

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І
ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

Факультет тваринництва та водних біоресурсів

УДК 639.2.053.1:546.79:639.21:597.551.2

ПОГОДЖЕНО

Декан факультету тваринництва та
водних біоресурсів

ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ

В.о. завідувача кафедри
гідробіології та іхтіології

Кононенко Р.В.

Рудик-Леуська Н.Я.

«

2021 р.

»

2021 р.

МАГІСТЕРСЬКА РОБОТА

на тему: «Вплив температури води на виведення радіонуклідів з
організму срібного карася в акваріальних умовах»

Спеціальність 207 «Водні біоресурси та аквакультура»

(шифр і назва)

Освітня програма Магістр 2-го року

(назва)

Магістерська програма «Охорона гідробіоресурсів»

(назва)

Орієнтація освітньої програми Освітньо-наукова

(освітньо-професійна або освітньо-наукова)

Керівник магістерської роботи

к.б.н., доцент,

К.С.-Г.Н.

(підпис)

Н. Рудик-Леуська

Виконав

(підпис)

А. Мазуркевич

Київ – 2021

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І
ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

Факультет тваринництва та водних біоресурсів

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри гідробіології та
іхтіології

к.б.н., доцент Шевченко П.Т.

(підпис)

2020 р.

ЗАВДАННЯ

ДО ВИКОНАННЯ МАГІСТЕРСЬКОЇ РОБОТИ СТУДЕНТКИ

Мазуркевич Анастасії Валеріївни

Спеціальність 207 - «Водні біоресурси та аквакультура»
(цифр і назва)

Спеціалізація виробнича
(виробнича, дослідницька)

Магістерська програма «Охорона гідробіоресурсів»
(назва)

Програма підготовки Освітньо-наукова
(назва)

Тема кваліфікаційної магістерської роботи: «Вплив температури води на
виведення радіонуклідів з організму срібного карася в акваріальних
умовах».

затверджена наказом ректора НУБіП України від “13” листопада 2020 р.
№ 1784/«С».

Термін подання завершеної роботи на кафедру - 22 листопада 2021 р.

Вихідні дані до магістерської роботи

1. Об'єкт дослідження – сріблястий карась.
2. Предмет дослідження – експеримент вимірювання динаміки кількості вмісту цезію у риби за температур води 5 ± 1 та 22 ± 1 °C
3. Перелік питань, що підлягають дослідженню:
- накопичення цезію та стронцію в організмі риби;

- визначення швидкості виведення радіонуклідів з організму риби;
- вплив факторів водосередовища на формування вмісту радіоактивного цезію,
- вплив температури води на виведення радіонуклідів з організму срібного карася.

Перелік питань, що підлягають дослідженню:

1. Теоретична частина:

- аналіз літературних джерел стосовно обраної теми магістерської роботи.
- методи наукових досліджень.

2. Результати дослідження:

- характеристика акваріума,
- аналіз результатів наукових експериментів в акваріумі,
- економічна ефективність.

Перелік графічного матеріалу:

4.1. Фотографії і рисунки: фотографії та рисунки по темі магістерської роботи.

4.2. Таблиці з результатами дослідження.

4.3. Презентація доповіді за темою випускної роботи у Microsoft Power Point

Дата видачі завдання

30 листопада 2020 р.

Керівник магістерської роботи _____ Н. РУДИК-ЛЕУСЬКА

Завдання прийняв до виконання _____ А. МАВУРКЕВИЧ

ЗМІСТ

ВСТУП	7
РЕФЕРАТ	7
1. ПРОЦЕСИ НАКОПИЧЕННЯ ТА ВИВЕДЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ У РИБ	8
1.1 Вплив факторів навколишнього середовища на обмін радіонуклідів у риб	8
1.2 Рівні накопичення ^{137}Cs в різних видів риб водойми охолоджувача Чорнобильської атомної електростанції	14
1.3. Експериментальне визначення швидкості виведення цезію у різних за масою риб	16
1.4. Вплив фізико-хімічних факторів водного середовища на формування вмісту радіоактивного цезію в риб	19
1.5. Моделювання радіонуклідного забруднення риб	20
2. МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ	23
3. РЕЗУЛЬТАТИ ВЛАСНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ	29
3.1. Характеристика акваріума	29
3.2. Характеристика науково-дослідного інституту сільськогосподарської радіології	30
3.3. Аналіз проведення наукових досліджень	32
4. ЕКОНОМІЧНА ЕФЕКТИВНІСТЬ	41
ВИСНОВКИ МАГІСТЕРСЬКОЇ РОБОТИ	42
СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ	45
ДОДАТКИ	49

ВСТУП

Срібний карась (*Carassius gibelio*), перестає споживати їжу за температури води нижче 8 – 10 °С. Щоб розібратися у швидкості виведення ^{137}Cs із організму карасів масою 8 – 10 г за різної температури води (5 та 22 °С) та певного режиму годування була проведена низка акваріумних експериментів. Етапи виведення активності радіоактивного цезію із карасів за температури води 5 °С і без годування риби ($T_1 / 2 = 434 \pm 163$ добу) було у 5,6 разів вище, ніж за температури води 22 °С ($T_1 / 2 = 79 \pm 4$ діб) під час використання різновидів корму. Динаміка зменшення активності цезію у організмі риби за температури води 22 °С була однаковою для всіх типів корму, але швидкість зниження питомої активності радіоактивного цезію у м'язовій тканині екземплярів розрізнялася у 1,9 рази крізь різну динаміку наростання маси рибою у продовж експерименту.

Основним завданням радіології є захист навколишнього середовища від радіації. Тому важливо знати динамічність і рівні радіоактивного забруднення різних груп організмів та дози їх опромінення, і вплив іонізуючого випромінювання, додаючи водні об'єкти, котрі знаходяться у різному радіоекологічному стані.

Територія на Чорнобильській атомній електростанції (ЧЗВ) розкриває багато різних рівнів радіоактивного забруднення та фізико-хімічні радіоактивні випадання різних видів елементів, що спричиняє нерівний розподіл та перерозподіл радіоактивних ізотопів у середовищі.

Під час радіаційних та ядерних аварій елементи, які забруднюють все навколишнє середовище і несуть загрозу всій екосистемі Цезій та стронцій є довго існуючими радіоактивними ізотопами, які забруднюють поверхневі води. Визначати вплив цих ізотопів на водні середовища потрібно досить довго часу. Радіоактивні елементи можуть попасти до організму всього живого із відкритих водойм з питною водою, до людей від об'єктів аквакультури. Вже після аварії на Чорнобильській АЕС можемо сказати, що

забруднення риб радіоактивними ізотопами цезію на даний час вищі за норми. Після того, як гідробіонти потрапляють до забруднених вод, виведення та накопичення цезію та стронцію у органах та тканинах риб можуть досить сильно відрізнятись.

Щоб визначити вміст радіоактивних ізотопів у організмі водних мешканців необхідно знати доз внутрішнього опромінення щоб захиститися від радіації.

Метою цієї роботи є швидкості виведення радіоактивного із організму карася сріблястого під час різних температур води. Тому для цього в експерименті вимірювали динаміку кількості вмісту цезію у риб за температур води 5 ± 1 та 22 ± 1 °С в акваріумі.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

РЕФЕРАТ

НУБІП України

Дипломна магістерська робота на тему «Вплив температури води на виведення радіонуклідів з організму срібного карася в акваріальних умовах»

виконана на 59 аркушах комп'ютерного тексту, включає 8 рисунків і 6 таблиць. Текст роботи складається із вступу, огляду літератури за темою розробки, матеріалів і методів дослідження, чотирьох розділів, висновків, 39 літературних джерел та 22 додатків.

Мета роботи – визначення швидкості виведення радіоактивного цезію із організму карася сріблястого під час різних температур води у акваріальних умовах.

Завдання: дослідити накопичення цезію та стронцію в організмі риб; визначити швидкості виведення радіонуклідів з організму риб; вивчити вплив факторів водоему на формування вмісту радіоактивного цезію; дослідити вплив температури води на виведення радіонуклідів з організму срібного карася.

Об'єкт дослідження – сріблястий карась.

Предмет дослідження – експеримент вимірювання динаміки кількості вмісту цезію у риб за температур води 5 ± 1 та 22 ± 1 °C в акваріумі.

При виконанні роботи було використано сучасні методи досліджень – рівні накопичення цезію та швидкість виведення цезію.

Ключові слова: *сріблястий карась, акваріум, радіонукліди, цезій, радіоактивні ізотопи, прибуток, рентабельність.*

НУБІП України

НУБІП України

РОЗДІЛ 1

ПРОЦЕСИ НАКОПИЧЕННЯ ТА ВИВЕДЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ У РИБ

1.1 Вплив факторів навколишнього середовища на обмін

радіонуклідів у риб

Коли забруднюється навколишнє середовище шкідливими радіонуклідами, їх періоди напіврозпаду різняться у декілька порядків із різним хімічним складом, формується динаміка ситуацій, яку, як найкраще характеризує процентний розподіл радіонуклідів в компонентах водного середовища. Досліди показують, на те, що найбільше забруднення відбувається радіоактивним стронцієм та цезієм, які досягають кількох десятків відсотків, у той час, коли у скиді їх частка не перевищує кількох відсотків.

Велика увага приділяється ^{137}Cs і ^{90}Sr пояснюється тим, що, розпадаються ці елементи близько 30 років, що означає їх довге перебування в біосфері та, на відміну від багатьох інших продуктів розпаду, біохімічна роль їх не досить повністю вивчена, ізотопи стронцію і цезію не виконують самостійних біохімічних функцій та мають участь в метаболізмі досить значущих мінеральних елементів – кальцію і калію [12].

З фізичної точки огляду зацікавленість до цих радіонуклідів виявляється в тому, що функція щільності імовірності утворення радіоактивних ізоотопів при розпаді Pu і U має максимум до кількох відсотків у області елементів ^{137}Cs і ^{90}Sr вважаються більше стабільними між тих, які утворюються під час розпаду елементів. Найбільше велику увагу радіоекотологів привернув такий факт, що рівні накопичення радіоактивних елементів рибами в водоймах одного регіону відрізняються у десятки разів. Проста – лінійна залежність накопичення цезію рибами у концентрації даного радіонукліда в водоймі одержали італійські дослідники під час прикладів чотирьох озер. Радіоактивність цезію риб певних озер становила від 8 до 600 бекерель на

кілограм, із максимальною дією і через три роки, із зменшенням у 3,5–5 разів. Протягом того часу щільність атмосферних надходжень зменшилась в 22 рази. Дуже високі концентрації радіоактивних нуклідів спостерігалися у озері із найменшою концентрацією калію в воді.

Під час проведення дослідів встановили те, що рівень накопичення цезію рибами зв'язаний із трофічністю озер. В оліготрофних озерах концентрація цезію у тілі рибин була в 30 разів збільшена, ніж у евтрофних озерах. Тоді спостерігалась зворотна залежність питомої активності цезію в риб під час концентрації іонів калію в воді. Ефективність рівнів трофічності дуже мало

проявляється у озері із найбільшою концентрацією калію в воді. Через значне зменшення вмісту радіоактивного цезію в риб досліджуваних озер можна скласти такий ряд:

Окунь > щучка > миньок > плотва > сиг

Концентрація цезію в окуня досягала 766 Бекерель на кілограм, в щучки – 500 Бекерель на кілограм. У нього були дуже високі коливання активності цезію і стронцію, нижча межа вмісту радіоактивних ізотопів майже збіглася із межею активності в рибин найнижчого трофічного рівня [14].

Під час проведеного дослідження великої кількості озер на північному заході було отримано такі ж подібні результати. Розбіжність полягала через те, що радіоактивність окуня сягала у 1,6 разів вищою, а у щучки та плотви радіоактивність була у 2–2,8 разів нижча. Радіоактивність зменшувалась ось так, як в цьому рядку:

Окунь > щучка > короп > плотва > пелядь

Т.М. Антоненко досліджувала міграцію цезію в водоймах зони степу, спостерігала за збільшенням коефіцієнтів накопичення із значним зменшенням концентрації загальної кількості іонів калію і натрію.

Коефіцієнти накопичення збільшувалися починаючи із ляща і окулчика, в яких він не дуже відрізняється, і потім до щучки, коли радіоактивність її була 6 Бк/кг.

Концентрація К в водоймі змінювалась від 0,18 мг/л у слабо мінералізованих озерах Північної Європи і Полісея до 385 мг/л у всьому світовому океані, але концентрація К у тілі морських і прісноводних риб однакова та складає $3,7 \pm 0,1$ г/кг (коефіцієнт варіації 9,7%). Ці значення концентрації К характерні для хребтних тварин, які відображають високий ступінь розвитку регулюючих систем в тих тварин. У той самий час всі види риб по-різному накопичують ^{137}Cs [15].

Проведений Д.Г. Флейшманом розбір даних, про залежність питомої радіоактивності цезію в риб за концентрацій К в воді звів до розбіжних результатів. Ефект прослідковувався для форелі із водойм британських островів, окуня із озер Фінляндії і для великоротого окуня, із озер штату Мічиган та не прослідковувався для форелі із 50 гірських озер штату Колорадо, де було виявлено залежність вмісту стронцію в риб через концентрацію калію в воді. Різними були й результати досліджень, проведених під керівництвом Д.Г. Флейшмана. У результаті цього встановлено, що кількість цезію в рибі пов'язана із концентрацією калію в воді та описується рівнянням:

$$[^{137}\text{Cs}]_k = b [K]_k [^{137}\text{Cs}]_y / [K]_y, \quad (1.1)$$

де $[^{137}\text{Cs}]_k$, $[K]_k$ – концентрація ^{137}Cs і калію в рибі, $[^{137}\text{Cs}]_y$, $[K]_y$ – концентрація в воді, b – коефіцієнт дискримінації цезію з відношення до калію [18].

Досить цікавими були дослідження відносно встановлених шляхів надходження цезію до організму риб, які проводились на прикладі нерки, яка мігрує із морів в прісні водойми на нерест. Під час переходу із морської води в прісну воду шлунково-кишковий тракт нерки виключається із досить активного обміну речовин, бо змінюється тип осморегуляції. В прісній воді риби припиняють пити воду і живлення. Тому поглинання речовин із оточуючого середовища може проходити тільки через покриття тіла і зябер. Співвідношення цезію у організмі нерки, яка прийшла на нерест, після двох із половиною місяців перебування у прісній воді залишалося "морським".

Якщо б мало місце обміну цезію та рибою озерною водою, тоді співвідношення радіоактивного і стабільного цезію наближалось до озерного, як в риб певного виду, які постійно існують у озері Дальському.

Подібні дані були отримані під час дослідження невської міноги. В тварин, які живуть в р. Нева, більше ніж півроку зберігалось "морське" ізотопне співвідношення цезію, яке було приблизно у 6 разів нижче, ніж в невській водоймі. Через це Д.П. Флейшман вважає, що ізотопи ^{137}Cs прибувають у організм риб із кормом, а можливе надходження ^{137}Cs із водою не перевищує

1% більше, як за 2 місяці. Величина 1% обумовлена неточністю визначення ізотопного співвідношення ^{137}Cs .

І.А. Шеханова вважає, що ефект трофічних ланцюгів для цезію та стронцію інверсний. Можна з'ясувати із аспекту засвоєння різноманітних кормів, оскільки цезій концентрується у м'яких тканинах, тоді яка стронцій в

кістках. А.І. Ільєнко, опановуючи коефіцієнти переходу радіонуклідів із кормової грудки до організму риб, встановила, що в мирних риб коефіцієнт переходу для стронцію >1 , а для цезію <1 , а для хижих риб – коефіцієнти переходу цих двох радіонуклідів >1 . Підтвердженням того, що цезій

надходить із кормом, також може бути спостереження, відповідно до якого, через те, що в щулки у кінці літа проходить заміна зубів вона майже не живиться кормом, коефіцієнт накопичення зменшується, але у період поїдання їжі щеля чересту (травень – початок червня) – підвищується.

Зниження інтенсивності обміну радіонуклідів між організмом і середовищем взимку в прісноводних риб пов'язане з зниженням споживання їжі, аж до припинення, а також з зниженням температури. Розбіжності у рівнях цезію і стронцію в тілі риб пов'язані із концентрацією калію і з загальною мінералізацією води, інакше кажучи, із збільшенням накопичення мінералізації води зменшується вміст цезію і стронцію в риб. Мінералізація води збільшується із півночі на південь, в тому ж напрямку зменшується радіоактивність риб.

При всіх різноманітних абіотичних і біотичних компонентів різноманітних типів водних екосистем неможливо дослідити всі фактори впливу на обмін радіонуклідів тільки на природних об'єктах, причин для цього є багато: неможливе виділення домінуючого фактора, дуже низькі активності радіонуклідів, різні види риб і різний харчовий раціон, тривалість робіт та широка варіабельність хімічного складу природних вод. Лабораторні роботи дають можливість оминати перераховані труднощі, і значно розширити наші знання.

Під час експериментальних дослідження було доведено, що накопичення ^{137}Cs в м'яких тканинах риб сягає рівноважного значення через 3–4 місяці після переведення риб в радіоактивне середовище. Під час переведення об'єкта дослідження у радіоактивному середовищі обстежують зміни коефіцієнтів накопичення радіонуклідів відносно середовища існування, при цьому ^{137}Cs , що надходив із кормом, засвоюється рибою цілком повністю.

А.Г. Пакуло відзначив, що рівні накопичення ^{137}Cs рибою залежать від концентрації калію і від загальної мінералізації води. Виходячи із цього, він досліджував вплив іонів натрію і магнію на накопичення ^{137}Cs у одноліток коропа. Результати досліджень показали, що хлориди натрію і магнію зменшують коефіцієнт накопичення ^{137}Cs відносно контролю у 3–4 рази. У акваріумах, в які вносилися натрій та калій, в вигляді NaHCO_3 і MgSO_4 , коефіцієнти накопичення не відрізнялись від контролю. Механізм дії хлоридів на процес накопичення ^{137}Cs в риб пояснюється досить високою хімічною активністю хлоридів, котрі вступають в зв'язок із цезієм, внаслідок цього виникають завади надходження ^{137}Cs у тканини риб. Так як хлориди відіграють важливу роль у обміні речовин, тоді збільшення їхнього вмісту має вплив на обмінні процеси, внаслідок цього збільшується виведення радіонукліда із організму риб [20].

Дослідження на прикладі акваріумної рибки *Lebistes reticulatus* В.Г. Куликова і інші вивчали накопичення і виведення ^{137}Cs і ^{90}Sr у залежності від етапів і віку. Якщо накопичення ^{90}Sr не залежало від етапів і віку, тоді

накопичення ^{137}Cs залежало від статі, і фізичного стану риб. Протягом окремого утримання риб накопичення ^{137}Cs в самців було вищим, ніж в самок. Але при спільному утриманні ці розбіжності зникали. Виведення ^{137}Cs ще залежало від статі фізичного стану. Коли окремо утримували самиць, тоді виводилось 27% цезію із періодом напіввиведення 14 діб, а 72% – із періодом 76 діб, в самців 33% виводилось із періодом 24 доби, а 68% – 76 діб.

Протягом спільного утримання самців і самиць швидкість виведення цезію в двох статевих групах збільшувалась, на думку певних авторів, за рахунок інтенсифікації обмінних процесів в період нересту і формування ікри. В.Г. Куликов, та М.В. Молчанова розглядають нерест як спосіб самоочищення організму риб від кількості радіонуклідів, внаслідок цього виводиться близько 16% ^{137}Cs , накопиченого у організмі [23].

А.С. Катков досліджував залежність накопичення великої групи радіонуклідів рибами від температури навколишнього середовища (0;18;23; і 27°C). Для усієї групи досліджуваних радіонуклідів із вірогідністю 95% умовний коефіцієнт накопичення залежав від температури води (0–30 °C):

$$A = K_H / K_0 - \exp(0,0835t). \quad (1.2)$$

де K_H і K_0 , – коефіцієнти накопичення при температурі 0°C і t градусів.

Ці дані добре узгоджуються із положенням, згідно якого при зміні температури на 10 градусів інтенсивність обміну змінюється у 2–3 рази. На прикладі *Salmo trutta* досліджували залежність швидкості виведення ^{137}Cs від маси риби і температури води. Період напіввиведення (T_b) описувався рівнянням:

$$T_b = 280W_0^{0,175} \exp(-0,107t), \quad (1.3)$$

де W – маса в грамах, t – температура в градусах Цельсія. Маса риби складала від 12 до 496 грамів, вік до двох років. Такий вид залежності відображає зміну процесів метаболізму в організмі риби під час її росту.

При вивченні обміну радіонуклідів у форелі отримали таку залежність :

$$T_b = 20W_0^{0,293} \exp(-0,018t). \quad (1.4)$$

Аналогічна залежність була отримана на прикладі вухастого окуня, який живе в річкових та озernih екосистемах Північної Америки:

$$E = f(t) W - 0,111 \exp(-0,093T), \quad (1.5)$$

де E – виведення ^{137}Cs за добу, $f(t)$ – функція залежності від часу. При цьому також була відмічена залежність радіоактивності риб від їхнього віку.

О.Л.Зарубін в перший рік після аварії пояснює більш високі рівні накопичення у риб теплої лілянки водойми-охолоджувача ЧАЕС та часовий зсув в процесах накопичення різницею температур 7–14 градусів між точками відбору [25].

Дослідники досліджували обмін ^{137}Cs в коропових видів риб при різних концентраціях калію в воді та різній температурі води, встановили, що при 20°C рівноважні коефіцієнти накопичення описуються таким рівнянням:

$$K_n - 229[K +] - 0,45r^2 = 0,96, \quad (1.6)$$

де $K +$ – концентрація калію, мг/л.

Довели, що для риб масою 1,57 – 14,9 т великою мірою зниження температури впливає, ніж зменшення концентрацій калію збільшення Т_в.

Тому велика кількість досліджень в основному були спрямовані на особливості накопичення радіонуклідів рибами у різних умовах існування та у меншій мірі досліджувалися процеси, пов'язані із виведенням радіонуклідів із організму риб і впливом факторів навколишнього середовища на всі ці процеси.

1.2. Рівні накопичення ^{137}Cs в різних видів риб водойми-охолоджувача

Чорнобильської атомної електростанції

В проміжку часу до аварії постійні радіоекологічні дослідження здійснювалися на водоймі-охолоджувача атомної електростанції та меншою мірою дослідження сусідніх акваторій р. Прип'ять і Київського водосховища.

Підкреслимо, що у період до аварії у 1977–1985 рр., рівні вмісту радіоактивних елементів у населення водойм мали великі коливання, що виясняється особливостями потрапляння радіоактивних ізотопів у водне середовище внаслідок масштабного випадку і функціонування станції.

Зауважимо, що накопичення радіоактивних нуклідів до екологічних умов і біологічних властивостей розвитку водних мешканців на протязі вегетаційного періоду та в довгочасному аспекті.

До того, як відбулась аварія на атомній електростанції в водних мешканців водойми-охолоджувача, видимі були, радіоактивний ^{137}Cs та ^{90}Sr і активовані продукти, ^{60}Co та ^{51}Cr , ^{59}Fe та ^{65}Zn із концентрацією 10^0 – 10^1 бекерель на кілограм. В інших випадках на розташованих поряд до атомної електростанції площах водного середовища у пробах більш вищої водяної рослинності та нитчатки, виявили радіоактивні елементи такі, як ніобій та цирконій, рутеній та церій з такою концентрацією – до 10 бекерель на кілограм [24].

А вже після аварії, яка відбулася на четвертому блоці реактора в 1986 р. відбувся масштабний виверження радіоактивних речовин в екосистему, водне середовище зараженої зони дуже сильно отримало масштабного забруднення радіонуклідами. У кінці квітня та травня 1986 р. загальна радіоактивність водних мешканців у водоймах-охолоджувачах була такою 10^2 – 10^3 разів та в більшості випадків визначалася з коротким існуванням радіоактивних ізотопів: йоду та барію, селену та родію. А вже в кінці 1986 р. в водоймах-охолоджувачах атомної електростанції радіоактивність радіонуклідів певних рослин була в межах 80 – 1000 бекерель на кілограм у мошків 0,4–250 бекерель на кілограм та у риб до 530 бекерель на кілограм.

Тришки згодом під час розпаду, роль радіоактивних елементів з коротким існуванням почала зменшуватись, а велике значення у забрудненні радіонуклідами водного середовища набули цезій і стронцій. Під час цього зменшення рівня забруднення радіоактивними ізотопами великих вод обумовлювало зниження вмісту радіоактивних ізотопів в організмах великої кількості видів населення водойми. Зменшення вміст у радіоактивних ізотопів в рибах різноманітних типів трофічного рівня проходило не однаково. Вміст цезію зменшився у водоймі-охолоджувача у великій кількості риб

найбільше, ніж в 50 разів, а в хижих риб цього ж водного середовища – тільки в 10–15 разів. Зазначаємо, що найбільші рівні вмісту цезію в мирних рибах водного середовища виявили у 1986 р., тоді, коли в хижих – тільки у 1988 р., це обумовлено більш довготривалим шляхом міграції радіоактивних елементів по трофічному рівню до носіїв більш вищих трофічних рівнів [26].

Щоб з'ясувати властивості розвитку рівнів накопичення радіоактивних ізотопів у водних організмів більш вищих рівнів трофічного положення проведені були експерименти та дослідження ступеня підпорядкованості концентрації цезію у м'язах до ваги тіла не всіх видів риби на атомній

електростанції водойм-охолоджувача. Крім того було проаналізовано певні дані щодо вмісту радіоактивних ізотопів у пробах м'язів риби – плоскирка (було взято більше ніж 400 рибин) та рибу – головень (взято близько 55 – ти рибин), відібраних на протязі 1995 року. В ході цих досліджень було отримано багато даних, що стверджують існування тих видових властивостей у розміри – вікових ефективного наростання радіоактивного цезію в риби.

Проте особливості їхнього вираження залежать від всього комплексу, ще не повною мірою визначених факторів. Аналіз сумісної вибірки показників за рік по риби – плоскирка водойми-охолоджувача атомної електростанції при загальному потязі до підвищення рівня накопичення радіоактивного цезію із збільшенням риби не проявляються точні ознаки цієї залежності.

1.3. Експериментальне визначення швидкості виведення цезію в різних за масою риби

З ціллю установити кількісні властивості послідовних змін формування радіоактивних ізотопів забруднення у багатоманітних за масою риби була прокладена низка лабораторних досліджень із представниками карася сріблястого з масою 21–111 грамів та віком 1–3 роки. Екземпляри упіймані зі ставка Білоцерківського району, потім їх пересадили до акваріумів в радіоізотопний комплекс Інституту гідробіології Національної Академії Наук України. Тоді на наступний день спеціально для експерименту відібрали самі

найбільші рибици і визначений був їхній вік. Карасі були розділені на 10 груп за шоківими і масовими показниками. Середня маса карасів в розділених групах була такою: 25, 30, 44, 53 і 62 (перший клас), 40, 54, 70 і 79 (другий клас) і 97 (третій клас) грамів [12].

Частка цезію, яку мали ввести особинам карася (табл.1), формувалась при вимогах імовірного визначення радіоактивного цезію у водному середовищі акваріума. Відтак через 4–8 місяців, відбувався контроль під час відбору проб води, під час кожних 8–12 введено ^{137}Cs рибаам. Вміст цезію до введення

елементу був лише кілька бекерель на кілограм, що у більше десятків тисяч

разів є менше, аніж впроваджена активність. У дослідах застосовувалась відстояна, звичайна водопровідна водичка, у якій наявність іонів калію була 16 мг/л. а температура $22,6 \pm 0,5^\circ\text{C}$. Риб забезпечували кормом щодня, це

були малощетинкові черви із розрахунку лише 4% від загальної маси тіла

особин. Про застереження вторинного забруднення особин і зменшення іонів

випромінювання в середовищі у акваріумах з перших досліджень водопровідну воду щоденно змінювали, а потім через 3 або 6 дб.

Притаманна активність води під час підміни була до декількох сотень

бекерель на літр. Протягом встановлених прорізів часу обумовлювалась

активність ^{137}Cs в риб у одиницях імпульсів за секунду. Вимірювання особин карася проводили в кюветках із водою.

Для цезію має норму, стандартні розбіжності для кожного вимірювання

менше 6%. Хутке виведення радіоактивного елемента помічається у часі до

40 дб на початку дослідження, а вже після того 40 дб цезію із організму

карася виводиться лише із одним компонентом. Стадія біологічного

виведення (T_b) неспішливого компонента напіввиведення обраховувалась протягом часу від 40 –144 дб [8].

T_b швидкого компонента виведення (першої і другої) виявились методом

зворотних обчислень. T_b найбільше швидкої компоненти (один, один)

розраховувався лише для всієї кількості риб. T_b повільної компоненти

екладав зі 101 до 156 дб. Швидшої компоненти (два, один) компоненти – від

6 до 14 діб. із найбільш швидкою компонентою цезію виводився із T_b близько доби (табл. 2).

НУБІП УКРАЇНИ

Таблиця 1. Масово-вікова характеристика риби карась і активність ^{137}Cs , введеного риbam

№ групи	Вік, років	Середня маса риби в групі, г	Активність цезію, введена кожній риби, Бк
12	1	25	87 ± 2
13	1	30	87 ± 2
14	1	44	87 ± 2
15	1	53	87 ± 2
16	2	62	$63,9 \pm 1,35$
23	2	38	$63,9 \pm 1,35$
24	2	54	87 ± 2
25	2	68	106 ± 3
26	3	79	87 ± 2
34	3	96	106 ± 3

НУБІП УКРАЇНИ

Таблиця 2. Періоди напіввиведення ^{137}Cs із організму карася сріблястого

Група	Середня маса, г	T_{b3} , доба	STD, доба	T_{b2} , доба	STD, доба
12	25	126,6	6,5	4,7	0,9
13	30	100,9	4,8	5,6	0,8
14	44	127,9	4,4	5,4	0,7
15	53	124,1	13,7	11,0	4,5
16	62	127,8	5,1	9,4	2,0
23	38	107,4	4,4	8,4	2,2

24	54	130,7	4,5	10,5	0,7
25	68	154,9	9,7	13,2	0,9
26	79	134,8	12,6	8,5	1,8
34	96	140,7	8,7	11,5	2,3

Примітка: STD – це середнє квадратичне відхилення.

1.4. Вплив фізико-хімічних факторів водного середовища на формування вмісту радіоактивного цезію в риби

Г.В. Полікарпов сформулював в ході досліджень закономірності іонізуючого випромінювання для водних мешканців, узгоджено із межами малих концентрацій у яких має зміни фізико-хімічного стану та форма радіоактивного ізотопу, тому таким чином мають зміни також коефіцієнти запасів. Обмірковувалися і виконувалися зусилля втілення ідеї, що стосується із збільшенням мінералізації процеси з виведення радіоактивних елементів пришвидшуються. Португальські вчені у міжнародному проєкті «Моделювання та вивчення механізмів переходу радіоактивних речовин з екосистему водойми зони Чорнобильської аварії» вивчали та досліджували вплив складу калію у їжі і в певних водоймах для швидкості виведення радіоактивного цезію. У той час проводили досліди із швидкістю виведення цезію з відмінним складом мінералізації води. Для дослідів брали сріблястого карася. Вік риби був від двох до чотирьох років. У акваріуми з рибою також вносилися солі алюмінію, або ж солі кальцію, при тому щоб при їхньому підвищенні їхні концентрації були по 100 або 200 міліграм. Коли запустили рибу, тоді повільно спостерігали за щезанням швидких складників з виведення. На однакових особинах, методом спектрометрії при живих особинах, мала визначення динаміка зі складом радіоактивного елемента.

При отриманні результатів із дослідження, маємо кут нахилу кривої (K) до часу. Кут нахилу досліджуваної кривої із фазою напіввиведення (T_b) розраховується таким виразом:

$$K = -\ln 2 / T_b \quad (1.4)$$

Фази виведення цезію із організму карасів, які знаходилися у акваріумах із досить неоднаковою мінералізацією, показано у табл.3.

Таблиця 3. Періоди напіввиведення цезію з організму карася

Мінералізація	T _b , доба	STD, доба
+5 мг.алюмінію/л	106	25
+15 мг.алюмінію/л	113	29
+100 мг.кальцію/л	99	26
+200 мг.кальцію /л	126	7
Контролювання	70,9	17,8
Контролювання	97,2	33
Контролювання	98,4	6,5

Підсумки дослідження вказують на те, що в карася сріблястого під час збільшеної концентрації алюмінію у акваріумі, стає явною тенденція з гальмування процесів виведення цезію. Тоді, у контрольованих умовах фаза виведення радіоактивного цезію знаходиться поміж меж 72–90 діб. Під час збільшення вмісту всього вмісту алюмінію в воді до 16 мг/л, а фаза напіввиведення збільшується у набагато більших результатах до 113+30 діб.

Схожі значення отримали під час збільшення концентрації кальцію в водному середовищі до 200 мг/л. У таких вимогах період з напіввиведення цезію в карася сріблястого був 126 = 6 діб [10].

1.5. Моделювання радіонуклідного забруднення риб

У загальному явищі обміну радіоактивних елементів між організмом карася та середовищем існування змальовується рівнянням.

$$A\sigma/dt = V(t) - R \quad (1.5)$$

де $A\sigma$ – радіоактивність організму риб,

$V(t)$ – надходження радіоактивного ізотопу до організму за години dt ,

R – швидкість виведення радіоактивного ізотопу через радіоактивний розпад і біологічного виведення ізотопу із організму.

В період після аварії на Чорнобильській атомній електростанції в водоймі-охолоджувачі найвищі ступені забруднення радіоактивних нуклідів мирних типів риб фіксувалися влітку 1987 року і мало декілька сотень

бекерель на кілограм, з 1991 по 1996 р.р. в мирних видів риб середній вміст цезію не перевищував 10 бекерель на кілограм, а хижих – до 40 бекерель на

кілограм. А з 1994 по 1995 рік вміст цезію знизився: в сома канального на 7,5%, в чехонь до 28, в ляща до 21, карася на 6 та пліскавка до 27%, це належить екологічній фазі довготривалого виведення 3–10 років. Посилений

наплив цезію до організму риб водойми, вказує на досить високу активність

цезію в шлунково-кишковому тракту риб, котра часто має здатність перевищувати активність цезію в м'язах [15].

На протязі всіх років, після аварії на атомній електростанції у водному середовищі на території відчуження відслідковувалась досить нелегка

радіоекологічна обставина, при якій найвищі ступені радіоактивного забруднення виділялись у абіотичних так, і в біотичних складниках водного

середовища. У водній екосистемі в донних відкладах, завсяг та водній рослинності, великий вміст радіоактивних ізотопів цезію. А при значному

підвищенні активності цезію шлунково-кишкового тракту над

концентрацією радіоактивного нукліда в м'язах риб дають знати, що у організм різних риб надходить величезна хвиля. Для окремих риб компонент виведення цезію є до 30 %.

У водоймі Київського водосховища, за результатами, як і на Чорнобильській атомній електростанції в червні 1987 року, виявлено, що у

мирних представників дуже високі рівні радіоактивного забруднення цезієм.

У 1988–1989рр. в мирних представників водойми-охолоджувача атомної електростанції проходило значне пониження рівнів накопичення. У

Київському водосховищі за певними даними О.Н. Волкової і В.О. Курочкина

вміст радіоактивного цезію в тих самих видів риб в 1987–1989 рр. дійсно не змінився, це є утворенням динамічної рівноваги, під час цього явища склади виведення є меншим, ніж 5–8 %. А в 1990 р. вміст цезію у організамах риб

Київського водосховища знизилось порівняно із 1987–1989 рр. в декілька разів, тоді концентрація цезію у воді і початку осені 1987 року залишалась в основному постійною.

В період, після інтенсивного надходження радіоактивних елементів у водне середовище на протязі певного часу, в порівнянні із циклу біологічного

виведення довгострокової компоненти, концентрація цезію в мирних представників риб досягає максимальних результатів, які мають властивість зберігатися всього декілька років, таке явище спостерігалось у представників

риб водойми-охолоджувача на атомній електростанції та Київського водосховища. Процес самоочищення у риб в природних умовах існування

проходить із стадією екологічного виведення, яке значно перевищує цикл біологічного виведення, одержаного у лабораторних умовах [16].

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

РОЗДІЛ 2 МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

Срібні карасі були об'єктом даного дослідження, які були відібрані із оз. Глибоке (N 51,444716°, E 30,063951°) (N 51,444716°, E 30,063951°) з температурою водойми близько 6°C. Активність цезію в водоймі оз. Глибоке вже після фільтрації крізь фільтр 0,46 мкм становила $C_v = 3,4 \pm 0,8$ Бк·кг⁻¹ із вмістом калію $1,5 \pm 0,5$ мг·кг⁻¹. Були відібрані карасі сріблясті приблизного однакового за віком та розміром (більше 50 екземплярів.). Також відібрали 7 особин (N = 7) із середньою масою $11,7 \pm 4,4$ г. та довжиною $9,8 \pm 1,4$ см, в котрих ми відібрали проби м'язової тканини та шкіри. Також відібрали проби шлунків та зябер для подальшого вимірювання їхньої питомої активності цезію. У процесі транспортування із атомної електростанції до лабораторії Українського науково-дослідного інститут сільськогосподарської радіології у смт. Чабани. До початку проведення дослідів карасі були без годування, їх було 25 особин, які перебували у бідонах із водою оз. Глибоке 50 літрів, та з температурою від 5 до 10 °C навколишнього середовища.

Потім після замірів маси риб та активності цезію в судинах з об'ємом 1 л із групами по 8 екземплярів риб, вони посаджені до двох акваріумів (A2 та A3) об'ємом 28 літрів з температурою води 23 ± 1 °C, із певною потужністю від 50 – 100 Вт, та акваріум (A1) об'ємом 9 літрів з температурою води 6 ± 1 °C. В акваріумах вода була майже такою самою за хімічним складом, як і в оз. Глибоке (кальцію – $1,5 \pm 0,5$ мг·л⁻¹ та калію – $1,5 \pm 0,5$ мг·л⁻¹, стронцію – $0,12 \pm 0,04$ мг·л⁻¹ і цезію – 6 ± 3 мг·л⁻¹), вода із наявним цезієм менше 0,01 бекерель на літр, постійно бралася із одного і того ж місцевого озера приблизно біля р. Дніпро, біля с. Козин, Київської області (N 50,234737° та E 30,680096°). Контролювання температури у акваріумах з рибою, відбувався кожного дня через завантаженого у воду термометра. У акваріумах з рибою вода безперервно відфільтровувалася через

завантажених у акваріум фільтрів так подавався кисень. Фільтри потрібно очищати кожного дня. Не повністю переміна води в кожному акваріумі відбувалася через кожні 2–4 тижні у залежності від того, на скільки вона забруднена [23].

Під час досліду у акваріумі з рибами, з температурою води 23 ± 1 °C кожного дня згодовувався їм гранульований корм. Давали корм, який для акваріумних видів риб, а саме такий, як: «Золота рибинка», нашого виробника з фірми «Скалярія», міста Рівне (A2), також давали корм для утримання *Tilapia* у промислових умовах, а саме норвезької фірми Skreting.

Гранули були за розміром 1,5 мм (A3). Згодовували корм по 1 г о дев'ятій та шістнадцятій годині. Це найбільша результат, коли особини могли з'їсти на протязі 30 хв. А решту не з'їденого гранульованого прибирали із акваріумів. Добре підходить корм «Золота рибинка», тому що він є –

універсальним зернистим, твердим кормом (3 × 3 ÷ 6 міліметрів) підходить всім групам золотих рибок. Цей корм містить: клітковину 5%, жир 7% та протеїн 40%. Особинам в акваріумі (A1) із температурою води 6 ± 1 °C на протязі повного експерименту не давали корму, тому що з температурою води менше ніж 8–10°C у природному середовищі нашого Полісся, карасі

сріблясті не мають бажання споживати корм [21].

Досліди по вимірюванню активного цезію у екземплярів риб (A1, B1), проводили у пластмасових судинах Маринет, для зразків зябер та м'язової тканини, шлунків риби та шкіри, які мали об'єм приблизно 10 см³ у фоновому режимі гамма-спектрометричного комплексу ADCAN-300 із багатьма каналами аналізатора ASBEC-927, із датчиком високочистого германію GERM-30285 виготовленого фірмою GOORTEC із енергетичного різновиду нижче фонового інертного захисті. Щоб виміряти активність радіонукліда ¹³⁷Cs у екземплярів риб, особини з усіх акваріумів поміщалися у

посудину Маринет із водою та загальною масою з рибою була до 1000 г. У посудині т° була такою ж, як і у акваріумі. Але для A4 добавляли до двох шматків льоду, щоб т° трималася 6 ± 1 °C протягом вимірів. На протязі 600–

1000 було проведено виміри загальної швидкості гамма-квантів повністю всього поглинання через енергію 661,7 кВ.

Постійні невторюваності вимірів швидкості екземплярів риби у фотопіку всього всмоктування відобразили, що відносний роздріб вимірів лише одної групи карасів, через різноманіття економічного стану у ємкості Мариней протягом вимірювань не були більше 20%. Вже при кінці завершення дослідження та вимірювання радіонуклідної активності цезію у зразках екземплярів була одержана кореляційна підвладність між активністю та швидкістю імпульсів

у всьому поглибленні протягом живих їхніх вимірів на протязі загального експерименту для всіх партій карасів. Масу всіх особин визначали протягом окремого вимірювання радіоактивності цезію до різниці маси ємкості Мариней із водою та карасями, і без води теж визначали [26].

Щоб виміряти активність радіонукліда цезію в воді з акваріума та зразків, яких відібрали у карасів, користувались калібрувальними еталоновими джерелами із даними активності.

Вимірювання маси зразків води у акваріумах відбувалось з допомогою вагів КЕРН, виготовлені в Німеччині, які показують достовірно масу – до 0,01 грама. Також вимірювання зразків тканин карасів з допомогою вагів AVIS AB200, виготовлені в Польщі, які показують достовірну масу – до 0,001 грама.

В лабораторії я проводила та приймала участь у експериментах:

- Відловлювала карася у ставках в смт. Чабани, створювала відповідні умови для його утримання та обробляла дані результатів вимірювань риби (рис. 2.1–2.8).
- Далі готуємо рибу до процесу надрізання черевця та відбору проби (рис. 2.9–2.11).



Рис. 2.1–2.4. Встановлення фільтра в ємність з утриманням риби та пересадка риби



Рис. 2.5–2.6. Зважування риби на вагах



Рис.2.7. Процес сортування риби



Рис. 2.8. Витираємо рибу від зайвої вологоти



Рис. 2.9-2.11. Підготовка риби до відбору проб

Якість води поділяли на п'ять класів:
перший клас – дуже чиста вода. Гарно насичена киснем, прозора та холодна (позначається блакитним кольором на карті якості води);

– другий клас – чиста вода. Велика кількість біогенних елементів, тому ми маємо високе різноманіття різних видів водоростей, молюсків та ракоподібних (позначається зеленим кольором на карті).

– третій клас – забруднена вода. Велика кількість органічної речовини, яка викликає цвітіння води. Зменшується велика кількість тварин та рослин (позначається жовтим кольором на карті).

– четвертий клас – брудна вода. Сильно замулена, має поганий кисневий режим та низьку прозорість води, виникають явища задухи (позначається оранжевим кольором на карті).

– п'ятий клас – дуже брудна вода. Дуже низька концентрація кисню у воді, починали відбуватися процеси гниття (позначається червоним кольором на карті).

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

3.1. Характеристика акваріума

Акваріум – це ємність, в якій зручно зберігати рибу, тому що не займає багато місця. Можна легко наглядати за рибою при експериментах так, як має прозорі стіни. Він зручний в обслуговуванні.

Акваріуми бувають промислові, декоративні та спеціальні. Промислові акваріуми використовують для утримання та продажу крабів, риб, лангустів, мідій та раків. Спеціальні акваріуми використовують для інкубації ікри, лікування риб та вирощування личинок [23].

Стандартний акваріум в якому ми проводили досліді є найпоширенішим (прямокутний). В ньому відсутні ефекти заломлення світла, тому він не псує картину у своєму внутрішньому оформленні. Можна спостерігати за рибою, що дуже добре для дослідів [22].

Ширина такого акваріума однакова з висотою. Пропорції акваріумів визначають дивлячись на те, які види там будуть знаходитись. Ставити такий акваріум потрібно там де темніше місце у приміщенні. Так, як риби люблять спокій, тому краще ставити ємність по далі від гучних звуків.

Срібний карась невибагливий і має досить прийнятні розміри, тому його зручно утримувати у таких простих акваріумах для проведення дослідів. Для того аби карась почувався комфортно, потрібно підготувати для нього сприятливі умови.

Для цього в першу чергу потрібно підготувати акваріум. Гарним вибором акваріума для спостереження за рибою є прямокутний резервуар порядку 50 літрів для пари риб. Чим більший розмір акваріума, тим краще.

Насипаємо в акваріум ґрунт. Але перед тим, як розмістити ґрунт у ємність, потрібно його добре промити, знезаразити прокип'ятивши або прожаривши у духовці або на вогні [24].

Заповнюємо водопровідною водою і даємо їй відстоятись, щоб видалити залишки хлору. Жорсткість води має бути в межах від 5 до 20, карбонатна жорсткість від 2 до 15 та рН 6,5-7,5. Потрібно встановити потужну систему фільтрації для залишків відходів. Фільтр має бути з найменшим рухом води.

Оскільки срібний карась не пристосований до течій, тому що живе у стоячій воді.

Маємо встановити освітлення, щоб світло було розташоване над акваріумом. Після встановлення всього обладнання та заповнення водою резервуару, починають відбуватись процеси азотного циклу. Це може тривати тиждень. На протязі цього часу рибу не можна запускати. Тому акваріум потрібно підготувати заздалегіть [23].

3.2. Характеристика науково-дослідного інституту сільськогосподарської радіології

Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології є структурним підрозділом (НУБіП України).

Метою діяльності УкрНДІСР є проведення науково-дослідної роботи із проблем екології та проблем, пов'язаних із наслідками Чорнобильської аварії, а саме вплив радіації на все живе.

На даний час інститут є головним виконавцем Державної програми ліквідації наслідків аварії в зоні відчуження по розділу "Сільгосп радіологія".

Спеціалізація: це сільськогосподарська радіологія. Інститут вирішує проблеми сільськогосподарської радіології, розробляє нормативно-методичну базу для впровадження контрольних заходів під час ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС.

Технічне оснащення: має багато аналітичних лабораторій, вимірювальних приладів, транспорт, комп'ютери та експериментальні полігони.

Інститут має в своєму складі:

Лабораторію ядерно-фізичних методів аналізу
Лабораторію радіоекологічного моніторингу, математичного моделювання та дозиметрії

- Лабораторію ведення сільськогосподарського виробництва на територіях з техногенним забрудненням

Технічний потенціал інституту:
Гамма-спектрометри
Альфа-спектрометри

- Альфа радіометр та бета радіометр

Портативний ецинтиляційний гамма-спектрометр
Атомно-адсорбційний спектрофотометр
Радіохімічна лабораторія з необхідними реагентами та обладнанням

- Обладнання для відбору зразків

Транспорт: дві мобільні радіологічні лабораторії з гамма-спектрометрами, оснащеними ецинтиляційними детекторами
Персональні комп'ютери

Основними напрямками науково-дослідних робіт Інституту є:
Вивчення поведінки радіонуклідів Чорнобильського викиду в екосистемі

- Створення бази даних та системи при підтримці прийняття рішень у випадку ядерних аварійних ситуацій

Оцінка ефективності контрольних заходів, які застосовуються у сільському господарстві із метою зниження надходження радіоактивних ізотопів у продукцію

- Ведення тваринництва на забруднених зонах

Реабілітація забруднених земель, розробка науково обґрунтованих заходів

НУБІП України

3.3. Аналіз результатів наукових досліджень

НУБІП України

Теплолюбива риба така, як карась, найбільш інтенсивно харчується при температурі 17–28°C, при зниженій температурі харчова активність сповільнюється, а у низки риб зимою припиняється, і вони у цей час знаходяться в малорухливому стані у глибоких місцях водоймища.

НУБІП України

Розмноження відбувається у теплу пору року – навесні та влітку. Таким чином, обмін речовин у карася найбільш ефективний при відносно високій температурі (в певних межах). Вся життєдіяльність риб (харчування, ріст, розмноження та ін.) безпосередньо залежить від температури води, тому риби дуже чутливі до її зміни.

НУБІП України

Однак, і в межах оптимальної температури її підвищення або ж зниження викликає відповідні порушення життєдіяльності риб. При цьому змінюється реакція організму на одні й ті ж чинники середовища: при підвищенні температури збільшується споживання кисню, прискорюється розвиток, посилюються пошук, споживання і перетравлення їжі – збільшується шлункова секреція і моторна діяльність кишківника, прискорюється всмоктування розчинених речовин з навколишнього середовища, підвищується чутливість до токсикантів та ін. При цьому велику роль відіграє стан організму, а саме вік, ступінь статевої зрілості та ін.

НУБІП України

Надмірне охолодження призводить до застуди у риб – помутніння покривів, відшарування епідермісу. Різка зміна температури води особливо несприятлива для організму риб. Температура, яка виходить за межі, допустимої для цього виду, викликає шок і подальшу їх загибель.

НУБІП України

Надмірне охолодження призводить до застуди у риб – помутніння покривів, відшарування епідермісу. Різка зміна температури води особливо несприятлива для організму риб. Температура, яка виходить за межі, допустимої для цього виду, викликає шок і подальшу їх загибель.

НУБІП України

При температурах вище і нижче оптимальної зони збільшується частота аномалій розвитку ембріонів, і температура стає потужним тератогенним чинником. Встановлено, що за межами оптимуму температури при розвитку молоді риб виникають морфологічні аномалії.

Зміни у морфології, в свою чергу, призводять до функціональних порушень, які впливають на ріст ембріонів, рухову активність, ембріональну моторику, ритм серцевих скорочень, чутливість ембріонів та личинок до екологічних чинників, на функціонування апарату рівноваги, процеси кровотворення, рівень загального обміну. За дії сублетальної і летальної температури та її коливаннях під час розвитку у зародків змінюються проникність клітинних мембран та обмін речовин.

Підвищення температури води на нерестовищах та її істотні коливання протягом доби, які призводять до зменшення концентрації розчиненого кисню, негативно впливають на ембріональний розвиток та репродуктивний потенціал коропових видів риб.

Для опису динаміки і прогнозування радіоактивного забруднення риб, як правило, використовують двокамерну динамічну модель (рис. 3.3.1), що описує метаболізм радіонуклідів.

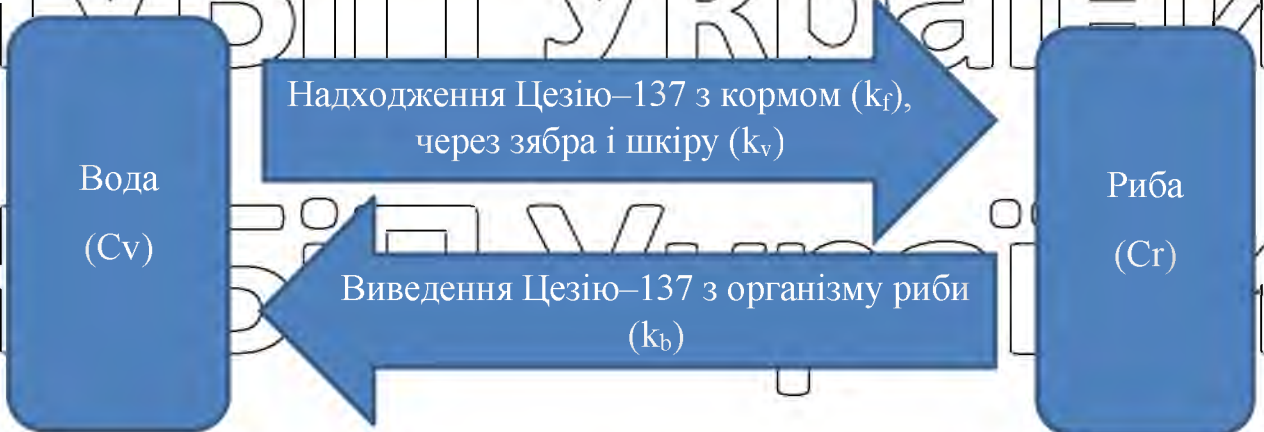


Рис. 3.3.1. Схеми моделі надходження і виведення радіонуклідів в організм риб: їжею, також безпосередньо з води через зябра і шкіру.

Середня питома активність цезію у м'язовій тканині $N = 7$ екземплярів срібних карасів масою $11,7 \pm 4,4$ г. та довжиною $9,8 \pm 1,4$ см. із оз. Глибоке на початку експерименту була $Cf(t=0) = 4165 \pm 315$ Бк·кг⁻¹ маси.

Радіоактивність цезію у зябрах була 1200 ± 169 Бк·кг⁻¹ та у шкірі 2806 ± 309 Бк·кг⁻¹. Середня радіоактивність цезію у воді оз. Глибоке в 2016–2017 рр.

$Cv = 3,3 \pm 0,7$ Бк·кг⁻¹ рівноважний коефіцієнт накопичення цезію з води в малих карасів становить $Cf = Cf / Cv = K 263 \pm 285$ у значно більших карасів із оз. Глибоке масою 65 ± 18 г. та довжиною $17,2 \pm 2,4$ см. питома

активність цезію у м'язовій тканині становить 2139 ± 267 Бк·кг⁻¹, що

відповідає $Cf = Cf / Cv = 649 \pm 154$. Отримані результати узгоджували із даними різної літератури для екземплярів карася у ЧЗВ та більшіє вищими значеннями коефіцієнта накопичення цезію із води у м'ясо риб із зменшенням їхньої маси.

У таблиці наведено масу рибин у акваріумах та швидкість розрахунку гамма-квантів у фотопікі всього поглиблення з енергією 662,7 кеВ ($I_f(t), \text{імп.с}^{-1}$) на початку експерименту та закінченні експерименту, також питомі активності цезію у м'ясі карасів. Одержані результати показують нам, що за 55 діб за температури води 6 ± 1 °С радіоактивність цезію у особин стала меншою, але не набагато (див. таблицю 4.).

Таблиця 4. Одержані результати експерименту радіоактивності цезію

Акваріум	Темпера- тура води °С	Маса корма, г·добу ¹	На початок експерименту (t = 0)		На кінець експерименту (t _{max})			
			M(0)	I _f (0)	t _{max}	M(t _{max})	I _f (t _{max})	C _f (t _{max})
A1	6 ± 1	0	76 ± 7	2,4 ± 0,2	53,8*	70 ± 8	2,2 ± 0,2	4885 ± 184
A2	23 ± 1	2	97 ± 9	2,9 ± 0,2	107,8	105 ± 10	1,1 ± 0,1	1554 ± 171

A3	23 ± 1	2	98 ± 9	3,0 ± 0,2	107,7	202 ± 20	1,0 ± 0,1	698 ± 174
----	--------	---	--------	-----------	-------	----------	-----------	-----------

Експеримент був зупинений через технічні причини через зміни ізотермічних умов.

Маса риби у акваріумах ($M(t)$, г) та швидкість рахунку гамма-квантів у фотоплівці всього поглинання з енергією 661,7 кеВ ($I_f(t)$, імп.с⁻¹) на початку експерименту ($t = 0$, доб) та закінчення експерименту (t_{max} , добу), і також питомі активності цезію у м'ясі риби – карась ($C_f(t_{max})$, Бекерель на кілограм⁻¹ ($M \pm stb$, $N = 8$)).

Якщо ми не нагодуємо рибу або при застосуванні «чистеньких кормів» у «чистенькій» воді швидкість прибування ¹³⁷Cs до риби із кормом та із води буде дорівнювати 0 ($k_f = 0$ та $k_v = 0$). Тоді при утриманні цезію у організмі риб у початковий момент $C_f(0)$ та рішення рівняння (1) буде давати експонентний спад

$$C_f(t) = C_f(0) \cdot \exp(-(k_b + \chi)t) \quad (3)$$

Таким чином, при температурі води 6 ± 1 °С у акваріумі А1 швидкість зниження вмісту цезію у екземплярів риб становила $(k_b + \chi) = 0,0018 \pm 0,0007$ доб⁻¹, при $\chi = 6,4 \cdot 10^{-5}$ доб⁻¹ дає значення швидкості виведення $k_b = 0,0017 \pm 0,0007$ доб⁻¹. Це відповідає біологічній фазі напіввиведення $T_{1/2} = 435 \pm 164$ доб. За температури води 22 ± 1 °С у акваріумі А2 давали рибі українські корми, швидкість зменшення вмісту цезія у організмі риб становила $(k_b + \chi) = 0,0090 \pm 0,0006$ сут⁻¹, тоді при $\chi = 6,4 \cdot 10^{-5}$ діб⁻¹ дає значення $k_b = 0,0089 \pm 0,0006$ сут⁻¹. Що відповідає біологічному елементу напіввиведення $T_{1/2} = 79 \pm 4$ діб. ідентичне значення для біологічного елементу напіввиведення активності цезію із організмів особин карася ($A_f(t)$, Бк·кг⁻¹) $T_{1/2} = 78 \pm 4$ доб ($k_b = 0,0090 \pm 0,0006$ доб⁻¹) були отримані і для такої самої температури під час використання норвезького корму у акваріум А3. Можемо зауважити, що під час використання українського корму (А2)

маса риб за час дослідження достеменно не змінилася, а ось у випадку із згодовуванням норвезьким кормом (А3) збільшилася у 2 рази всього за 3 міс. Якщо при цьому всьому динаміка зниження активності вмісту цезію у організмах карасів була однаковою, тоді динаміка зниження питомої активності цезію у риб трішки відрізнялася за збільшення маси сріблястих карасів у акваріумі А3 при використанні найбільше поживного норвезького корма $k_b = 0,017 \pm 0,002 \text{ доб}^{-1}$. Це відповідає біологічному елементу напіввиведення $T_{1/2} = 44 \pm 5 \text{ діб}$.

Тоді, швидкість виведення цезію із організмів карасів за температури води 22 та 5 °С відрізнялася у 5,5 разів, що добре підходить до модельних даних за цією швидкістю метаболізму у срібних карасів вагою близько 20 г [21].

При температурі води нижче 8–10 °С срібний карась на півночі України перестає харчуватися [19]. За відсутності годування риби в зимовий час буде істотно зменшено, як надходження, так і виведення К / цезію, а отже, і цезію із організму риб, про що свідчать отримані нами значення швидкостей виведення цезію із організму срібного карася $k_b = 0,0017 \pm 0,0007 \text{ доб}^{-1}$ ($T_{1/2} = 434 \pm 163 \text{ доб}$) за температури води $6 \pm 1 \text{ °С}$. Тому рівень радіоактивного забруднення риб у зимовий період буде постійним та його сезонне зменшення у середньому буде в 1,5–2 рази на зимовий час (нілообразна залежність), при оцінках не повинно спостерігатися, про що також свідчать експериментальні дані в ЧЗВ [21, 6].

В оз. Глибоке рівноважний коефіцієнт накопичення ^{137}Cs із води у м'ясо срібного карася становив $CF = C_f / C_v = 1263 \pm 284$. При температурі води 22 °С надходження радіоцезію в організм риби в основному відбувається із кормом, а не з води ($k_f \gg k_v$), отже при $k_b = 0,009 \text{ доб}^{-1}$ маємо

$$CF = \frac{C_f}{C_v} \approx \frac{k_f}{k_b + \lambda} \quad (3.1)$$

$$k_f = CF \cdot (k_b + \lambda) = 11,4 \pm 2,6 \text{ доб}^{-1} \quad (3.1)$$

Таким чином, швидкість надходження ^{137}Cs в організм срібного карася (*S. gibelio*) оз. Глибоке склала $k_f = 11,4 \pm 2,6 \text{ доб}^{-1}$, що при питомій активності ^{137}Cs у воді оз. Глибоке $C_v = 3,3 \pm 0,7 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ відповідає швидкості накопичення: $k_f \cdot C_v = 38 \pm 11 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1} \text{ доб}^{-1}$.

Ми дослідили динаміку рівнів вмісту радіонукліда після одноразового надходження в наступних органах і тканинах: крові, зборах, печінці, кишечнику і м'язах. Ці органи й тканини були обрані тому, що саме вони трансформують або беруть участь у перерозподілі мінеральних речовин в організмі, а в м'язах депонується ^{137}Cs [33].

Зрозуміло, що після орального надходження радіонуклід всмоктується кишечником та течею крові перерозподіляється в організмі, це узгоджується з отриманими нами результатами. Так, через добу після введення радіонукліда в кишечнику реєструвалося $6,3 \pm 1,3 \%$, через тиждень ця величина зменшувалась майже вдвічі, а через 83 доби в організмі залишалось тільки $0,38 \pm 0,06 \%$ від введеної активності, що в 16 разів менше, ніж через добу (рис. 3.3.2.).



Рис. 3.3.2. Вміст ^{137}Cs у шлунково-кишковому тракті риби, %.

У крові впродовж першого тижня активність майже не змінювалась і становила $1,0 - 1,5\%$, на 20-ту добу активність зменшувалась у три рази ($0,43 \pm 0,09\%$), а на 83-тю добу залишалось тільки $0,09 \pm 0,01\%$ від введеної активності.

У зябрах вірогідне зменшення активності зареєстровано через тиждень після введення ^{137}Cs , на 20-ту добу активність зменшувалась ще в 2,2 рази і становила $1,27 \pm 0,10\%$, на кінець експерименту активність зменшувалась у 15 разів відносно 1-ї доби.

З вивчених нами органів і тканин риби в печінці спостерігалось найбільше зменшення активності – у 2,5 разів у період з 1-ї по 83-тю добу після введення радіонукліда (рис. 3.3.3).

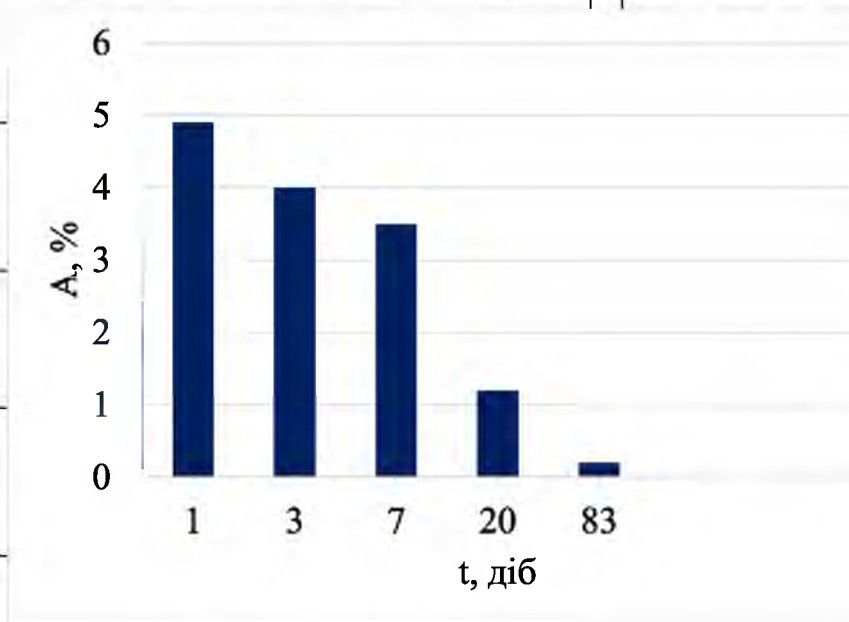


Рис. 3.3.3 Вміст ^{137}Cs у зябрах риб, %.

Активність цезію м'язів риб становила $21 - 56\%$ і впродовж експерименту не змінювалась, але за рахунок виведення радіонукліда з інших тканин збільшувався внесок м'язів у загальну радіоактивність організму.

У досліджених органах і тканинах, за винятком м'язів, визначено дві компоненти зменшення вмісту радіонукліда: швидка з періодом зменшення активності цезію вдвічі меншим за 10 діб та повільна з періодом зменшення

вдвічі для крові та зябер – 30 діб, для печінки та кишечника, 40 діб. Для крові та зябер внесок швидкої компоненти перевищує внесок повільної у 1,5-2,0 рази, а для кишечника та печінки – у 5-10 разів.

Досить показовою величиною, яка характеризує динаміку розподілу цезію в організмі риби, є відношення концентрації цього радіонукліда в органі (тканині) та м'язах, показано у табл. 5 [33].

Таблиця 5. Динаміка концентрації ^{137}Cs в органах та тканинах риб після одноразового надходження радіонукліда відносно концентрації в м'язах

Час, діб	Кров	Зябра	Печінка	Кишечник
1	$0,78 \pm 0,29$	$2,83 \pm 1,08$	$3,89 \pm 1,62$	$7,55 \pm 2,64$
3	$0,62 \pm 0,14$	$1,94 \pm 0,41$	$1,85 \pm 0,37$	$3,57 \pm 0,73$
7	$0,55 \pm 0,19$	$1,43 \pm 0,47$	$1,31 \pm 0,44$	$2,80 \pm 0,95$
20	$0,22 \pm 0,10$	$0,57 \pm 0,26$	$0,54 \pm 0,24$	$0,98 \pm 0,44$
83	$0,06 \pm 0,02$	$0,21 \pm 0,07$	$0,18 \pm 0,06$	$0,34 \pm 0,12$

Так, після одноразового надходження радіонукліда до організму питома активність крові не перевищувала питомої активності м'язів, але якщо через добу після введення питома активність крові та м'язів майже збігалася, то через 83 доби концентрація цезію у крові була у 17 разів менша, ніж у м'язах.

Відношення питомої активності цезію зябер та печінки до питомої активності м'язів у перший тиждень перевищує 1, а на 20-ту добу зменшується до 0,5. На 83-тю добу концентрація цезію в цих органах менша, ніж у м'язах, у п'ять разів.

Аналіз динаміки відношення концентрації цезію у досліджених органах (тканинах) та м'язах показує, що цей радіонуклід більш інтенсивно концентрується у метаболічноактивних тканинах – печінці, зябрах, крові та кишечнику, через який цей забруднювач надходить до організму. Але на

відміну від м'язів, де цей радіонуклід депонується, з вищезгаданих тканин ізотопи цезію виводяться також у багато разів швидше.

Якщо в риб природних водойм питома активність цезію шлунково-кишкового тракту, печінки та зябер перевищує питому активність м'язів, це

свідчить про те, що протягом останнього проміжку часу (до 20 діб) надходження радіонукліда до організму перевищує його виведення.

Після одноразового надходження цезію до організму риби в крові, зябрах, печінці та кишечнику зниження вмісту радіонукліда можна описати

двокомпонентною експоненціальною функцією. Періоди напіввиведення швидкої компоненти менший за 10 діб, повільної – для крові та зябер – 30 діб, для печінки та кишечнику – 40 діб. Внесок швидкої компоненти перевищує внесок повільної для крові та зябер у 1,5 – 2,0 рази, для кишечнику та печінки – у 5 – 10 разів. Повільна компонента виведення цезію

з організму риб більшою мірою визначається часткою радіонукліда, депонованого в м'язах, а швидка компонента виведення – часткою, яка надійшла в інші органи та тканини [39].

РОЗДІЛ 4
ЕКОНОМІЧНА ЕФЕКТИВНІСТЬ

НУБІП України

Визначаємо витрати на придбання плідників:

– самки = 19 екз · 1 500 грн = 28 500 грн

– самці = 19 екз · 1 200 грн = 22 800 грн

Витрати на покупку добрив:

– суперфосфат = 588 кг · 15 грн/кг = 8 820 грн

– селітра = 420 кг · 12 грн/кг = 5 040 грн

Витрати на покупку вапна = 504 кг · 8 грн/кг = 4 030 грн

Ціна реалізації молоді = 1 000 000 екз по 0,8 грн/екз = 800 000 грн

НУБІП України

НУБІП України

Таблиця 6. Штат працівників та витрати на заробітну плату

Посада	Кількість персоналу чол.	Заробітна плата, грн/міс	Термін роботи, міс	Загальна зарплата за весь термін, грн.
Половийй рибовод	1	17 000	8	136 000
Рибовод	1	14 000	12	168 000
Помічник рибовода	1	12 000	8	96 000
Охорона	1	11 000	12	132 000
Всього	4	54 000	12	532 000

НУБІП України

Загальні витрати = 532 000 + 3 420 + 1 440 + 4 030 + 5 040 + 8 820 + 22 800 + 28 500 = 606 000 грн

А також витрати на енергоносії, обладнання, амортизаційні відрахування в обсязі 10 % від загальних витрат = 60 600 грн,

Всього витрачено: 666 600 грн

Отримано: 800 000 грн

Прибуток = 800 000 грн – 666 600 грн = 133 400 грн

Рентабельність (133 400 грн : 666 600 грн) · 100% = 20 %

НУБІП України

ВИСНОВКИ

Важливим чинником, який впливає на виведення радіоактивних ізотопів з організму срібного карася вважається температура. У холодний сезон року

біологічний період напіввиведення цезію з організму карасів сріблястих у декілька разів вищий в порівнянні з рибами в теплий сезон. Це пов'язано з уповільненням метаболізму риб в холодний сезон року та його швидким прискоренням з ростом температури води.

Під час експерименту швидкостей виведення цезію із організму карася

$k_b = 0,0017 \pm 0,0007 \text{ сут}^{-1}$ за відсутності годування при температурі води 5 ± 1 °С. Аналогічно $k_b = 0,0089 \pm 0,0005 \text{ сут}^{-1}$ при температурі води 22 ± 1 °С при використанні корму «Золота рибка» фірми «Скалярія» (Україна).

Значення для біологічного періоду напіввиведення активності ^{137}Cs з

організму риб ($A_f(t)$, Бк / кг) $T_{1/2} = 77 \pm 4$ діб були отримані також для температури води 22 ± 1 °С під час використання корму норвезького виробника, але в цьому випадку маса карасів за час досліду (109 діб) збільшилася у 2 рази.

Динаміка зменшення активності цезію у організм риб під час

використання різного корму була однаковою. При використанні поживнішого норвезького корму швидкість виведення цезію із організму срібного карася була у 1,8 рази більше в порівнянні із застосуванням корма українського виробника фірми.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. А.І. Кришев, І.М. Рябов. Модель розрахунку забруднення риб цезієм та її застосування для озера Кожановського (Брянська область). Радіаційна біологія. Радіоекологія. (2006) 339.
2. Н.А. Ненашев та ін. Накопичення ^{137}Cs іхтіофауною різних водойм ПГРЕЗ. Екосистеми та радіація: Аспекти існування та розвитку. 36.наук. тр., РНДУП «Інститут радіології», 2013) 354 с.
3. Д.І. Гудков та ін. Сучасні рівні та динаміка радіонуклідного забруднення компонентів водних екосистем у Чорнобильській зоні відчуження. наук. зап. Тернопіль нац. пед. ун-ту. Сер. Біол., гідроекологія 3-4(64) (2015) 150
4. T. Yankovich et al. Establishing a database of radionuclide transfer parameters for freshwater wildlife. Journal of Environmental Radioactivity 126 (2013) 298.
5. Г.Д. Лебедева. Вплив різного сольового складу води на накопичення та виведення цезію прісноводною рибою. Радіобіологія 6(4) (1966) 557.
6. Патент № 128443. Спосіб очищення карася сріблястого (*Carassius gibelio* Bloch) від радіонукліду цезію до гігієнічних радіаційно-безпечних рівнів / О.Є. Кагляр та ін. Опубл. 25.09.2018, бюл. № 18.
7. Ю.В. Мовчан, А.І. Смірнов. Фауна України. Риби. Том 8. Вип. 2. Коропові. Част. 2. (К: Наук.думка, 1983) 360 с.
8. Ю.В. Хомутінін та ін. Прогноз динаміки та ризику перевищення допустимого вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у рибі Київського водосховища на пізній фазі Чорнобильської аварії. Радіаційна біологія. Радіоекологія. 53(4) (2013) 412.
9. О.Л. Зарубін та ін. Накопичення ^{137}Cs судаком (*Lucioperca lucioperca* L.). Ядерна фізика та енергетика 13(2) (2012) 176

10. A. I. Kryshev. Model reconstruction of ^{90}Sr concentrations in fish from 16 Ural lakes contaminated by the Kyshtym accident of 1957. Journal of Environmental Radioactivity 64 (2003) 68.

11. Вплив радіонуклідного забруднення на гідробіоти зони відчуження / М. І. Кузьменко, В. Д. Романенко, В. М. Деревець [та ін.] // Радіонукліди у водних екосистемах України. – Київ: Чорнобильінтерінформ. – 2001. – 319 с.

12. Вербельчук С. П. Аналіз рівня забруднення ^{137}Cs та ^{90}Sr прісноводної риби та її внесок у формування дози внутрішнього опромінення сільських споживачів / С. П. Вербельчук // Вісник ДАУ. – 2003. – № 1. – С. 301 – 307.

13. Волкова О. М. Формування радіонуклідного забруднення іхтіофауни прісноводних водойм України / О. М. Волкова // Наук. вісник Національного аграрного університету – К., 2006. – № 102. – С. 53 – 60.

14. Динамика содержания стронция-90 и радиоезия в воде водоёмов зоны отчуждения Чернобыльской АЭС / А. Е. Когляй, В. Г. Кленус, М. И. Кузьменко [и др.] // Гидробиологический журнал. – 2005. – Т. 41, № 3. – С. 89 – 98.

15. Зарубін О. П. Радіоактивне забруднення водяних рослин і тварин р. Прип'ять / О. Л. Зарубін, О. О. Заліський // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – Київ: Чорноб, 2002. – № 1. С. 39 – 47.

16. Рябов І.М. Особливості екології риб у водоймах забруднених радіонуклідами внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. Автореф. дис. ... док біол. наук. – М., 1998. – 50 с

17. Флейшман Д.Г. Накопичення штучних радіонуклідів прісноводними рибами // Сучасні проблеми радіобіології. - М.: Атоміздат, 1971. -Т. 2. Радіоекологія. – С. 395 – 420.

18. Кленус В. Г. Досвід використання екологічної класифікації та обґрунтування екологічних нормативів якості поверхневих вод України

за критеріями специфічних показників радіаційної дії / В. Г. Кленус //

Гідробіологічний журнал. - 2002. - Т. 38, № 4 - С. 93 - 102.

19. Проблеми і перспективи ведення рибного господарства в поліській зоні

України / П. Г. Шевченко, М. Ю. Євтушенко, О. М. Волкова [та ін.] //

Поліське село: соціоекологічний та духовний виміри. – К. : Міленіум,

2007. – С. 44 – 72

20. Радіоекологічні дослідження деяких річок Житомирської області / О. М.

Волкова, В. В. Беляєв, В. Г. Кленус [и др.] // Ядерна фізика та

енергетика. – 2006. – № 2 (18). – С. 110 – 114.

21. Карпова Г., Зуб Н., Мельничук В., Проців Г. Оцінка екологічного стану

водоєм методами біоіндикації. Перші кроки до оцінки якості води. –

Бережани, 2010. – 32 с., іл.

22. Основи акваріумістики: навч. посіб. для студентів вищих навчальних

закладів. Вінниця, 2020. – 234 с. / Білявцева В. В., Мушит С. О., Сироватко

К. М.,

23. Агемян Д. Н. Акваріум у вашому будинку / навч. посіб. Мінськ.

Харвест,

2003. 385 с.

24. Власенко В. В., Темніханов Ю. Д. Іхтіопатологія : навчальний посібник

для підготовки фахівців у ВНЗ III – IV рівнів акредитації за напрямками

"Водні біоресурси та аквакультура", "Ветеринарна медицина" та

"Технологія виробництва і переробки продукції

тваринництва". Вінниця, 2012. 527 с.

25. Перепелятніков Г. П. Основи загальної радіоекології : монографія. 2-ге

вид.; укр. мовою; виправл. і доп. К. : Атіка, 2012. 440 с.

26. Радиация. Дозы, эффекты, риск. М. : Мир, 1988. 90 с.

27. Тимофеев-Ресовский Н. В., Иванов В. И., Корогодин В. И. Применение

принципа ионизации в радиобиологии. М. : Атомиздат, 1968. 229 с

28. Kroger W., Chakraborty S. Tschernobyl und weltweite Konsequenzen. Köln

. Tuv, Rheinland, 1989.

29.Справочник по ядерной энерготехнологии. М. :Энергоатомиздат, 1993.
753 с.

30.Гродзинський Д. М. Радіобіологія : підручник.Київ : Либідь, 2000. 449
с.

31.Тимофеева-Ресовская Е.А. Распределение радиоизотопов по основным
компонентам пресноводных водоемов // Тр. УФ АН СССР. – 1963. –
Вып. 30. – 78 с.

32.Зарубін О.Л. Динаміка вмісту ¹³⁷Cs у рибах (на прикладі водойми-
оохолоджувача Чорнобильської АЕС): Автореф. дис. ... канд. биол.
наук. – К.: Нора-прінт, 2003. – 19 с.

33.Шеханова И.А. Радиозкология рыб. – М.: Легк. ипмш. пром., 1983.
208 с.

34.Ильенко А.И. Радиозкология пресноводных рыб // Вопросы
ихтиологии. – 1969. – Т. 9, вып. 2. – С. 324–337.

35.Марей А.Н., Бархударов Р.М., Книжничкова В.А. и др. Глобальные
выпадения продуктов ядерных взрывов как фактор облучения
человека. – М.:Атомиздат, 1980. – 188 с.

36.Солнос А., Буровина И.В., Каневский Ю.П., Флейшман Д.Г.
Радиоактивный и стабильный цезий в гидробионтах оз. Дальнего
(Камчатка) // Проблемы радиозкологии водных организмов: Тр. Ин-та
экологии растений и животных. – Свердловск, 1971. – С. 84 – 87.

37.Флейшман Д.Г. Щелочные элементы и их радиоактивные изотопы в
водных экосистемах. – Л.: Наука, 1982. – 160 с.

38. Каневский Ю.П. Некоторые закономерности обмена калия, рубидия и
цезия между организмом и окружающей средой у рыб и круглоротых
(миног): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Л., 1973. – 24 с.

39.Пучков Н.В. Физиология рыб: Учеб. пособ. – М.:Пищепромиздат,
1954. – 372 с.

ДОДАТКИ

НУБІП України

Біля входу в інститут радіології

Лабораторія в якій я працювала



НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

Лабораторії в яких проводились досліди. Муфельні та сушильні шафи, центрифуги

НУБІП України

Н



Н



Н



Н

Н

НУБіП України



НУБіП України

Підготовка інструментів для наступного дослідження, зважуємо рибу



Чіпи для риби



НУБІП України

Процес введення чіпу в рибу



НУБІП України

НУБІП України

Сканування чіпу для подальшого відслідковування за певною рибкою

НУБІП України

НУБІП України



НУБІП України

НУБІП України

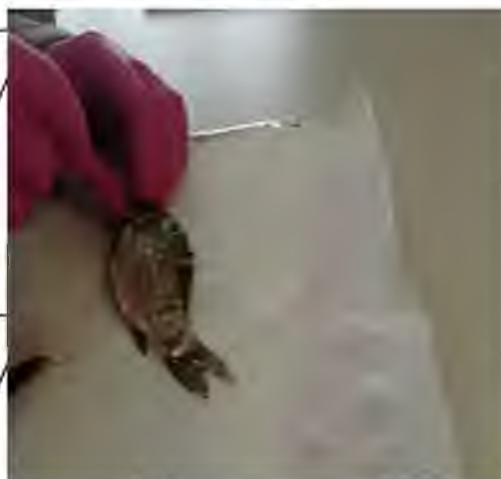
Відбирала зразки м'язової, кісткової тканини і органів риби та підготовка риби та інструментів для досліду



Надрізаємо рибу



Надрізаємо черевце та зчищаємо луску



Відрізаємо м'язову тканину від голови риби



НУБІП України

Відрізала частинку м'язової тканини

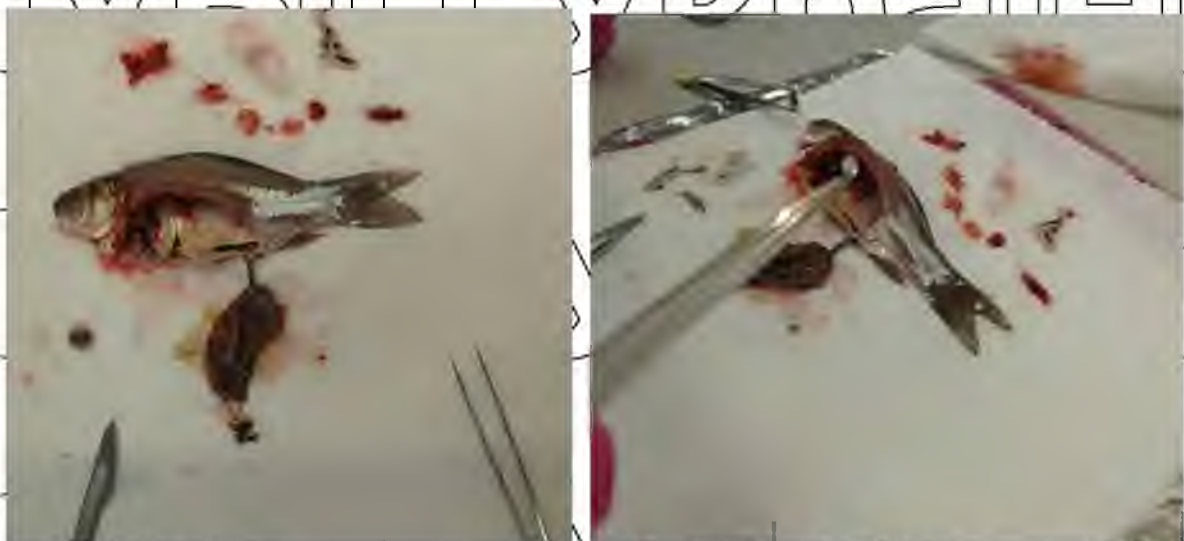
Роздівлюємось внутрішні органи



НУБІП України

НУБІП України

Роздивляємось наповнення шлунково – кишкового тракту, видаляємо око та дістаємо кришталік



Розглядаємо кришталік під оптичним мікроскопом



Зразки тканин та кісток поміщуємо до муфельної та сушильної шафи. Для перетворення проб на попіл. Та отримуємо рештки риб.



Вимірюємо рівень радіації дозиметром у біологічних матеріалах карася сріблястого. Та завантажуюємо зразок у спектрометр.



Спектрометр енергії гамма-випромінювання та графік з результатами спектрометрів на комп'ютері



НУБІП України

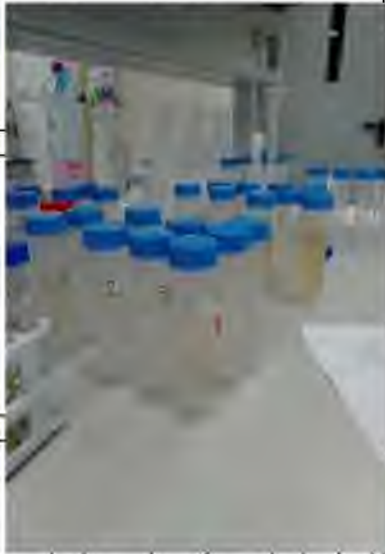
Дисипання зразку залишків в алюмінієву посудину з бортиком. Розрвіємо та вимірюємо вологу в аналізаторі вологості



НУБІП України

НУБІП України

Посуд для проведення дослідів з водою та підставка з одноканальними мікроелементами для набирання води



Проби води з оз. Глибоке

