

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

НУБІП України

Факультет (ННІ)

Захисту рослин, біотехнологій та екології

УДК 502.5:628.4.047:597.551.2

НУБІП України

ПОГОДЖЕНО

ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ

Декан факультету (Директор ННІ)

Завідувач кафедри

Захисту рослин, біотехнологій та екології
(назва факультету)

Загальної екології, радіобіології та безпеки
життєдіяльності

(назва кафедри)

Коломієць Ю.В.

Клепко А.В.

(підпис)

(ПІБ)

(підпис)

(ПІБ)

“

”

2023 р.

“

”

2023 р.

НУБІП України

МАГІСТЕРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

на тему: «Динаміка накопичення Sr-90 в лусці риб срібного карася (*Carassius gibelio*)»

НУБІП України

Спеціальність

101 «Екологія»

(код і назва)

Освітня програма

«Екологія та охорона навколишнього середовища»

(назва)

Орієнтація освітньої програми

Освітньо-професійна

(освітньо-професійна або освітньо-наукова)

НУБІП України

Гарант освітньої програми

доктор біологічних наук, професор

(науковий ступінь та вчене звання)

Гайченко В.А.

(підпис)

(ПІБ)

НУБІП України

Керівник освітньої кваліфікаційної роботи

кандидат біологічних наук

(науковий ступінь та вчене звання)

Ілленко В.В.

(підпис)

(ПІБ)

НУБІП України

Виконала

Фасольова М.О.

(підпис)

(ПІБ)

КИЇВ – 2023

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

Факультет (НП) Захисту рослин, біотехнології та екології

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри загальної екології, радіобіології та безпеки життєдіяльності

доктор біологічних наук, с. н. с. Клепко А.В.
(науковий ступінь, вчене звання) (підпис) (ПІБ)
20 року

ЗАВДАННЯ

ДО ВИКОНАННЯ МАГІСТЕРСЬКОЇ КВАЛІФІКАЦІЙНОЇ РОБОТИ

СТУДЕНТУ

Фасольняк Маргариті Олегівні
(прізвище, ім'я, по батькові)

Спеціальність 101 екологія

(код і назва)

Освітня програма Екологія та охорона навколишнього середовища

(назва)

Орієнтація освітньої програми освітньо-професійна

(освітньо-професійна або освітньо-наукова)

Тема магістерської кваліфікаційної роботи: Динаміка накопичення Sr-90 в лусці риб срібного карася (*Carassius gibelio*)

затверджена наказом ректора НУБіП України від " 20 " р. №

Термін подання завершеної роботи на кафедру 2023.10.31

(рр, місяць, число)

Вихідні дані до магістерської кваліфікаційної роботи опрацювання літератури, проведення досліджень в лабораторних умовах, підготовка зразків для аналізу, вимірювання Sr-90 в лусці риб методом авторыдіографії, проведення рентгенофлуоресцентного аналізу луски риб, порівняння й обговорення отриманих в ході досліджень результатів.

Перелік питань, що підлягають дослідженню:

1. Опрацювати літературу за темою дослідження та визначити чинники впливу, що призводять до міграції та накопичення Sr-90 в організмі риб.
2. Провести лабораторний експеримент з утримання риби у штучно забрудненому Sr-90 середовищі.
3. З'ясувати як змінюється активність Sr-90 із часом перебування риб в забрудненому середовищі за допомогою методу авторыдіографії.
4. Провести визначення елементів, що містяться в лусці риб за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізу (XRF-аналіз).

Перелік графічного матеріалу (за потреби)

Дата видачі завдання " 23 " листопада 2022 р.

Керівник магістерської кваліфікаційної роботи

Ілленко В.В.

(підпис)

(прізвище та ініціали)

Завдання прийняв до виконання

Фасольняк М.О.

(підпис)

(прізвище та ініціали студента)

РЕФЕРАТ

Кваліфікаційна магістерська робота: 58 с., 19 рис., 1 табл., 50 джерел.
Предмет дослідження: представник родини Коропові карась
сріблястий.

Об'єкт дослідження: динаміка накопичення Sr-90 в лусці карася
сріблястого.

Мета дослідження: дослідити динаміку накопичення Sr-90 в лусці
срібного карася в лабораторних умовах за допомогою методу авторадіографії.

Розглянути метод авторадіографії та його переваги в рамках даного дослідження.

Визначити елементний склад луски риби за допомогою
рентгенофлуоресцентного аналізу та дослідити фактори впливу розподілу цих
елементів в лусці карася сріблястого.

Методи дослідження: визначення динаміки накопичення Sr-90 в
лусці риби проводили за допомогою методу авторадіографії за допомогою
приладу CR 35 NDT. Визначили елементний склад луски срібного карася завдяки
рентгенофлуоресцентному аналізу приладом Bruker M4 Tornado.

У першому розділі розглянуто основні теоретичні відомості щодо
міграції та накопиченні Sr-90 в організмі риб, розглянуто основні джерела
надходження радіонуклідів до водного середовища, а також розглянуто рибу як
референтний організм, що може служити біоіндикатором забруднення
навколишнього середовища радіонуклідами.

У другому розділі наведено методи та матеріали дослідження.
Детально розглянуто методику за якою було проведено експеримент, а також
розглянуто обладнання на яких були здійснені дослідження.

У третьому розділі було підведено підсумки нашого дослідження.
Проаналізовано елементний склад луски карася сріблястого, наведено
результати щодо динаміки накопичення Sr-90 в лусці.

Ключові слова: доза, Sr-90, міграція, накопичення, вода, риба, луска,
елементи, авторадіографія, аналіз.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ.....	5
ВСТУП	6
РОЗДІЛ 1. МІГРАЦІЯ Sr-90 У ВОДНОМУ СЕРЕДОВИЩІ ТА ОСОБЛИВОСТІ ЙОГО НАКОПИЧЕННЯ В ОРГАНІЗМІ РИБ.....	9
1.1. Особливості міграції штучних радіоактивних ізотопів у водному середовищі	9
1.2. Надходження та виведення Sr-90 з організму риби	13
1.2.1. Джерела надходження радіоактивних речовин у водойми	13
1.2.2. Шляхи надходження Sr-90 в організм риби.....	15
1.2.3. Шляхи виведення Sr-90 з організму риби.....	19
1.3. Риби як референтні організми – біоіндикатори.....	20
1.4. Радіаційний моніторинг та контроль за станом рибної продукції.....	23
РОЗДІЛ 2. МЕТОДИ ТА МАТЕРІАЛИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	26
2.1. Об'єкт та предмет дослідження, завдання та умови експерименту.....	26
2.2. Методи дослідження та обладнання.....	30
2.2.1. Метод авторадіографії: плюси та недоліки.....	30
2.2.2. Технічні особливості та характеристики обладнання для проведення авторадіографії.....	32
2.3. Рентгенофлуоресцентна спектроскопія.....	35
2.3.1. Метод рентгенофлуоресцентного аналізу.....	35
2.3.2. Характеристики обладнання для проведення РФА.....	37
РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	40
3.1. Рентгенофлуоресцентний аналіз луски карася сріблястого.....	40
3.2. Визначення динаміки накопичення Sr-90 в лусці карася сріблястого.....	45
3.3. Порівняльний аналіз авторадіографії та елементного аналізу для Ca-Sr	47
ВИСНОВКИ.....	51
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	53

**ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ,
СКРОЧЕНЬ І ТЕРМІВ**

АЕС – атомна електростанція;

T_6 – період напіввиведення;

ЛД – летальна доза;

LD_{50} – доза, що є смертельною для 50% популяції;

K_n – коефіцієнт накопичення;

K_p – коефіцієнт переходу;

ГДК – гранично допустима доза;

ДР – допустимі рівні;

РФА – рентгенофлуоресцентний аналіз

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

ВСТУП

Актуальність. Широке застосування ядерних технологій в різних сферах людської діяльності призвело до проблем радіонуклідного забруднення навколишнього природного середовища, в тому числі водних об'єктів. Особливого значення питання радіаційного забруднення набуває у випадку аварій, під час яких відбувається викид радіоактивних речовин у навколишнє середовище.

Аварія на Чорнобильській атомній електростанції вважається найбільшою за масштабами катастрофою в атомній галузі. Внаслідок аварії в навколишнє середовище потрапила велика кількість штучних радіоактивних ізотопів, що забруднили значні площі територій. Шляхом атмосферного та водного переносу радіоактивних матеріалів із зруйнованого реактора в атмосферу та воду за сотні кілометрів, було сильно забруднено велику кількість акваторій та водойм.

Радіоактивне забруднення водних екосистем відбувається внаслідок випадків різноманітних за формами і складом матеріалів, що містять радіонукліди. При потрапленні радіоактивних речовин у водне середовище, вони розсіюються та розподіляються у різних компонентах водних екосистем та можуть включатися у трофічні ланцюги.

Предмет дослідження: представник родини Коропові карась сріблястий, (*Carassius gibelio*).

Об'єкт дослідження: динаміка накопичення Sr-90 в лусці карася сріблястого.

Мета дослідження: в лабораторних умовах дослідити накопичення Sr-90 в лусці карася сріблястого за допомогою методу авторадіографії. Розглянути метод авторадіографії та його переваги в контексті даного дослідження. Визначити елементи, що містяться в лусці риб та дослідити фактори впливу на розподіл цих елементів в лусці карася сріблястого.

Завдання дослідження:

1. Опрацювати літературу за темою дослідження та визначити чинники впливу, що призводять до міграції та накопичення Sr-90 в організмі риб.
2. Провести лабораторний експеримент з утримання риби у штучно забрудненому Sr-90 середовищі.
3. З'ясувати, як змінюється активність Sr-90 із часом перебування риб в забрудненому середовищі за допомогою методу авторадіографії.
4. Провести визначення елементів, що містяться в лусці риб за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізу (XRF аналіз).

Матеріали і методи дослідження: Для дослідження було взято кілька представників родини Карпові, а саме три карася сріблястих. Три підслідні об'єкти були поміщені на час всього експерименту в акваріум ємністю 70 л, куди внесли Sr-90. В результаті питома активність води в акваріумі становила 200 Бк/л. У риб, що жили у цьому середовищі було взято луску для нашого дослідження. Перед аналізом зразки риб очищували та висушували для подальшого закладання до спеціального кейсу для експозиції на рентгенівській плівці.

Для дослідження динаміки накопичення Sr-90 з часом в лусці срібного карася використовувався метод авторадіографії, сканування рентгенівських плівок проводили за допомогою приладу CR 35 NDT. Дослідження елементного складу луски проводили методом рентгенофлуоресцентного аналізу, приладом Bruker M4 Tornado. Перед аналізом зразок було очищено та висушено.

Результати дослідження: За результатами рентгенофлуоресцентного аналізу луски риб доведено, що різні хімічні елементи по різному розподіляються в лусці. В основному мікроелементи накопичуються в тій частині луски, що найбільше взаємодіє з водним середовищем. Найбільші концентрації складових луски срібного карася становили: Ca, P, Zn, Cu. Також були отримані результати динаміки накопичення Sr-90 в лусці підслідних об'єктів. Протягом експерименту було встановлено, що чим

довше риба знаходиться у воді з високими концентраціями Sr-90, тим більше Sr-90 накопичується в лусці риб. Отже, час грає ключову роль у акумуляції Sr-90 у лусці. Максимальні концентрації цього радіонукліду були зафіксовані у лусці риб, що найдовше перебувала у забрудненому середовищі.

НУБІП Україна

НУБІП Україна

НУБІП Україна

НУБІП Україна

НУБІП Україна

НУБІП Україна

РОЗДІЛ 1. МІГРАЦІЯ SR-90 У ВОДНОМУ СЕРЕДОВИЩІ ТА ОСОБЛИВОСТІ ЙОГО НАКОПИЧЕННЯ В ОРГАНІЗМІ РИБ

1.1. Особливості міграції штучних радіоактивних ізотопів у водному середовищі

Радіоактивність гідросфери сформована завдяки природним радіоактивним ізотопам шляхом радіоактивного розпаду інших елементів у природі. Радіонукліди потрапляють у водні екосистеми з атмосфери та земної кори, також внаслідок діяльності людини. Забруднення штучними радіоізотопами відбувається в результаті аварійних ситуацій, ядерних випробувань, захоронення та скидання радіоактивних відходів у навколишнє середовище [1-3].

Після аварії на Чорнобильській АЕС в результаті аварійних викидів, глобальних опадів та вторинного вітрового переносу з забруднених територій, майже у всіх прісноводних екосистемах міститься Cs-137 та Sr-90. При надходженні у водні об'єкти радіоактивні речовини розподіляються між абіотичними компонентами навколишнього середовища, такими як вода, донними та завислими відкладами, а також гідробіонтами [4,5].

Водорозчинний Sr-90 є досить мобільним, тому активно мігрує у водному середовищі та трофічних ланцюгах, тоді як Cs-137 легко поглинається завислими речовинами та ґрунтом і потрапляє у водну товщу переважно з твердим стоком. У роки після аварії радіоекологічний стан водойм залежав від кількості радіоактивних матеріалів, що потрапили на поверхню води під час викидів із зруйнованого реактора, інтенсивності та тривалості змиву радіонуклідів з водозбірної площі, а також складних гідродинамічних процесів, пов'язаних з їх винесенням радіонуклідів із водної товщі та біохімічним транспортом [8].

Міграція, розподіл та поведінка радіонуклідів у водних екосистемах визначається взаємодією гідрологічних, фізичних і хімічних процесів. Існує багато різних радіонуклідів з різними властивостями. Деякі мають короткий

період напіврозпаду та швидко втрачають свою активність, інші ж можуть залишатись радіоактивними протягом тривалого часу.

Зростаюча кількість штучних радіонуклідів в сучасній біосфері є поширеною проблемою, особливо при постійному антропогенному навантаженні на навколишнє середовище. Негативний вплив зовнішнього та внутрішнього опромінення на організм гідробіонтів продовжується спостерігатись і на сьогодні [7].

Концентрації радіонуклідів у водоимах залежать від періоду напіврозпаду радіонуклідів, що потрапили у воду, їх надходженням та виведенням з товщі води, адсорбції та десорбції з донних відкладень. Також важливу роль у динаміці вмісту радіонуклідів відіграють гідробіонти, процеси надходження та виведення радіонуклідів з організму, осадження радіоактивних речовин з детритом та перенесення у складі риб та птахів. Ці процеси є важливими для очищення водойм від радіонуклідів [8].

Міграція радіонуклідів у водних об'єктах – це процес, за допомогою якого радіонукліди дифундують у водні системи, такі як моря, річки, озера і підземні води. У цьому контексті можна виділити такі ключові аспекти

міграції як горизонтальну та вертикальну. Горизонтальна та вертикальна міграція радіонуклідів у прісній воді визначаються різними фізичними та хімічними процесами [4,8].

Горизонтальна міграція радіонуклідів у прісній воді залежить від різних факторів, таких як гідродинаміка водойм, температури води, особливостей радіонуклідів тощо. Радіонукліди можуть переміщатись горизонтально за допомогою водних течій і розподілятись у водній товщі. Радіонукліди можуть поширюватись у воді за допомогою таких процесів як дифузія, конвекція і адвекція.

Дифузія є досить повільним процесом, а її швидкість залежить від розмірів частинок та температури. Дифузія відбувається через переміщення частинок радіонуклідів на молекулярному рівні, це сприяє рівномірному розподілу радіонуклідів у водному середовищі.

Конвекція виникає внаслідок теплового розширення. Коли тепла вода піднімається вгору, а холодна опускається вниз, вона переносить радіонукліди разом з собою.

Адвекція – це переміщення води як єдиного потоку, вона передбачає масштабні переміщення речовин в середовищі. Адвекція відбувається коли великі маси речовини переносяться з одного місця в інше. Прикладами адвекції є течії річок, які можуть переносити радіонукліди. Через це радіоактивні речовини можуть поширюватись в різних напрямках та розподіляться в компонентах водних екосистем.

Вертикальна міграція радіонуклідів у прісній воді передбачає рух цих радіонуклідів угору та вниз у товщі води. Цей процес залежить від багатьох чинників, таких як температура, лужність чи кислотність середовища, властивостей конкретного радіонукліда тощо.

Осадження є одним із важливих процесів вертикальної міграції, цей процес полягає в тому, що деякі радіонукліди можуть осісти на дно водойм або частинки осаду. Розчинення – ще один важливий процес, коли радіонукліди потрапивши у водойми переходять у розчинений стан.

Розчинення досить важливий процес у вивченні стану водойм, адже цей процес дозволяє радіонуклідам бути рухливими та переноситись у водній товщі.

В ґрунтових водах вертикальна міграція радіонуклідів може відбуватись через фільтрацію. В процесі фільтрації вода просочується через фільтруючий матеріал (пісок, гравій тощо) та утримує радіонукліди завдяки процесам адсорбції.

Вертикальна та горизонтальна міграція мають важливе значення для оцінки розподілу та накопичення радіоактивних речовин у водних екосистемах. Знання про вертикальну та горизонтальну міграцію можуть допомогти в розумінні того, як радіонукліди пересуваються у товщі води та впливають на флору та фауну водойм [9, 11].

Шляхи перенесення радіонуклідів можна розділити на атмосферне перенесення, перенесення водою і ґрунтом, а також перенесення харчовим ланцюгом. Слід зазначити, що пріоритетність одного шляху над іншим, залежить від часу, що минув від моменту викиду в навколишнє середовище[4].

За рахунок різних форм і складів матеріалів, що містять радіонукліди, може відбуватись радіоактивне забруднення водою. При потраплянні радіоактивних матеріалів у вигляді аерозолів на водні поверхні, вони розсіюються у товщі води та розповсюджуються далі в компонентах водних екосистем. За короткий проміжок часу після потраплення у водну товщу радіонукліди сорбуються донними відкладами і водними організмами, що призводить до швидкого зниження їх питомої радіоактивності у воді. Також концентрації багатьох радіоактивних речовин в компонентах водних екосистем можуть залишатися високими протягом тривалого часу та перевищувати їх концентрації у воді.

У водних екосистемах, накопичення та стійкість фіксації радіоактивних речовин як в живих складових так і в ґрунті визначається хімічними характеристиками радіонуклідів, їх фізико-хімічним станом, біологічними характеристиками рослин та тварин, що населяють водойму та здатністю різних компонентів поглинати ці радіонукліди. До того ж розподіл та накопичення радіоактивних речовин у водних екосистемах залежить від гідрологічних та хімічних параметрів водного середовища, таких як інтенсивність обміну води, температури, освітлення, характеру хімічної реакції (лужних чи кислотних властивостей) води.

Донні відклади відіграють ключову роль у циклі радіоактивних речовин у прісних водоймах. Завдяки їх властивостям поглинати і затримувати випромінювачі, частина радіонуклідів видаляються з природного циклу. Донні відкладення є важливими для очищення води від радіоактивних речовин, це відбувається завдяки спроможності поглинати радіонукліди поверхнею дна, та також осадження на дно відмерлих водних організмів в тканинах яких містяться радіонукліди. Внаслідок цього концентрації радіоактивних речовин

у місцях, де є глибші донні відклади можуть бути значно вищими, ніж у річках з чистим піщаним дном.

Температура водного середовища є ключовим фактором впливу на водні екосистеми. Зниження температури води може впливати на розчинність хімічних елементів у воді, в тому числі Sr-90. При зниженні температури, концентрація цих радіонуклідів у воді зростає. Температура води грає у фізіології та хімічних процесах водних екосистем, зміни температури можуть мати великий вплив на біорізноманіття та якість водних ресурсів [9].

Зона відчуження Чорнобильської АЕС є складною екологічною системою з великою кількістю флори та фауни, що взаємодіють між собою та оточуючим середовищем, таким як ґрунт, вода і атмосфера. Радіонукліди, що були викинуті під час аварії, можуть активно переноситись через трофічні ланцюги, впливати на живі організми та викликати серйозну загрозу здоров'ю від іонізуючого випромінювання. Біота відіграє ключову роль у переносі радіонуклідів в екосистемі. Деякі радіонукліди, зокрема Sr-90 і Cs-137, можуть активно переміщатись трофічними ланцюгами, накопичуватись у великих кількостях та формувати небезпечні для життя дози іонізуючого випромінювання [8].

1.2. Надходження та виведення Sr-90 з організму риби

1.2.1. Джерела надходження радіоактивних речовин у водойми

Радіоактивні речовини потрапляють у водні об'єкти з двох основних первинних джерел:

1. Перше джерело – аеральне, коли радіоактивні речовини випадають з атмосфери та у наслідку осідають на поверхню водойми.
2. Друге джерело – це розчинення радіоактивних елементів у земній корі з подальшим потраплянням у водойми.

Вторинне забруднення водою виникає внаслідок вітрового підйому та переносу радіоактивного пилу, а також змиву радіоактивних речовин під час сніготанень та паводків.

В природних умовах радіоактивні речовини можуть потрапляти у воду з атмосфери, утворюючись під впливом космічного випромінювання, що взаємодіє з ядрами хімічних елементів, таких як водень, азот, аргон тощо. Або з гірських порід, що складають земну кору, через перенесення радіонуклідів підземними водами [16].

Атмосферні опади можуть впливати на швидкість поширення радіоактивних випадінь, спричиняючи інтенсивне забруднення територій. Вчені розрізняють два основних типи таких опадів: сухі та вологі. Сухі викиди відбуваються, коли частинки осідають на землю чи поверхні водою під дією тяжіння, тоді як вологі викиди супроводжуються дощем або снігом. Розуміння того, які випаді переважають, залежить в першу чергу від сезону коли вони відбуваються. Влітку та весною, в період постійних дощів, радіоактивні речовини стають більш розчинними, що призводить до їх просочування в ґрунт, рослини, а також підземні води [20].

Вміст радіоактивних речовин у ґрунтовому покриві також впливає на утворення природної радіоактивності. Цей вміст залежить від таких факторів як тип ґрунту, його гранулометричний склад, вмісту мінеральних компонентів, та хімічних сполук.

Різні фактори впливають на умови при яких підземні води збагачуються природними радіонуклідами. Ці умови визначаються взаємодією геологічних, гідрологічних і фізико-хімічних процесів. Відбувається постійна взаємодія між вмістом радіонуклідів в гірських відкладень та їх кількістю у воді, що контактує з цими відкладами.

Щодо забруднення поверхневих вод радіоактивними речовинами існують три основних джерела:

- радіоактивні відходи;
- наслідки ядерних та термоядерних вибухів;

• аварії на підприємствах пов'язаних із ядерним паливним циклом.

Радіоактивні відходи насамперед накопичуються на підприємствах, що спеціалізуються на видобуванні та подальшій переробці радіоактивної сировини для виробництва ядерного палива. Також відходи можуть виникати енергетичними ядерними установками та науковими, медичними установами, що використовують радіоактивні ізотопи.

Радіоактивні відходи можуть бути рідкими, твердими та газоподібним, в залежності від їхнього фізичного стану. Рідкі відходи, що можуть виникати на уранових копальнях чи у ядерних реакторах та радіохімічних заводах, грають ключову роль у забрудненні вод. Крім того, значна кількість рідких відходів утворюється під час ядерних вибухів при випробуваннях ядерної зброї.

На сьогоднішній день практично всі поверхневі водойми на Землі містять довгоживучі радіонукліди, такі як Sr-90 та Cs-137, що виникли внаслідок ядерних вибухів. В залежності від умов проведення цих вибухів утворюються різні радіоактивні аерозолі, що впливають на випадіння та розповсюдження радіонуклідів у воді [9, 16].

1.2.2. Шляхи надходження Sr-90 в організм риб

Гідросфера є найбільшим сховищем для отримання та розміщення радіонуклідів. Радіонукліди потрапляють у водойми з атмосфери та з поверхневим стоком у рідкій та твердій формі. Ставки-охолоджувачі атомних електростанцій відіграють особливо важливу роль у поглинанні та перенесенні радіонуклідів до прісноводних екосистем. Вони першими приймають нормальний та аварійний скиди, а потім здатні переносити частину радіонуклідів до основних русел річок шляхом водообміну та дренажу.

При аварії на Чорнобильській АЕС основна маса радіоактивних речовин потрапила в атмосферне повітря у парогазовій формі, а також у формі попелу та золи у вигляді аерозолів субмікронного та мікронного розмірів. Ці дуже

слабо розчинні утворення, потрапивши у водойми, осіли на дно, де і перебувають дотепер [9,15].

Активність нагромадження радіоактивних елементів у різних складових водних екосистем, може бути оцінена за допомогою таких показників як коефіцієнт накопичення або коефіцієнт концентрації. Ці показники визначаються відношенням питомої активності радіонуклідів в компонентах водних екосистем до їх вмісту у воді.

Водні організми зазнали інтенсивного радіонуклідного забруднення в результаті аварії. Особливо високі показники забруднення спостерігались у тих гідробіонтів, що розташовані найближче до епіцентру аварії та на маршрутах основних випадів радіоактивних речовин [20].

Протягом усього життя риби піддаються зовнішньому і внутрішньому опроміненню, як від природного радіаційного фону, так і від радіоактивного забруднення гідросфери радіонуклідами. Спосіб життя та раціон харчування є основними критерієм, поглинання радіонуклідів рибами. Відомо, що концентрація Cs-137 зростає зі збільшенням довжини харчового ланцюга в гідробіоценозі, вплив відбувається на трофічному рівні, в результаті чого хижі риби накопичують більше Cs-137, ніж риби змішаного типу живлення і фітофаги [2].

Деякі автори вважають, що радіонукліди мають більшу концентрацію у водних організмах, ніж в одиниці об'єму води. Основними шляхами надходження радіонуклідів до риб є аліментарний (через воду і їжу) та осмотичний (через шкіру, зябра, хвостові плавники).

При низьких концентраціях радіонуклідів у воді аліментарний шлях відіграє важливу роль у накопиченні Cs-137 в організмі риб. Відомо, що короп здатний поглинати до 92% Sr-90 зі свого раціону, і лише 8% з води.

У природних умовах риба живиться їжею з набагато вищими концентраціями, ніж у воді. Найбільша кількість Sr-90 (до 90%) сконцентрована у кістках і лусці риби. Концентрації в тканинах і внутрішніх органах на 1-3 порядки нижчі [14].

Понад 90 % усіх радіонуклідів у водних екосистемах осідають у донних відкладеннях. Таким чином, види, які найбільше контактують з донними відкладами і харчуються бентосом протягом усього періоду онтогенезу, мають найвищий ризик хронічного опромінення у водах забруднених радіонуклідами.

Для сучасної біосфери характерне прогресуюче поглинання штучних радіонуклідів. Під негативним впливом хронічного хімічного забруднення та інших антропогенних факторів збільшує негативний тиск на життєдіяльність водних організмів і знижує біологічну якість природних вод [13].

Радіонукліди, що потрапляють у водне середовище, беруть участь у біохімічних процесах шляхом розподілу речовин між біотичними та абіотичними компонентами екосистем, а також переміщення по харчових ланцюгах і накопичення в організмах, що знаходяться у кінцевих ланках.

Верхні трофічні рівні водойм, як правило, займають риби, які активно більшість штучних та природних радіонуклідів у різних органах та тканинах завдяки їх хімічній схожості з біологічно важливими елементами. У водоймах, що зазнали сильного забруднення внаслідок аварійних ситуацій на об'єктах ядерного паливного циклу, накопичення радіонуклідів у рибі може досягати біологічно небезпечних рівнів [17].

Поглинання радіонуклідів рибами як через зябра, так і їжею, залежить від багатьох факторів, таких як температура води, хімічний склад водойми, сезону року, виду і розміру риби тощо. Швидкість обміну речовин холоднокровних тварин і метаболізм деяких елементів безпосередньо залежать від температури води. У природі радіонукліди потрапляють в організм прісноводних риб двома шляхами: безпосередньо з води через зябра і шкіру, а також через травну систему риби разом з радіоактивно забрудненою їжею.

Вважається, що радіоактивний ізотоп Sr-90 потрапляє в організм риби через зябра та шкіру, проте існують наукові думки, що основний шлях надходження цього ізотопу в рибу відбувається через їжу. В той же час,

кальцій є аналогом стронцію. Тому концентрацію стронцію можна оцінити за концентрацією кальцію у воді, оскільки ці два елементи поведуться подібним чином і в основному розподіляються в скелеті, голові, плавниках, кістках та лусці [19].

Стронцій поводиться хімічно і біологічно подібно до кальцію. Найбільше стронцій накопичується у воді з низьким вмістом кальцію – «м'якій» воді. Відносно низька швидкість накопичення Sr-90 (близько 102 л/кг) у системі вода-риба і менші обсяги випадання цього ізотопу означали, що концентрація Sr-90 в рибі, як правило, набагато нижча, ніж Cs-137.

У водоймі-окопоздужувачі Чорнобильської АЕС концентрації Sr-90 у рибі у 1986 році становили близько 2 кБк/кг (все тіло риби) порівняно з приблизно 100 кБк/кг Cs-137 у 1993 році. У 2000 році в найбільш забруднених водоймах навколо Чорнобиля максимальний рівень концентрації Sr-90 у м'язовій тканині хижої і нехижої риби коливався від 2 до 15 кБк/кг. У 2000-2003 роках рівень Sr-90 у рибі у водосховищах Дніпровського каскаду становив лише 1-2 кБк/кг, практично рівні до аварії на ЧАЕС. Прісноводні молюски мали вищі рівні біонакопичення Sr-90 ніж риба. У Дніпрі в тканинах молюсків містилося приблизно вдесятеро більше Sr-90, ніж у м'язовій тканині риби. Аналогічно до цього біоаккумуляція Sr-90 у кістках і шкірі риби приблизно вдесятеро вище, ніж у м'язах [18].

На сьогоднішній день зона відчуження Чорнобильської електростанції залишається важливим джерелом радіаційного забруднення. На цій території спостерігається складний процес трансформації фізико-хімічних форм радіоактивних речовин, який впливає на їх розподіл та концентрацію в складових водних екосистем.

Головні завдання в області радіаційної безпеки пов'язані зі змиванням радіоактивних речовин із стоком у річки, перенесення їх за межі зони відчуження, а також вплив на якість водних ресурсів в Дніпрі. Також важливе значення має вивчення довгострокового впливу іонізуючого випромінювання на живі організми, в тому числі на компоненти водних екосистем [20].

1.2.3. Шляхи виведення Sr-90 з організму риб

Після аварії на Чорнобильській АЕС водна біота зазнала значного радіоактивного забруднення, що призвело до опромінення цих організмів. Це відбулось через те, що інтенсивність потоків біогенних речовин у водному середовищі більша ніж на суходолі, тому радіонукліди накопичуються активніше [12].

При потраплянні радіоактивних речовин у водні організми, відбуваються процеси усмоктування, розподілу по органах та тканинах, депонування та виведення. Тривалість цього впливу залежить від того, як довго радіонукліди знаходяться в організмі.

Для оцінки тривалості перебування певного радіонукліду в організмі використовується термін «період напіввиведення» ($T_{1/2}$). Період напіввиведення це час, за який половина кількості радіонукліду виводиться з організму [9].

Період напіввиведення Sr-90 у риб в природних умовах становить приблизно 500 діб. При переміщенні риби в чисте середовище відбувається виведення Sr-90 з м'язових тканин протягом десяти діб [19].

Період напіврозпаду не менш важливий термін у радіоекології. Період напіврозпаду є сталою величиною, що не залежить ні від яких факторів. Ця величина визначається на основі даних про середній час життя радіоактивних ядер [9].

Період напіврозпаду Sr-90 складає 29 років. Так як стронції слабо сорбується зваженими частинками у воді, тому він доступний до поглинання компонентами водної біоти. Більшість водних організмів поглинають цей радіонуклід напряму з води. Зябра є основним органом поглинання радіонукліду, також Sr-90 може надходити до організму через їжу [25].

Sr-90 може виводитись з організму риби природним шляхом через видільну систему, включаючи видільні органи такі як нирки. Важливо враховувати, що виведення радіонуклідів з водних організмів залежить від

багатьох факторів, в тому числі від типу радіонукліда, його концентрацію, умови навколишнього середовища. При переміщенні риб у чисте середовище та годівлі риб чистими кормами рівень радіонуклідного забруднення може зменшуватись [19].

1.3. Риби як референтні організми – біоіндикатори

Виявлення біологічно важливих антропогенних впливів на живі організми та реакція їх угруповань на ці впливи пов'язані з біологічними індикаторами.

Біоіндикація – це моніторинг довкілля, що базується на спостереженні за станом і поведінкою біологічних об'єктів. Цей метод передбачає використання живих організмів як чутливих детекторів для виявлення змін в середовищі.

Живі індикатори можуть реагувати на забруднення або інші впливи чи явища, в результаті чого їх реакція надає важливу інформацію про стан навколишнього середовища та рівень його забруднення.

Спостереження за живими організмами, такими як дафнії, молюски та риби, може бути використане для оцінки стану водного середовища, та допомогти з'ясувати наскільки середовище зазнало радіонуклідного забруднення [22].

Риби вважаються одними із найбільш вразливих та радіочутливих водних організмів. Доза опромінення, яка вважається смертельною для половини популяції риб (LD_{50}) коливається від 6 до 100 Гр. З цієї причини вивчення стану риб у водоймах забрудненими радіоактивними речовинами є дуже важливим.

Риби найбільш радіочутливі на ранніх стадіях свого життя, особливо під час ембріонального та личинкового періодів. Під час цього етапу забруднення зазвичай зумовлене зовнішнім опроміненням. Однак, по мірі розвитку та дорослішання риб, вони переходять на зовнішнє живлення і при цьому

змінюючи характер живлення, тому внутрішнє опромінення відбувається унаслідок надходження радіонуклідів з кормом [26].

Риби відіграють важливу роль як індикатори радіаційного забруднення навколишнього середовища. Риби можуть мігрувати з одного місця в інше, тим самим переносити радіонукліди на значні відстані, риби можна вважати одним із важливих факторів поширення радіонуклідів у воді. Риб можна використовувати для порівняння та аналізу рівнів радіонуклідного забруднення в різних регіонах та водоймах.

Організмам притаманна здатність відновлювати пошкодження спричинені впливом іонізуючого випромінювання, оскільки вони еволюціонували під впливом природної радіації. Дослідження впливу іонізуючого випромінювання на навколишнє середовище, проведені ще 100 років тому, демонструють значні відмінності у реакції на опромінення всередині та між різними типами організмів. Відомо, що ссавці є найбільш чутливою групою організмів, тоді як безхребетні та простіші відносно менш чутливі до радіоактивного опромінення. Це пов'язано з біологічною складністю організмів [24].

Терміни виявлення а глибина наслідків опромінення на гідробіонтів залежать від рівня опромінення, радіочутливості окремих тканин і органів, а також від інших природних чинників. У разі комбінованого впливу радіаційного та хімічного забруднення, можливе як посилення, так і послаблення ефектів від активності та тривалості дії факторів.

Однією з найактуальніших проблем радіоекології вод є радіочутливість водних організмів та різних трофічних рівнях та стадіях розвитку, а також відмінностей в чутливості різних тканин організму на різних стадіях розвитку.

Радіочутливість визначається швидкістю та ступенем реакції організму на вплив іонізуючого випромінювання. Для її оцінки використовують одиницю поглинутої енергії необхідну для спричинення відповіді в певному відсотку досліджуваної популяції гідробіонтів.

В природному водному середовищі, різні організми можуть виявляти різні ступені чутливості до іонізуючого випромінювання. Більш розвинені організми, такі як риби, більш чутливі до радіонуклідного забруднення, ніж менш розвинуті організми, такі як водорості та бактерії. Радіочутливість також може змінюватись на різних стадіях розвитку організму. Молоді організми більш чутливі, ніж ті самі організми на пізніших стадіях.

За ступенем радіочутливості можна скласти таку послідовність організмів, від більш чутливих до менш чутливих: риби>ракоподібні>молоски>водорості>бактерії [23].

Для оцінки рівнів радіонуклідного забруднення риб, проводять аналіз тканин, м'язів, печінки, нирок, кісток та луски. Це дозволяє визначити концентрацію радіонуклідів у різних складових організму риб.

Риби виступають як індикатори загального стану водного середовища, вони показують рівень забруднення різними хімічними, токсичними та радіоактивними речовинами. Результати цих досліджень використовуються для забезпечення екологічної безпеки та для контролю рівнів забруднення продукції.

Методи використання риб як індикаторів забруднень, мають багато переваг. Перш за все, риби зазвичай легкодоступні для збору та аналізу, в порівнянні з іншими водними організмами. За допомогою даних про акумуляцію та міграцію радіонуклідів через трофічні ланцюги, риб можуть використовувати для тривалого моніторингу рівнів радіоактивного забруднення у водних об'єктах. Важливою перевагою такого моніторингу є можливість передбачення можливих наслідків та впливів на водні екосистеми та риб як важливого компоненту в них [21].

Після аварії на Чорнобильській електростанції, численні науковці проводили дослідження залежності впливу радіаційного забруднення на водні екосистеми та окремо рибу. Такі дослідження включали аналіз таких радіонуклідів як Sr-90 та Cs-137. Результати вказано про негативну дію іонізуючого випромінювання на риб. В тому числі, радіаційне забруднення

викликало аномалії у період онтогенезу, відбувались порушення статевих клітин, репродуктивної системи, виникали канцерогенні утворення, утворювались неоплазми (смертельні пухлини, що найчастіше трапляються у риб) та багато інших уражень риб [26].

1.4 Радіаційний моніторинг та контроль за станом рибної продукції

Водні організми, зокрема риба, грають ключову роль у передачі радіонуклідів до організму людини через трофічний ланцюг. Розуміння того, як радіонукліди розподіляються по організму риб, дає уявлення про можливий вплив такої риби на організм та здоров'я людини.

У формуванні радіоактивного забруднення важливу роль відіграє концентрація макроелементів у воді. Відомо, що Cs-137, незалежно від шляху потрапляння в організм, накопичується у м'яких тканинах організму. Тоді як накопичення Sr-90 відбувається у кістках та лусці. Однак рівень накопичення може відрізнятись залежно від виду риби, температури, режиму харчування та інших факторів [27].

Більшість радіонуклідів у забрудненому водному середовищі концентруються у донних відкладах, становлячи понад 90 % загальної кількості. Через це види, що на всіх етапах свого розвитку найбільше взаємодіють із донними відкладами, зазнають найбільшого опромінення [9].

Придонний спосіб життя карася сріблястого, грає ключову роль в акумуляції радіонуклідів в його організмі. Риба у пошуках їжі може каламутити верхні шари дна, що призводить до забруднення організму радіонуклідами.

При короткостроковому забрудненні водойми, навіть великими дозами радіоізоотопів, вміст їх в організмі риби буде малозначним. Але при постійному перебуванні риби у середовищі, де будуть присутні навіть маленькі концентрації радіоізоотопів, риби будуть накопичувати їх у великій кількостях.

Найбільше це стосується таких ізоотопів як Sr-90, які інтенсивно накопичуються в організмах, але видаляються дуже повільно [9].

Навіть через 37 років після аварії на Чорнобильській АЕС, проблема радіонуклідного забруднення харчових продуктів залишається актуальною. Головними джерелами надходження радіонуклідів в організм людини є:

- продукти харчування, що становлять приблизно 90 % від загальної кількості радіонуклідів, що надходить в організм;
- питна вода, на надходження якої припадає 5-9 %;
- атмосферне повітря, становить менше 1 %.

Небезпека радіонуклідів, що потрапляють в організм пероральним шляхом, може бути обумовлена деякими факторами. По-перше, радіонукліди можуть накопичуватись в окремих «критичних» органах та опромінювати порівняно невелику за розміром частину тканин. Також важливо сказати, про значну тривалість опромінення органів від моменту надходження радіонукліду до моменту його виведення чи зменшення активності внаслідок розпаду. І останній фактор це небезпека впливу високоіонізуючих α - та β -випромінювань, які є менш небезпечними при зовнішньому опроміненні, через свою низьку проникну здатність в організм [3], 46].

В Україні вимоги до стану та якості питної води регулюються Державними санітарними нормами та правилами «Гігієнічні вимоги до води питної призначені для людського споживання» (ДСанПін 2.2.4.01-10) [32].

В результаті аварії на Чорнобильській АЕС допустимі рівні вмісту Sr-90 та Cs-137 у питній воді були вище дозволених. Встановлено гранично допустимі концентрації (ГДК) цих радіонуклідів, що повинно забезпечити неперевикнення гігієнічних рівнів Sr-90 (не більше 35 Бк/кг в ступені -1) та Cs-137 (150 Бк/кг в ступені -1). У питній воді допустимі концентрації відповідно ДР-2006 та НРБУ-97 для Sr-90 2 і 10 Бк/л¹ та Cs-137 2 і 100 Бк/л¹ [29, 30, 33, 34].

Для забезпечення радіаційної безпеки потрібно вести постійний моніторинг рівнів радіації та уникати надходження радіонуклідів в організм.

Потрапляння радіонуклідів в людський організм може відбуватись при зроєнні у сільському господарстві, також через споживання забрудненої питної води та риби.

Основною метою радіоекологічного моніторингу водних об'єктів є:

- слідкувати та контролювати за рівнем радіонуклідного забруднення води;
- досліджувати та вивчати, як радіонукліди мігрують та розподіляються у компонентах водних екосистем, таких як вода, біота та водні відклади;
- прогнозувати можливі наслідки радіаційного забруднення у разі радіаційних аварій та викидів;
- розробляти рекомендації для захисту водойм та їх очищення від радіоактивних речовин [16].

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

РОЗДІЛ 2. МЕТОДИ ТА МАТЕРІАЛИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1 Об'єкт та предмет дослідження, завдання та умови експерименту

Об'єктом дослідження є динаміка накопичення Sr-90 в лусці карася сріблястого.

Предметом дослідження став представник родини Коропові карась сріблястий.

Карась сріблястий – це донна риба, що в своєму повсякденному житті мешкає та годується в придонному шарі. Так як риба живе на дні водойми, вона може виживати в умовах, коли інші риби гинуть, це пов'язана з тим, що карась може впадати в стан анабіозу, зариваючись в мул та зимувати в таких умовах [36].

В накопиченні Sr-90 провідну роль грає спосіб життя карася сріблястого, адже радіонукліди акумулюються в донних відкладах. У пошуках їжі риба може рухати верхні шари донних відкладів, збільшуючи вплив радіоактивних речовин на свій організм.

При одноразовому короткостроковому забрудненні води, навіть досить значними концентраціями радіонуклідів, їх вплив на рибу буде незначним.

Однак, при постійній присутності радіонуклідів, у нашому випадку Sr-90, ми припускаємо, що вони будуть накопичуватись в організмі у значній кількості.

Стронцій подібно кальцію грає важливу роль в живих організмах.

Більша частина Sr-90 накопичується у кістковій тканині та лусці, при цьому концентрація в м'язах значно нижча. Радіоактивний стронцій потрапляє до організму карася сріблястого через травний канал, зябра та шкіру.

Важливо відзначити, що концентрація радіонуклідів у рибі зростає зі збільшенням їх вмісту у воді. Також Sr-90 розподіляється в організмі карася вибірково, в основному у скелеті, лусці та плавниках, через вміст у них кальцію [35].

Для нашого експерименту було взято три риби. Маса F-01 становила 545 г, маса F-02 становила 320 г, маса F-03 становила 345 г.

При подальшому три підослідні об'єкти були поміщені в акваріум ємністю 70 л. На цей об'єм води одноразово було внесено 14 кБк Sr-90 (отримана питома активність води становила 200 Бк/л).

Годували рибу кормом Скалярія, звичайним кормом для риб. Риба проживала в середовищі з відносно сталою температурою впродовж часу всього експерименту.



Рис. 2.1. Вигляд підослідних об'єктів

В таблиці 2.1 наведено дати збору луски риб для її подальшого аналізу.

Нажаль, в період спостереження, деякі риби загинули, що унеможливило збір матеріалів у більш пізні періоди.

Таблиця 2.1

Відбір луски для авторадіографії

№ підослідного	Дата збору луски для авторадіографії					
	17.11.2022	21.11.2022	01.12.2022	16.12.2022	27.12.2022	04.01.2023
F-01	+	+	+	+	загинув	+
F-02	+	+	+	+	+	загинув
F-03	+	Загинув 20.11.22	-	-	-	-

Експеримент проводився з 17.11.2022 року по 04.01.2023 року. Було взято три срібних караса.

Третій підослідний загинув невдовзі після початку експерименту, тому у нашому дослідженні дані F-03 не були враховані.

Перший та другий підослідний піддавались впливу Sr-90 через воду перкутаним шляхом надходження, тобто через шкіру.

Sr-90 потрапляв в організм риби та накопичувався у її лусці контактуючи з радіоактивно забрудненою водою. Sr-90 розсіявся у воді та потрапив в організм підослідних через шкіру. Також радіоактивний стронцій міг потрапити в рибу шляхом поглинання забрудненої води через зябра.

Після відбору луски було проведено за допомогою методу авторадіографії її експонування на чутливій фотоплівці. Для цього луску промивають та очищують від всіх забруднень. Далі обов'язково висушують, щоб вона була готовою для подальшого аналізу.

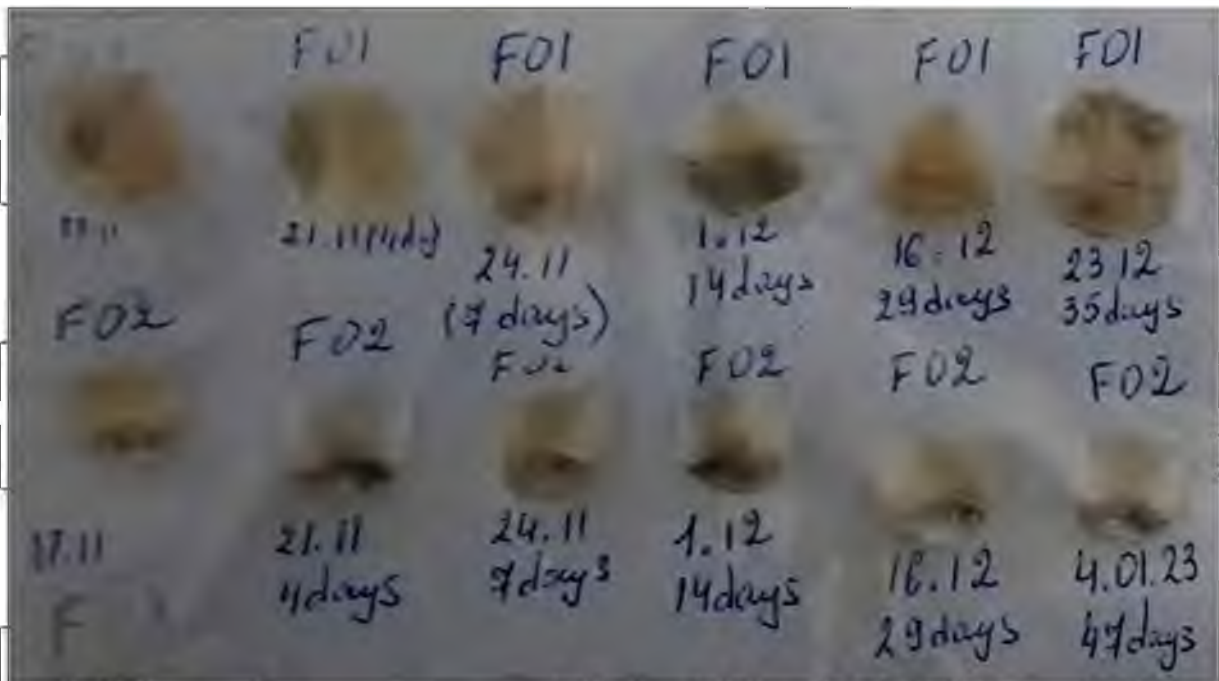


Рис. 2.2. Відібрана луска риби

Після всіх необхідних маніпуляцій з підготовки луски до подальших досліджень, луску поміщують на спеціальну клейку плівку та підписують. Після того зразки переносять у спеціальний кейс для подальшого експонування радіоактивних частинок із зразка на плівку. Важливо, що

процедуру переносу зразків до кейсу обов'язково проводять у темному місці, щоб на плівку не потрапили сонячні промені.



Рис. 2.3 Перенос кейсу з лускою для експонування

Луску записуємо в кейсі на 21 день. За цей час іонізуючі випромінювання від зразків взаємодіють з плівкою, в результаті чого вона засвічується і після сканування плівки спеціальним сканером, місця накопичення радіонукліду можна точно локалізувати та виокремити.

Саме дослідження робим методом авторадіографії за допомогою приладу CR 35 NDT, це прилад німецького виробництва. Цей лазерний сканер має високу роздільну здатність на відповідає вимогам ISO 9001 [38].



Рис. 2.4. Сканер CR 35 NDT [39]

Основний принцип авторадіографії полягає, що при розпаданні радіоактивних речовин, вона утворює α -частинки, β -частинки та гамма-кванти.

Ці частинки реагують із фоточутливими матеріалами, які здатен реагувати на випромінювання.

Окремі місця скопчення радіоактивних ізотопів виділяються на плівці у вигляді маленьких чорних плям. Розмір цих плям залежить від часу експозиції плівки та активності радіонуклідів. Чим більше цих плям і чим вони темніші, тим відповідно більша активність радіоактивних ізотопів, що містяться у досліджуваному зразку [28].

2.2. Методи дослідження та обладнання

2.2.1. Метод авторадіографії: плюси та недоліки

У нашому дослідженні був використаний метод авторадіографії. Цей метод широко використовувався і використовується для виявлення радіоактивних частинок на різних поверхнях. Цей спосіб застосовували для знаходження радіоактивних елементів після випробувань ядерної зброї у 1950 і 1960-х роках, та після аварії на Чорнобильській АЕС у 1986 році. На сьогоднішній день метод радіографії називають «класичним» із-за поширення його використання [28].

Радіоактивні ізотопи можуть залишати певні сліди на фотоматеріалах, подібні до видимого світла. Авторадіографія представляє з себе метод вивчення розподілу радіоактивних матеріалів у досліджуваному об'єкті за допомогою накладання чутливих до радіоактивних частинок фотоматеріалів.

Інтенсивність випромінювання можна визначити за рівнем відображення кількості радіоактивних речовин на фотоплівці. Радіоактивні речовини наче самі себе «фотографують», звідси і пішла назва методу.

Авторадіограма – це візуальне зображення, отримане методом авторадіографії, що дозволяє побачити розподіл радіоактивних речовин у досліджуваному об'єкті. Цей метод має безліч переваг:

- створення тривимірного зображення розподілу радіоактивних ізотопів у досліджуваному зразку;
- висока чутливість методу, що базується на властивості фотоматеріалів реєструвати окремі частинки. Це дозволяє побачити навіть маленькі кількості радіоактивних речовин;
- надає можливість точно визначити кількість радіоактивних речовин у різних частинах досліджуваного об'єкта;
- дозволяє як виміряти рівень радіоактивності, так і встановити її кількість навіть в малих зразках, які можна порівняти за розмірами з десятими і сотими мікрометрами кристалів галогенів срібла;
- отримання матеріалів, де зафіксовані всі результати дослідження у формі авторадіограми [1].

Немає ідеальних методів, і цей не є виключенням. Одним із головних недоліків методу є складність при проведенні кількісної оцінки результатів. Можна порівняти кількість радіоактивних матеріалів у різних об'єктах лише візуально, за кількістю та інтенсивністю затемнень на плівці. Є різні типи сканерів, що можуть допомогти з цим питанням та точно виміряють інтенсивність затемнення плівки, але то досить затратно.

Іншим мінусом методу авторадіографіє є велика тривалість проведення експерименту, адже для експонування радіоактивних елементів на плівку потрібен час [37].

Авторадіографія широко використовується у лабораторних умовах для визначення радіоактивних елементів у компонентах екосистем. Проте застосування цього методу у польових умовах досить обмежене, адже є труднощі з транспортуванням обладнання, а також у пошуках темного приміщення. Аналіз активності частинок неможливий без комп'ютерного обладнання.

Авторадіографія підходить для попереднього скринінгу зразків, вона може бути використана в екологічному моніторингу радіоактивних частинок, що переносяться повітрям чи осідають на землю. Процедура наступна:

- зразки поміщають у світлонепроникний кейс на певний період часу, обов'язково проводиться у темному місці;
- за необхідністю кейс із зразком відправляють до лабораторії для аналізу, однак обробку плівки можна здійснити в польових умовах, знову ж таки, за наявності темного приміщення;
- якщо на плівці виявлено почорнілі ділянки або чорні плями, зразки мають бути відправлені до лабораторії для детального аналізу за допомогою комп'ютерного обладнання.

Оцінка активності в основному є простим завданням, але це стає більш складною задачею, якщо в частинці присутній не один, а кілька радіоізотопів.

Тому потрібно мати інформацію про наявність радіонуклідів у підслідній частинці [28].

2.2.2. Технічні особливості та характеристики обладнання для проведення авторадіографії

У нашому дослідженні ми використовували компактний комплекс для цифрової радіографії CR 35 NDT Plus німецького виробника. Це автоматичний

сканер запам'ятовуючих пластин для складних умов експлуатації.

Комп'ютерна радіографія (CR) є цифровим аналогом рентгенівської плівки.

У нашому дослідженні ми використовували програмне забезпечення D-Test, завдяки йому час обробки плівки скорочується та спрощується обмін та архівування цифрових даних.



Рис. 2.5. Комплекс цифрової радіографії CR 35 NDT

У цифровій радіографії зображення отримують за допомогою люмінофорної пластини, замість звичайної плівки. Цю пластину можна використовувати багаторазово. Під рентгенівським випромінюванням люмінофорна пластинка зберігає енергію, що випромінюється під дією лазера перетворює її на світло. Це світло надалі конвертується у візуальну інформацію в електронно-матричному сканері.

Цифрова радіографія відбувається у кілька основних етапів:

- плівка піддається впливу рентгенівських або гамма променів, які генерують приховане зображення на люмінофорних шарах;

• після того як плівка вставляється в сканер, відкалібрований лазерний промінь вивільняє збережені дані зображення у вигляді видимого світла;

- після обробки можна побачити цифрове зображення, що відображається на моніторі комп'ютера у різних відтінках сірого.

• ну і після отримання всіх результатів можна видалити всі дані з цього експерименту з плівки, після чого плівку можна використати повторно для наступної експозиції [38].

На початку роботи з радіографом потрібно активувати функцію розпізнавання плівки, так пристрій перевіряє чи вставлена рентгенівська плівка чи ні. При вставленні неекспонованої плівки на зображенні нічого не буде відображатись. У програмі можна вибрати режим сканування, а також налаштувати розміри лазерної плями, і зменшити так званий «шум» на плівці.

Під час сканування за допомогою програмного забезпечення, зображення обробляється і після дані автоматично передаються на комп'ютер. Після того як сканування завершиться, дані на рентгенівській плівці стираються. Після того плівку виймають із пристрою і її можна знову використовувати. При правильному поводженні з плівкою, її можна експонувати, зчитувати і чистити кілька сотень разів. Головне не допускати різних механічних пошкоджень плівки, особливо подряпин, при яких пошкоджується захисний шар плівки та у наслідку це може вплинути на результати діагностики.

Щоб отримати рентгенівський знімок потрібно вставити рентгенівську плівку в апарат, та притримувати її поки вона не втягнеться. Обов'язково потрібно налаштувати час експозиції та параметри пристрою.

НУБІП України



Рис. 2.6. Процес сканування рентгенографічних пластин

Після сканування пластини всі дані відображаються на комп'ютері, у спеціальній програмі можна налаштувати параметри отриманого зображення.

Після редагування потрібно зберегти зображення на комп'ютері. Вслід можна вийняти касету із пристрою та готувати її до нового аналізу [39].

2.3. Рентгенофлуоресцентна спектроскопія

2.3.1. Метод рентгенофлуоресцентного аналізу

Рентгенофлуоресцентна спектроскопія – це елементний аналітичний метод, що застосовується для визначення хімічного складу матеріалів. Цей метод дозволяє аналізувати мікрообласть зразку за допомогою рентгеновських променів і отримувати зображення розподілу елементів шляхом збору спектрів в окремих точках зразка [41].

Рентгенофлуоресцентний аналіз (РФА) це один із видів рентгеноспектральних методів та заснований на одних і тих же принципах, що і загальна спектроскопія. Під час проведення РФА рентгеновські промені

потрапляють на зразок, після чого частина рентгенівського випромінювання розсіюється, частина проходить крізь зразок, та ще одна частина взаємодіє зі зразком, що в підсумку приводить до утворення вторинного випромінювання, так званої рентгенівської флуоресценції.

Сучасні прилади для рентгенофлуоресцентного аналізу дозволяють визначити всі елементи періодичної системи, починаючи з Вуглецю. Цей метод застосовується в екологічному моніторингу для аналізу компонентів довкілля. Також використовується для визначення в конкретному зразку всіх елементів та складу матеріалів включаючи різні домішки [40].

Зазвичай, РФА є методом елементного аналізу для об'ємних зразків, оскільки розмір плями становить від декількох міліметрів до декількох сантиметрів. Тому неоднорідні зразки подрібнюють і ущільнюють в гранули.

Таку підготовку зразків проводять досить довго та вона вимагає багато додаткового матеріалу [43].

Мікрорентгенофлуоресцентія - це метод елементного аналізу, що дозволяє вивчати дуже малі зразки. Так само, як і звичайне РФА-обладнання, мікрорентгенофлуоресцентія використовує прямі рентгенівські промені для отримання певних результатів.

Мікрорентгенофлуоресцентний дозволяє проводити елементний аналіз на мікроскопічному рівні без попередньої обробки зразка завдяки високій просторовій роздільній здатності. Тому мікрорентгенофлуоресцентний аналіз широко використовують в різних галузях, включаючи геологію, археологію, науки про навколишнє середовище, біологію, медицину [43, 44].

Система флуоресцентної рентгенівської візуалізації поєднує в собі автоматизоване зчитування зразка зі швидким елементним аналізом. Зразок швидко сканується рентгенівськими променями, при цьому спектри безперервно зчитуються з детектора і співвідносяться з визначеним місцем на досліджуваному зразку. Результатом є детальні кольорові зображення, на яких відображено області з високою та низькою концентрацією обраних елементів у зразку.

Сучасні системи мікрорентгенофлуоресцентного аналізу одночасно фіксують спектр з інформацією про всі елементи, що присутні в об'єкті. Можна отримати зображення у різних масштабах, тому можна аналізувати зразки різних розмірів від макро- до мікрорівнів [41].

2.3.2. Характеристики обладнання для проведення РФА

Наше дослідження ми проводили за допомогою приладу Bruker M4 Tornado. Це енергодисперсійний рентгенофлуоресцентний спектрометр з тонким фокусуванням і можливостями для мікроаналізу.



Рис. 2.7. Енергодисперсійний рентгенофлуоресцентний спектрометр Bruker M4 Tornado

За допомогою цього приладу можна досліджувати зразки до 20 мікрметрів. Якщо потрібні кількісні результати, необхідно щоб досліджуваний зразок мав рівну і гладку поверхню. Також зразки мають бути достатніми за товщиною, щоб було здійснене точне кількісне визначення.

Управління приладом і аналіз даних здійснюється за допомогою спеціального програмного забезпечення, що працює на персональному комп'ютері, який підключений до аналізатора. Зображення із поверхні зразка

передається з 10-кратним і 100-кратним збільшенням, спеціальні камери також допомагають позиціонувати зразок для вимірювання [42].

При користуванні цим приладом потрібно здійснити наступні кроки:

- відкриваємо програму керування, налаштовуємо параметри для аналізу зразка, в тому числі тип зразка, необхідне середовище.

Розміщуємо досліджуваний зразок на спеціальне місце, на рис 2.8. відображений цей процес.



Рис 2.8. Процес встановлення зразка в M4 Tomado

- В програмі обираємо відповідні умови для вимірювання, фокусуємо ділянку, яку потрібно збільшити, налаштовуємо зображення так, щоб його було чітко видно.

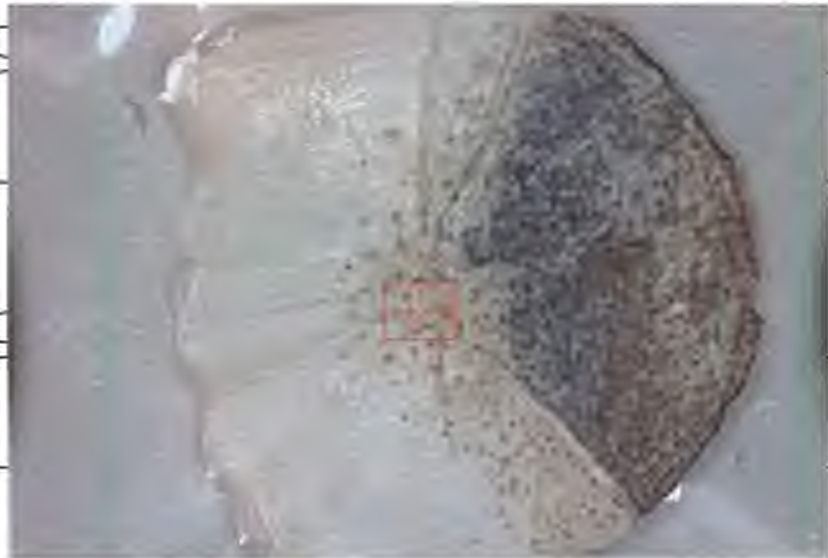


Рис 2.9. Луска карася еріблястого у збільшеному вигляді

- Знімаємо спектр протягом 12 годин, чим довше досліджуваний зразок аналізується, тим якісніше зображення та точніші вимірювання будуть. Час зйомки залежить як від матеріалу що аналізується, так і від його площі.

- За допомогою програми ідентифікуємо піки, що присутні в спектрі за допомогою вбудованої інтерактивної періодичної таблиці. Програмне забезпечення автоматично відфільтровує найбільш переважаючі елементи зі спектрального дисплею.

Спектри отримані зі зразка можна обробити для отримання концентрацій вищелених під час аналізу елементів.

РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

3.1. Рентгенофлуоресцентний аналіз луски карася сріблястого

Вплив змін навколишнього середовища на структуру та неорганічний склад на луску риб вивчався різними методами. Луска карася сріблястого, як і луска більшості риб, має здатність до регенерації. Якщо луска пошкоджена чи втрачена вона може відновитись. Завдяки цьому регеноерована луска захищає рибу від зовнішніх впливів.

Оскільки ріст регенеруючої луски відбувається швидше ніж нормальної, процес надходження елементів досить швидкий. Важливим є вивчення розподілу елементів в залежності від морфології луски.

Рентгенофлуоресцентний аналіз є ефективним методом двовимірного аналізу для отримання інформації про складові тваринних тканин. У цьому дослідженні ми намагались з'ясувати елементний склад луски карася сріблястого [45].

Рентгенофлуоресцентний аналіз вважається ефективним для елементного аналізу різних об'єктів. Він базується на створенні спектру на основі рентгенівського випромінювання, що спрямовується на піддослідний матеріал. Однією із особливостей РФА є його стійкість до різних перешкод, що робить його цінним інструментом для досліджень [41].

Дослідження проводила на лусці карася сріблястого. Для експерименту риба була виловлена в озері у Чабанах. Можна сказати, що вона була відносно «чистою». Потім риба була поміщена в клітку та переміщена в озеро Глибоке на території Чорнобильської зони. Карась сріблястий перебував у цьому озері протягом трьох літніх місяців.

Після того рибу було виловлено та відібрано зразки. Луску відібрали, повністю висушили. Далі рентгенофлуоресцентний аналіз складових елементів у лусці було проведено за допомогою аналізатора M4 Tornado, згідно з методикою описаною в розділі 2 (університет міста Ос, Норвегія).

Основними елементами, що спостерігались були кальцій, фосфор, цинк, купрум та стронцій.

Кальцій та фосфор є найважливішими складовими елементами луски.

Кальцій є основним елементом луски, він відіграє ключову роль у формуванні структури луски, він допомагає підтримувати стійкість та міцність луски, а також відповідає за її регенерацію та відновлення. На рис. 3.1. можна побачити розподіл кальцію в лусці срібного карася. Кальцій є переважаним елементом, він присутній на всій поверхні луски.

На рисунку чітко видно розподіл кальцію на поверхні луски. Бачимо, що найбільше кальцію накопичилось у точці росту. Чим яскравіший колір на зображенні, тим більше кальцію у тому фрагменті лусочки.

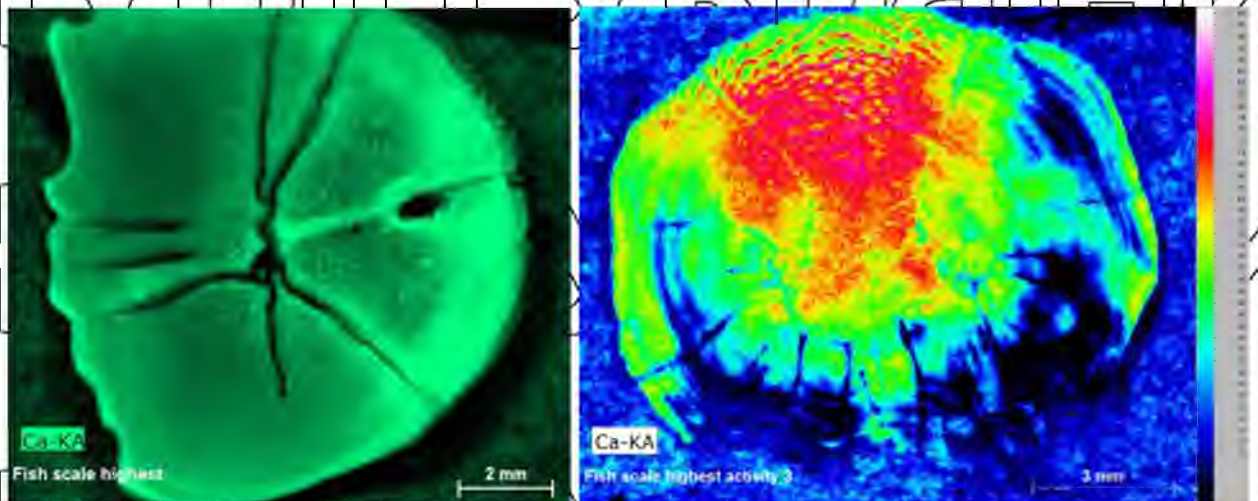


Рис. 3.1. Вміст Ca в лусці риби та його розподіл

Фосфор також досить важливий елемент рибної луски. Він як і кальцій входить до складу мінеральних сполук, які утворюють луску риб. Фосфор є необхідним елементом для багатьох фізіологічних процесів в організмі риб. Цей елемент відіграє важливу роль у забезпеченні життєдіяльності риб. На рис. 3.2 можна побачити розподіл фосфору в лусці, фосфор присутній майже на всій поверхні. Найбільша кількість фосфору міститься по краях луски та біля точки росту.

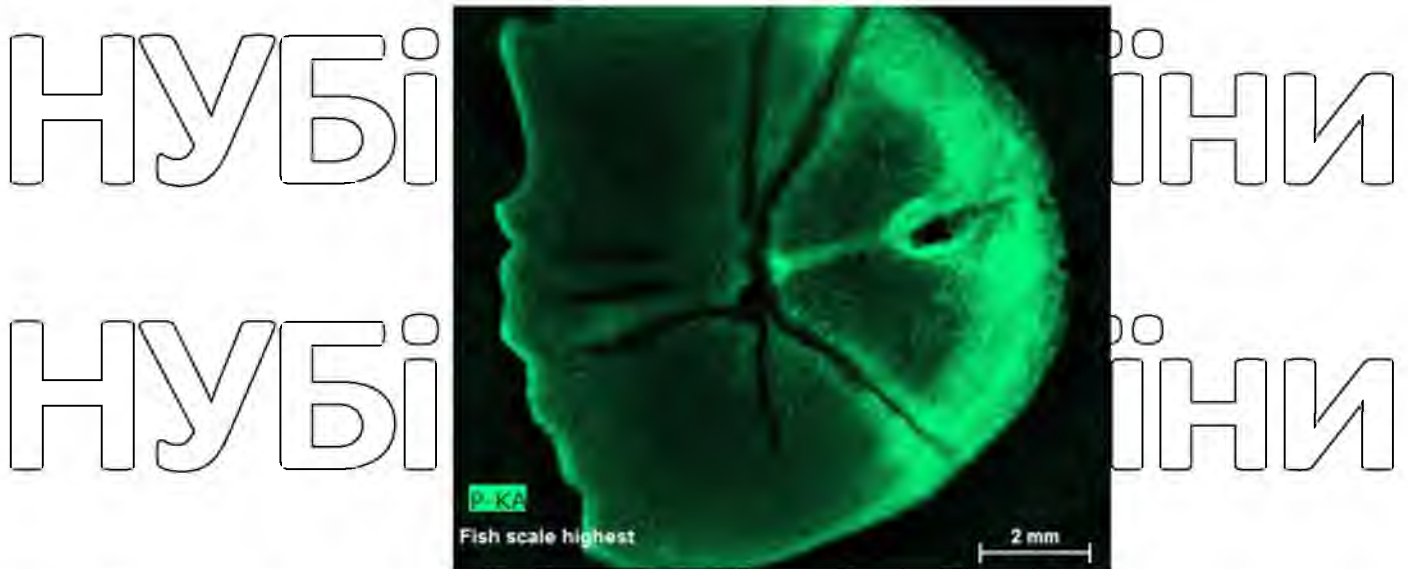


Рис. 3.2. Розподіл фосфору в лусці карася

У лусці також був виявлений такий мікроелемент як цинк (рис. 3.3). Він є важливим мікроелементом для функціонування ферментів та біохімічних процесів в організмі риб. Також цинк може виступати як мікроелемент у харчовому ланцюгу у водних екосистемах та впливати на екологічну трофічну взаємодію

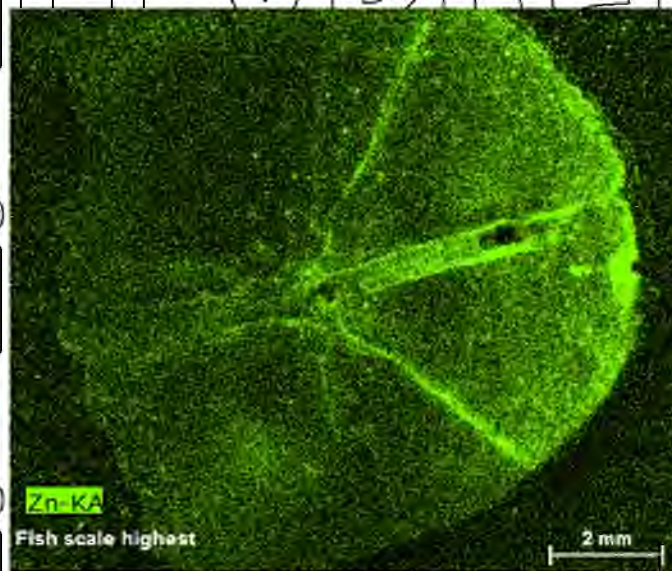


Рис. 3.3. Розподіл цинку в лусці карася сріблястого

На рис. 3.4. зображено розподіл цинку і фосфору у лусці срібного карася, чітко видно, що фосфор як і цинк присутній на всій поверхні луски, але

найбільші концентрації цих елементів саме на зовнішній частині луски та в місці де луска прикріплюється до тіла риби.

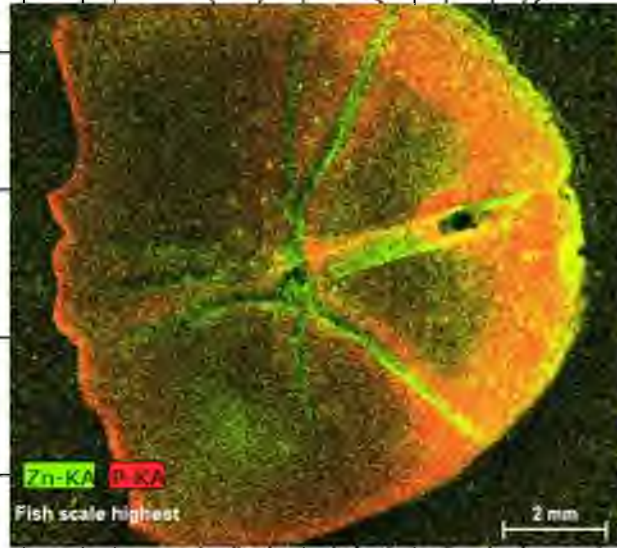


Рис. 3.4. Розподіл та взаємодія двох мікроелементів – P та Zn

Ще одним мікроелементом, що ми фіксували був Cu (рис. 3.5). Мідь є складовою багатьох ферментів в організмі риб, вона важлива для синтезу колагену, що сприяє росту тканин та загоєнню ран. Також мідь є важливим антиоксидантом, цей елемент необхідний для синтезу білків та нуклеїнових кислот, що важливо для росту та розвитку організму риби. Як бачимо з рисунка 3.5, мідь рівномірно розподілена по всій лусці.

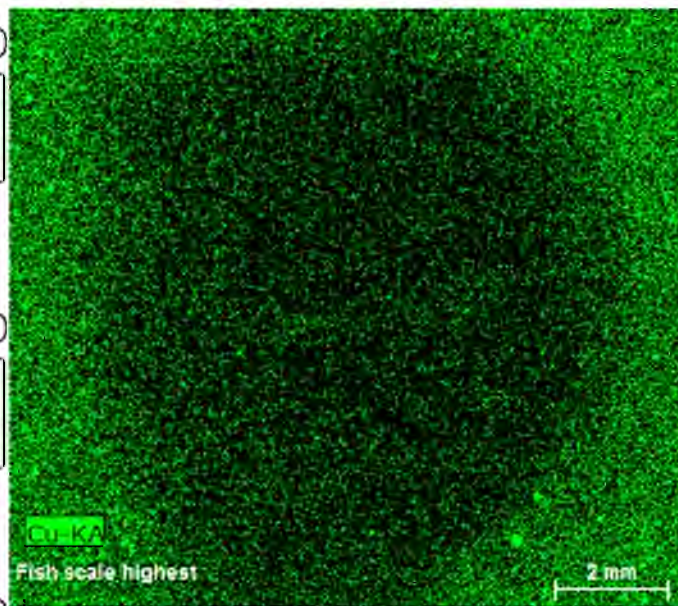


Рис. 3.5. Розподіл міді в лусці

Варто зазначити, що аналіз проводився протягом 12 годин. При дії спектру на зразок протягом більш тривалого часу, результати будуть більш точніші. До прикладу на рис. 3.6. порівняння вмісту кальція у лусці при дії спектру протягом 4 годин і протягом 12 годин.

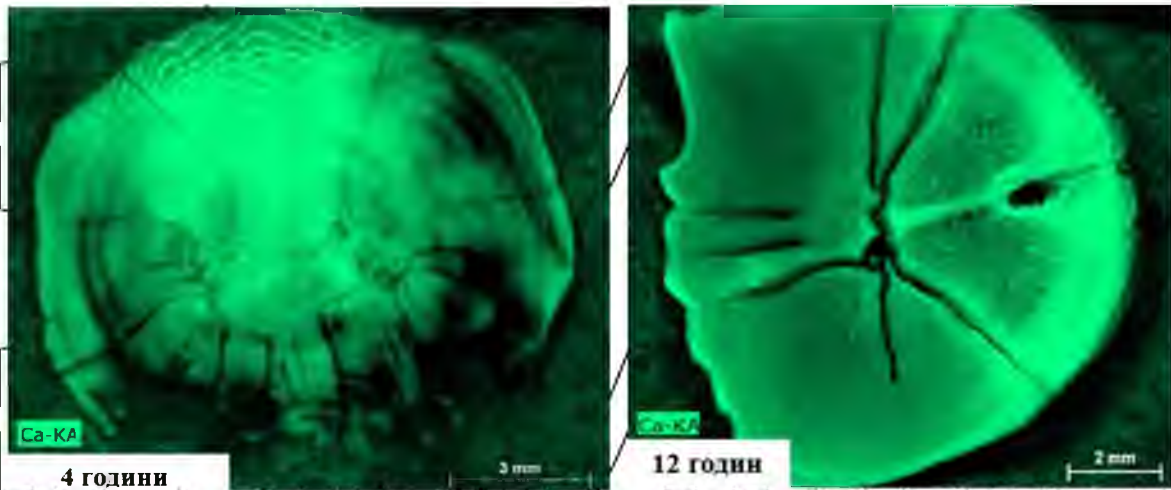


Рис. 3.6. Порівняння вмісту Ca в лусці за різної тривалості набору спектру

Показані результати свідчать, що елементи по різному розподіляються на поверхні луски срібного карася і накопичуються в основному, в тій частині, де відбувається ріст та по краях луски. На всіх зображеннях видно, що найбільша концентрація хімічних елементів у точках росту луски.

Активність накопичення речовин в організмі риби залежить від багатьох факторів навколишнього середовища та біологічних характеристик організму. Розподіл хімічних елементів визначається функціональним станом організму риби, хімічним складом середовища проживання та особливостями трофічного ланцюга.

Аналіз вмісту хімічних елементів у рибі може бути корисним для визначення екологічного стану водних об'єктів. Вивчення процесів накопичення та розподілу хімічних елементів у рибі має важливе значення при аналізі їхньої ролі в екосистемі загалом [45].

3.2 Визначення динаміки накопичення Sr-90 в лусці карася сріблястого

Для дослідження було використано метод авторадіографії, для цього, взяті зразки з риб висушують та прикріплюють на спеціальний папір, обов'язково підписуємо, фотографуємо. Згідно з отриманим фото, можна побачити послідовність накопичення радіонуклідів лускою протягом 7, 14, 29, 35 та 47 днів (рис. 3.7).

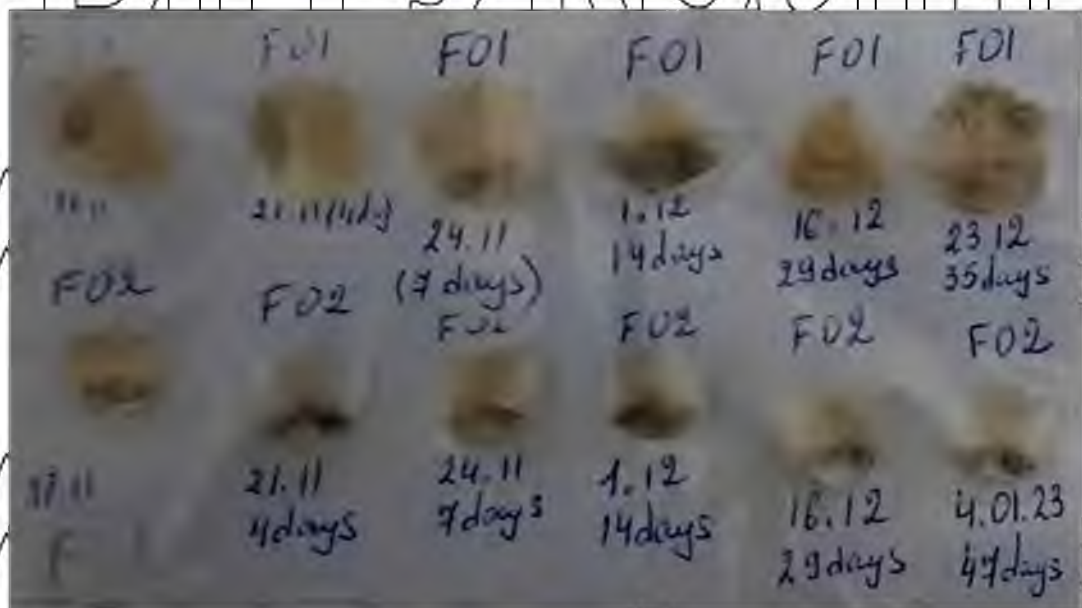


Рис. 3.7. Зразки луски карася сріблястого

У випадку коли середовище де живуть риби короткостроково забруднюється навіть великими активностями радіонуклідів, накопичення цих речовин в організмі та лусці риб буде незначним. Однак, при постійній присутності у середовищі існування риби низьких концентрацій радіонуклідів, у нашому випадку Sr-90 вони можуть відкладатись у різних частинах організму риб [9].

Так як Sr-90 є хімічним аналогом кальцію, він так само як і цей мікроелемент найбільше накопичується у кістковій тканині, лусці, голові та плавниках. При тривалій експозиції навіть низькими концентраціями Sr-90, радіонуклід буде накопичуватись у характерних для цього елемента місцях [18].

Ми утримували рибу в забрудненому радіонуклідами середовищі протягом 47 днів для отримання результатів використали метод авторадіографії.

Далі на 21 добу луску експонували на рентгенівську плівку та після сканування її ми провели аналіз. На рис. 3.8 зображено отримані нами результати.

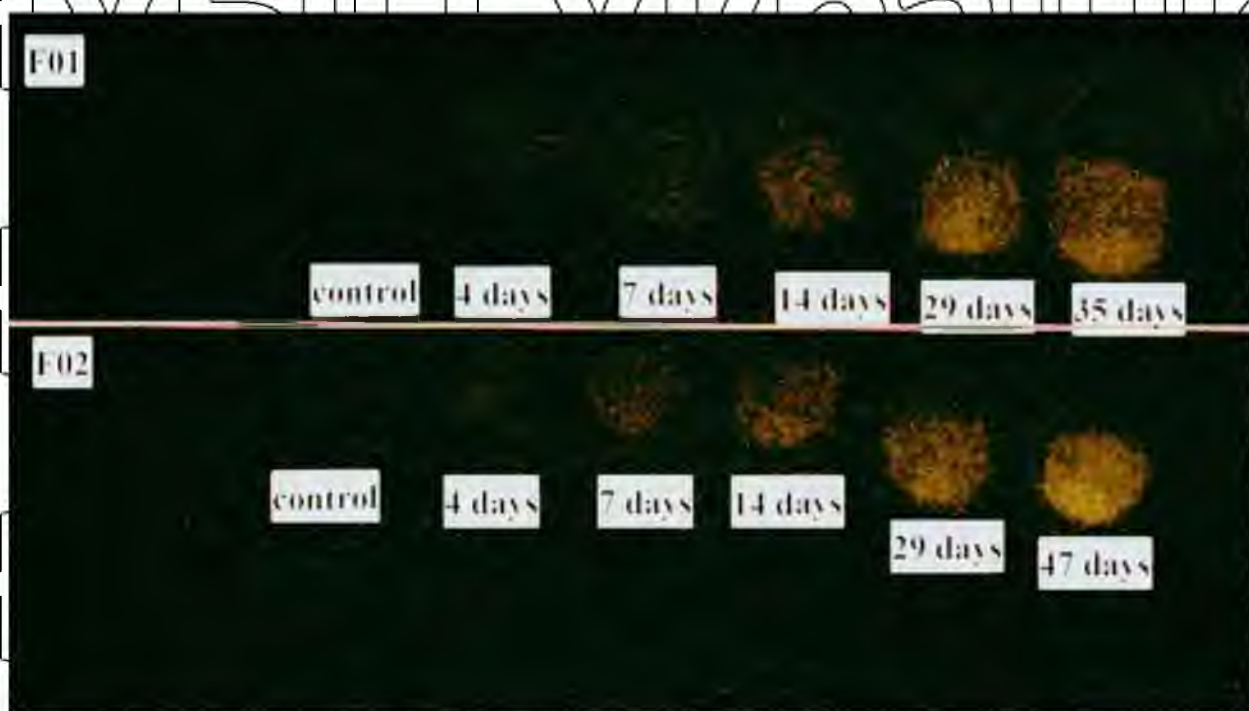


Рис. 3.8. Авторадіографія луски карася сріблястого

На рисунку 3.8 зображено зміна активності Sr-90 в лусці срібного карася з часом. Найвищі рівні Sr-90 виявлені в риби, що перебувала у забрудненому середовищі найдовше – 47 днів. На фото ця луска риби відзначається найбільше. В той же час, найнижчі рівні зафіксовані у лусці риб, що перебували у воді всього 4 дні і при цьому радіонуклід у лусці практично не виявлено. Також варто відмітити, що Sr-90 почав з'являтися в лусці після 7 доби перебування риби, при цьому спочатку він в основному виявляється в точці прикріплення луски до тіла риби (особливо для F02).

Це свідчить про те, що чим довше риби знаходяться у забрудненому радіонуклідами середовищі, тим більша кількість радіонукліда надходить у

луску. Саме тривалість перебування риб у середовищі за наявності Sr-90 є одним з важливих факторів накопичення радіонукліда лускою срібного карася.

Час, за який встановлюється максимальний рівноважна активність Sr-90 в ході даного дослідження встановити не вдалось. За наявності доступного Sr-90 у воді, радіонуклід активно накопичуються в різних частинах організму риб, і чим довший період знаходження риб у забрудненому середовищі, тим вища активність Sr-90 в організмі срібного карася.

3.3. Порівняльний аналіз авторадіографії та елементного аналізу для Ca-Sr

Методом рентгенофлуоресцентного аналізу було проведено визначення Sr в лусці карася сріблястого. Луска була відібрана у риби, яка попередньо була поміщена в озеро Глибоке Чорнобильської зони. Риба жила в спеціальній клітці на дні озера протягом трьох місяців.

Озеро Глибоке розташоване у п'ятикілометровій зоні відчуження Чорнобильської АЕС. Ця водойма вважається однією з найбільш радіоактивно забруднених у Чорнобильській зоні, вона є унікальним місцем для проведення радіологічних досліджень у природних умовах [47, 48].

Відібрану луску ми помістили в аналізатор M4 Tornado для визначення вмісту стронцію в лусці. Спочатку луску було поміщено в аналізатор на 4 години, але за цей час аналізу, Sr не вдалось визначити у нашому зразку. Після того, луску знову було поміщено до аналізатора на 12 годин. За цей час Sr проявився на фрагменті луски у вигляді тонкої лінії посередині (рис. 3.9).

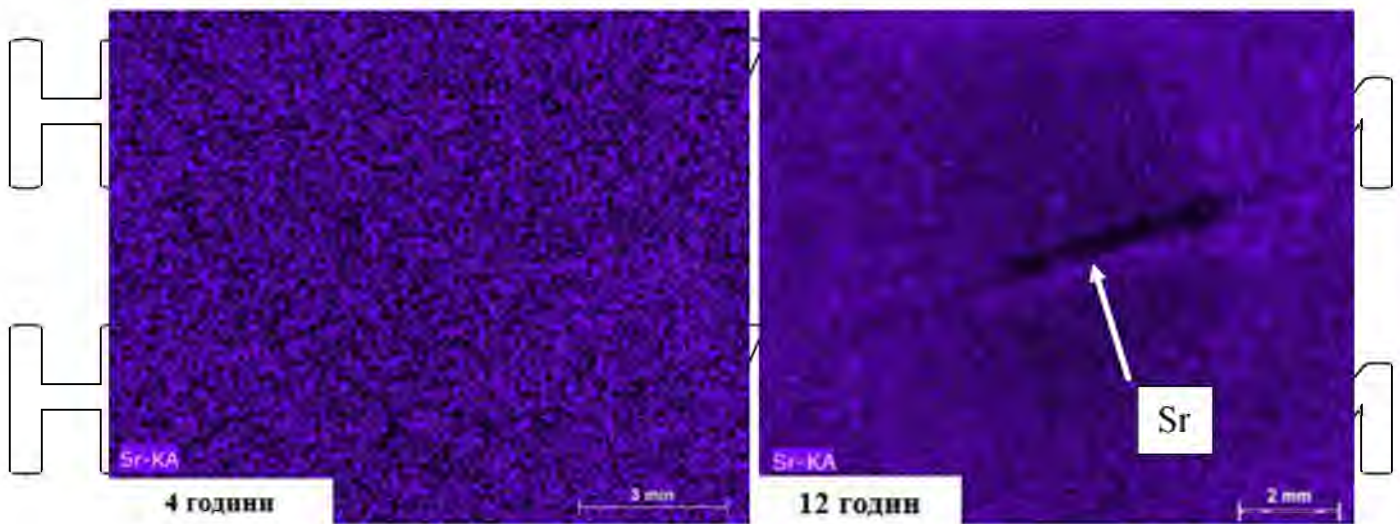


Рис. 3.9. Результати визначення Sr в лусці за різної тривалості вимірювання

Забруднення озера Глибоке радіонуклідами має серйозний вплив на абіотичні та біотичні складові екосистеми. Наприклад, питома активність Sr-90 в рибі цього озера зараз становить кілька десятків кБк/кг при тому, що вміст цього радіонукліду у воді становить від 50 до 100 Бк/л. Через легку біологічну доступність та високу розчинність Sr-90 наразі є домінуючим радіонуклідом в озері [47, 49].

На рис. 3.10 зображено вміст Ca та Sr в лусці карася сріблястого. Чітко видно різницю у кількості елементів у лусці. Ca розміщений по всій поверхні лусочки та концентрується по краях і в зоні росту, тоді як Sr розміщений локально в одному місці.

Відомо, що в озері Глибоке фіксуються наступні концентрації стабільних елементів: Ca - 30 ± 2 мікрограм на літр і Sr - $0,11 \pm 0,04$ мікрограм на літр [47].

Так як Sr є хімічним аналогом Ca, він накопичується за схожою схемою. Але якщо в середовищі проживання риби кальцій присутній в достатній кількості, це сприяє зменшенню накопичення стронцію.

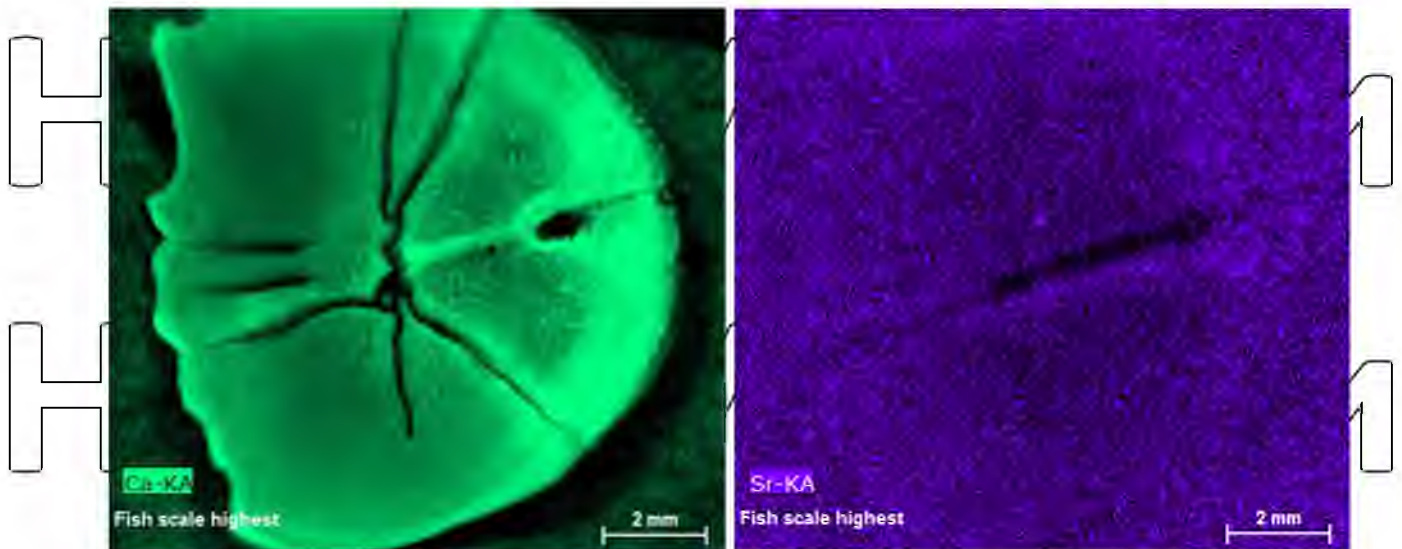


Рис. 3.10. Порівняльний аналіз вмісту Ca та Sr-90 в лусці карася сріблястого

Наявність кальцію в організмі риби може впливати на накопичення стронцію. Якщо кальцію в лусці достатня кількість, це сприяє підтримці рівноваги між цими двома елементами і в результаті зменшує ризик надмірного надходження стронцію.

Якщо у нашому дослідженні порівняти методи авторадіографії та рентгенофлуоресцентного аналізу, потрібно враховувати багато додаткових факторів. Умови проведення експерименту, умови проживання досліджуваних риб, режим їх годівлі, вміст Sr-90 у воді.

Для проведення рентгенофлуоресцентного аналізу була взята «чиста» риба та поміщена в озеро Глибоке Чорнобильської зони відчуження. Тобто, риба жила у природних умовах. Вміст розчиненого Sr-90 в озері Глибокому становить $24,45 \pm 4,89$ Бк/л. При цьому вміст цього радіонукліду в товщі води коливається від декількох десятків до ста і більше Бк/л [50].

Для проведення авторадіографії луски риби також була взята «чиста» риба, цей експеримент проводився від початку і до кінця в лабораторних умовах. Для цього дослідів воду спеціально насичували Sr-90, в результаті питома радіоактивність води становила 200 Бк/л (практично в десять разів вища активність, ніж в озері Глибоке).

Ми припускаємо, що в лабораторних умовах риба акумулювала Sr-90 у великих кількостях, тому що у воді не було природнього Са у достатній кількості. Тоді коли у риби, що жила в озері Глибокому у природніх умовах, як Са так і Sr-90 були присутні у воді.

В лабораторних умовах питома активність Sr-90 у воді була більшою, оскільки вся активність Sr-90 була внесена у формі водного розчину (доступна форма), то інтенсивність та швидкість накопичення Sr-90 в лусці риби була вищою.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

ВИСНОВКИ

1. Водне середовище біосфери відіграє важливу роль у накопиченні та зберіганні природних і штучних радіонуклідів. Sr-90 довгоживучий радіонуклід і його хімічні властивості впливають на його розподіл та мобільність. Більш 90% стронцію при осіданні на дно акумулюється у донних відкладах. Після потрапляння у водойми, Sr-90 може накопичуватись в біологічних системах, зокрема в рибах, які ведуть придонний спосіб життя.

Карась сріблястий за особливостями способу життя, може накопичувати Sr-90 у значних кількостях. Sr-90 нерівномірно розподіляється в організмі риби, основними місцями накопичення є кістки, луска, плавці та голова. Так як Sr є хімічним аналогом Ca, не дивно, що основні накопичувальні структури організму для цих двох елементів є спільними.

2. В ході утримання риби в лабораторних умовах у штучно забрудненому Sr-90 середовищі, було отримано дані про розподіл цього радіонукліду в лусці риб. При збільшенні тривалості перебування риби у забрудненому середовищі Sr-90 активно накопичився в лусці.

Методом авторадіографії було визначено, що тривалість перебування срібного карася, в забрудненому радіонуклідами середовищі має значний вплив на накопичення радіонукліду в організмі. Що довший період знаходження риб у забрудненому Sr-90 середовищі, тим вища активність Sr-90 у лусці. Однак, варто зазначити, що дане дослідження не надає точних даних щодо часу досягнення максимальної рівноважної активності Sr-90.

4. Рентгенофлуоресцентним аналізом було проведено дослідження вмісту мікроелементів у лусці карася сріблястого. В ході дослідження підтверджено наявні дані, що кальцій є переважаючим складовим елементом луски риби. Розподіл цього елементу у лусці є ключовим фактором, що впливає на розподіл Sr-90. Доступність кальцію в середовищі існування риби допомагає запобігти надмірному накопиченню стронцію в її організмі.

5. Крім кальцію на накопичення Sr-90 в організмі риби та її лусці впливають і інші фактори, такі як якість води (кількість макро- та мікроелементів), вміст в ній хімічних сполук, раціон риби, доступна активність радіонукліду, температура води та ін., але всі ці фактори потребують додаткових експериментальних досліджень.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Гудков І. М. Радіобіологія: Підручник для вищих навчальних закладів. Київ: НУБіП України, 2016. 485 с.

2. Поморцева Н. А. Гематологічні показники риб у водоймах з різним рівнем радіонуклідного забруднення: дис. канд. біол. наук: 03.0010. Київ, 2019. 207 с.

3. Дудник С. В., Євтушенко М. Ю. Водна токсикологія: основні теоретичні положення та їхнє практичне застосування: монографія. Київ: Видавництво Українського фітосоціологічного центру, 2013. 97 с.

4. Клименко М. О., Клименко О. М., Клименко Л. В. Радіоекологія: підручник. Рівне: НУЗГП, 2020. 304 с.

5. Радіоекологія: підручник / Шапорєв В. П., Масікевич Ю. Г., Моїсєєв В. Ф. та ін. Чернівці: «Місто» АНТ, 2018. 440 с.

6. Ганнов С. А. Радіоекологічні дослідження: навчальний посібник. Львів: Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2004. 149 с.

7. Кузьменко М. І., Гудков Д. І., Паньков І. В. Радіонукліди та їх екологічне значення у водоймах України. Наукові записки ТПУ, 2001. Т.4. №15. С. 19-21.

8. Романенко В. Д., Гудков Д. І., Кузьменко М. І. Гідробіонти водойм Чорнобильської зони. Світогляд, 2014. №2. С. 37-46

9. Гудков І. М., Гайченко В. А., Кашпаров В. О. Сільськогосподарська радіоекологія: підручник / За редакцією НААН України І. М. Гудкова. Київ: Видавництво Ліра-К, 2017. 268 с.

10. Моніторинг радіоактивних речовин у водоймах та ґрунтах. Uatom.org. URL: <https://www.uation.org/2021/09/28/monitoring-radioaktivnih-rechovin-u-vodojmah-ta-gruntah.html>

11. Peter Saetre, Sara Norden, Sven Keesmann. The biosphere model for radionuclide transport and dose assessment in SR-PSU. Svensk Kärnbränslehantering AB. SKB, 2014. URL: <https://skb.se/publikation/2479791/R-13-46.pdf>

12. Білецька О. Ю. Технології захисту елементів екосистем від впливу малих доз опромінення. 2018. URL: <http://eprints.library.cdeku.edu.ua/id/eprint/1698/>

13. Волкова О. М. Формування радіонуклідного забруднення іхтіофауни прісноводних водойм України: науковий вісник Національного аграрного університету. Київ, 2006. № 102. С. 53-60.

14. Версельчук С. П. Аналіз рівня забруднення ^{137}Cs та ^{90}Sr прісноводної риби та її внесок у формування дози внутрішнього опромінення сільських споживачів: Вісник ДАУ. 2003. № 1. С. 301-306.

15. Михальова М. С., Безносик Ю. О. Дослідження та моделювання роботи біоставків Чорнобильської АЕС. Восточно-Европейский журнал передовых технологий. 2013. № 2711(62). С. 11-14.

16. Гудков І. М., Кашпаров В. О., Паренюк О. Ю. Радіоекологічний моніторинг: навчальний посібник. Київ, 2018. 194 с.

17. Кагрян О. Є., Гудков Д. І., Кірієв В. Г., Кленев В. Г., Беляєв В. В., Юрчук Л. П., Дроздов В. В., Гупало О. О. Динаміка питомої активності ^{90}Sr та ^{137}Cs у представників іхтіофауни водойм Чорнобильської зони відчуження. Ядерна фізика та енергетика. 2021. 22(1). С. 62-73.

18. Экологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и их преодоление: двадцатилетний опыт. МАГАТЭ. Вена. STI/PUB 1239. 2008. 180 с. <https://komekolog.rada.gov.ua/uploads/documents/36575.pdf>

19. Кашпарова О. В. Показники моделювання надходження та виведення ^{90}Sr і ^{137}Cs в організмі риби: дис. д-ра біол. наук. Київ, 2021. 198 с.

20. Ананьева Т. В., Чорна В. Г. Радиобіологія з основами сільськогосподарської радіоекології: посібник. Дніпро/ЛІРА, 2022. 168 с.

21. ICRP. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. ICRP Publication 108, 2008. 242 с. URL: <https://www.icrp.org/publication.asp?id=icrp%20publication%20108>

22. Бондаренко О. В. Біоіндикація рівня забруднення за реакцією асиміляційного апарату *Picea abies* в Інгулецькому районі м. Кривий Ріг, 2023. 42 с.

23. Гриб О. М. Антропогенний вплив на водні екосистеми: конспект лекцій. Одеса. ОДЕКУ, 2018. 194 С.

24. Beresford N. A., Coplestone D. Effects of ionizing radiation on wildlife: what knowledge have we gained between the Chernobyl and Fukushima accidents? Integrated environmental assessment and management. 2011. 7(3). С. 371-373.

25. Friday G. P., Cummins C. L., Schwartzman A. L. Radiological bioconcentration factors for aquatic, terrestrial, and wetland ecosystems at the Savannah River site. Westinghouse Savannah River Co. 1996. URL: https://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:29039350

26. Кузьменко М. І. Радіонуклідна аномалія. Київ: Академперіодика, 2013. 394 с.

27. Ананьєва Т. В., Шаповаленко З. В. Акумуляція радіонуклідів у молоді та дорослих особин сріблястого карася (*Carassius gibelio*) Запорізького водосховища. Біологічні системи, 2017. Вип. 2. С. 226-230.

28. Pöllänen R., Kansanaho A., Toivonen H. Detection and analysis of radioactive particles using autoradiography. Report on task FIN A845 on the Finnish support program to IAEA safeguards. 1996. URL: https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/27/052/27052254.pdf

29. Про затвердження Державних гігієнічних нормативів «Допустимі рівні вмісту радіонуклідів Cs-137 та Sr-90 у продуктах харчування та питній воді». Наказ від 03.05.2006 р. № 256 / Міністерство охорони здоров'я України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0845-06#Text>

30. Павленко П. М., Кашпарова О. В., Левчук С. Є., Гречанюк М. О., Гудков І. М., Кашпаров В. О. Вплив додаткового «чистого» годування на вміст Sr-90 і Cs-137 в карасях сріблястих (*Carassius gibelio*) в Чорнобильській зоні відчуження. Ядерна фізика та енергетика. 2021. 21(3). С. 272-283.

31. Опанасенко М. А. Стан та аспекти вирощування риби в умовах радіоактивного забруднення територій. 2015. URL: <http://188.190.43.194:7930/ispi/bitstream/123456789/3602/1/%D0%A1%D0%A2-15-100-102.pdf>

32. ДСанПін 2.2.4-171-10 Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною: від 01.07.2010. № 452/177. URL: https://dbn.cc.ua/load/normativy/sanpin/dsanpin_2_2_4_171_10/25-1-0-1180

33. Про введення в дію Державних гігієнічних нормативів «Норми радіаційної безпеки України: Постанова від 01.12.97. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0062282-97#Text>

34. Гречанск М. О., Кашпарова О. В., Лавленко П. М., Левчук С. Є., Максим В. І., Кашпаров В. О. Графічно допустимі концентрації радіонуклідів у водоймах. Наукові доповіді НУБіП України. № 99(5). 2022. С. 1-11.

35. Кравців Р. Й., Салата В. З., Іванюк Н. Т. Вплив радіонуклідів на прісноводних риб після чорнобильської аварії. НАУКНИК, 2007. 82 с.

36. Карась: опис риби, місця проживання. URL: <https://pro-fish.com.ua/143-karas-opis-ribi-mistsya-prozhivannya-sposib-zhittva-i-sposib-lovu.html>

37. Краснощорова А. П., Южно Г. Д. Лабораторний практикум. Основи радіометрії та радіоекотології: методичні вказівки до лабораторних робіт для студентів хімічного факультету. Харків: ХНУ ім. В. Н. Каразіна, 2017. 106 с.

38. The CR specialists HD-CR/ CR 35 NDT computed radiography systems. URL: https://www.duerr-ndt.com/files/downloads/hd-cr_35_ndt/literature/WPRO100018_HD-CR_35_NDT_EN.pdf

39. Керівництво з монтажу та експлуатації HD-CR 35 NDT plus. URL: https://www.duerr-ndt.com/files/downloads/hd-cr_35_ndt/manual/9000-608-130_2206V004_ru.pdf

40. Бедіков К. М., Юрченко О. І. Рентгенофлуоресцентний аналіз: навчальний посібник. Харків, 2012. 52 с.

41. Energy Dispersive X-ray Fluorescence (ED-XRF). URL:

<https://www.horiba.com/nt/scientific/technologies/energy-dispersive-x-ray-fluorescence-ed-xrf/xrf-articles/>

42. Operation of the Bruker M4 Tornado X-ray Fluorescence Spectrometer.

URL: [https://bpb-us-](https://bpb-us-w2.wpmucdn.com/sites.gatech.edu/dist/5/361/files/2022/09/Bruker-M4-Tornado-SOP-Final.pdf)

[w2.wpmucdn.com/sites.gatech.edu/dist/5/361/files/2022/09/Bruker-M4-Tornado-SOP-Final.pdf](https://bpb-us-w2.wpmucdn.com/sites.gatech.edu/dist/5/361/files/2022/09/Bruker-M4-Tornado-SOP-Final.pdf)

43. Micro X-ray Fluorescence (μ XRF) URL: [https://www.xos.com/Micro-](https://www.xos.com/Micro-XRF)

[XRF](https://www.xos.com/Micro-XRF)

44. Multivariate statistical analysis of Micro-XRF spectral images from a Bruker M4 Tornado system. Sandia National Lab.(SNL-NM), Albuquerque, NM (United States), 2011.

45. Yoshitomi, T., Iida, A., Nakayasu, C., Okamoto, N., & Ikeda, Y. Changes in the distribution of chemical elements in regenerating scales of carp, *Cyprinus carpio*, studied by SRXRF imaging. *Zoological science*. 1997. 14(1), 105-108.

46. Кішно В. О., Поліщук С. В., Гудков І. М. Основи радіобіології та радіоекології: Навчальний посібник. Київ: Хай-Тек Прес, 2007. 320 с.

47. Гречанюк М. О., Кашпарова О. В., Павленко П. М., Левчук С. Є., Максим В. І., Кашпаров В. О. Радіоактивне забруднення і дози внутрішнього опромінення риби в озере Глибоке Чорнобильської зони відчуження. Наукові доповіді НУБіП України, 3(97). 2022.

48. Рудик-Леуська Н. Я., Хижняк М. І., Герасименко О. О. Вплив радіоактивного забруднення на іхтіофауну озера Глибокого. In the 6th International scientific and practical conference «Modern directions of scientific research development». BoScience Publisher, Chicago, USA, 2021. P 53.

49. Каглян О. Є., Гудков І. Д., Кленус В. П., Кузьменко М. І., Широка З. О., Ткаченко В. О., Мельник М. К., Поморцева Н. А., Юрчук Л. П., Назаров О.

Б. Сучасне радіонуклідне забруднення прісноводних риб України. Доповіді Національної академії наук України, 12. 2011. С. 164-170.

50. Каглян О. Є., Гудков І. Д., Кленус В. Г., Широка З. О., Беляєв В.
Забруднення радіонуклідами представників іхтіофауни озера Азбучин та
інших водойм зони відчуження Чорнобильської АЕС / Вісник Львів. Вип. 42.
С. 214-220.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України