намирнице како на локалном тржишти тако и за извоз, ова врста производње би обезбедила додатна радна места и подстакла развој руралних подручија. Мање развијене сеоске области представљају идеалну средину за развој интегрисане производње, јер су удаљене од великих градских агломерација, бунарска вода се може користити за додатно пуњење рибњака водом, чиме се значајно смањује појава штетних агенаса и корова у рибњаку, а употреба пречишћене отпадне воде из кланице може довести до повољног природног састава хране.

Конзумација рибе није без ризика. Добијени резултати су показали да су хазарди у свим испитаним узорцима били унутар вредности које су препоручене и прописане, што указује да је вода у којој је шаран била одговарајућег квалитета.

7. ЗАКЉУЧЦИ

На основу резултата добијених у току израде овог докторског рада могу се извести следећи закључци:

1. Физичко-хемијски и микробиолошки параметари, као и концентрација тешких метала и металоида отпадне воде из кланице су и у пролећном и у јесењем узорковању били изнад прописаних граничних вредности за отпадну воду из кланичних објеката која се испушта у природне реципијенте. Пречишћавање отпадне воде из кланице је неопходна мера пре него што се вода испусти у водотокове.
2. Ефикасност рада уређаја за пречишћавање отпадних вода је била веома висока и за физичко-хемијске параметре кретала се од 84% до 99%; за микробиолошке параметре је била у распону од 94,45% до 99,95%, а за тешке метале и металоиде је била у опсегу од 87% до 98%.
3. Вода из рибњака је и у пролеће и у јесен одговарала класи 3 у погледу физичко-хемијских и микробиолошких параметара, као и у погледу концентрације тешких метала и металоида. Може се несметано користити за гајење шарана и других ципринидних врста риба.
4. Вода из канала за наводњавање је одговарала класи 2/3 у погледу физичко-хемијских и микробиолошких параметара, као и у погледу концентрације тешких метала и металоида и може се користити за наводњавање.
5. Концентрација резидуа органохлорних пестицида, радионуклида, антибиотика и сулфонамида у свим испитаним узорцима воде је била испод граница детекције примењених метода испитивања.

6. Интегрисани систем чини један затворен еколошки процес, у којем се пречишћена отпадна вода из кланице користи за производњу риба, а затим за наводњавање обрадиве земље у околини кланице.
7. Коришћењем пречишћене отпадне воде из кланице остварени су високи производни параметри и произведен је шаран доброг квалитета меса.
8. Није утврђена статистички значајна разлике за испитане микробиолошке параметре, као ни статистички значајна разлика у концентрацијама остатака органохлорних пестицида, радионуклида Cs-137, тешких метала и металоида у узорцима седимента у односу на годишње доба у којем је извршено узорковање.
9. Измерене концентрације органохлорних пестицида, радионуклида и тешких метала, као и број микроорганизама у седименту су биле генерално приближне или ниже од концентрација које су измерене на рибањацима или акумулацијама у којима је гајен шаран у Србији и широм света. Измерене концентрације су одговарале концентрацијама загађивача у седименту или на нивоу природног фона или на нивоу незнатно загађеног седимента.
10. Концентрације резидуа тетрациклина и сулфонамида у седименту су биле испод границе детекције примењених метода испитивања.
11. Месо риба произведених у рибањацима који су пуњени пречишћеном отпадном водом је било микробиолошки безбедно за исхрану људи. Број свих микроорганизама који су анализирани у месу шарана је био у дозвољеним границама и није премашио прописане хигијенске норме.
12. Шаран произведен у рибању који се снабдева пречишћеном отпадном водом из кланичне индустрије је безбедан за исхрану људи у погледу концентрације резидуа испитаних органохлорних пестицида и тешких метала и металоида.
13. Концентрације резидуа тетрациклина и сулфонамида, радионуклида у месу су биле испод границе детекције примењених метода.

14. Није утврђена статистички значајна разлика за испитане микробиолошке параметре, као ни статистички значајна разлика у концентрацијама остатака органохлорних пестицида у узорцима шарана у односу на годишње доба у којем је извршено узорковање. Садржај тешких метала у различитим органима шарана је зависио од годишњег доба.

15. Кондиција риба у огледу је била веома добра и није утврђено присуство ни једне болести риба које наносе видљиве губитке.

16. Коришћење отпадних вода из кланице за производњу риба представља потпуно нови приступ налажењу решења за одрживост месне индустрије и очување животне средине. Примена ове идеје у оквиру кланице је са аспекта решавања проблема заштите животне средине неопходна, имајући у виду захтеве које нашој земљи намеће Европска унија, а који подразумевају максимално смањење загађења животне средине и потреби да се ти захтеви испуне и да се систем и законска регулатива везана за заштиту животне средине хармонизује и усклади са Европском унијом.

17. Успостављање интегрисаног система и изградња рибњака у оквиру постојећих кланичних капацитета је дуготрајна инвестиција са континуираном добити. Кланична индустрија спада у економски ефикасну делатност, па се осим профита мора размишљати и о заштити животне средине што је суштински лимитирајући фактор за њен опстанак. Интеграција кланичне и рибарске производње и система за наводњавање има за циљ повећање профитабилности. Рибњак са својом околином доприноси бољем изгледу непосредне околине кланице и повољно утиче на све учеснике у производњи.

18. Приказани резултати добијени током израде ове докторске дисертације у великој мери доприносе коришћењу отпадних вода из кланице у рибњацима уз примену пречистача и додатну аерацију воде у рибњацима, без неповољног утицаја на здравље и безбедност меса шарана.

8. ЛИТЕРАТУРА

1. ADÁMEK Z., SUKOP I., MORENO RENDÓN P., KOUŘIL J. (2003). Food competition between 2 + tench (*Tinca tinca* L.), common carp (*Cyprinus carpio* L.) and bigmouth buffalo (*Ictiobus cyprinellus* Val.) in pond polyculture. *Journal of Applied Ichthyology*, 19, 165–169.
2. AL-GHAMDI M. S., AL-MUSTAFA Z. H., EL-MOSY F., AL-FAKY A., HAIDER I., ESSA H. (2000). Residue of tetracycline compounds in poultry products in eastern province of Saudi Arabia. *Public Health*, 114, 300-304.
3. AL-HARBI A. H., UDDIN M. N. (2006). Seasonal changes in bacterial flora of fish pond sediments in Saudi Arabia. *Journal of Applied Aquaculture*, 18(2), 35-45.
4. ALLEN K. G. D., HARRIS M. A. (2001). The Role of n-3 Fatty Acids in Gestation and Parturition. *Experimental Biology and Medicine*, 226, 498-506.
5. BALTER V., LECUYER C. (2010). Determination of Sr and Ba partition coefficients between apatite from fish (*Sparus aurata*) and seawater: The influence of temperature. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 74, 3449–3458.
6. BARAKAT A. O., KHAIRY M., AUKAILY I. (2017). Bioaccumulation of organochlorine contaminants in fish species from Lake Qarun, a protected area of Egypt. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 99(1), 117-133.
7. BARAS J., KLAŠNJA M., TURUBATOVIĆ R. (2002). Otpadne vode u industriji mesa – problemi i rešenja. *Tehnologija mesa*, 43, (3-6), 224-252.
8. BJÖRKLUND H., BONDESTAM J., BYLUND G. (1990). Residues of oxytetracycline in wild fish and sediments from fish farms. *Aquaculture*, 86(4), 359-367.
9. BORAK J., HOSGOOD H. D. (2007). Seafood arsenic: implications for human risk

- assessment. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 47(2), 204-212.
10. BORDAJANDI L. R., MARTIN I., ABAD E., RIVERA J., GONZÁLEZ M. J. (2006). Organochlorine compounds (PCBs, PCDDs and PCDFs) in seafish and seafood from the Spanish Atlantic Southwest Coast. *Chemosphere*, 64(9), 1450-1457.
 11. BOST M., HOUDART S., OBERLI M., KALONJI E., HUNEAU J. F., MARGARITIS I. (2016). Dietary copper and human health: Current evidence and unresolved issues. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 35, 107-115.
 12. BRIEND A., LEGRAND P., BOCQUET A., GIRARDET J. P., BRESSON J. L., CHOURAQUI J. P., DARMAUN D., DUPONT C., FRELUT M. L., GOULET O. HANKARD R. (2014). Lipid intake in children under 3 years of age in France. A position paper by the Committee on Nutrition of the French Society of Paediatrics. *Archives de Pédiatrie*, 21(4), 424-438.
 13. BRYANT L. D., LITTLE J. C., BÜRGMANN H. (2012). Response of sediment microbial community structure in a freshwater reservoir to manipulations in oxygen availability. *FEMS microbiology ecology*, 80(1), 248–263.
 14. BUCHTOVÁ H., SVOBODOVÁ Z., KOCOUR M., VELÍŠEK J. (2010). Chemical Composition of Fillets of Mirror Crossbreds Common Carp (*Cyprinus carpio* L.). *Acta Veterinaria Brno*, 79, 551–557.
 15. BUCHTOVÁ H., SVOBODOVÁ Z., KŘÍŽEK M., VÁCHA F., KOCOUR M., VELÍŠEK J. (2007). Fatty acid composition of flesh of three-year-old experimental scaly crossbreds of common carp (*Cyprinus carpio*, Linnaeus 1758). *Acta Veterinaria Brno*, 76, S73-S81.
 16. BUSTILLO-LECOMPTE C. F., MEHRVAR M. (2015). Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. *Journal of environmental management*, 161, 287-302.
 17. BUSTILLO-LECOMPTE C., MEHRVAR M. (2017). Slaughterhouse wastewater:

- treatment, management and resource recovery. Physico-chemical wastewater treatment and resource recovery, p.153
18. CABELLO F.C. (2006). Heavy use of prophylactic antibiotics in aquaculture: a growing problem for human and animal health and for the environment. *Environmental Microbiology*, 8, 1137-1144.
 19. CAIXETA C. E., CAMMAROTA M. C. XAVIER A. M. (2002). Slaughterhouse wastewater treatment: evaluation of a new three-phase separation system in a UASB reactor. *Bioresource Technology*, 81(1), 61-69.
 20. CAMPBELL A. C., BUSWELL J. A. (1983). The intestinal microflora of farmed Dover sole (*Solea solea*) at different stages of fish development. *Journal of Applied Bacteriology*, 55, 215-223.
 21. CAO H. Y., LIANG T., TAO S., ZHANG C. S. (2007). Simulating the temporal changes of OCP pollution in Hangzhou, China. *Chemosphere*, 67, 1335-1345.
 22. CAVENATI S., CARVALHO P. N., ALMEIDA C. M. R., BASTO M. C. P., VASCONCELOS M. T. S. (2012). Simultaneous determination of several veterinary pharmaceuticals in effluents from urban, livestock and slaughterhouse wastewater treatment plants using a simple chromatographic method. *Water Science and Technology*, 66(3), 603-611.
 23. CHANG X., MEYER M. T., LIU X., ZHAO Q., CHEN H., CHEN J. A., QIU Z., YANG L, CAO J. SHU W. (2010). Determination of antibiotics in sewage from hospitals, nursery and slaughter house, wastewater treatment plant and source water in Chongqing region of Three Gorge Reservoir in China. *Environmental pollution*, 158(5), 1444-1450.
 24. CHI T. T. K., MURRELL K. D., MADSEN H., KHUE N. V., DALSGAARD A. (2009). Fishborne zoonotic trematodes in raw fish dishes served in restaurants in Nam Dinh Province and Hanoi, Vietnam. *Journal of food protection*, 72(11), 2394-2399.
 25. CINKLE R., BAČKO, M., BENEK, J. (1978). Odpadne vode industrije mesa.

- Savetovanje Otpadne vode prehrambene industrije, Portorož, Zbornik radova, 125-144.
26. COCHE A. G., MUIR J. F., LAUGHLIN T. L. (1995). Pond construction for freshwater fish culture: building earthen ponds (Vol. 20, No. 1), Food & Agriculture Org.
27. COLE D. W., COLE R., GAYDOS S. J., GRAY J., HYLAND G., JACQUES M. L., POWELL-DUNFORD N., SAWHNEY, C., AU W. W. (2009). Aquaculture: Environmental, toxicological, and health issues. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 212, 369–377.
28. COUNCIL DIRECTIVE 91/271/EEC. (1991) Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban waste-water treatment. *The Official Journal of the European Union*, L 135, 40-52
29. CONNOR W. E., CONNOR S. L. (2010). N-3 Fatty Acids from Fish and Plants: Primary and Secondary Prevention of Cardiovascular Disease. *Nutrition and Health, Part 3*, 249-271.
30. CSENGERI I. (1996). Dietary effects on fatty acid metabolism of Common carp. *Archives of Animal Nutrition*, 49, 73–92.
31. CURINI M., ROSATI O., BORIO R., SAETTA D. M. S., CICIONI R., FORINI N., ... & DIPILATO A. C. (1995). Evaluation of ¹³⁷Cs activity in plant drugs and in some phytoderivatives from chernobyl accident up to present (1986–1994). *Pharmacological research*, 32(1-2), 69-74.
32. ĆIRKOVIĆ M. (1986). Myxosporidiosis of the common carp fingerlings. Doctoral thesis, Veterinary Faculty, Beograd.
33. ĆIRKOVIĆ M., JOVANOVIĆ B., MALETIN S. (2002). Ribarstvo. Univerzitet u Novom Sadu. Poljoprivredni fakultet.
34. ĆIRKOVIĆ M., MILOŠEVIĆ N., MARKOVIĆ M., POTKONJAK A. (2010). Brain myxoboliasis of common carp. *Bulgarian Journal of Agricultural Sciences*, 16, 263-265.

35. ĆIRKOVIĆ M., TRBOVIĆ D., LJUBOJEVIĆ D. (2011). Meat quality of fish farmed in polyculture in carp ponds in Republic of Serbia. *Tehnologija mesa*, 52, 106-121.
36. ĆIRKOVIĆ M., LJUBOJEVIĆ D., ĐORĐEVIĆ V., NOVAKOV N., PETRONIJEVIĆ R., MATEKALO-SVERAK V., TRBOVIĆ D. (2012a). The Breed Effect on Productivity and Meat Nutrient Composition of Fish. *Kafkas Universitesi Veteriner Fakultesi Dergisi*, 18, 775-780.
37. ĆIRKOVIĆ M., LJUBOJEVIĆ D., JOVANOVIĆ R., JANKOVIĆ S., ĐORĐEVIĆ V., NOVAKOV N., TRBOVIĆ D., LUJIĆ J. (2012b). Influence of improper pond management on high fat content in meat of common carp, *Cyprinus carpio*, L. Proceedings, The International Conference Biological Food Safety and Quality, Belgrade, 177-179.
38. ĆIRKOVIĆ M., NOVAKOV N., ALEKSIĆ N., JOVANOVIĆ M., LJUBOJEVIĆ D., BABIĆ R., RADOSAVLJEVIĆ VLADIMIR. (2013). Different Manifestations of *Thelohanellus Nikolskii* Infection in Carp (*Cyprinus carpio*). *Acta Veterinaria-Beograd*, 63, (5-6), 687-697.
39. ĆIRKOVIĆ M., NOVAKOV N. (2013). Parazitske bolesti ciprinidnih riba, Naučni institut za veterinarstvo Novi Sad, 229.
40. ĆIRKOVIĆ M., KARTALOVIĆ B., BABIĆ J., PELIĆ M., NOVAKOV N., JOVANIĆ S., ĐORĐEVIĆ V. (2015a). Implementation of fishing technologies and sustainable development in slaughterhouse systems. Zbornik predavanja, VII International conference "WATER & FISH", 29-32.
41. ĆIRKOVIĆ M., LJUBOJEVIĆ D., NOVAKOV N., ĐORĐEVIĆ V. (2015b). Gajenje i kvalitet mesa šaranskih riba. Novi Sad, Naučni institut za veterinarstvo.
42. ČANAK S., RADIVOJEVIĆ D., TOPISIROVIĆ G. (2005). Uređaji za obogaćivanje vode kiseonikom na toplovodnim ribnjacima. *Agricultural Engineering*, 57-

- 62.
43. DAIGGER G. T. (2009). Evolving urban water and residuals management paradigms: Water reclamation and reuse, decentralization, and resource recovery. *Water Environment Research*, 81(8), 809-823.
44. DANG S. T. T., DALSGAARD A. (2012). *Escherichia coli* contamination of fish raised in integrated pig-fish aquaculture systems in Vietnam. *Journal of food protection*, 75(7), 1317-1319.
45. DANKAKA S. M., FAROUQ A. A., BAGEGA A. I., ABUBAKAR U. (2018). Microbiological and Physicochemical Analysis of Old Sokoto Abattoir Wastewater (Sewage) Contaminated with Blacksmith Activities. *Bioremediation Science and Technology Research*, 6(2), 9-13.
46. DARKO G., AKOTO O., OPPONG C. (2008). Persistent organochlorine pesticide residues in fish, sediments and water from Lake Bosomtwi, Ghana. *Chemosphere*, 72(1), 21-24.
47. DAUDA D. R., DURO D., IJAH U. J. J. (2016) Physicochemical and Microbiological Qualities of the Abattoir Wastewater in Part of Minna Niger State. *Advances in Life Science and Technology*, 51, 17-25.
48. DI S., DIAO J., WANG X., QI P., WANG Z., XU H., ZHANG H., WANG X., HAN J. (2019). Bioaccumulation of dichlorodiphenyltrichloroethanes (DDTs) in carp in a water/sediment microcosm: important role of sediment particulate matter and bioturbation. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-8.
49. DIMOVSKA S., STAFILOV T., ŠAJN R., FRONTASYEVA M. (2009). Distribution of some natural and man-made radionuclides in soil from the city of Veles (Republic of Macedonia) and its environs. *Radiation protection dosimetry*, 138(2), 144-157.
50. DOI A. M., STOSKOPF M. K. (2000) The kinetics of oxytetracycline degradation

- in deionized water and varying temperature, pH, light, substrate and organic matter. *Journal of Aquatic Animal Health*, 12, 246-253.
51. DOMAIZON I., DESVILETTES C., DEBROAS D., BOURDIER G. (2000). Influence of zooplankton and phytoplankton on the fatty acid composition of digesta and tissue lipids of silver carp: mesocosm experiment. *Journal of Fish Biology*, 57, 417–432.
52. DOONG R. A., SUN Y. C., LIAO P. L., PENG C. K., WU S. C. (2002). Distribution and fate of organochlorine pesticide residues in sediments from the selected rivers in Taiwan. *Chemosphere*, 48(2), 237-246.
53. DOS SANTOS A. A., HORT M. A., CULBRETH M., LÓPEZ-GRANERO C., FARINA M., ROCHA J. B., ASCHNER M. (2016). Methylmercury and brain development: A review of recent literature. *Journal of trace elements in medicine and biology*, 38, 99-107.
54. DRIVER S. (2006). Aquaponics - Integration of Hydroponics with Aquaculture. National Sustainable Agriculture Information Service, 1-800-346-9140, www.attra.ncat.org.
55. ĐINOVIĆ J., TRBOVIĆ D., VRANIĆ D., JANKOVIĆ S., SPIRIĆ D., RADIČEVIĆ T., SPIRIĆ A. (2010). The state of ecosystem, quality and safety of the carp meat (*Cyprinus carpio*) from aquaculture during farming. *Meat technology* 51, 124–132.
56. ĐORĐEVIĆ V, ĆIRKOVIĆ M, LJUBOJEVIĆ D. (2013). Contamination of the Ecosystem with Organic Pollutants and its Impact on the Protection of Less Valuable Fish Species in Sava and Danube Rivers. International 57th Meat Industry Conference Meat and Meat Products- Perspectives of Sustainable Production, 92-104.
57. EC 149/2008 (2008). Commission regulation No 149/2008 EC of 29 January 2008 amending Regulation No 396/2005 EC of the European Parliament and of the Council by establishing Annexes II, III and IV setting maximum residue levels for products covered by Annex I thereto, Official Journal of European Union, L 58, 1–398.

58. EC 178/2006 (2006). Commission regulation No 178/2006 EC of 1 February 2006 amending Regulation No 396/2005 EC of the European Parliament and of the Council to establish Annex I listing the food and feed products to which maximum levels for pesticide residues apply, *Official Journal of European Union*, L 29, 3-25.
59. EC 1881/2006 (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.
60. EL-MATBOULI M., HOFFMANN R. W. (2002). Influence of water quality on the outbreak of proliferative kidney disease—field studies and exposure experiments. *Journal of Fish Diseases*, 25(8), 459-467.
61. EL-SHAFI S. A., GIJZEN H. J., NASR F. A., EL-GOHARY F. A. (2004). Microbial quality of tilapia reared in fecal-contaminated ponds. *Environmental Research*, 95(2), 231-238.
62. EMIPKE B. O., ADEBISI T., ADEDEJI O. B. (2011). Bacteria load on the skin and stomach of *Clarias Gariepinus* and *Oreochromis Niloticus* from Ibadan, South West Nigeria: Public health implications. *Journal of Microbiology and Biotechnology Research*, 1 (1), 52-59.
63. ENEJI I. S., SHAI'ATO R., ANNUNE P. A. (2011). Bioaccumulation of Heavy Metals in Fish (*Tilapia Zilli* and *Clarias Gariepinus*) Organs from River Benue, North - Central Nigeria, *Pakistan Journal of Analytical & Environmental Chemistry*, 12(1-2), 25-31.
64. EQANI S. A. M. A. S., MALIK R. N., CINCINELLI A., ZHANG G., MOHAMMAD A., QADIR A., RASHID A., BOKHARI H., JONES K. C., KATSOYIANNIS A. (2013). Uptake of organochlorine pesticides (OCPs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) by river water fish: the case of River Chenab. *Science of the Total Environment*, 450, 83-91.

65. EUROPEAN PARLIAMENT & COUNCIL (2006). Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the council of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing directive 76/160/EEC. Official Journal, L 064 (2006), pp. 37-51.
66. EVANS M. C., WEGENER H. C. (2003). Antimicrobial growth promoters and *Salmonella* spp., *Campylobacter* spp. in poultry and swine, Denmark. *Emerging Infectious Diseases*, 9(4), 489-492.
67. FAO and WHO. (2015). International Code of Conduct on Pesticide Management: Guidelines on Pesticide Legislation. Food and Agriculture Organization of the United Nations, p.1-60.
68. FELDHUSEN F. (2000). The role of seafood in bacterial foodborne diseases. *Microbes and Infection*, 2(13), 1651-1660.
69. FENG H., HU L., MAHMOOD Q., FANG C., QIU C., SHEN D. (2009). Effects of temperature and feed strength on a carrier anaerobic baffled reactor treating dilute wastewater. *Desalination*, 239(1), 111-121.
70. FERNANDES C. F., FLICK JR G. J., SILVA J. L., MCCASKEY T. A. (1997). Influence of Processing Schemes on Indicative Bacteria and Quality of Fresh Aquacultured Catfish Filletst. *Journal of food protection*, 60 (1), 54-58.
71. FILSTRUP P., PHILIPSEN E. (1993). Handbook for the Meat By- products Industry: Alfa Laval Fish and Meat Engineering, Copenhagen.
72. GRUBAČEVIĆ M., GUCIĆ M., MIJIĆ R., GLAMOČIĆ B., MLADENović S., TANASKOVIĆ M., POPOVIĆ A. (2013). Kvalitet životne sredine grada Beograda u 2012. g. GZJZ, Beograd.
73. GULER G. O., KIZTANIR B., AKTUMSEK A., CITIL O. B., OZPARLAK H. (2008). Determination of the seasonal changes on total fatty acid composition and $\omega 3/\omega 6$ ratios of carp (*Cyprinus carpio* L.) muscle lipids in Beysehir Lake (Turkey). *Food*

- Chemistry*, 108(2), 689-694.
74. GUO Y., MENG X. Z., TANG H. L., ZENG E. Y. (2008). Tissue distribution of organochlorine pesticides in fish collected from the Pearl River Delta, China: implications for fishery input source and bioaccumulation. *Environmental Pollution*, 155(1), 150-156.
75. HARADA M. (1995). Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. *Critical reviews in toxicology*, 25(1), 1-24.
76. HARDY R. W., BARROWS F. T. (2002). Diet formulation and manufacture.– In: Fish Nutrition 3rd edition (Eds) J.E. Halver, R.W. Hardy, Academic Press Inc., San Diego, CA, USA: 506-601.
77. HARNISZ M., TUCHOLSKI S. (2010). Microbial quality of common carp and pikeperch fingerlings cultured in a pond fed with treated wastewater. *Ecological Engineering*, 36(4), 466-470.
78. HASSAN R., TECLE S., ADCOCK B., KELLIS M., WEISS J., SAUPE A., SORENSON A., KLOS R., BLANKENSHIP J., BLESSINGTON T., WHITLOCK L., CARLETON H. A., CONCEPCIÓN-ACEVEDO J., TOLAR B., WISE M., NEIL, K. P. (2018). Multistate outbreak of *Salmonella* Paratyphi B variant L(+) tartrate(+) and *Salmonella* Weltevreden infections linked to imported frozen raw Tuna – United States, March-July 2015. *Epidemiology & Infection*, 146 (11), 1461-1467.
79. HERCEG ROMANIĆ S., VUKOVIĆ G., KLINČIĆ D., SARIĆ M. M., ŽUPAN I., ANTANASIJEVIĆ D., POPOVIĆ A. (2018). Organochlorine pesticides (OCPs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in *Cyprinidae* fish: Towards hints of their arrangements using advanced classification methods. *Environmental research*, 165, 349-357.
80. HERNÁNDEZ M. D., LÓPEZ M. B., ÁLVAREZ A., FERRANDINI E., GARCÍA B. G., GARRIDO M. D. (2009). Sensory, physical, chemical and microbiological changes in aquacultured meagre (*Argyrosomus regius*) fillets during ice storage. *Food Chemistry*, 114(1), 237-245.

81. HIGGY R. H., PIMPL M. (1998). Natural and man-made radioactivity in soils and plants around the research reactor of Inshass. *Applied radiation and isotopes*, 49(12), 1709-1712.
82. HU G., DAI J., MAI B., LUO X., CAO H., WANG J., LI F., XU M. (2010). Concentrations and accumulation features of organochlorine pesticides in the Baiyangdian Lake freshwater food web of North China. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 58(3), 700-710.
83. HUANG Y. W., LEUNG C. K. (1993). Microbiological assessment of channel catfish grown in cage and pond culture. *Food microbiology*, 10 (3), 187-195.
84. HUNG D. Q., THIEMANN W. (2002). Contamination by selected chlorinated pesticides in surface waters in Hanoi, Vietnam. *Chemosphere*, 47(4), 357-367.
85. HUSS H. H., ABABOUCHE L., GRAM L. (2003). Assessment and Management of Seafood Safety and Quality. FAO Fisheries Technical Paper No 444, 230.
86. IAEA (1989). Measurement of radionuclides in food and the environment, a guide book. Technical Report Series 295, Vienna.
87. ICMSF, International Commission on Microbiological Specifications for Foods. (1986). Sampling for microbiological analysis: principles and scientific applications. 2nd ed., Vol. 2. Toronto: University of Toronto Press.
88. INABA T., KOBAYASHI E., SUWAZONO Y., UETANI M., OISHI M., NAKAGAWA H., NOGAWA K., (2005). Estimation of cumulative cadmium intake causing Itai-itai disease. *Toxicology letters*, 159(2), 192-201.
89. ISO 9000:2000. (2000). Quality Management Systems – Fundamentals and Vocabulary, ISO, Geneva.
90. IWAMOTO M., AYERS T., MAHON B. E., SWERDLOW D. L. (2010) Epidemiology of seafood-associated infections in the United States. *Clinical microbiology reviews*, 23(2), 399-411.

91. JANKOVIĆ M., TODOROVIĆ D., SAVANOVIĆ M. (2008). Radioactivity measurements in soil samples collected in the Republic of Srpska. *Radiation Measurements*, 43(8), 1448-1452.
92. JANKOVIĆ S., ĆURČIĆ M., RADIČEVIĆ T., STEFANOVIĆ S., LENHARDT M., DURGO K., ANTONIJEVIĆ B. (2011). Non-dioxin-like PCBs in ten different fish species from the Danube river in Serbia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 181, 153-163.
93. JANKOVIĆ S., ANTONIJEVIĆ B., ĆURČIĆ M., RADIČEVIĆ T., STEFANOVIĆ S., NIKOLIĆ D., ĆUPIĆ V. (2012). Assessment of mercury intake associated with fish consumption in Serbia. *Tehnologija mesa*, 53(1), 56-61.
94. JANKOVIĆ-MANDIĆ L. J., DRAGOVIĆ R. M., ĐORĐEVIĆ M. M., ĐOLIĆ M. B., DRAGOVIĆ S. D., BAČIĆ G. G. (2014). Prostorna varijabilnost ¹³⁷Cs u zemljištu Beograda (Srbija). *Chemical Industry*, 68(4), 449-455.
95. JEFFREE R. A., WARNAU M., TEYSSIE J. L., MARKICH S. J. (2006). Comparison of the bioaccumulation from seawater and depuration of heavy metals and radionuclides in the spotted dogfish *Scyliorhinus canicula* (*Chondrichthys*) and the turbot *Psetta maxima* (*Actinopterygii: Teleostei*). *Science of the Total Environment*, 368, 839–852.
96. JEPSON P. D., BENNETT P. M., DEAVILLE R., ALLCHIN C. R., BAKER J. R., LAW R. J. (2005). Relationships between polychlorinated biphenyls and health status in harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded in the United Kingdom. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24, 238–248.
97. KANNAN V., RAJAN M. P., IYENGAR M. A. R., RAMESH R. (2002). Distribution of natural and anthropogenic radionuclides in soil and beach sand samples of Kalpakkam (India) using hyper pure germanium (HPGe) gamma ray spectrometry. *Applied Radiation and isotopes*, 57(1), 109-119.

98. KARAHAN G. (2010). Risk assessment of baseline outdoor gamma dose rate levels study of natural radiation sources in Bursa, Turkey. *Radiation protection dosimetry*, 142(2-4), 324-331.
99. KASHIAN S., FATHIVAND A. A. (2015). Estimated daily intake of Fe, Cu, Ca and Zn through common cereals in Tehran, Iran. *Food chemistry*, 176, 193-196.
100. KAY D., CROWTHER J., STAPLETON C. M., WYER M. D., FEWTRELL L., ANTHONY S., BRADFORD M., EDWARDS A., FRANCIS C. A., HOPKINS M., KAY C., MCDONALD A. T., WATKINS J. (2008). Faecal indicator organism concentrations and catchment export coefficients in the UK. *Water research*, 42 (10-11), 2649-2661.
101. KHALIL M. T., HUSSEIN H. A. (1997). Use of waste water for aquaculture: an experimental field study at a sewage treatment plant, Egypt. *Aquaculture Research*, 28(11), 859-865.
102. KILIÇ Ö., BELIVERMIŞ M., TOPÇUOĞLU S., COTUK Y., COŞKUN M., ÇAYIR A., KÜÇER R. (2008). Radioactivity concentrations and dose assessment in surface soil samples from east and south of Marmara region, Turkey. *Radiation protection dosimetry*, 128(3), 324-330.
103. KOCOUR M., MAUGER S., RODINA M., GELA D., LINHART O., VANDEPUTTE M. (2007). Heritability estimates for processing and quality traits in common carp (*Cyprinus carpio* L.) using a molecular pedigree. *Aquaculture*, 270, 43–50.
104. KOEYPUDSA W., YAKUPITIYAGE A., TANGTRONGPIROS J. (2005). The fate of chlortetracycline residues in a simulated chicken–fish integrated farming systems. *Aquaculture research*, 36(6), 570-577.
105. KONG X. J., LI D., CAO L. Q., ZHANG X. M., ZHAO Y., LV Y., ZHANG J. (2008). Evaluation of municipal sewage treatment systems for pollutant removal efficiency by measuring levels of micropollutants. *Chemosphere*, 72(1), 59-66.
106. KRIS-ETHERTON P. M., HARRIS W. S., APPEL L. J. (2002). For the nutrition

- committee. AHA scientific statement. Fish consumption, fish oil, omega-3 fatty acids, and cardiovascular disease. *Circulation*, 106, 2747–2757.
107. KRSTIĆ D., NIKEZIĆ D., STEVANOVIĆ N., JELIĆ M. (2004). Vertical profile of ¹³⁷Cs in soil. *Applied radiation and isotopes*, 61(6), 1487-1492.
108. KUMAR A., SINGHAL R. K., PREETHA J., RUPALI K., JOSHI V. M., HEGDE A. G., KUSHWAHA, H. S. (2007). A non-parametric statistical analysis in the measurement of outdoor gamma exposure to the residents around Trombay. *Radiation protection dosimetry*, 124(4), 378-384.
109. LEE B. C., LEE S. H., LEE C. H. (2007). Characteristics of color removal and distribution containing textile wastewater in sewage by ozonation. *Journal of Korean Society of Environmental Engineers*, 29(10), 1085-1092.
110. LU J. G., HUANG Y., LI F., WANG L., LI S., HSIA Y. (2006). The investigation of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr background radiation levels in soil and plant around Tianwan NPP, China. *Journal of environmental radioactivity*, 90(2), 89-99.
111. LJUBOJEVIĆ D., ĆIRKOVIĆ M., NOVAKOV N., JOVANOVIĆ R., JANKOVIĆ S., ĐORĐEVIĆ V., MAŠIĆ Z. (2013a). Productivity and Meat Nutrient in Fish: The Diet Effect. *Kafkas Universitesi Veteriner Fakultesi Dergisi*, 19, 43-49.
112. LJUBOJEVIĆ D.; ĆIRKOVIĆ M.; ĐORĐEVIĆ V.; PUVAČA N., TRBOVIĆ D.; VUKADINOV J., PLAVŠA N. (2013b). Fat quality of marketable fresh water fish species in the Republic of Serbia. *Czech Journal of food sciences*, 31, 445-450.
113. LJUBOJEVIĆ D., ĆIRKOVIĆ M., ĐORĐEVIĆ V., TRBOVIĆ D., VRANIĆ D., NOVAKOV N., MAŠIĆ Z. (2013c). Chemical composition, cholesterol content and fatty acid profiles of common carp (*Cyprinus carpio*) from free-catch, semi-intensive and cage system. *Tehnologija mesa*, 54(1), 48-56.
114. LJUBOJEVIĆ D., ĆIRKOVIĆ M., NOVAKOV N., PUVAČA N., ALEKSIĆ N., LUJIĆ J., JOVANOVIĆ R. (2014). Comparison of meat quality of tench, *Tinca tinca*,

- reared in extensive and semi-intensive culture systems. *Journal of Applied Ichthyology*, 30, 50-57.
115. LJUBOJEVIĆ D., RADOSAVLJEVIĆ V., PUVAČA N., ŽIVKOV BALOŠ M., ĐORĐEVIĆ V., JOVANOVIĆ R., ĆIRKOVIĆ M. (2015). Interactive effects of dietary protein level and oil source on proximate composition and fatty acid composition in common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Journal of Food Composition and Analysis*, 37, 44-50.
116. LJUBOJEVIĆ D., PELIĆ M., ĐORĐEVIĆ V., MILOJEVIĆ L. ĆIRKOVIĆ M. (2016). Bacterial hazards in fish meat: The aetiologic agents of foodborne diseases. *Meat Technology*, 57(1), 31-42.
117. LJUBOJEVIĆ, D. B. (2017). Antibiotic Resistance in Fish. *Trends in Fisheries and Aquatic Animal Health*, p.102.
118. MARETTOVÁ E., MARETTA M., LEGÁTH J. (2015). Toxic effects of cadmium on testis of birds and mammals: a review. *Animal reproduction science*, 155, 1-10.
119. MARKOVIĆ Z., STANKOVIĆ M., DULIĆ Z., ŽIVIĆ I., RAŠKOVIĆ B., SPASIĆ M., POLEKSIĆ V. (2011). Aquaculture and fishery in Serbia – status and potentials. Conference proceedings, V International Conference “Aquaculture & Fishery”, 36-40.
120. MARKOVIĆ G., VUJIĆ A., VUJIĆ J., MLADENOVIĆ J., PANTOVIĆ J. (2016). Otpadne vode Topole/Waste water of Topola. Zbornik radova 1./XXI savetovanje o biotehnologiji sa međunarodnim učešćem. Univerzitet u Kragujevcu, Agronomski fakultet u Čačku, 21(23), 433-437.
121. MASSÉ D. I., MASSE L. (2000). Characterization of wastewater from hog slaughterhouses in Eastern Canada and evaluation of their in-plant wastewater treatment systems. *Canadian Agricultural Engineering*, 42(3), 139-146.
122. MAZURKIEWICZ J. (2009). Utilization of domestic plant components in diets for common carp *Cyprinus carpio* L. *Archives of Polish Fisheries*, 17(1), 5-39.

123. MIHALJEV Ž., SLADIĆ S., KARTALOVIĆ B, NOVAKOV N, ŽIVKOV BALOŠ M., JAKŠIĆ S., ĆIRKOVIĆ M. (2017). Opterećenost populacije riba radioaktivnim reziduama. Zbornik radova i kratkih sadržaja, 28. Savetovanje veterinara Srbije, 254.
124. MILANOVIĆ M., MIHAJLOVIĆ I., PAP S., BRBORIĆ M., ĐOGO M., GRUJIĆ LETIĆ N., NJEŽIĆ Z., MILIĆ N. (2016). Necessity of meat-processing industry's wastewater treatment - a one-year trial in Serbia. *Desalination and Water Treatment*, 57(34), 15806-15812.
125. MILJKOVIĆ N. (1966). Pedološka istraživanja za potrebe zasnivanja veštačkih ribnjaka. *Croatian Journal of Fisheries: Ribarstvo*, 21(1), 13-14.
126. MINH N. H., MINH T. B., KAJIWARA N., KUNISUE T., IWATA H., VIET P. H., TU N. P., TUYEN B. C., TANABE S. (2006). Contamination by polybrominated diphenyl ethers and persistent organochlorines in catfish and feed from Mekong River Delta, Vietnam. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(10), 2700–2708.
127. MITTAL G. S. (2006). Treatment of wastewater from abattoirs before land application - a review. *Bioresource technology*, 97(9), 1119-1135.
128. NIETO T. P., TORANZO A. E., BARJA. J. L. (1984). Comparison between the bacterial flora associated with fingerling rainbow trout cultured in two different hatcheries in the northwest of Spain. *Aquaculture*, 42, 193-206.
129. NJEŽIĆ Z., OKANOVIĆ Đ. (2010). Environmental protection in meat industry. *Food and Feed research*, 37(1), 31-36.
130. NJOKU O. E., AGWA O. K., IBIENE A. A. (2015). An investigation of the microbiological and physicochemical profile of some fish pond water within the Niger Delta region of Nigeria. *African Journal of Food Science*, 9 (3), 155-162.
131. NOVAKOV N. J., MIHALJEV Ž. A., KARTALOVIĆ B. D., BLAGOJEVIĆ B. J., PETROVIĆ J. M., ĆIRKOVIĆ M. A., ROGAN D. R. (2017). Heavy metals and PAHs in canned fish supplies on the Serbian market. *Food Additives & Contaminants: Part B*,

- 10(3), 208-215.
132. NOVAKOV N., KARTALOVIĆ B., LJUBOJEVIĆ D., VIDOVIĆ B., PELIĆ M., MIHALJEV Ž., ČIRKOVIĆ M. (2018). Parasitic infestations of the Common carp (*Cyprinus carpio*) in fish farms of Vojvodina region, Serbia. Zbornik predavanja, VIII Međunarodna konferencija "WATER & FISH", 312-316.
133. OGBONDEMINU F. S. (1993). The occurrence and distribution of enteric bacteria in fish and water of tropical ponds in Nigeria. *Journal of Aquaculture in the Tropics*, 8, 61-66.
134. OGBONDEMINU F. S., OKAEME A. N. (1989). Comparative analysis of bacterial flora associated with water and fish in manured pond. *Bioscience Research Community*, 1, 103-108.
135. ONDARZA P. M., MIGLIORANZA K. S. B., GONZALEZ M., SHIMABUKURO V. M., AIZPÚN J. E., MORENO V. J. (2010). Organochlorine compounds in common carp (*Cyprinus carpio*) from Patagonia Argentina. *Ecotoxicology and Environmental Contamination*, 5(1), 41-47.
136. ORABI H., AL-SHAREAIF A., EL GALEFI M. (2006). Gamma-ray measurements of naturally occurring radioactive sample from Alkharje City. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 269(1), 99-102.
137. PADULA D. J., DAUGHTRY B. J., NOWAK B. F. (2008). Dioxins, PCBs, metals, metalloids, pesticides and antimicrobial residues in wild and farmed Australian southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyii*). *Chemosphere*, 72(1), 34-44.
138. PAL D., MAITI S. K. (2018). Seasonal variation of heavy metals in water, sediment, and highly consumed cultured fish (*Labeo rohita* and *Labeo bata*) and potential health risk assessment in aquaculture pond of the coal city, Dhanbad (India). *Environmental Science and Pollution Research*, 25(13), 12464-12480.
139. PELIĆ M., KARTALOVIĆ B., ĐORĐEVIĆ V., PUVAČA N., TEODOROVIĆ V.,

- ĆIRKOVIĆ M., PELIĆ D. L. (2019). Occurrence and dietary exposure of organochlorine pesticides in common carp obtained from integrated production systems. *Food Additives & Contaminants: Part B*, 12(4), 303-309.
140. PERIS M., MICO C., RECATALA L., SANCHEZ R., SANCHEZ J. (2007). Heavy metal contents in horticultural crops of a representative area of the European Mediterranean region. *Science of the Total Environment*, 378, 42–48.
141. PETERSEN A., ANDERSEN J. S., KAEWMAK T., SOMSIRI T., DALSGAARD A. (2002). Impact of integrated fish farming on antimicrobial resistance in a pond environment. *Applied and Environmental Microbiology*, 68(12), 6036-6042.
142. PHAN V. T., ERSBØLL A. K., BUI T. Q., NGUYEN H. T., MURRELL D., DALSGAARD A. (2010). Fish-borne zoonotic trematodes in cultured and wild-caught freshwater fish from the Red River Delta, Vietnam. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, 10(9), 861-866.
143. PIKKEMAAT M. G. (2009). Microbial screening methods for detection of antibiotic residues in slaughter animals. *Analytical and bioanalytical chemistry*, 395, 4, 893-905.
144. PINTO B., GARRITANO S. L., CRISTOFANI R., ORTAGGI G., GIULIANO A., AMODIO-COCCHIERRI R., CIRILLO R., DEGIUSTI M., BOCCIA A., REALI D. (2008). Monitoring of polychlorinated biphenyl contamination and estrogenic activity in water, commercial feed and farmed seafood. *Environmental Monitoring and Assessment*, 144, 445–453.
145. Pravilnik o granicama sadržaja radionuklida u vodi za piće, životnim namirnicama, stočnoj hrani, lekovima, predmetima opšte upotrebe, građevinskom materijalu i drugoj robi koja se stavlja u promet (Službeni glasnik RS, broj 36/2018)
146. Pravilnik o deklarisanju, označavanju i reklamiranju hrane (Službeni glasnik RS, broj 19/2017; 16/2018)

147. Pravilnik o opasnim materijama u vodama (Službeni glasnik SR Srbije, broj 31/1982)
148. Pravilnik o maksimalnim koncentracijama određenih kontaminenata u hrani (Službeni glasnik RS, broj 87/2019)
149. Pravilnik o monitoringu radioaktivnosti (Službeni glasnik RS, broj 97/2011)
150. Pravilnik o maksimalnim koncentracijama određenih kontaminenata u hrani (Službeni glasnik RS, broj 81/19)
151. Pravilnik o dozvoljenim količinama opasnih i štetnih materija u zemljištu i vodi za navodnjavanje i metodama njihovog ispitivanja ("Službeni glasnik RS", broj 23/94)
152. Pravilnik o utvrđivanju programa mera zdravstvene zaštite životinja za 2019. godinu (Službeni glasnik RS, broj 12/2019)
153. Pravilnik o maksimalno dozvoljenim količinama ostataka sredstava za zaštitu bilja u hrani i hrani za životinje i o hrani i hrani za životinje za koju se utvrđuju maksimalno dozvoljene količine ostataka sredstava za zaštitu bilja (Službeni glasnik RS, broj 22/2018, 90/2018)
154. PYUN C. W., ABD EL-ATY A. M., HASHIM M. M. M., SHIM J. H., LEE S. K., CHOI K. D., PARK K. H., SHIN H. C., LEE C. (2008): Monitoring of streptomycin and dihydrostreptomycin residual levels in porcine meat press juice and muscle via solid-phase fluorescence immunoassay and confirmatory analysis by liquid chromatography after post-column derivatization. *Biomedical Chromatography*, 22, 3, 254-259.
155. QIN Y., HOU J., DENG M., LIU Q., WU C., JI Y., HE X. (2016). Bacterial abundance and diversity in pond water supplied with different feeds. *Scientific reports*, 6, 35232.
156. RÄÄF C. L., FALK R., THORNBERG C., ZAKARIA M., MATTSSON S. (2004).

- Human metabolism of radiocaesium revisited. *Radiation protection dosimetry*, 112(3), 395-404.
157. RAJESHKUMAR S., LI X. (2018). Bioaccumulation of heavy metals in fish species from the Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *Toxicology reports*, 5, 288-295.
158. RIGOS G., ALEXIS M., ANDRIOPOULOU A., NENGAS I. (2002). Pharmacokinetics and tissue distribution of oxytetracycline in seabass, *Dicentrarchus labrax*, at two water temperatures. *Aquaculture*, 210, 59- 67.
159. SADDOUD A., SAYADI S. (2007). Application of acidogenic fixed-bed reactor prior to anaerobic membrane bioreactor for sustainable slaughterhouse wastewater treatment. *Journal of hazardous materials*, 149(3), 700-706.
160. SANJEE S. A., KARIM M. (2016). Microbiological quality assessment of frozen fish and fish processing materials from Bangladesh. *International Journal of Food Science*, Article ID 8605689, 1-6.
161. SAPKOTA A., SAPKOTA A. R., KUCHARSKI M., BURKE J., MCKENZIE S., WALKER P., LAWRENCE R. (2008). Aquaculture practices and potential human health risks: Current knowledge and future priorities. *Environment international*, 34 (8), 1215-1226.
162. SHASHANK S., PRABJEET S., NITIN V., DINIESH KUMAR. (2006). Integrated Fish Farming - Rationale And Scope. College of Fisheries, G.B.Pant University of Agriculture and Technology, Pantnagar, India.
163. SIDHU J. P., TOZE S. G. (2009). Human pathogens and their indicators in biosolids: a literature review. *Environment International*, 35(1), 187-201.
164. SINDHU R., I MEERA V. (2012). Treatment Of Slaughterhouse Effluent Using Upflow Anaerobic Packed Bed Reactor. International Congress on Informatics, Environment, Energy and Applications-IEEA 2012 IPCSIT, 38, Singapore.
165. SLABBERT J. L., MORGAN W. S. G., WOOD A. (1989). Microbiological aspects

- of fish cultured in wastewaters-the South African experience. *Water Science and Technology*, 21 (3), 307-310.
166. SMITH A. G., GANGOLLI S. D. (2002). Organochlorine chemicals in seafood: Occurrence and health concerns. *Food and Chemical Toxicology*, 40, 767-779.
167. SMITH P. T. (1998). Effect of removing accumulated sediments on the bacteriology of ponds used to culture *Penaeus monodon*. *Asian Fisheries Science*, 10, 355-370.
168. SRPS EN 26777:2009 - Kvalitet vode - Određivanje sadržaja nitrita - Metoda molekularnoapsorpcione spektrometrije.
169. SRPS EN ISO 6878:2008 - Kvalitet vode - Određivanje fosfora - Spektrometrijska metoda sa amonijum-molibdatom.
170. SRPS ISO 1442/1998. - Meso i proizvodi od mesa - Određivanje sadržaja vlage.
171. SRPS ISO 1443:1997 Savezni zavod za standardizaciju. Meso i proizvodi od mesa – Određivanje sadržaja slobodne masti.
172. SRPS ISO 1443/1992. - Meso i proizvodi od mesa - Određivanje sadržaja ukupne masti.
173. SRPS ISO 6060:1994 – Kvalitet vode - Određivanje hemijske potrošnje kiseonika.
174. SRPS ISO 7890-3:1994 - Određivanje sadržaja nitrata Kvalitet vode - Određivanje sadržaja nitrata - Deo 3: Spektrometrijska metoda sa sulfosalicilnom kiselinom.
175. SRPS ISO 9297:1997 - Određivanje sadržaja hlorida.
176. SRPS ISO 936:1999. - Meso i proizvodi od mesa - Određivanje ukupnog pepela.
177. SRPS ISO 937:1992. - Meso i proizvodi od mesa - Određivanje sadržaja azota.
178. SRPS ISO H.Z1.184:1974 - Određivanje amonijaka.
179. SRPS EN 1899-1:2009 - Kvalitet vode - Određivanje biohemijske potrošnje

- kiseonika posle n dana (BPKn) - Deo 1: Metoda razblaživanja i zasejavanja sa dodavanjem alitiouree.
180. SRPS EN 1899-2:2009 - Kvalitet vode - Određivanje biohemijske potrošnje kiseonika posle n dana (BPKn) - Deo 2: Metoda za nerazblažene uzorke.
181. SRPS ISO 3496:2002 - Meso i proizvodi od mesa - Određivanje sadržaja hidroksiprolina.
182. SRPS EN ISO 4833: 2008. - Mikrobiologija hrane i hrane za životinje – Horizontalna metoda za određivanje broja mikroorganizama – Tehnika brojanja kolonija na 30°C.
183. SRPS ISO 15213:2011. - Mikrobiologija hrane i hrane za životinje – Horizontalna metoda za određivanje broja sulfitoredujućih bakterija koje rastu u anaerobnim uslovima.
184. SRPS ISO 21528-2:2009. - Mikrobiologija hrane i hrane za životinje – Horizontalna metoda za određivanje broja Enterobacteriaceae – Deo 2: Metoda brojanja kolonija.
185. SRPS EN ISO 11290-1:2017, Микробиологија ланца хране – Хоризонтална метода за откривање и одређивање броја *Listeria monocytogenes* i *Listeria spp.* – Део 1: Метода откривања.
186. SRPS EN ISO 11290-2:2017 Микробиологија ланца хране – Хоризонтална метода за откривање и одређивање броја *Listeria monocytogenes* i *Listeria spp.* – Део 2: Метода одређивања броја.
187. SRPS ISO 16649-2:2008: Микробиологија хране и хране за животиње - Хоризонтална метода за одређивање броја бета-глукуронидаза-позитивних *Echerichia coli* Део 2: Техника бројања колонија на 44°C употребом 5-бромо-4-хлоро-3-индолил бета-Д-глукуронида.
188. SRPS EN ISO 6579:2008 Микробиологија хране и хране за животиње – Хоризонтална метода за откривање *Salmonella spp.*

189. SRPS EN ISO 6888-1:2009 Микробиологија хране и хране за животиње – Хоризонтална метода Број коагулаза-позитивних стафилокока (*Staphylococcus aureus* и друге врсте) - Део 1: Техника употребом агара по Берд-Паркеру.
190. STAMENKOVIĆ T., DEVIĆ B. (2006). Sensory properties of canned fish. *Tehnologija mesa*, 47(5-6), 208-215.
191. STERNIŠA M., MRAZ J., MOŽINA S. S. (2016). Microbiological aspects of common carp (*Cyprinus carpio*) and its processing-relevance for final product quality: a review. *Aquaculture international*, 24 (6), 1569-1590.
192. STORELLI M. M., MARCOTRIGIANO G. O. (2000). Organic and inorganic arsenic and lead in fish from the South Adriatic Sea, Italy. *Food Additives & Contaminants*, 17(9), 763-768.
193. STOŠIĆ M., ČUČAK D., KOVAČEVIĆ S., PEROVIĆ M., RADONIĆ J., SEKULIĆ M. T., MILORADOV M. V., RADNOVIĆ D. (2016). Meat industry wastewater: microbiological quality and antimicrobial susceptibility of *E. coli* and *Salmonella* sp. isolates, case study in Vojvodina, Serbia. *Water Science and Technology*, 73(10), 2509-2517.
194. SURENDRAN P. K., JOSEPH J., SHENOY A. V., PERIGREEN P. A., IYER K. M., GOPAKUMAR K. (1989). Studies of spoilage of commercially important tropical fishes under iced storage. *Fisheries Research*, 7 (1-2), 1-9.
195. SURENDRARAJ A., FARVIN K. S., YATHAVAMOORTHY R., THAMPURAN N. (2009). Enteric bacteria associated with farmed freshwater fish and its culture environment in Kerala, India. *Research Journal of Microbiology*, 4 (9), 334-344.
196. SVOBODOVA Z., ŽLÁBEK V., RANDAK T., MACHOVA J., KOLÁŘOVÁ J., HAJŠLOVÁ J., SUCHAN P. (2003). Profiles of persistent organochlorine pollutants (POPs) in tissues of marketable common carp and in bottom sediments of selected ponds of South and West Bohemia. *Acta Veterinaria Brno*, 72(2), 295-309.

197. SWARTZ M. N. (2002). Human diseases caused by foodborne pathogens of animal origin. *Clinical Infectious Diseases*, 34(Suppl 3), S111-S122.
198. ŠKRBIĆ B., PREDOJEVIĆ Z. (2008). Levels of organochlorine pesticides in crops and related products from Vojvodina, Serbia: Estimated dietary intake. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 54(4), 628-636.
199. TASKIN H., KARAVUS M., AY P., TOPUZOGLU A., HIDIROGLU S., KARAHAN G. (2009). Radionuclide concentrations in soil and lifetime cancer risk due to gamma radioactivity in Kirklareli, Turkey. *Journal of environmental radioactivity*, 100(1), 49-53.
200. THIEN C. P., DALSGAARD A., NHAN N. T., OLSEN A., MURRELL K. D. (2009). Prevalence of zoonotic trematode parasites in fish fry and juveniles in fish farms of the Mekong Delta, Vietnam. *Aquaculture*, 295(1-2), 1-5.
201. THI PHONG LAN N., DALSGAARD A., CAM P. D., MARA D. (2007). Microbiological quality of fish grown in wastewater-fed and non-wastewater-fed fishponds in Hanoi, Vietnam: influence of hygiene practices in local retail markets. *Journal of Water and Health*, 5(2), 209-218.
202. THOMAS M., LAZARTIGUES A., BANAS D., BRUN-BELLUT J., FEIDT C. (2012). Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in sediments and fish from freshwater cultured fish ponds in different agricultural contexts in north-eastern France. *Ecotoxicology and environmental safety*, 77, 35-44.
203. TRBOVIĆ D, VRANIĆ D, ĐINOVIĆ J, BOROVIĆ B, SPIRIĆ D, BABIĆ J, SPIRIĆ A. (2009). Fatty acid profile and cholesterol content in muscle tissue of one year old common carp (*Cyprinus carpio*) during growth. *Tehnologija mesa*, 50 (5-6), 276-286.
204. TRBOVIĆ D., JANKOVIĆ S., ĆIRKOVIĆ M., NIKOLIĆ D., MATEKALO-SVERAK V., ĐORĐEVIĆ V., SPRIRIĆ A. (2011). Safety and quality of meat of some freshwater fish in Serbia. *Meat technology*, 52, 276-282.

205. TRBOVIĆ D., MARKOVIĆ Z., MILOJKOVIĆ-OPSENICA D., PETRONIJEVIĆ R., SPIRIĆ D., DJINOVIĆ-STOJANOVIĆ J., SPIRIĆ A. (2013). Influence of diet on proximate composition and fatty acid profile in common carp (*Cyprinus carpio*). *Journal of food composition and analysis*, 31(1), 75-81.
206. TRITT W. P., SCHUCHARDT F. (1992). Materials flow and possibilities of treating liquid and solid wastes from slaughterhouses in Germany. A review. *Bioresource Technology*, 41(3), 235-245.
207. TUFAIL M., AKHTAR N., WAQAS M. (2006). Measurement of terrestrial radiation for assessment of gamma dose from cultivated and barren saline soils of Faisalabad in Pakistan. *Radiation Measurements*, 41(4), 443-451.
208. UEDA S., HASEGAWA H., KAKIUCHI H., AKATA N., OHTSUKA Y., HISAMATSU S. I. (2013). Fluvial discharges of radiocaesium from watersheds contaminated by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Japan. *Journal of environmental radioactivity*, 118, 96-104.
209. UNEP (2002). Sub-Saharan Africa, Regionally Based Assessment of Persistent Toxic Substances. United Nations Environment Programme, Chemicals (UNEP Chemicals), Geneva, Switzerland, p.118.
210. Uredba o graničnim vrednostima emisije zagađujućim materija u vodi i rokovima za njihovo dostizanje (Službeni glasnik RS, broj 67/2011, 48/2012, 1/2016).
211. Uredba o graničnim vrednostima zagađujućih materija u površinskim i podzemnim vodama i sedimentu i rokovima za njihovo dostizanje (Službeni glasnik RS, broj 50/2012).
212. VAN DER OOST R., BEYER J., VERMEULEN N. P. (2003). Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental toxicology and pharmacology*, 13(2), 57-149.
213. VELEBIT B., JOVANOVIĆ J., BABIĆ J., MILIJASEVIC M., VESKOVIC-

- MORACANIN S., BOROVIĆ B., SPIRIG A. (2015). State of Ecosystem for Trout Culture from Microbiological Risk Aspect. Zbornik predavanja, IV Međunarodna konferencija "Ribarstvo", 81-84.
214. VLADAU V. V., BUD I., STEFAN R. (2008). Nutritive value of fish meat comparative to some animals meat. *Bulletin of University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine. Animal Sciences and Biotechnologies*, 65(1-2), 301–305.
215. VO Q. H. (2001). Wastewater reuse through aquaculture in Hanoi: status and prospects. In *Wastewater Reuse in Agriculture in Vietnam: Water Management, Environment and Human Health Aspects*. IWMI Working Paper No. 30 (ed. L. Raschid-Sally, W. van der Hoe & M. Ranawaka), International Water Management Institute, Colombo, Sri Lanka, pp.20–23.
216. VUKOVIĆ I. (1998). *Osnove tehnologije mesa*. Univerzitet u Beogradu, Veterinarski fakultet.
217. WHO (2018). Pesticide residues in food. In: *World Health Organization Fact Sheet*, (Accessed Mart 2019). <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/pesticide-residues-in-food>.
218. WHO. (2006). *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater (Vol. 1)*. World Health Organization, Geneva, Switzerland, p.1-100.
219. WANG Z., BANKS C. J. (2003). Evaluation of a two stage anaerobic digester for the treatment of mixed abattoir wastes. *Process Biochemistry*, 38(9), 1267-1273.
220. WANI A. L., ARA A., USMANI J. A. (2015). Lead toxicity: a review. *Interdisciplinary toxicology*, 8(2), 55-64.
221. WORLD BANK GROUP (2007). *Environmental, health and safety guidelines for meat processing. General EHS Guidelines: Environmental Wastewater and Ambient Water Quality*, pp.1-16.
222. WU Y., KE X., HERNÁNDEZ M., WANG B., DUMONT M. G., JIA Z.,

- CONRAD R. (2013). Autotrophic growth of bacterial and archaeal ammonia oxidizers in freshwater sediment microcosms incubated at different temperatures. *Applied and Environmental Microbiology*, 79(9), 3076-3084.
223. YI Y., YANG Z., ZHANG S. (2011). Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. *Environmental pollution*, 159(10), 2575-2585.
224. YLITALO G. M., STEIN J. E., HOM T., JOHNSON L. L., TILBURY K. L., HALL A. J., ROWLES T., GREIG D., LOWENSTINE L. J. GULLAND F. M. D. (2005). The role of organochlorines in cancer-associated mortality in California sea lions (*Zalophus californianus*). *Marine Pollution Bulletin*, 50, 30–39.
225. Zakon o vodama (Službeni glasnik 30/2010, 93/2012, 101/2016)
226. ZHANG Z., HONG H., ZHOU J. L., YU G., CHEN W., WANG X. (2002). Transport and fate of organochlorine pesticides in the River Wuchuan, Southeast China. *Journal of Environmental Monitoring*, 4(3), 435-441.
227. ZHU X., DSIKOWITZKY L., KUCHER S., RICKING M., SCHWARZBAUER J. (2019). Formation and fate of point-source nonextractable DDT-related compounds on their environmental aquatic-terrestrial pathway. *Environmental science & technology*, 53(3), 1305-1314.
228. ZIMMERMANN M. B., BIEBINGER R., EGLI I., ZEDER C., HURRELL R.F. (2011). Iron deficiency up-regulates iron absorption from ferrous sulphate but not ferric pyrophosphate and consequently food fortification with ferrous sulphate has relatively greater efficacy in iron-deficient individuals. *British Journal of Nutrition*, 105(8), 1245-1250.
229. ZMYSŁOWSKA I., HARNISZ M., LEWANDOWSKA D. (2001). Sanitary and bacteriological evaluation of water quality during cage culture of wels (*Silurus glanis* L.) in cooling water. *Archives of Polish Fisheries*, 9(2), 191-199.

-
230. ZMYSŁOWSKA I., GUZIUR J., WOZNIAK M., HARNISZ M. (2002). Microbiological studies of carp (*Cyprinus carpio* L.) fingerlings wintered in cooling waters. *Archives of Polish Fisheries*, 10(1), 73-84.
231. ZMYSŁOWSKA I., KOLMAN R., KRAUSE J. (2003). Bacteriological evaluation of water, feed and sturgeon (*Acipenser baeri* Brandt) fry quality during intensive rearing in cooling water. *Archives of Polish Fisheries*, 11(1), 91-98.
232. ZOUMIS T., SCHMIDT A., GRIGOROVA L., CALMANO W. (2001). Contaminants in sediments: remobilization and demobilization. *Science of the Total Environment*, 266, 195–202.

БИОГРАФИЈА

Милош Пелић је рођен у Шапцу 04.09.1987. године. Основну школу „Лаза К. Лазаревић“ у Салашу Црнобарском завршио је 2002. године са врло добрим успехом. Средњу пољопривредну школу у Богатићу, образовног профила ветеринарски техничар завршио је 2006. године са одличним успехом.

Диплому доктора ветеринарске медицине је стекао на Департману за ветеринарску медицину, Пољопривредног факултета, Универзитета у Новом Саду 05. јуна 2014. године са просечном оценом 8,04. Мастер рад је одбранио исте године на истом факултету. Докторске студије је уписао октобра 2014. године на Факултету ветеринарске медицине, Универзитета у Београду. Положио је све испите предвиђене студијским програмом докторских академских студија са просечном оценом 9,52.

Од августа 2014. до октобра 2017. године запослен је на Одељењу за епизоотиологију, клиничку дијагностику, патологију и ДДД, Научног института за ветеринарство "Нови Сад" у Новом Саду. А од новембра 2017 ради на Одељењу за микробиолошка и сензорка испитивања намирница истог института и од јануара 2020. године обавља функцију заменика шефа одељења. У звање истраживача приправника изабран је 2014. године, а у звање истраживача сарадника 2017. године.

Од 2014. године ангажован је на пројекту Министарства просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије под називом „Утицај квалитета компонената у исхрани ципринида на квалитет меса, губитке и економичност производње“, којим руководи др Мирослав Ћирковић (бр. ТР 31011).

Као аутор и коаутор објавио је преко 100 научних радова од којих је 9 међународног значаја.

Ожењен је и живи у Новом Саду са супругом Драганом и синовима Марком и Николом.

Прилог 1.

Изјава о ауторству

Потписани: Милош Пелић

број уписа 14/21

Изјављујем

да је докторска дисертација под насловом

„Испитивање утицаја коришћења отпадних вода из кланице на здравље и производњу меса шарана (*Cyprinus carpio*) безбедног за исхрану људи“

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

Потпис докторанда

У Београду, 29.05.2020.

Прилог 2.

Изјава о истоветности штампане и електронске верзије докторског рада

Име и презиме аутора: Милош Пелић

Број уписа: 14/21

Студијски програм: Докторске академске студије

Наслов рада: „Испитивање утицаја коришћења отпадних вода из кланице на здравље и производњу меса шарана (*Cyprinus carpio*) безбедног за исхрану људи“

Ментори: Проф. др Владо Теодоровић, Др Мирослав Ђирковић

Потписани: Милош Пелић

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

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

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

Потпис докторанда

У Београду, 29.05.2020.

Прилог 3.

Изјава о коришћењу

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

„Испитивање утицаја коришћења отпадних вода из кланице на здравље и производњу меса шарана (*Cyprinus carpio*) безбедног за исхрану људи“

која је моје ауторско дело.

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

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

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

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

Потпис докторанда

У Београду, 29.05.2020.

1. Ауторство - Дозвољавате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце, чак и у комерцијалне сврхе. Ово је најслободнија од свих лиценци.
2. Ауторство – некомерцијално. Дозвољавате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела.
3. Ауторство - некомерцијално – без прераде. Дозвољавате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, без промена, преобликовања или употребе дела у свом делу, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела. У односу на све остале лиценце, овом лиценцом се ограничава највећи обим права коришћења дела.
4. Ауторство - некомерцијално – делити под истим условима. Дозвољавате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела и прерада.
5. Ауторство – без прераде. Дозвољавате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, без промена, преобликовања или употребе дела у свом делу, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца дозвољава комерцијалну употребу дела.
6. Ауторство - делити под истим условима. Дозвољавате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца дозвољава комерцијалну употребу дела и прерада. Слична је софтверским лиценцама, односно лиценцама отвореног кода.