



## РЕФЕРАТ

Робота виконана на 63 сторінках, містить 4 розділи, 18 рисунків, 8 таблиць, 61 використаних джерел.

Мета роботи: Визначення швидкості виведення (періоду біологічного напіввиведення)  $^{137}\text{Cs}$  з організму карася сріблястого (*Carassius gibelio*) за допомогою використання «чистих» кормів з KFCF.

Коротко результати:

Експериментальне дослідження з оцінки ефективності KFCF у виведенні  $^{137}\text{Cs}$  із організму риби після хронічного надходження радіоцезію з їжею вперше провели в Україні у 2023 році.

Вперше були отримані показники радіологічної ефективності зниження поглинання радіоцезію рибами, яким згодовували фіксовані кількості KFCF (6 мг/кг та 60 мг/кг ваги риби), і виявилося, що вона в 1,5-2,1 рази вищою за 108 днів по порівнянню з кормом без KFCF.

Визначили, що швидкість виведення для активності  $^{137}\text{Cs}$  складала  $k_b=0.007$  1/добу,  $k_b=0.012$  1/добу та  $k_b=0.013$  та питомої активності  $^{137}\text{Cs}$   $k_b=0.009$  1/добу,  $k_b=0.014$  1/добу та  $k_b=0.015$  1/добу при використанні корму без KFCF та з вмістом KFCF 0.1% та 1%, відповідно.

Використання корму з вмістом KFCF 0.1% та 1% дозволяє зменшити період напівзменшення активності та питомої активності в рибі до  $T_{1/2}=53$ -58 днів і  $T_{1/2}=46$ -50 днів.

Експеримент показав, що не було статистичної різниці в ефективності рибних кормів з 0.1% і 1% концентрацією KFCF у зменшенні радіоцезієвого забруднення (рівень значущості  $p>0,05$ ).

## ЗМІСТ

ВСТУП.....	6
РОЗДІЛ 1. ЛІТЕРАТУРНИЙ ОГЛЯД.....	9
1.1 Вплив радіонуклідів на прісноводних риб після Чорнобильської аварії.....	9
1.2. Методи очищення водою від радіоактивного забруднення.....	12
Також іноді розглядається можливість фітодезактивації води у водоймищах за допомогою рослин [31-34]	
1.3. Заходи щодо зменшення вмісту радіонуклідів у рибі.....	13
РОЗДІЛ 2. МЕТОДОЛОГІЯ ДОСЛІДЖЕННЯ.....	19
2.1 Вплив селективного сорбенту фероцину на динаміку вмісту $^{137}\text{Cs}$ в рибі.....	19
2.1.1 Об'єкти дослідження.....	22
2.1.2 Вага риб.....	22
2.1.3 Забруднення рибних кормів «Nutra Olympic» (Skretting, Norway) $^{137}\text{Cs}$ згідно з раніше використаною методикою (Кашпарова та ін., 2022).....	24
2.1.4 Забруднення риби $^{137}\text{Cs}$ в контрольованих лабораторних умовах ...	25
2.1.5 Проведення експериментальних досліджень динаміки виведення $^{137}\text{Cs}$ з організму риб в лабораторних умовах у акваріумах.....	26
2.1.6 Вимірювання питомої активності $^{137}\text{Cs}$ методами гамма-спектрометрії.....	27
2.2. Аналіз вмісту хімічних елементів за допомогою ICP-MS.....	29
2.3. Математичний аналіз результатів.....	32
2.4. Статистичний аналіз даних.....	32
РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	34
3.1 Результати атомно-емісійної мас-спектрометрії (ICP-MS) для кормів.....	34
3.2 Зміни температури води в акваріумі та відповідна вага корму.....	36
3.3 Зміна ваги риб в акваріумах.....	38
3.3 Аналіз зміни активності $^{137}\text{Cs}$ в рибі.....	41
3.4 Зміна активності $^{137}\text{Cs}$ в осадах і воді.....	45
РОЗДІЛ 4. ОБГОВОРЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ РОБОТИ.....	47
4.1. Зміна ваги риб.....	47
4.2. Забруднення риб $^{137}\text{Cs}$ .....	47

4.2. Виведення <sup>137</sup> Cs з організму риби.....	48
4.3. Радіологічна ефективність корму з додавкою КФСФ у зниженні вмісту <sup>137</sup> Cs в організмі риби на радіоактивно забруднених територіях.....	50
ВИСНОВКИ.....	53
СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ.....	55

НУБІП України ]

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

**ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ, УМОВНИХ ПОЗНАК, СИМВОЛІВ,  
ОДИНИЦЬ І ТЕРМІНІВ**

ЧАЕС – Чорнобильська атомна електрична станція;

ЧЗВ – Чорнобильська зона відчуження;

$^{137}\text{Cs}$  – радіоактивний ізотоп цезію-137;

Бк – одиниця активності радіонукліду,  $1 \text{ Бк} = 1 \text{ розпад с}^{-1}$ ;

Питома активність – активність радіонукліду в одиниці маси проби, Бк/кг;

$\text{кБк м}^{-2}$  - кілобеккерель на квадратний метр;

$\text{Бк кг}^{-1}$ ,  $\text{л}^{-1}$  - Беккерель на кілограм, літр;

$A(t)$  – активність  $^{137}\text{Cs}$  в риби (Бк) в момент часу  $t$  (доба);

$A_f$  – швидкість надходження  $^{137}\text{Cs}$  у рибу з кормом (Бк/доба);

$k_b$  – швидкість виведення радіонукліда з тканин риби (1/доба);

$\lambda$  - константа розпаду  $6.3 \cdot 10^{-5} \text{ 1/доба}$  для  $^{137}\text{Cs}$ .

(KFCF) -  $\text{KFe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$  - фероцин - залізо-гексаціаноферату калію

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

## ВСТУП

## Актуальність дослідження

Однією з найактуальніших проблем нашого часу є загроза радіоактивного забруднення водоймищ і продуктів харчування. Ядерні аварії, які сталися в минулому, залишають наслідки у вигляді радіоцезію в довкіллі, який може потрапити в харчовий ланцюг і вплинути на здоров'я людей. Одним із можливих методів боротьби з цією проблемою є використання сорбентів, таких як "Ферроцин," для очищення води та водних організмів від радіоактивного забруднення.

Після аварій на Чорнобильській АЕС та АЕС Фукусіма питома радіоактивність  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  у рибі в зонах відчуження досягала декількох сотень  $\text{кБк кг}^{-1}$ , що значно перевищувало дозволени рівні [1-6]. Навіть на значних дистанціях від епіцентру викиду радіонуклідів, наприклад, у Норвегії, де питома активність річкової риби перевищувала  $10 \text{ кБк кг}^{-1}$  [1]. Питома активність  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  після аварії у рибі в закритих водоймах з часом зменшувалася дуже повільно, в основному через радіоактивний розпад радіонуклідів із ефективним періодом напіврозпаду понад 25 років [7-10]. В результаті, навіть за кордоном зони попередження про аварію на Чорнобильській АЕС (ЧЗВ) у рибі із закритих водойм з низьким вмістом кальцію і кальцію у воді спостерігалось перевищення поточного допустимого рівня  $^{90}\text{Sr}$  ( $35 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ ) і  $^{137}\text{Cs}$  ( $150 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ ) [11-13].

У природні радіонукліди потрапляють в організм риби двома шляхами: по-перше, на пряму з води через шкіру і зябра, по-друге, через травний тракт із забрудненою радіонуклідами їжею. Нещодавні дослідження в природних і лабораторних умовах показали, що поглинання  $^{137}\text{Cs}$  рибами відбувається переважно з їжі і через травний тракт, а не з води [14-16]. Оскільки рівні радіоактивності  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  в організмі риби визначаються рівнем радіоактивного забруднення кормів і кількістю спожитого корму, швидкість потрапляння цих радіонуклідів в організм риби можливо отримати лише в

природних умовах. Коли температура води вище  $10^{\circ}\text{C}$  швидкість поглинання  $^{137}\text{Cs}$  організмом риби під час активного годування може перевищувати швидкість поглинання прямо з води більше ніж у 100 разів [15, 16].

**Предмет дослідження:** Зміни вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в організмі риб при застосуванні оптимальної дози селективного сорбенту Феррацину в поєднанні з "чистим" додатковим харчуванням.

**Об'єкт дослідження:** Карась (*Carassius gibelio* (Bloch, 1782)) - типова риба родини коропових.

**Мета дослідження:** Визначення швидкості виведення (періоду біологічного напіввиведення)  $^{137}\text{Cs}$  з організму карася сріблястого (*Carassius gibelio*) за допомогою використання «чистих» кормів з KF<sub>6</sub>CF.

**Завдання дослідження:**

- визначити вміст хімічних елементів у кормі і рибі з різним вмістом фероціна - залізо-гексаціаноферату калію (KF<sub>6</sub>CF) -  $\text{KFe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$  від фірми «Скалярія»

- розробити інфраструктуру для проведення комплексу експериментальних досліджень щодо зміни забруднення риби  $^{137}\text{Cs}$  внаслідок вживання додаткового "чистого" корму з різним вмістом KF<sub>6</sub>CF

- визначення вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в кормі для риб "Nutra Olympic" (виробництво Skretting, Норвегія) використовуючи методику (згідно з дослідженням Kashparova та інші, 2022).

- проведення вимірів карася сріблястого (*Carassius gibelio*) перед початком експерименту.

- забруднення риби  $^{137}\text{Cs}$  в контрольованих лабораторних умовах

- проведення експериментальних досліджень динаміки виведення  $^{137}\text{Cs}$  з організму риб в лабораторних умовах у акваріумах

- відбір проб осадів на фільтрах та води;

- вимірювання питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  методами гамма-спектрометрії

- визначити радіологічну ефективність корму з добавкою KFCF у зниженні вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в організмі риб на радіоактивно забруднених територіях;

- визначити період біологічного напіввиведення  $^{137}\text{Cs}$  з організму риб для прогнозування.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

## РОЗДІЛ 1. ЛІТЕРАТУРНИЙ ОГЛЯД

### 1.1 Вплив радіонуклідів на прісноводних риб після Чорнобильської аварії

Чорнобильська катастрофа призвела до викиду великої кількості радіоактивного сміття в навколишнє середовище. Наслідком аварії 26 квітня 1986 року на Чорнобильській атомній електростанції (ЧАЕС) став викид у навколишнє середовище приблизно  $1,95 \times 10^{18}$  Бк радіоактивних речовин, під час аварії викид  $^{137}\text{Cs}$  був  $85 \times 10^{15}$  Бк. На ЧАЕС утворилася техногенна екологічна аномалія, яка охопила територію навколо станції діаметром 30 кілометрів і вважалася зоною евакуації населення. Радіоактивні викиди відрізнялися від інших глобальних випадів після тестування ядерної зброї в атмосфері та інших видів аварій кількістю радіонуклідів, щільністю радіаційного забруднення, розподілом цих радіонуклідів, їхніми фізико-хімічними властивостями. Ці особливості призвели до певних відмінностей у розповсюдженні та поведінці радіонуклідів чорнобильського походження порівняно з радіонуклідами інших генерацій [17].

Радіоактивне забруднення відкритих водойм може виникати внаслідок осадження радіоактивних матеріалів безпосередньо на поверхню води або через внесення їх з інших регіонів у водойми, які живлять це водне джерело. Деякі радіонукліди відкладаються на дні водойми через власну вагу, інші можуть бути поглинуті водними рослинами, рибами та іншими водними організмами, а ще інші можуть розчинятися у воді. З широкого спектра радіонуклідів, викинутих в результаті Чорнобильської аварії, найбільше накопичуються в рибах  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ . [18-19-20].

З-поміж радіонуклідів цезію, найнебезпечнішими є  $^{134}\text{Cs}$  та  $^{137}\text{Cs}$ . Вони можуть потрапляти до навколишнього середовища через проведення ядерних випробувань та в результаті викидів радіоактивних відходів в атмосферу та водні резервуари ядерними підприємствами та атомними електростанціями, а

також на суднах з ядерними реакторами [21-22]. Радіонуклід  $^{137}\text{Cs}$  переважно накопичується в істивній частині риби, зокрема в ікрі та м'язах. Завдяки своїм хімічним властивостям, схожим на калій, цезій може включатися в біологічний кругообіг, пересуватися вздовж біологічних ланцюгів та потрапляти в організм людини. При переміщенні через біологічні ланцюги, за винятком ланки "земля - рослина", цезій є більш мобільним порівняно з калієм. Він присутній в організмі всіх живих істот, включаючи морських організмів та людей. Проте частка  $^{137}\text{Cs}$  глобальних випадів у загальній радіаційній дозі не перевищує 1% від природного фону, який створюється природними джерелами випромінювання [18,21,23].

Після потрапляння в організм,  $^{137}\text{Cs}$  абсорбується через шлунково-кишковий тракт. Приблизно 80% цього радіонукліда осідає у м'язовій тканині, а 8% - у кістках. Близько 10% нукліда швидко виділяється з організму, а решта виводиться повільніше. Цезій дуже швидко та практично повністю всмоктується з травного тракту і розподіляється в органах та тканинах тваринного організму порівняно рівномірно. Приблизно 90% цезію, що потрапило з харчовими продуктами, виводиться через сечу, що означає, що основним шляхом виведення цезію є нирки [24].

Підвищений вміст калію в їжі сприяє активнішому виділенню цезію з організму, що зменшує його накопичення. В умовах недостатнього надходження калію в раціоні, спостерігається збільшене засмоктування цезію тканинами, одночасно зменшуючи його виділення через сечу та кал [24]. Аналіз результатів досліджень щодо накопичення  $^{137}\text{Cs}$  в прісноводних рибах дозволяє виділити три основних шляхи проникнення радіоцезію з навколишнього середовища в їхній організм: через зовнішні покриви, зябра та через травний тракт [25].

Чим вища у воді концентрація радіонуклідів, тим вища їх концентрація в тілах риби. Як і у ссавців, радіонуклиди вибірково розподіляються і в риби [25].

$^{137}\text{Cs}$  накопичується в м'язовій тканині та шкірі риби. Хижі риби накопичують більше радіонуклідів, ніж рослиноїди [23, 21]. У прісних водоймах вирішальний вплив на величину накопичення радіонуклідів рибою має харчова насиченість водойми, яка в бідних на їжу водоймах вища, ніж у багатих. Важливе значення має також сезон, точніше температура води, яка впливає на швидкість обміну: Ефективний період напіврозпаду  $^{137}\text{Cs}$  у прісноводній рибі при температурі  $+15^\circ\text{C}$  становить 50-100 днів, холодна вода збільшує період  $> 200$  днів [23].

Близько 20% радіонуклідів, які виділяються організмом, затримуються в скелеті організму і депонуються в організмі,  $^{90}\text{Sr}$  виводиться з організму людини в разі повільніше, ніж  $^{137}\text{Cs}$ . Зі збільшенням відстані від Чорнобильської АЕС концентрація  $^{137}\text{Cs}$  у водних системах зменшується.

Внаслідок цього кількість і склад радіонуклідів у рибі знижується.  $^{137}\text{Cs}$  переважно фіксується у ґрунті, а також у суспензії та осадових шарах на дні водойми, тому його кількість у складових частинах водойми зменшується зі збільшенням відстані від Чорнобильської АЕС [21, 24, 26-28].

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

## 1.2. Методи очищення водою від радіоактивного забруднення

У зв'язку з посиленням ситуації щодо відновлення якості води, спричиненого накопиченням та поширенням активного та токсичного радіоактивного забруднення навколишнього середовища, розробка нових або вдосконалення існуючих методів залучення радіонуклідів є актуальним напрямком досліджень. В особливості, залишається не вирішеною проблема очищення водних об'єктів від одного довгоживучого радіонукліду -  $^{137}\text{Cs}$ , одного з основних (разом з  $^{90}\text{Sr}$ ) радіонуклідів, які спричиняють утворення доз опромінення організмів внаслідок Чорнобильської аварії. При визначенні ефективних методів очищення води від  $^{137}\text{Cs}$  необхідно визначити форми радіонуклідів, присутніх у воді, і ступінь забруднення води. Критерії такого визначення повинні включати економічні, екологічні та інші фактори, які впливають на вибір найбільш відповідного і оптимального методу очищення.

У водному середовищі  $^{137}\text{Cs}$  виявляється переважно у вигляді одновалентних катіонів, але може також входити до складу аніонів або нейтральних сполук. Важливо відзначити, що  $^{137}\text{Cs}$  може майже оборотно адсорбуватися на глинистих мінеральних частинках. Ця інформація важлива для розробки методів очищення води від  $^{137}\text{Cs}$ , незалежно від його форми і можливої адсорбції на мінералах[29]. Водночас, через відносно тривалий період напіврозпаду  $^{137}\text{Cs}$  може накопичуватися у водних екосистемах і включатися в біологічний кругообіг матеріалів з потенційно несприятливим впливом на всі живі організми, включаючи людину[30].

Основними критеріями, яких слід дотримуватися при виборі з існуючих технологій очищення або розробці нових, є наступні:

-Очищення води повинно бути ефективним проти високотоксичних радіонуклідів.

-Методи (технології) очищення повинні забезпечувати очищення до прийнятних рівнів концентрацій у природних водоймах;

-Реагенти, які використовуються в процесі очищення, повинні бути доступними, дешевими, ефективними та безпечними для людини і навколишнього середовища;

-Кількість відходів повинна бути мінімальною і легко утилізуватися або використовуватися для інших цілей, наприклад, для виробництва біогазу;

-Методи повинні бути простими, доступними і не передбачати складних технологій.

Незважаючи на широкий спектр доступних методів, більшість методів очищення не підходять для дезактивації великих об'ємів води, оскільки вони не можуть видалити катіонну форму  $^{137}\text{Cs}$ .

Основні ефективні технології, що використовуються для очищення водойм від іонів токсичних металів, можна розділити на дві групи. Перша група - це методи очищення, засновані на використанні адсорбентів, коагулянтів і флокулянтів, які можуть забезпечити високий ступінь очищення води.

До другої групи методів очищення належать електрохімічні та мембранні методи, які є простими у використанні, мають високий ступінь очищення та потребують дешевих реагентів. Водночас ці технології очищення зазнають значних енергетичних і фінансових витрат та попередньої підготовки води [3].

Також іноді розглядається можливість фітодезактивації води у водоймищах за допомогою рослин[31-34]

### 1.3 Заходи щодо зменшення вмісту радіонуклідів у рибі.

У північному районі Полісся, регіоні, який найбільше постраждав від Чорнобильської катастрофи, більша частина впливу речовини на населення є внутрішньою, внаслідок споживання  $^{137}\text{Cs}$  в організмі людей з місцевими продуктами харчування. Основним джерелом є продукти тваринного походження, такі як молоко та м'ясо, а також продукти лісу, такі як дикорослі гриби та ягоди. Проте в деяких районах після аварії на Чорнобильській АЕС до половини надходження  $^{137}\text{Cs}$  відбувається з рибою в прісній воді, яка знаходиться в закритих водоймах поблизу [35-36].

Щоб запобігти стоку забруднюючих речовин, можна побудувати дамби і бар'єри між річками і заплавами, таким чином обмежуючи довгострокову міграцію радіонуклідів у річки і озера [37,38-39]. Дамби використали у водних екосистемах Чорнобильського регіону для контролю додаткового забруднення води із забруднених заплав [36-37]. Нижче за течією Київського водосховища, закисні дамби в заплаві Прип'яті змогли зменшити концентрацію радіоцезію і радіоактивного стронцію після аварії на Чорнобильській АЕС [37]. Однак дамба була ефективною лише під час відносно рідкісних паводків, і її економічна ефективність викликає сумніви [37].

Важливо провести аналіз витрат і вигод, перш ніж розпочинати такий масштабний проект, який може мати вагомий негативний вплив на заплавні екосистеми. Після аварії на Чорнобильській АЕС у реальних умовах було випробувано лише додавання калію та кальцію у воду для мінімізації радіоактивного забруднення риби [37].

В експериментах, які були проведені в акваріумах, пряме поглинання  $^{137}\text{Cs}$  з води в організм прісноводних риб можна було зменшити в два-сім разів шляхом додавання у воду калію і натрію [40-41]. Однак після аварії на ЧАЕС

у природних умовах додавання хлориду калію до води закритих водойм як виявилось мало ефективним [42].

Потенційна ефективність калію як засобу зниження вмісту радіоцезію в рибі була отримана лише в акваріумних експериментах і потребує перевірки в реальних водоймах у природних умовах. Тому провели експеримент у Швеції після аварії на ЧАЕС, щоб перевірити ефективність [43]. Проте озеро яке обрали для експерименту, було не дуже вдалим, через великий обіг води у ньому, бо підтримувати високий вміст  $[K^+]$  у воді було важко, тому результати були негативними. Ефективність опромінення окуня на мальків була в 1,1 рази вищою. В озерах з високим припливом і відтоком води калій потрібно вносити багаторазово [43].

Також було проведено експеримент на озері Святе в Костуковичах, Білорусь (максимальна глибина 5,1 м, площа 0,25 км<sup>2</sup>, об'єм 717 950 м<sup>3</sup>), щоб протестувати калійні заходи в реальних умовах [44]. У лютому 1998 року 15 тонн добрива  $KCl$  було розкидано по всій поверхні озера по льоду. Озеро живилося підземними водами і не мало стоку, тому втрати калію з водного циклу озера були низькими [44].

Концентрація  $K^+$  у воді озера Святе, до початку експерименту, становила 1 мг л<sup>-1</sup>, що призвело до відносно високого коефіцієнту накопичення  $^{137}Cs$  - близько 12 000 л кг<sup>-1</sup> для окуня і 3200 л кг<sup>-1</sup> для інших видів риб [44]. Після танення льоду в березні-квітні 1998 року  $[K^+]$  концентрації збільшились у 10 разів до 10 мг л<sup>-1</sup>, як і очікувалось [44].

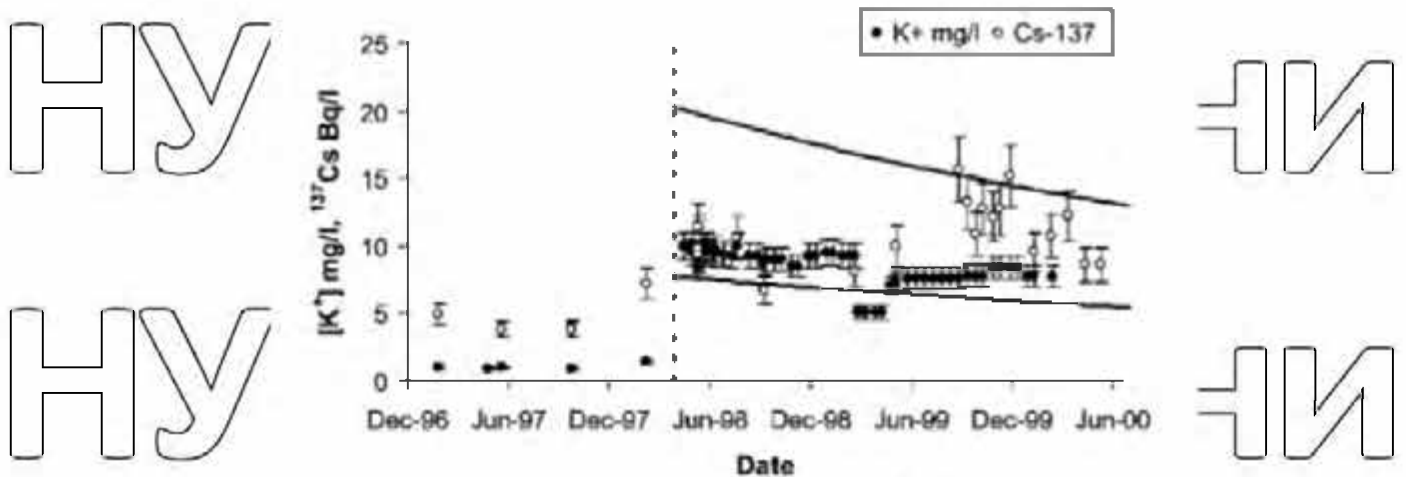


Рисунок 1.1 - Озера Святого (Костюковичі) - динаміка вмісту  $K^+$  та  $^{137}Cs$  у воді. Вертикальною пунктирною лінією позначено дату впровадження заходів (дата сходу льоду, березень 1998 р.) [44]

Збільшення вмісту  $[K^+]$  у воді призвело до десорбції  $^{137}Cs$  з донних відкладів, і питома активність  $^{137}Cs$  у воді озера зросла до  $15 \text{ Бк л}^{-1}$  у 1999 році. Результати показують зниження питомої радіоактивності  $^{137}Cs$  у рибі з озера Святе після вимірювання калію (рис. 1.2). На рисунку 1.5б окуні розділені на дві різні вагові категорії класи (більше і менше 100 г), через відмінності у харчових звичках, що призводить до відносно низького рівня біоаккумуляції радіоцезію у великих окунів [45-47]. Слід зазначити, що в озері спостерігається велика варіація вмісту  $^{137}Cs$  в рибі одного виду і маси тіла (середньоваріаційне відхилення питомої активності  $^{137}Cs$  в рибі становить 1,2-1,9). Для визначення середньої питомої активності  $^{137}Cs$  під час відлову з довірчою ймовірністю  $P=0,95$  і відносною похибкою приблизно 20% необхідно відібрати 10-20 особин для вимірювання. Найчастіше вимірювання до і після додавання калію у воду озера Святе проводилися на плітці (20 і 19) і краснопірці (10 і 9), причому ефективність опромінення була в 2,3 і 1,9 рази вищою (Таблиця 1.1) [44].



застосовуватися, коли вода використовується для питного водопостачання або зрошення [37].

Вид	$^{137}\text{Cs}$ в 1997 (n), кБк кг <sup>-1</sup>	$^{137}\text{Cs}$ в 1999 (n), кБк кг <sup>-1</sup>	Зниження в 1999р. по відношенню до 1997, %	Ефективність контрзаходу, раз
Плітка	16.0 (20)	6.9 (19)	43.0	2.3
Окунь <100 г	54.9 (5)	19.5 (4)	35.5	2.8
Окунь >100 г	103.9 (6)	40.7 (39)	39.2	2.6
Краснопінка	15.0 (10)	7.8 (9)	51.8	1.9
Лин	10.4 (4)	4.2 (27)	40.3	2.5
Пічкур	20.9 (2)	15.4 (5)	73.3	1.4
Карась	18.7 (2)	7.6 (7)	40.7	2.5
Йорж	8.3 (6)	3.5 (2)	42.2	2.4
Щука	29.3 (2)	16.4 (6)	41.7	2.4
Рак	15.2 (2)	5.3 (2)	35.5	2.8

Таблиця 1.1 - Середня питома активність  $^{137}\text{Cs}$  і ефекти в рибі та річкових раках з озера Святе до і після застосування калійних заходів у 1998 році.

Кількість зразків в дужках – n [44].

Додавання калію до озерної води є дорогим заходом через дуже високі витрати на транспортування великої кількості сполук калію (близько 24 000 грн КСІ за тону). Тому через екологічні обмеження, низьку ефективність, високу вартість, калійні заходи для риби не отримали широкого застосування після аварій на Чорнобильській та Фукусімській АЕС.

## РОЗДІЛ 2. МЕТОДОЛОГІЯ ДОСЛІДЖЕННЯ

### 2.1 Вплив селективного сорбенту фероцину на динаміку вмісту $^{137}\text{Cs}$ в рибі

Використання селективних сорбентів цезію, таких як берлінська лазур (фероціанід,  $\text{NH}_4\text{Fe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ ,  $\text{KFe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ ,  $\text{Fe}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]_3$ ), є дуже ефективним для зниження рівня радіоцезію у різних тварин (великої рогатої худоби, овець, свиней, кіз, оленів та птиці), після аварії на Чорнобильській АЕС у багатьох країнах, включаючи Німеччину, Австрію, Францію, Великобританію та Норвегію[48-49]. До складу берлінської лазури входять різні сполуки, які перешкоджають всмоктуванню цезію в шлунково-кишковому тракті (ШКТ). Ці речовини використовуються як добавки до кормів для тварин. У воді та рідких середовищах, що зустрічаються під час травлення в травному тракті тварин, берлінська лазур утворює колоїди розміром 5-50 мкм і має високу ефективність зв'язування з цезієм, у  $10^3$ - $10^4$  рази вищу, ніж з натрієм ( $\text{Na}^+$ ) або калієм ( $\text{K}^+$ ). Таким чином, берлінська лазур сприяє сорбції цезію, який не всмоктується в кров під час травлення в шлунково-кишковому тракті, а виводиться з фекаліями[49].

Додавання порошку берлінської лазури під час приготування концентратів на заводах є найпростішим і найдешевшим методом виробництва. Експериментальні дослідження, проведені після аварії на Чорнобильській АЕС, показали ефективність використання таких кормів як заходу для зменшення вмісту радіоцезію в продуктах тваринництва.

Необхідно лише додавати хімічні речовини в корм худобі протягом певного періоду перед забоєм.

14 жовтня 2001 року Європейське Співтовариство (організація-попередник ЄС) офіційно і на постійній основі дозволило використання препаратів AFCE як кормових добавок для зв'язування і виведення радіоцезію з організму худоби (Регламент 2013/2001). Цей документ також визначає критерії використання цих речовин, які варіюються від 1 до 15 мг на кг живої ваги[50].

Хоча заходи в сільськогосподарському виробництві є дуже ефективними, аналогічні заходи для зменшення вмісту радіонуклідів у рибі ще не розроблені.

Метою даної роботи було визначення швидкості виведення (періоду біологічного напіввиведення)  $^{137}\text{Cs}$  з організму карася сріблястого (*Carassius gibelio*) за допомогою введення «чистих» кормів з KFCF.

Для цього «чисті» срібні карасі помістили в 3 акваріуми, в якому до середини експерименту годували риб «брудним» кормом, а далі корм, що містить 0%, 0,1% та 1% залізо-гексаціаноферат калію (KFCF) -  $\text{KFe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$



Рисунок 2.1 Розробка інфраструктури та проведення комплексу експериментальних досліджень щодо зміни забруднення риби  $^{137}\text{Cs}$  внаслідок вживання додаткового "чистого" корму з різним вмістом KFCF.

Таблиця 2.1 (а) – План введення корму для риби

Акваріум	Кількість риби	Вага, г	11 лют.	28 лют.	16 бер.	10 квіт.	22 трав.	29 трав.	5 черв.	
Time			0	17	33	58	80	100	107	114
4	6	90,1	Cs+feed	Cs+feed	Cs+feed	Cs+feed	Cs+feed	Cs+feed	Cs+feed	Cs+feed
5	6	90,6	Cs+feed	Cs+feed	Cs+feed	Cs+feed	Cs+feed	Cs+feed	Cs+feed	Cs+feed
6	6	92,4	Cs+feed	Cs+feed	Cs+feed	Cs+feed	Cs+feed	Cs+feed	Cs+feed	Cs+feed
Темп, С			10-12	10-12	12-14	14-15	15-17	18-20	18-20	20-22

Таблиця 2.1 (б) – План введення корму для риби

Акваріум	Кількість риби	12 черв.	12 черв.	13 черв.	23 черв.	3 лип.	24 лип.	14 серп.	4 вер.	25 вер.	10 жовт.
Time		12	12	1	11	21	42	63	84	105	120
4	6	Cs	feed	feed	feed	feed	feed	feed	feed	feed	feed
			+0.1	feed+0	feed+0	feed+0	feed+0	feed+0	feed+0	feed+0	feed+0
5	6	Cs	%	.1%	.1%	.1%	1%	1%	.1%	.1%	1%
			feed	feed+1	feed+1	feed+1	feed+1	feed+1	feed+1	feed+1	feed+1
6	6	Cs	+1%	%	%	%	%	%	%	%	%

У дослідженнях використовували карасів (*Carassius gibelio*) середньої живої маси  $15.2 \pm 0.2$  г 12-212 г віком 1+ років у групах (табл. 2.2). «Чиста» риба була виловлена з озера в Києві з концентрацією активності  $^{137}\text{Cs}$  в рибі нижчою за  $10 \text{ Бк кг}^{-1}$ . Поглинання  $^{137}\text{Cs}$  організмом карасів з і без чистого додаткового корму з різним вмістом КФСЕ досліджували протягом експериментального періоду з початку липня до жовтня [44,51].

### 2.1.1 Об'єкти дослідження

Об'єктом дослідження був карась сріблястий (*Carassius gibelio*). Карась сріблястий - теплолюбна риба і не дуже чутлива до рівня кисню, тому може жити в стоячій воді. Завдяки своїй звичці, вони мають широкий ареал проживання. Здебільшого вони зустрічаються у прибережних районах[].

У цьому дослідженні проаналізовано вплив різного вмісту КФСФ у "чистому" кормі на процес поглинання та виведення  $^{137}\text{Cs}$  з карасів. Карась є одним з найбільш широко використовуваних видів риб для експериментальних досліджень завдяки своєму широкому розповсюдженню та здатності накопичувати радіонукліди.

Експеримент проводився протягом тривалого періоду з 10 лютого по жовтень, охоплюючи різні сезони та умови існування карася. Велика тривалість дослідів дала можливість отримати більш конкретну інформацію про динаміку поглинання та виведення  $^{137}\text{Cs}$  в організмі риб під впливом різних форм корму.

Для цього використовували три окремі 27-літрові акваріуми, які належним чином підтримували постійну температуру і сприяли створенню стабільних умов в експерименті. Кожен резервуар містив групу карасів по 6 шт., і кожену групу спочатку протягом 120 днів годували кормом з цезієм-137, а потім годували "чистим" раціоном з різним вмістом КФСФ протягом 108 днів.

Для подальшого аналізу та визначення ефективності використання додаткового корму для очищення риби від радіонуклідів були зібрані дані про концентрацію  $^{137}\text{Cs}$  у рибі з різних акваріумів. Результати цього дослідження є важливими для забезпечення споживчої безпеки цієї продукції та розробки стратегій контролю забруднення риби радіонуклідами.

### 2.1.2 Вага риб

Експериментальні дослідження надходження та виведення  $^{137}\text{Cs}$  з організму риб провели в серії акваріумних дослідів при питомій активності

води  $< 10 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$  і температурах  $10-12^\circ\text{C}$  на початку експерименту. У лютому 2023 року з озера в Києві було зібрано сріблястого карася. Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у рибі була нижчою за допустиму активність ДР-2006 ( $150 \text{ Бк}/\text{кг}$ ). Уся жива риба була зважена перед початком експерименту і розміщена в 3 акваріуми об'ємом 27 літрів. У кожному резервуарі містилося по шість рибин [52].

Таблиця 22) - Вага (у грамах) риб у трьох акваріумах по 6 шт., на початку експерименту (2023.02.10).

№	Акваріум		
	4	5	6
1	12,5	11,5	12,7
2	12,6	14,2	14,3
3	14,5	14,4	13,8
4	14,8	16,2	17,5
5	16,9	17,8	12,9
6	18,8	16,5	21,2
<b>Середнє, <math>M \pm SE</math></b>	<b>15,0<math>\pm</math>1,0</b>	<b>15,1<math>\pm</math>0,9</b>	<b>15,4<math>\pm</math>1,4</b>



Рис.2.2 Фото Акваріумів з рибками

### 2.1.3 Забруднення рибних кормів «Nutra Olympic» (Skretting, Norway) <sup>137</sup>

Сs згідно з раніше використаною методикою (Кашпарова та ін., 2022)

Риба була забруднена внаслідок хронічного надходження <sup>137</sup>Cs з корму Nutra Olympic, що містив радіонукліди. Забруднення корму <sup>137</sup>Cs відбувалося

наступним чином: 5 мл розчину <sup>137</sup>CsCl з концентрацією  $1,1 \pm 0,1$  кБк/мл<sup>1</sup>

додавали до 35 мл 96% етанолу. Отриманий розчин додавали порівну (1:2) до

20 г корму і висушували на чашці Петрі в сушильній шафі при 45°C протягом

3 годин при періодичному перемішуванні. Середня концентрація <sup>137</sup>Cs у

сухому кормі становила  $176 \pm 10$  Бк/г у 10 аліквотах; рибам у кожному

акваріумі згодовували  $0,200 \pm 0,005$  г ( $35 \pm 1$  Бк/добу) о 9 годині ранку щодня

протягом експериментального періоду.

#### 2.1.4 Забруднення риби $^{137}\text{Cs}$ в контрольованих лабораторних умовах

Дослідження, що тривало 120 днів з 11 листопада 2023 року, вивчало різні аспекти накопичення  $^{137}\text{Cs}$  у риби. Для досягнення цієї мети в експерименті використовувався 27-літровий резервуар з карасем, а умови вирощування та годівлі ретельно контролювалися.

По-перше, воду фільтрували за допомогою польського фільтра AquaEl Fan Plus, щоб забезпечити сприятливі умови для риби. Це зменшило концентрацію забруднюючих речовин і забезпечило належну якість води в акваріумах. Крім того, для забезпечення відповідного рівня кисню у воді використовували німецький фільтр Tetra Tetra Tech AP550-150 (Рисунок 2.4(a)) та компресор і розпилювач Tetra AS50 (Рисунок 2.4(б)).



Рисунок 2.4- Німецький фільтр Tetra Tetra Tech AP550-150 (a), розпилювач Tetra AS50(б)

Важливу роль відіграла також регулярна підміна води в акваріумах. Однак перед заміною води використовували 200-літрові бочки з п'ятьма карасями для акліматизації риби у заздалегідь підготовленій воді. Це допомогло зменшити концентрацію забруднення та створити сприятливі умови для риби. Ключовим елементом експерименту було додавання бактерій протягом семи днів [Рис.2.5]. Цей захід підтримував біологічну рівновагу води та зменшував концентрацію забруднення. Найголовнішою

частиною дослідження було годування риб і дослідження процесів накопичення та вивільнення  $^{137}\text{Cs}$ . Риб годували щодня о 9 годині ранку 0,2г корму та "чистою" дістою для скалярій без KFCF. Кількість корму змінювали залежно від температури води та відповідно до рекомендацій виробника[53].



Рисунок 2.5- Бактерії для біологічної рівноваги води

### 2.1.5 Проведення експериментальних досліджень динаміки виведення $^{137}\text{Cs}$ з організму риб в лабораторних умовах у акваріумах

Після того, як до 12.06.2023 р. вміст  $^{137}\text{Cs}$  в організмі риб досяг рівноваги, риба отримувала лише чистий корм без  $^{137}\text{Cs}$ , а корм в резервуарах 4 і 5 від компанії "Скалярія" карасів (30 % протеїн, 10 % жир) був замінений на такий самий раціон, що містив 0,1% і 1% KFCF, відповідно. Це значить, що риби масою 115 г та 122 г спожили в акваріумах 0,8 г раціону, який містив 0,008 г та 0,008 г KFCF, що відповідає споживанню на живу масу 70 мг/кг та 6,6 мг/кг відповідно. 2023.09.28 риби в акваріумах важили 146,4 г і 156,5 г. Кількість корму була збільшена до 1,0 г і містила 0,01 г і 0,001 г KFCF. Це повністю відповідало споживанню 68 мг/кг та 6,4 мг/кг відповідно. Ці раціони відповідають рекомендованим кількостям для худоби, але різні

концентрації  $KFCF$  в раціоні потребують оптимізації для зменшення рівня забруднення риби  $^{137}Cs$  [53]

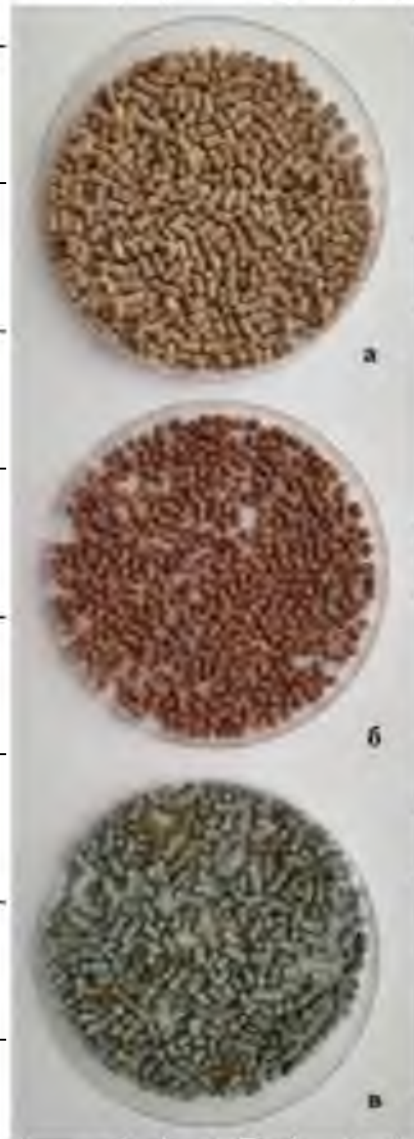


Рисунок 2.6 – Видгляд гранульованих кормів з різним вмістом залізо-гексаціаноферат калію ( $KFCF$ ) -  $KFe[Fe(CN)_6]$ : а - 0%, б – 0.1% в – 1%

## 2.1.6 Вимірювання питомої активності $^{137}Cs$ методами гамма-спектрометрії

Основні компоненти комплексу гамма-спектрометра (рис. 2.7):

Стандартний гамма-спектрометр складається з таких блоків.

- напівпровідникові або сцинтиляційні детектори з кристалами різних форм та розмірів. Циліндричні детектори зазвичай використовуються для радіаційного екологічного моніторингу та радіаційного контролю,

- підсилювач попереднього сигналу (зазвичай інтегровані з детектором);  
 - лінійний підсилювач викідного сигналу;  
 - пасивне екранування детекторів із товщиною стінки 5-10 см. Найбільш поширеним матеріалом для екранування є свинець. При використанні напівпровідникових детекторів необхідно додати внутрішній мідний, кадмієвий або плексигласовий поглинач рентгенівського випромінювання;  
 - багатоканальні імпульсні аналізатори (МСА): "сортують" за величиною імпульсів і передають накопичені дані на персональний комп'ютер (ПК) для аналізу; МСА можуть бути виготовлені як окремий блок або інтегровані в ПК у вигляді плати. Кількість необхідних каналів залежить від роздільної здатності детектора. Для напівпровідникових детекторів використовують ПХС з 4096 і більше каналами. Для сцинтиляційних спектрометрів досить 1024 каналів, а для аналізу спектра, зберігання інформації, керування гамма-спектрометром та забезпечення якості вимірювань використовується програмне забезпечення [54].



Рисунок 2.7 – Блок-схема стандартного гамма-спектрометра [54]

Для вимірювання активності  $^{137}\text{Cs}$  в живій рибі, 6 риб або по 1 індивідуально, з кожної групи загальною вагою 1000 г поміщали в резервуар Марінеллі об'ємом 1 л з "чистою" водою. Інтенсивність гамма-квантів на оптичному піку повного поглинання (661,6 кеВ) вимірювали протягом 600-1000 с за допомогою сцинтиляційного гамма-спектрометра (SEG-05, АКТ Україна) з пасивним 5 см свинцевим екраном. Багаторазові повторні

вимірювання швидкості підрахунку живої риби у фотонку повного проглинання показали, що відносна варіація вимірювань для групи риб не перевищувала 20% через різне положення в резервуарі Маринелі під час вимірювання[55-56].

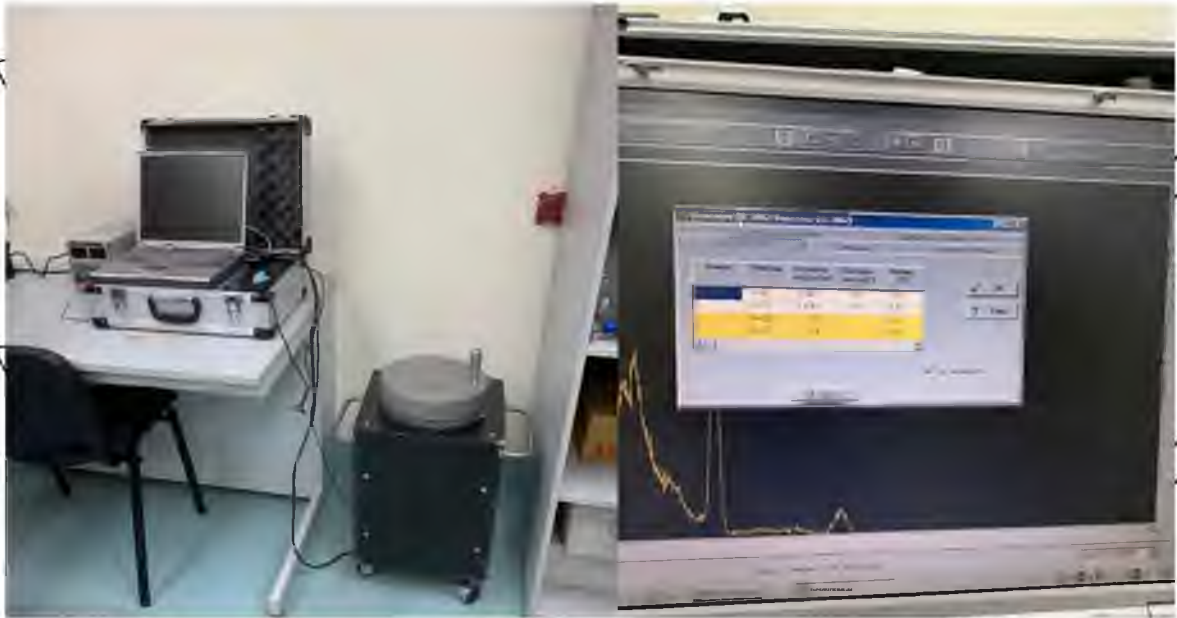


Рисунок 28- Фото спектрометра и спектра

## 2.2. Аналіз вмісту хімічних елементів за допомогою ICP-MS

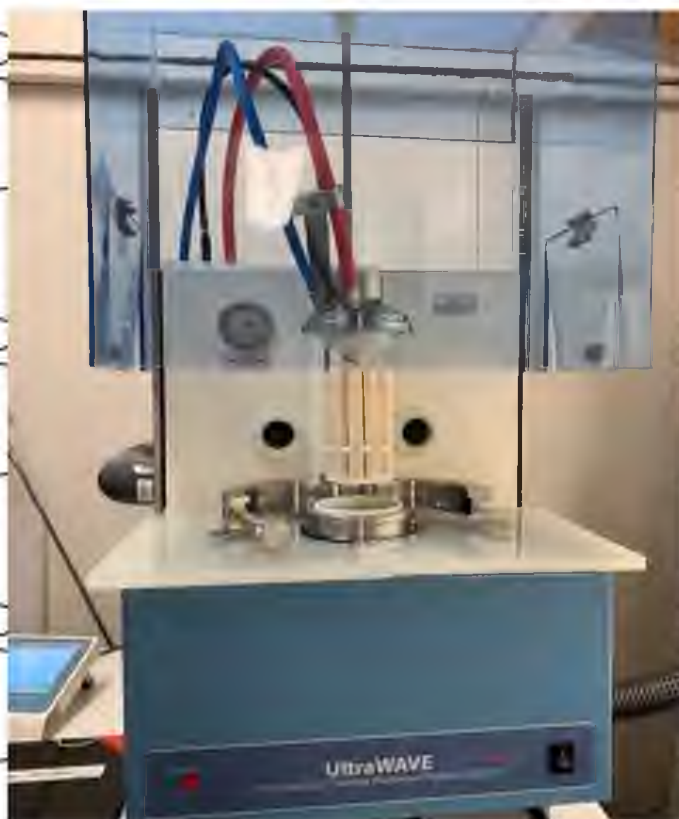
Атомно-емісійна маспектрометрія із індуктивно зв'язаною плазмою сьогодні є найбільш поширеним методом з високою чутливістю якісного і кількісного визначення хімічних елементів у рідких і твердих речовинах. Порівняно з іншими спектроскопічними та багатьма хімічними та фізико-хімічними методами дослідження, цей метод дослідження має перевагу безконтактного, високошвидкісного, одночасного кількісного визначення більшості хімічних елементів у різних концентраціях, і висока точність може бути отримана за допомогою невеликої кількості дослідницькі зразки.

Метод ґрунтується на вимірюванні інтенсивності випромінювання, що генерується на заданій довжині хвилі в атомах, які перебувають в активному стані, за допомогою індуктивно зв'язаної плазми. Завдяки складній, високотехнологічній конструкції приладу цей аналітичний метод має високу аналітичну продуктивність і селективність. Значною перевагою атомно-

емісійної спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою є можливість багатоелементного аналізу. Ще однією перевагою є "динамічний діапазон" методу, тобто лінійність калібрувальної кривої в діапазоні концентрацій на кілька порядків. Це означає, що елементи можна вимірювати як при найнижчих рівнях концентрації (нижче 1 мкг/л), так і при високих концентраціях (кілька сотень мкг/л). Емісійна спектрометрія з індуктивно зв'язаною плазмою широко використовується в різних сферах людської діяльності, включаючи медицину, фармацевтику та видобуток вугілля.

Завдяки високій чутливості цього методу можна вимірювати багато хімічних елементів, багато з яких є токсичними [57]. Це дуже важливо при дослідженні вмісту хімічних елементів, важкі метали включно, в кормі із різною кількістю фероциану - залізо-гексацианоферату калію ( $K_4Fe(CN)_6$ )  $K_4Fe[Fe(CN)_6]$ , (0%, 0.1% і 1% від ваги) (рис. 2.6), а також в рибі після споживання корму.

Для аналізу використовували по три зразка з кожної партії. Зразки (0.29-0.30 г) в тefлонових пробірках зважували для розкладання і з додаванням 5 мл  $UP HNO_3$  і 1 мл  $UP HCl$ . В наступному етапі зразки при 260 °C протягом 30 хвилин розщеплювали в UltraWave ECR від Milestone. Далі зразки почали аналізувати на приладі Agilent 8900 #100 ICP-MS в звичайному режимі, He-KED, кисневому та аміачному режимах реакції. In, Rh та Bi знаходяться онлайн як внутрішній стандарт; Et-OH додали до плазми



**Рис. 2.9 – Система мікрохвильового травлення з однокамерною реакційною камерою UltraWave-ECR від Milestone**



**Рис. 2.10 – Зображення Agilent 8900 #100 ICP-MS**

НУБІП України

### 2.3. Математичний аналіз результатів

Зміни концентрації активності  $^{137}\text{Cs}$  в організмі риби  $C(t)$  можна описати лінійним диференціальним рівнянням:

$$\frac{dA(t)}{dt} = A_f - (k_b + \lambda)A(t) \quad (2.1)$$

де  $A(t)$  – активність  $^{137}\text{Cs}$  в риби (Бк) в момент часу  $t$  (доба);

$A_f$  – швидкість надходження  $^{137}\text{Cs}$  у рибу з кормом (Бк/доба);

$k_b$  – швидкість виведення радіонукліда з ткани риби (1/доба);

$\lambda$  – константа розпаду  $6.3 \cdot 10^{-5}$  1/доба для  $^{137}\text{Cs}$ .

Якщо вміст  $^{137}\text{Cs}$  в рибі в початковий момент часу дорівнює  $A(0) = 0$ , то розв'язок рівняння буде наступним:

$$A(t) = \frac{A_f}{(k_b + \lambda)} (1 - \exp(-(k_b + \lambda)t)) \quad (2.2)$$

Спочатку при малих значеннях,  $((k_b + \lambda)t) < 0.5$  (для  $^{137}\text{Cs}$ , коли  $k_b <$

$0,01$  дня $^{-1}$   $t < 50$  днів. Можна апроксимувати лінійною залежністю:

$$A(t) \cong A_f \cdot t, \quad (2.3)$$

Припускаючи, що початковий вміст  $^{137}\text{Cs}$  в рибі дорівнює  $A(0)$  і  $A_f = 0$ , розв'язок рівняння (2.1) має вигляд:

$$A(t) = A(0) \cdot \exp(-(k_b + \lambda)t) \quad (2.4)$$

При цьому питома активність ( $C$ , Бк/кг)  $^{137}\text{Cs}$  в рибі в будь-який момент часу  $t$  (доба) дорівнює:

$$C(t) = A(t)/M(t) \quad (2.5),$$

де  $M(t)$  – маса риби (кг) в момент часу  $t$  (доба) [58-59].

### 2.4. Статистичний аналіз даних

Щоб провести статистичний аналіз отриманих експериментальних даних, ми застосовували шаблонне програмне забезпечення MS Excel 2016.

Стандартні похибки та середні значення розраховували беручи за основу індивідуальні вимірювання.

Також використовували критерій Манна-Уїтні для оцінки достовірності відмінностей між різними групами. Коефіцієнт рангової кореляції Спірмена використовувався для визначення ступеня зв'язку між різними показниками.

На графіках та у тексті середні значення представлені як середнє  $\pm$  стандартна похибка середнього (SE) для п'яти видів риби (N = 6). Статистична значущість встановлена на рівні  $p < 0,05$ . Це дозволило об'єктивно оцінити відмінності між групами та взаємозв'язки між вимірними параметрами.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

### РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ

#### 3.1 Результати атомно-емісійної мас-спектрометрії (ICP-MS) для кормів

Велика варіація вмісту макроелементів Ca, K і Na свідчить про неоднорідність компонентів у раціонах партій із різним вмістом KFCF  $K_2Fe[Fe(CN)_6]$ . Концентрації кобальту та свинцю в раціоні зростали зі збільшенням вмісту KFCF. Зростання концентрації кобальту можна пояснити тим, що кобальт входить до складу деяких ферментів та може утримуватися разом із залізом у залізо-гексаціанофераті калію. Тому робимо висновок, що результат вийшов передбачуваний і немає викликати здивування. Що стосується свинцю, то бачимо, що його вміст був нижчим за мінімально допустиму концентрацію. Тому необхідні додаткові вимірювання вмісту свинцю в раціонах риб за допомогою ICP-MS, які споживають різні концентрації KFCF, щоб уникнути несприятливого впливу на раціон і оцінити його перенесення в рибу [60].

Таблиця 3.1 - Вміст хімічних елементів у кормі і рибі з різним вмістом фероциану залізо-гексацианоферату калію (KFCF)-  $K_4Fe[Fe(CN)_6]$

Вміст KFCF	Вміст хімічних елементів у кормі									
	Li, $\mu\text{g/kg}$	Na, $\text{g/kg}$	Mg, $\mu\text{g/kg}$	Al, $\text{mg/kg}$	P, $\text{g/kg}$	S, $\text{g/kg}$	K, $\text{g/kg}$	Ca, $\text{g/kg}$	Sc, $\mu\text{g/kg}$	V, $\mu\text{g/kg}$
0%	17±1	1.6±0	855±5	13.5±1.7	3.2±0.1	2.4±0.2	3.13±0.01	1.0±0.2	1.9±0	15±3
0.1%	80±6	0.35±0.02	280±1	40±4	1.70±0.09	1.34±0.04	1.94±0.07	1.5±0.3	5.9±0.7	75±2
1%	17.4±0.3	0.5±0.3	514±7	9.9±4.5	2.2±0.2	1.4±0.2	2.82±0.04	0.7±0.3	1.5±0.4	48±4
0%	Mn, $\text{mg/kg}$	Co, $\mu\text{g/kg}$	Cu, $\text{mg/kg}$	Zn, $\text{mg/kg}$	Ga, $\mu\text{g/kg}$	As, $\mu\text{g/kg}$	Se, $\mu\text{g/kg}$	Rb, $\text{mg/kg}$	Sr, $\text{mg/kg}$	Y, $\mu\text{g/kg}$
0%	25.9±1.8	8.1±0.1	3.3±0.1	19.6±0.6	4.0±0.6	58±5	76±2	1.54±0.03	2.5±0.2	5±1
0.1%	9.7±1.0	41±2	5.0±0.1	13.9±0.3	11±1	12±1	43±4	1.56±0.04	2.8±0.4	27±4
1%	13.6±0.4	120±1	3.3±0.1	11.2±0.4	5±1	76±5	64±4	1.85±0.02	2.2±0.4	2.7±0.6
0%	Zr, $\mu\text{g/kg}$	Nb, $\mu\text{g/kg}$	Mo, $\mu\text{g/kg}$	Ag, $\mu\text{g/kg}$	Cd, $\mu\text{g/kg}$	Sb, $\mu\text{g/kg}$	Cs, $\mu\text{g/kg}$	Ba, $\text{mg/kg}$	La, $\mu\text{g/kg}$	Ce, $\mu\text{g/kg}$
0%	15±3	2.3±0	360±1	1.7±0.2	26±1	2±1	2.6±0	2.13±0.02	10±8	21±17
0.1%	53±1	10±1	156±4	1.2±0.1	33±1	4.3±0.6	4.1±0.5	1.81±0.09	30±5	56±10
1%	12±3	4±2	309±3	<1.5	30±1	2.4±0.1	2.2±0.2	1.36±0.02	6±3	13±5
0%	Pr, $\mu\text{g/kg}$	Nd, $\mu\text{g/kg}$	Sm, $\mu\text{g/kg}$	Eu, $\mu\text{g/kg}$	Gd, $\mu\text{g/kg}$	Tb, $\text{ng/kg}$	Dy, $\mu\text{g/kg}$	Ho, $\mu\text{g/kg}$	Er, $\mu\text{g/kg}$	Tm, $\text{ng/kg}$
0%	3±2	12±11	2±2	0.6±0.4	1.3±0.9	160±1	0.9±0.2	0.17±0.04	0.5±0.1	88±22
0.1%	7±1	28±4	5.0±0.6	1.3±0.4	5.0±0.2	690±5	4.2±0.4	0.8±0.1	2.5±0.3	35±8

1%	1,4±0,6	5±2	0,8±0,3	0,3±0,2	0,6±0,2	91±32	0,5±0,2	0,19±0,04	0,28±0,07	46±18
	Yb, µg/kg	Lu, µg/kg	Hf, µg/kg	W, µg/kg	Hg, µg/kg	Pt, µg/kg	Pb, µg/kg	Th, µg/kg	U, µg/kg	
0,0%	0,4±0,1	0,07±0,02	0,6±0,002	<0,00	<0,01	0,9±0,4	<0,02	1,8±0,4	<0,00	
0,1%	2±1	0,33±0,6	1,5±0,2	10±1	<0,01	1,4±0,37	83±8	6,0±0,6	14±1	
1%	2,0±0,5	0,04±0,01	5,1±0,1	44±5	<0,01	<0,00	105±9	1,8±0,9	2,4±0,3	

### 3.2 Зміни температури води в акваріумі та відповідна вага корму

Під час експерименту в період з 11 лютого 2023 року по 28 вересня 2023 року (Рис. 3.1) ми спостерігали зміни температури води. За цей період температура води в акваріумах змінювалася в широкому діапазоні від 12°C до 27°C. Через це ми змінили щоденне споживання корму «Скалярія».

Виробник надавав рекомендації щодо добового споживання рибами, які були залежні від температурних умов. Споживання корму коливалося від 0,3 г при найнижчій температурі до 1,0 г при найвищій температурі (Табл. 3.2). Це означає, що риби потребують більше корму для підтримання метаболізму в їх організмі при вищих температурах. Тоді як, споживання корму «Nutra Clumpis», що містить  $^{137}\text{Cs}$  залишалося постійним на рівні 0,2 г незалежно від зміни температури (Табл. 3.2).

Дані показують важливість надавати значення температурним умовам при годівлі риб в акваріумах. Зміни температури впливають на кількість корму і метаболічні потреби риб, що споживається, повинна бути адаптована

до змін. В той же час, інші корми, такі як «Neutra Olympic», можуть залишатися незмінними незалежно від температури.



Рис.3.1 –Зміна температури води в акваріумах

### 3.3 Зміна ваги риб в акваріумах

Під час експерименту вага риби поступово збільшувалася з 15 г до 23-26 г (Табл. 3.2, Рис 3.2). Риба з кормом без KFCF набирала вагу із швидкістю

0.035 г/доба, з 0.1% KFCF - 0.038 г/доба та з 0.1% KFCF - 0.045 г/доба (Рис

3.2).

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

Табл.3.2 – Температура води, вага риби і кількість корму в акваріумах

Дата	Тривалість експерименту, днів	Температура води, С	Добова кількість корму (Nutra Оупріс+ Скалярія), г	Сумарна вага риб в акваріумах, г			Середня вага риб в акваріумах, г		
				4	5	6	4	5	6
11.02.2023	0			90,1	90,6	92,4	15,0	15,1	15,4
28.02.2023	17	10-12	0.2+0.5	94,5	97,3	99,8	15,8	16,2	16,6
16.03.2023	33	10-12	0.2+0.3	97,2	99,6	99,9	16,2	16,6	16,7
10.04.2023	58	12-14	0.2+0.3	99,6	103,3	107,7	16,6	17,2	17,8
02.05.2023	80	12-14	0.2+0.3	106,6	106,8	113,6	17,8	17,8	18,9
22.05.2023	100	14-17	0.2+0.4-0.5	111,7	109,3	117,3	18,6	18,2	19,6
12.06.2023	121	18-22	0.2+0.6-0.8	116,1	119,4	121,4	19,4	19,9	20,2
23.06.2023	132	22-23	0.2+0.8	117,2	118,8	123,3	19,2	19,5	20,6
04.07.2023	143	23-24	0.2+0.8	120,8	123,2	126,2	20,1	20,5	20,4
25.07.2023	164	23-25	0.2+1.0	132,3	131,5	128,8	22,1	21,9	21,5
24.08.2023	194	24-26	0.2+1.0	135,7	136,3	133,5	22,6	22,7	22,3
28.09.2023	229	25-26	0.2+1.0	144,7	147,4	142,4	24,1	24,5	23,7

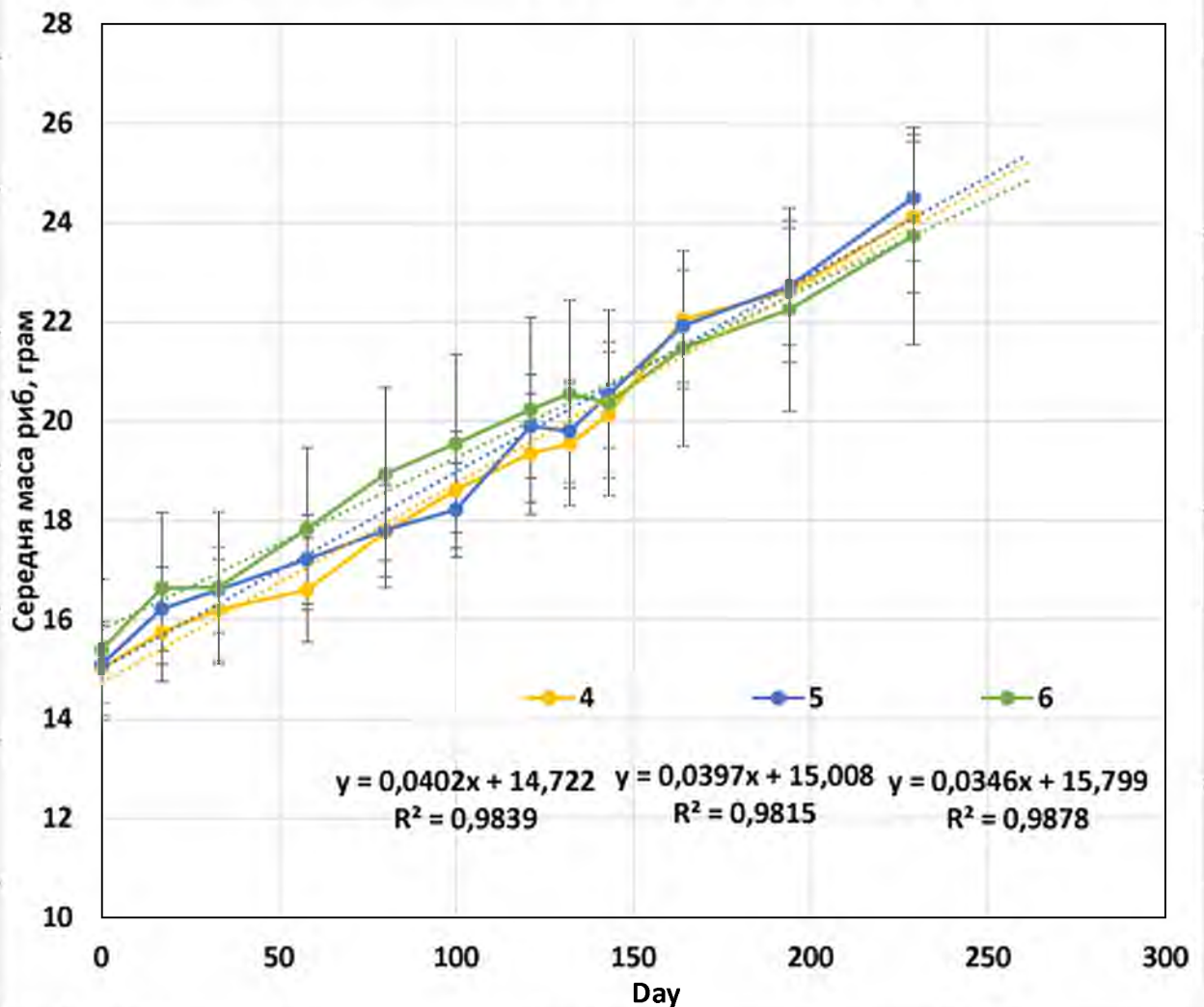


Рис.3.2 - Динаміка зміни ваги риб в акваріумах: 4 - №1 корм без КФСФ; 5 - №2 з 0.1% КФСФ після 120 днів; 6 - №3 з 1% КФСФ після 120 днів

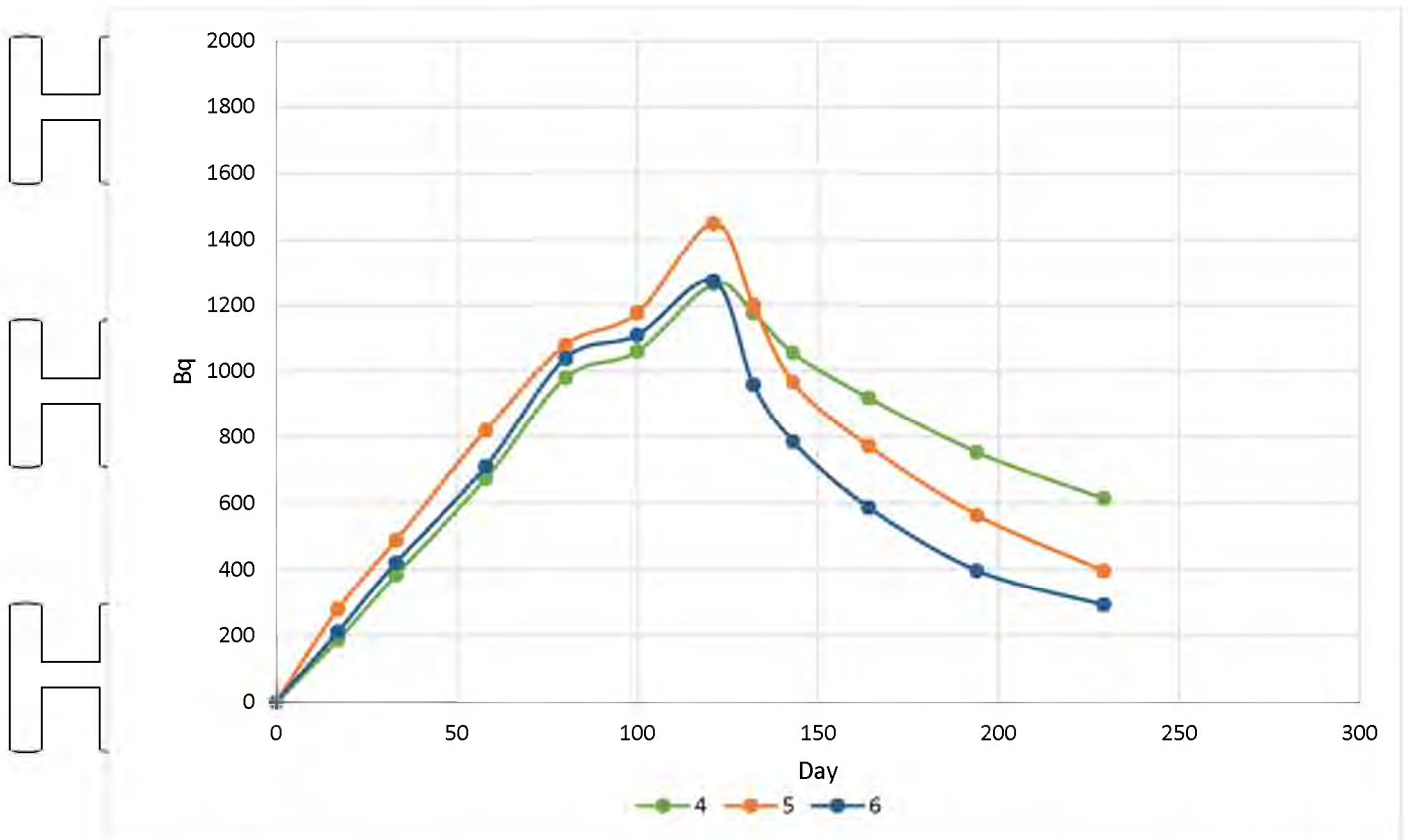
Як правило, перед вимірюванням загальної радіоактивності  $^{137}\text{Cs}$  у рибі вимірювали загальну вагу шести риб (таблиця 3.2, рисунок 3.2). Для індивідуальних вимірювань радіоактивності, зроблених до початку обробки КФСФ 12 червня 2023 року та протягом експериментального періоду 28 серпня 2023 року, кожену рибу також вимірювали індивідуально, щоб оцінити невизначеність вимірюваних середніх значень (Таблиця 3.3).

Табл.3.3 – Вага кожної риби в акваріумах

№ риби	12.06.2023			28.08.2023		
	4	5	6	4	5	6
1	20,2	18,2	19,9	23,4	23,9	27,1
2	24,6	23,7	26,1	24,2	25,1	27,0
3	15,5	17,0	13,4	29,5	20,4	23,5
4	16,9	20,5	23,9	17,7	22,9	20,1
5	19,1	20,8	17,8	20,6	22,0	21,2
6	20,8	18,7	20,0	20,8	21,9	14,0
Середнє	19,5±1,3	19,8±1,0	20,2±1,8	22,7±1,7	22,7±0,7	22,2±2,0
Сума	117,1±6,3	118,9±5,2	121,1±9,2	136,2±7,3	136,2±3,0	132,9±9,1

### 3.3 Аналіз зміни активності $^{137}\text{Cs}$ в рибі

В Табл.3.4 та на Рис.3.3 можемо розглянути динаміку питомої активності і активності  $^{137}\text{Cs}$  в рибі до того, як почали застосовувати KFCF протягом 120 днів і після, як почали застосовувати KFCF у кормі. Активність  $^{137}\text{Cs}$  у рибі після застосування KFCF почала знижуватися, так само як до введення «чистого» корму.

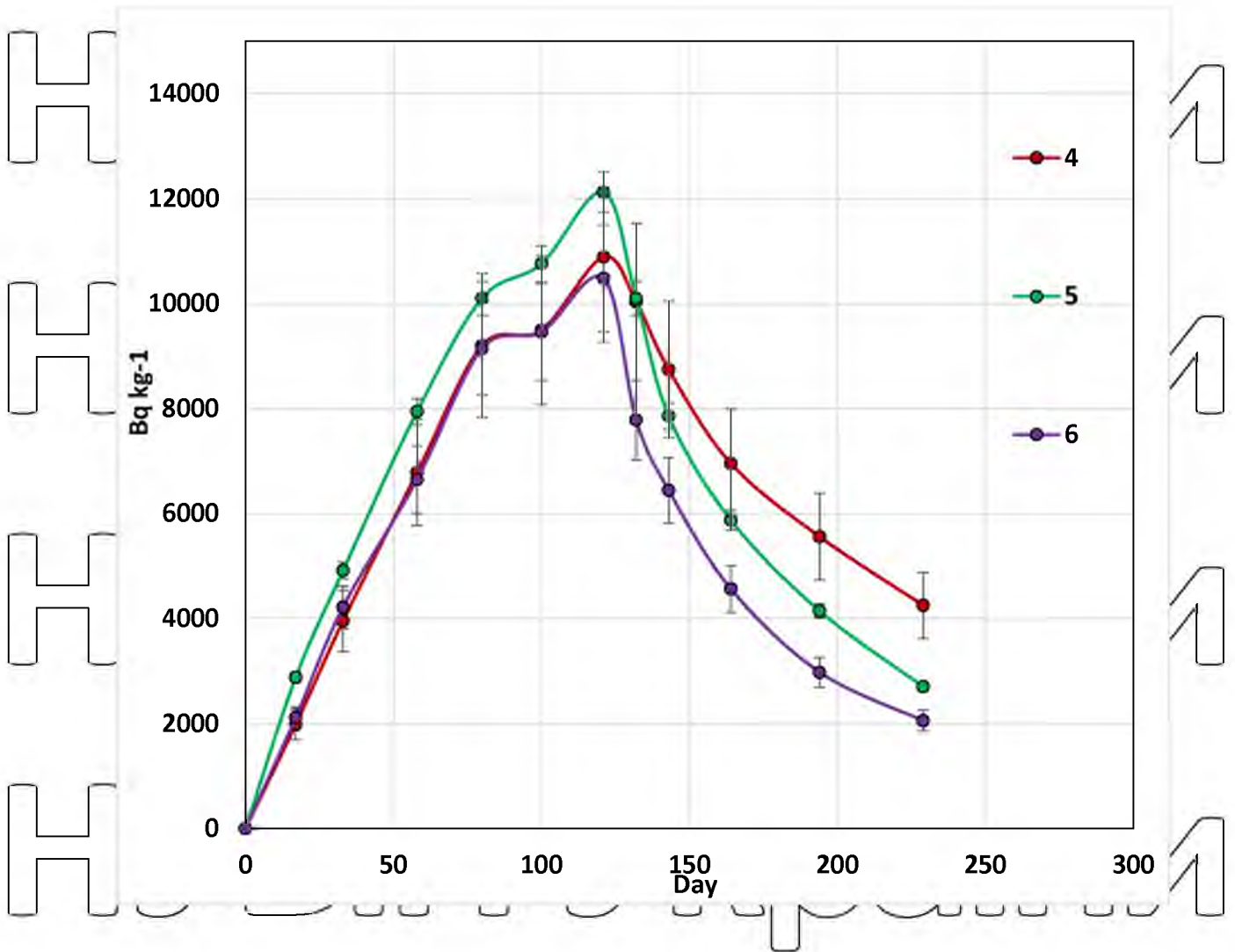


НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України



б

Рис.3.3 – Динаміка активності (а) та питомої активності (б)  $^{137}\text{Cs}$  у рибі

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

Табл.3.4 - Питома активність та активність  $^{137}\text{Cs}$  в рибі в акваріумах.

Дата	Тривалість експ., днів	Тривалість застосування КФСФ, днів	Активність $^{137}\text{Cs}$ у рибі в акваріумах, Бк						Питома активність $^{137}\text{Cs}$ у рибі в акваріумах, Бк/кг		
			4	5	6	4	5	6			
			11.02.2023	0		0	0	0	0	0	0
28.02.2023	17		187	280	211	1981	2878	2116			
16.03.2023	33		384	490	422	3955	4916	4220			
10.04.2023	58		676	821	711	6783	7944	6649			
02.05.2023	80		981	1079	1039	9202	10103	9145			
22.05.2023	100		1061	1176	1110	9495	10759	9459			
12.06.2023	121	0	1264	1448	1272	10887	12127	10478			
23.06.2023	132	11	1176	1200	960	10034	10101	7786			
04.07.2023	143	22	1056	968	787	8742	7857	6442			
25.07.2023	164	43	920	773	588	6954	5877	4565			
24.08.2023	194	73	754	565	398	5559	4144	2978			
28.09.2023	229	108	615	398	293	4252	2705	2056			

Індивідуальні вимірювання радіоактивності  $^{137}\text{Cs}$  у риб в акваріумі були зібрані 12 червня 2023 року до обробки КФСФ і 28 серпня 2023 року під час експерименту. За ціль ми взяли вимірювання оцінки невизначеності виміряних середніх значень.

У таблиці 3.5 наведено коефіцієнти варіації для питокої активності  $^{137}\text{Cs}$  і активності у рибі в трьох акваріумах. Коефіцієнт варіації (у відсотках) визначається як відношення стандартного відхилення до середнього значення і показує ступінь розсіювання даних навколо середнього значення. Нижчий коефіцієнт варіації означає меншу мінливість даних і вищу точність вимірювань.

У цьому випадку варіації для питокої активності  $^{137}\text{Cs}$  і активності у рибі не перевищували 20%. Можна зробити висновок, що вимірювання є

відносно точними і варіація досить мала. Треба враховувати, що ця похибка включає внутрішні похибки методу вимірювання радіоактивності в рибі. Тому результати показують, що дані є стабільними і надійними для вимірювання радіоактивності  $^{137}\text{Cs}$  в рибі.

Табл. 3.5 – Питома активність та активність  $^{137}\text{Cs}$  в рибі в акваріумах при індивідуальних вимірах.

№ риби	12.06.2023			28.08.2023		
	1	2	3	1	2	3
<b>Активність, Бк</b>						
1	393	324	410	245	104	126
2	348	382	379	219	177	107
3	100	300	153	168	116	132
4	350	296	336	45	94	92
5	398	369	208	194	175	68
6	260	317	259	175	130	46
<b>Среднее</b>	<b>308±46</b>	<b>331±15</b>	<b>291±41</b>	<b>174±28</b>	<b>133±15</b>	<b>95±14</b>
<b>Питома ативність, кБк/кг</b>						
1	15.6	14.24	16.5	8.4	3.5	3.7
2	11.3	12.9	11.6	7.2	5.6	3.2
3	5.2	14.1	9.1	4.6	4.5	4.5
4	16.6	11.6	11.2	2.0	3.3	3.7
5	16.7	14.2	9.3	7.5	6.4	2.6
6	10.0	13.6	10.4	6.7	4.7	2.6
<b>Среднее</b>	<b>12.5±1.9</b>	<b>13.4±0.4</b>	<b>11.4±1.1</b>	<b>6.1±1.0</b>	<b>4.7±0.5</b>	<b>3.4±0.3</b>

### 3.4 Зміна активності $^{137}\text{Cs}$ в осадах і воді.

Під час експерименту зразки води і суспензії регулярно відбиралися на фільтрах для аналізу, зразки оброблялися і аналізувалися в лабораторії. У

висновку, можна сказати, що вимірювання активності  $^{137}\text{Cs}$  у воді та в осаді показали, що на 120-й день забруднення риби сумарна активність  $^{137}\text{Cs}$  у воді та в осаді зрівнялася з кількістю активності  $^{137}\text{Cs}$  у кормах, що свідчить про досягнення рівноважного стану переходу радіоцезію в організм риби.

$$\frac{dA(t)}{dt} = 0 \quad \text{или} \quad A_f = (k_b + \lambda)A(t)$$

Результати показали, що там де використовували в акваріумах корм без добавок KFCSF, активність  $^{137}\text{Cs}$  більше 95% і знаходиться в розчиненому стані у воді, а в акваріумах де застосовували корм з додаванням KFCSF більше 85% активності  $^{137}\text{Cs}$  і знаходиться на фільтрах в осаді.

## РОЗДІЛ 4. ОБГОВОРЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ РОБОТИ

### 4.1. Зміна ваги риби

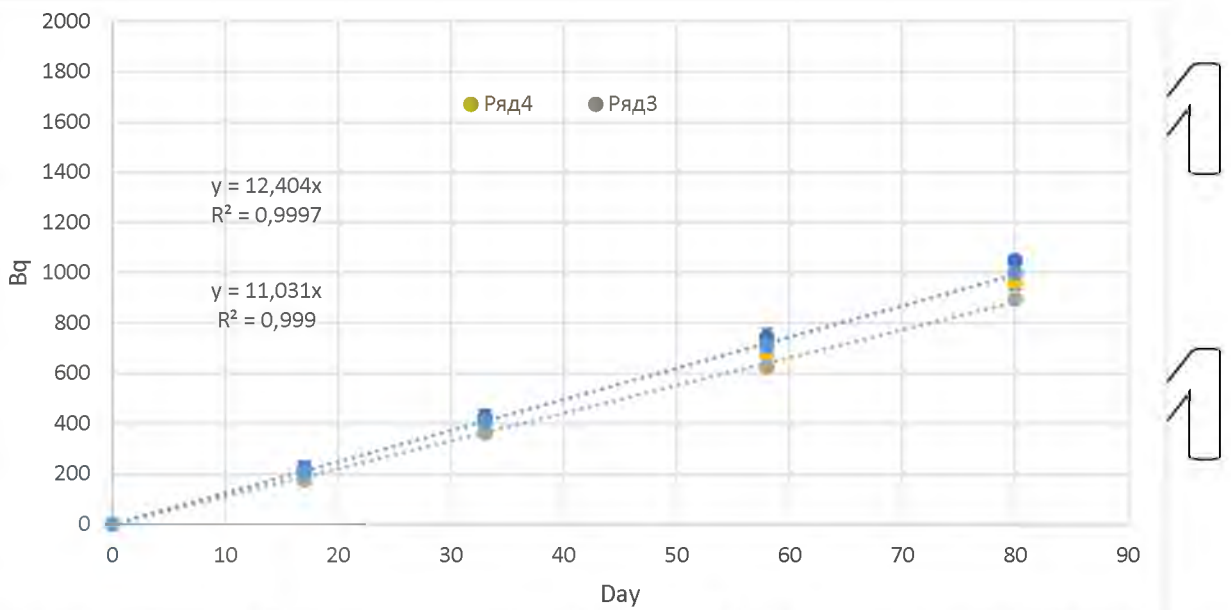
Наприкінці експерименту 28.09.2023 р., середня маса карася, до якого додавали "чистий" корм, значно зросла, починаючи з 12.06.2023 р. в акваріумі № 3 та з 0,1% і 1% KFCF в акваріумах № 4 і 5, відповідно (див. рис. 3.2). Восени темпи зростання риби в акваріумах з "чистим" кормом сповільнилися, що, ймовірно, пов'язано з різним рівнем метаболізму та різною активністю риби у різні пори року при коливанні температури води.

Також, можна прослідкувати, що використання KFCF у кормі не показало негативного впливу на зростання ваги риби (Табл. 3.2, Рис 3.2). Як у цьому дослідженні, так і в інших (Павленко та ін., 2023; Петухова Аліна, 2023), приріст ваги був найвищим у риби, яким згодовували корм разом з KFCF.

### 4.2. Забруднення риби $^{137}\text{Cs}$

На Рис. 4.1 показана динаміка забруднення риби  $^{137}\text{Cs}$ . На першій лінійній ділянці зростання радіоактивності  $^{137}\text{Cs}$  в рибі швидкість поглинання (Af)  $^{137}\text{Cs}$  кормом можна оцінити як 11-14 Бк/добу, використовуючи рівняння

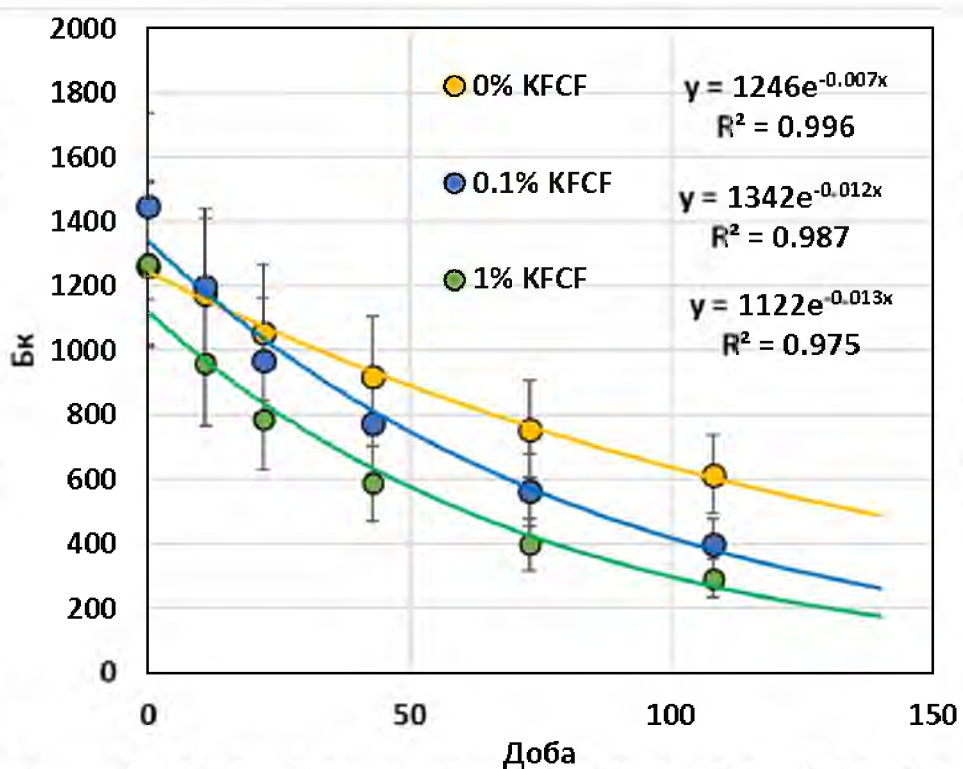
2.3. Отже, оскільки вміст  $^{137}\text{Cs}$  у кормі, що давали щодня рибі, становив 35 Бк, лише 30-40 відсотків було поглинуто рибою. Решта радіоактивності  $^{137}\text{Cs}$  виводилася рибою і вимивалася у воду.



**Зображення 4.1** Зміни в рівнях забруднення риби радіоцезієм-<sup>137</sup>Cs в акваріумах.

**4.2. Виведення <sup>137</sup>Cs з організму риби**

На рисунку 4.2 наведена динаміка питомої активності та зменшення активності <sup>137</sup>Cs при використанні корму в організмі риби з різним вмістом KFCF.



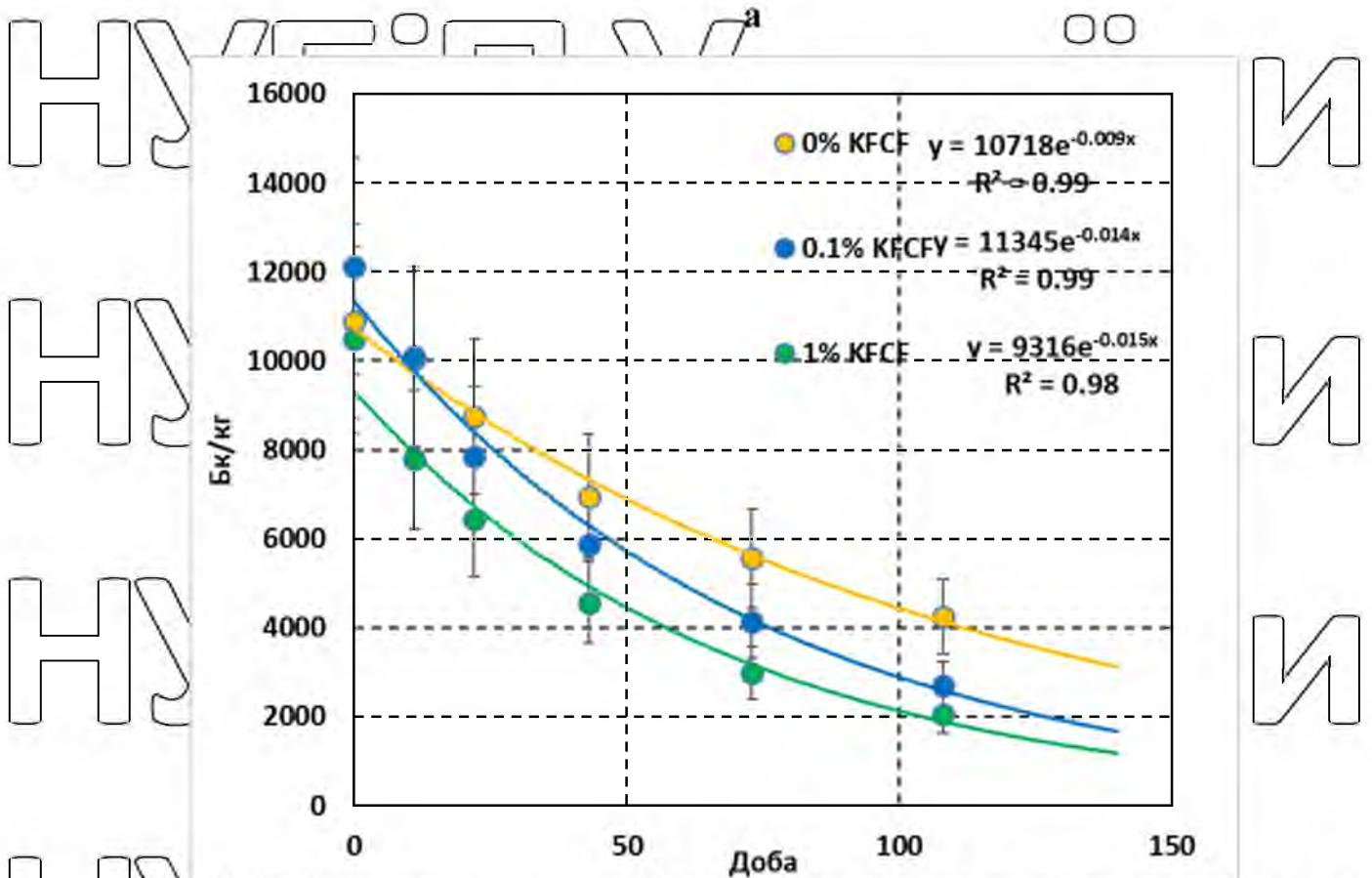


Рис.4.2 - Динаміка зменшення активності (а) та питомої активності (б)  $^{137}\text{Cs}$  у рибі.

Результати показують, що швидкість виведення для активності  $^{137}\text{Cs}$  складала  $k_b=0.007$  1/добу,  $k_t=0.012$  1/добу та  $k_b=0.013$  та питомі активності  $^{137}\text{Cs}$   $k_b=0.009$  1/добу,  $k_b=0.014$  1/добу та  $k_b=0.015$  1/добу при використанні корму без KFCF та з вмістом KFCF 0.1% та 1%, відповідною. Це такий самий період напівзменшення радіоактивного цезію в рибі  $T_{1/2}=\text{Ln}(2)/k_b=80-100$  днів для чистого корму без KFCF, як і для польових експериментів -  $T_{1/2}=105$  днів (Pavlenko et al., 2023) та ж саме стосується і впровадження таких заходів, як переведення риби в "чисті" водойми та годування її "чистою" їжею -  $T_{1/2}=103$  днів (Каглян та ін., 2018 ПАТЕНТ НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ UA 128443

Використання корму з вмістом KFCF 0,1% та 1% дозволяє зменшити період напівзменшення активності та питомої активності в рибі до  $T_{1/2} = 53-58$  днів і  $T_{1/2} = 46-50$  днів (Рис. 4.2).

#### 4.3 Радіологічна ефективність корму з добавкою KFCF у зниженні вмісту

##### $^{137}\text{Cs}$ в організмі риб на радіоактивно забруднених територіях

З отриманих результатів (табл. 3.4) робимо наступні висновки. Результати показують, що використання для годівлі риб раціонів, що містять 0,1% та 1% KFCF, не призвело до емпірично значної відмінності у радіологічній ефективності. Рівень значущості результатів ( $p > 0,05$ ) означає, що радіологічна ефективність залишалася на одному рівні в обох випадках. Це дозволяє зробити висновок про те, що концентрація KFCF в кормі ще може бути знижена ( $< 0,1\%$  або 6 мг/кг ваги риб) без істотного зменшення радіологічної ефективності цього контрзаходу. Для доведення цієї гіпотези необхідні подальші експериментальні дослідження.

Що ще важливіше, згідно з результатами експерименту, радіологічна ефективність використання 0,1% KFCF та 1% KFCF у раціонах риб була приблизно в 1,5-2,1 рази вищою за 108 днів, ніж у групі яка не отримувала KFCF (табл. 3.4). Ці результати вказують на те, що використання KFCF в раціонах може значно зменшити забруднення риби  $^{137}\text{Cs}$  і час зменшення питомої активності радіоцезію в рибі нижче допустимого рівня 150 Бк/кг. Якщо питома активність у рибі становить ( $C(t=0)$ , Бк/кг) то через час ( $t$ , днів) при споживанні чистого корму вона становитиме (згідно з рівнянням (2.4) – Рис 4.3:

$$C(t) = C(0) \cdot \exp(-(k_d + \lambda)t) \quad (4.1)$$

З результатів видно (Рис.4.3), що в разі застосування корму без KFCF для зменшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в рибі в 10 разів потрібно 250 днів, а при застосуванні корму з KFCF на 100 днів менше – 150 днів. Використовуючи вираз 4.1 можна оцінити скільки потрібно часу (днів)

додаткового годування риби чистим кормом без або з KFCF потрібно, щоб питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в рибі була нижчою від допустимого рівня 150 Бк/кг:

$$150 > C(0) \cdot \exp(-(k_b + \lambda)t) \quad (4.2)$$

$$C(0) > 150 \cdot \exp((k_b + \lambda)t)$$

На підставі зроблених оцінок можна зробити висновок, що при споживанні корму без KFCF питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в рибі, наприклад, з 1000 Бк/кг буде зменшена до 150 Бк/кг приблизно за 200 днів (рис.4.4). У разі застосування корму з 1% KFCF за цей час риба з питомою активністю 3500 Бк/кг досягне рівня ДР-2006.

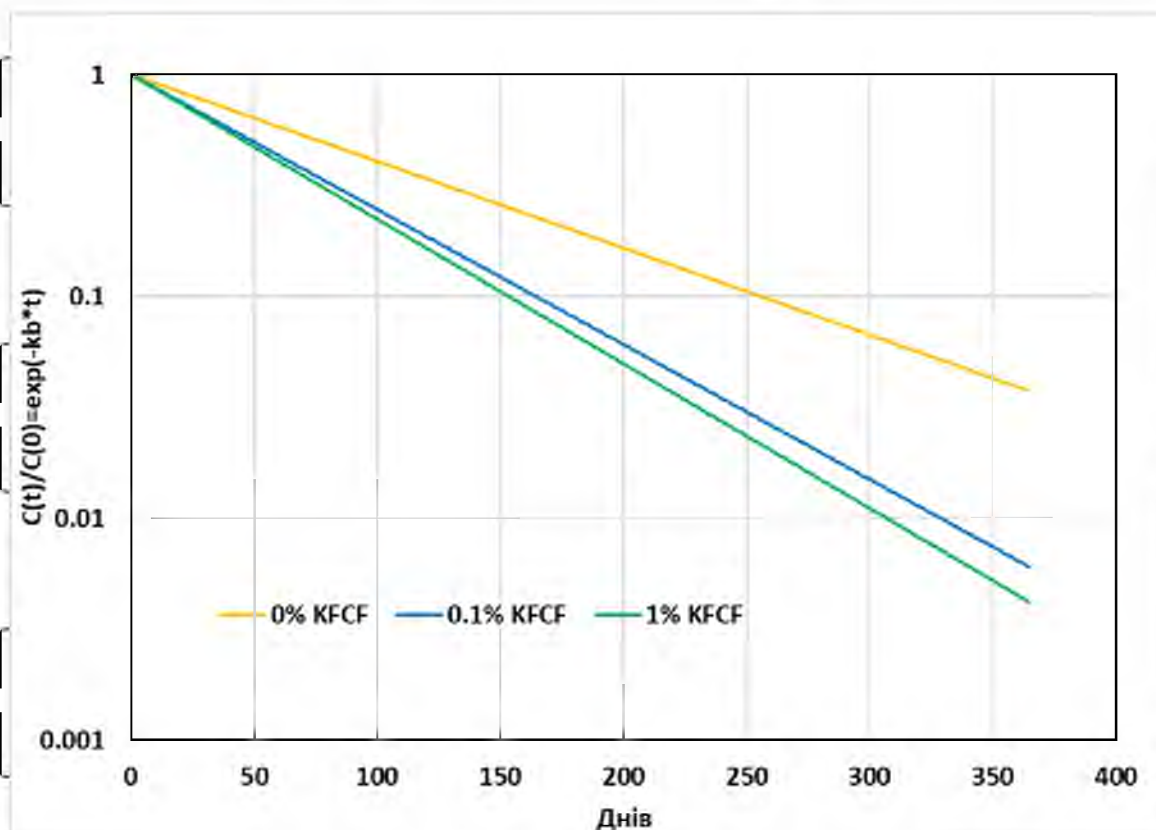


Рис.4.3. – Динаміка відносної питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у разі споживання корму з різним вмістом KFCF.

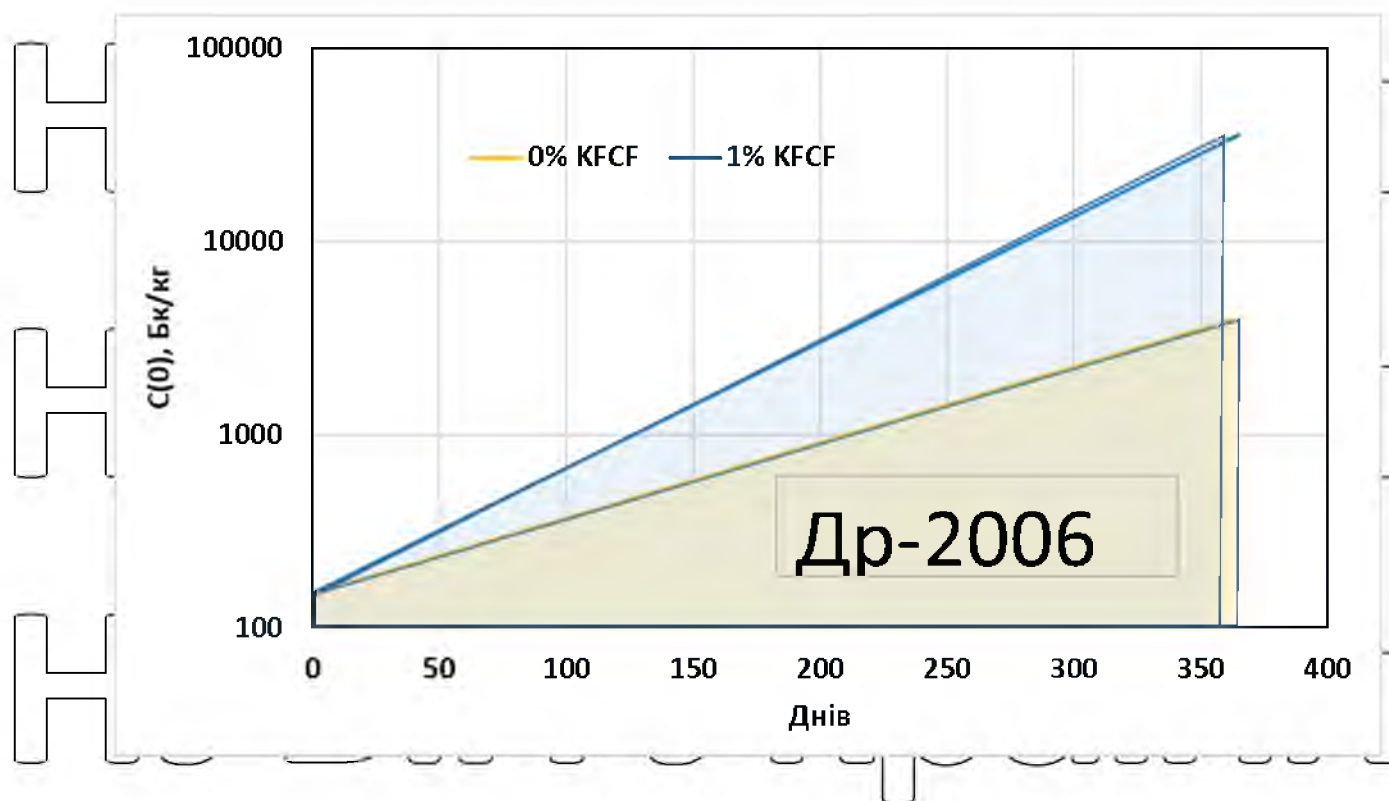


Рис 4.4. – Співвідношення початкової питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у рибі та необхідне часу споживання корму з різним вмістом КФСФ для досягнення допустимого рівня ДР-2006 150 Бк/кг.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

## ВИСНОВКИ

# НУБІП України

1. Експериментальне дослідження з оцінки ефективності KFCF у виведенні  $^{137}\text{Cs}$  із організму риби після хронічного надходження радіоцезію з їжею вперше провели в Україні у 2023 році. У дослідженні використовували дві групи риб: контрольну, яка споживала звичайний раціон, та експериментальну, яка споживала раціон, доповнений KFCF.

Підсумки дослідження показують, що додавання до раціону KFCF є надійним способом зниження відсотку радіоактивного забруднення риби.

Питома радіоактивність  $^{137}\text{Cs}$  знизилася на 50% протягом 46-50 днів у риб, які отримували KFCF. Цей результат подібний до інших досліджень, які показують, що додавання фероцину до раціону риб може знизити активність  $^{137}\text{Cs}$  на 50-90%.

Дослідження проводилося в умовах, що удають реальні умови, коли риба проживає у забрудненому середовищі та отримує радіоцезій з кормом. Це доводить, що результати цього дослідження ще більш важливими і тому робимо висновок, що додавання KFCF до корму риб може знизити рівень радіоактивного забруднення у риби на територіях, що постраждали від ядерної аварії.

2. Вперше були отримані показники радіологічної ефективності зниження поглинання радіоцезію рибами, яким згодовували фіксовані кількості KFCF (6 мг/кг та 60 мг/кг ваги риби), і виявилось, що вона в 1,5-2,1 рази вищою за 108 днів по сравненню с кормом без KFCF. Ці результати відрізняються від даних для сільськогосподарських тварин, для яких не було стійко достовірно встановлено вплив ферроуїну на виведення радіоцезію з організму [64].

3. Визначили, що швидкість виведення для активності  $^{137}\text{Cs}$  склала  $k_b=0.007$  1/добу,  $k_b=0.012$  1/добу та  $k_b=0.013$  та питомої активності  $^{137}\text{Cs}$   $k_b=0.009$  1/добу,  $k_b=0.014$  1/добу та  $k_b=0.015$  1/добу при використанні корму без KFCF та з вмістом KFCF 0.1% та 1%, відповідно. Це такий самий період напівзменшення радіоактивного цезію в рибі  $T_{1/2}=\text{Ln}(2)/k_b=80-100$  днів для

# НУБІП України

чистого корму без KFCF, як і для польових експериментів,  $T_{1/2} = 105$  днів (Pavlenko et al., 2023) та ж саме стосується і впровадження таких заходів, як переведення риби в "чисті" водойми та годування її "чистою" їжею –  $T_{1/2} = 103$  днів.

4. Використання корму з вмістом KFCF 0.1% та 1% дозволяє зменшити період напівзменшення активності та питомої активності в рибі до  $T_{1/2} = 53-58$  днів і  $T_{1/2} = 45-50$  днів.

5. Експеримент показав, що не було статистичної різниці в ефективності рибних кормів з 0,1% і 1% концентрацією KFCF у зменшенні радіоцезієвого забруднення (рівень значущості  $p > 0,05$ ). Це свідчить про те, що використання нижчих концентрацій KFCF в кормах для риби, наприклад, менше 0,1% або 6 мг/кг ваги риби, може бути не менш ефективним заходом для зменшення забруднення радіоцезієм. Однак слід зазначити, що для більш детального вивчення цієї ситуації необхідні додаткові експерименти.

## СНИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment', Eds. L. Anspaugh and M. Balonov. Radiological Assessment Reports Series, IAEA, STI/PUB/1239 (IAEA, 2006) 166 p.
2. I.I. Kryshev. Radioactive Contamination of Aquatic Ecosystems Following the Chernobyl Accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 27(3) (1995) 207.
3. The Fukushima Daiichi accident. Technical Volume 4/5. Radiological Consequences. Vienna: International Atomic Energy Agency, STI/PUB/1710 (IAEA, 2015) 250 p.
4. T. Wada et al. Effects of the nuclear disaster on marine products in Fukushima: An update after five years. *Journal of Environmental Radioactivity* 164 (2016) 312.
5. T. Wada et al. Strong contrast of cesium radioactivity between marine and freshwater fish in Fukushima. *Journal of Environmental Radioactivity* 204 (2019) 132.
6. M. Balonov et al. Harmonization of standards for permissible radionuclide activity concentrations in foodstuffs in the long term after the Chernobyl accident. *Journal of Radiological Protection* 38 (2018) 854.
7. D.I. Gudkov et al. Dynamics of the Content and Distribution of the Main Dose Forming Radionuclides in Fishes of the Exclusion Zone of the Chernobyl NPS. Begell House, Inc. *Hydrobiological Journal* 44(5) (2008) 87.
8. Д.И. Гудков и др. Современные уровни и динамика радионуклидного загрязнения компонентов водных экосистем в чернoбыльской зоне отчуждения. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол.* 3-4(64) (2015) 149.

9. А.Е. Каглян и др. Радионуклиды в аборигенных видах рыб чернобыльской зоны отчуждения. Ядерная физика та енергетика. 13(3) (2012) 306.

10. Н.А.Ненашев и др. Накопление  $^{137}\text{Cs}$  ихтиофауной различных водоемов ПГРЭЗ. Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. В кн.: Сб. науч. тр., посвящ. 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. Под общ. ред. Ю. И. Бондаря (Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013) 353 с.

11. Yu.V. Khomutinin, V.A. Kashparov, A. V. Kuzmenko. Dependences of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  Concentration Ratios in Fish on the Potassium and Calcium Concentrations in the Freshwater Reservoir. Radiation Biology. Radioecology 51(3) (2011) 374. (Rus)

12. Yu.V. Khomutinin et al. Prognosis of dynamics and risk of exceeding permissible levels of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  contents in fish in the Kiev reservoir at the late phase of the Chernobyl accident. Radiation Biology. Radioecology 53(4) (2013) 411. (Rus)

13. Permissible levels of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  radionuclides in food and drinking water (PL-2006). Hygienic Standard HS ГН 6.6.1.1-130-2006. Ministry of Health of Ukraine. Order No. 256 of 3 May 2006. (Ukr)

14. M.E. Haque et al. Developing a food web-based transfer factor of radiocesium for fish, whitespotted char (*Salvelinus leucomaenis*) in headwater streams. Journal of Environmental Radioactivity 172 (2017) 191.

15. O. Kashparova et al. Excretion of  $^{137}\text{Cs}$  from silver prussian carp (*Carassius gibelio*) at 5 °C water temperature. Scientific Reports of National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine 4(86) (2020) 1.

16. H.-C. Teien et al. Seasonal changes in uptake and depuration of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in silver Prussian carp (*Carassius gibelio*) and common rudd (*Scardinius erythrophthalmus*). Science of the Total Environment 786 (2021) 147280.

17. Алексахин Р.М. Радиоэкологические ситуации, связанные с крупномасштабным загрязнением окружающей среды (р. Теча, аварии на Южном Урале и на Чернобыльской АЭС): сельскохозяйственные и экологические аспекты // Труды международной конференции „Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях”, Москва, 24 – 26 апреля 2000г. – Санкт - Петербург: Гидрометеиздат, 2000 - Т. 1. – С. 48-58.

18. Волкова О.М., Беляев В.В., Можар О.А. та ін. Особливості розподілу радіонуклідів по компонентах екосистем рибогосподарських водойм а фактори, що формують радіонуклідне забруднення риб // Радіонукліди у водних екосистемах України – К.: Чорнобильтехінформ, 2001. – С.202-244

19. Деревець В.В., Кіреев С. І., Обрізан С.М. та ін. Радіаційний стан зони відчуження 15 років після аварії // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2001.- №17.- С. 5-19.

20. Деревець В.В., Кіреев С. І., Ткаченко Ю. В. та ін. Радіаційний стан зони відчуження 2003 році // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. –2004.-№1 (23).- С. 6-32.

21. Зарубин О. Л. Динамика распределения  $^{137}\text{Cs}$  в наружных и внутренних органах и тканях рыб различных экологических групп водоема-озладителя Чернобыльской АЭС / 36. Наук. праць інституту ядерних досліджень. – К., 2005. - №1 (14) – С. 119-127.

22. Новикова Н.Я., Бархударов Р.М., Шандала Н.К. и др. Сравнительный анализ миграции  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в трофических цепях при Чернобыльском и глобальных выпадениях // Труды международной конференции “Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях”, Москва, 24 – 26 апреля 2000г. – Санкт – Петербург: Гидрометеиздат, 2000 – Т. 2. – С. 75- 80.

23. Зарубін О. П., Заліський О. О. Радіоактивне забруднення риб у водойміохолоджувачі ЧАЕС // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2000.- №16.- С. 39-43

24. Кравців Р.Й., Салата В.З., Фреюк Д.В., Ярошович І.Г. Визначення закономірностей міграції та накопичення  $^{137}\text{Cs}$  в трофічних ланцюгах зони українського Полісся // Науковий вісник Львівської державної академії ветеринарної медицини ім. С.З.Тжицького. Львів, 2003

25. Новикова Н.Я., Бархударов Р.М., Шандала Н.К. и др. Сравнительный анализ миграции  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в трофических цепях при Чернобыльском и глобальных выпадениях // Труды международной конференции “Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях”, Москва, 24 – 26 апреля 2000г. – Санкт – Петербург: Гидрометеиздат, 2000 – Т. 2.-С. 75- 80.

26. Ветеринарна радіологія з основами радіаційної ветеринарно-санітарної експертизи та імунології. Посібник у запитаннях і відповідях / Кравців Р.Й., Салата В.З., Семанюк В.І., Фреюк Д.В., Ярошович І.Г. 2007. – 289

с

27. Израэль Ю.А. Радиоактивное загрязнение послеядерных взрывов и аварий – интегральный подход // Труды международной конференции „Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях”, Москва, 24 – 26 апреля 2000г. – Санкт – Петербург: Гидрометеиздат, 2000 – Т. 1.-С. 26- 47.

28. Кравців Р.Й., Салата В.З., Тузяк С.О. Цезій: екологічні аспекти, метаболізм, токсичність, лікування та профілактика // Сільський господар 2004. №5-6.

29. Моисеев А. А. Цезий-137. Окружающая среда. Человек. Москва: Атомиздат, 1985. 120 с.

30. Коваленко Г. Д., Волошин В. С. Основы радиационной экологии. Маруполь.: Рената, 2009. 298 с.

31. Evangelidou N., Balkanski Y., Cozic A., Moller A. Global and local cancer risks after the Fukushima Nuclear Power Plant accident as seen from Chernobyl: A modeling study for radiocaesium ( $^{134}\text{Cs}$  &  $^{137}\text{Cs}$ ).

Environment International. 2014. Vol. 64. P. 17–27.

32. Міхєєв О. М., Лапань О. В., Маджд С. М. Біологічне очищення водних об'єктів від Cs-137. Наукові записки ТНТУ ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. 2019. Т. 75, № 1. С. 68–73.

33. Міхєєв О. М., Лапань О. В. Дезактивація водних об'єктів від  $^{137}\text{Cs}$  за допомогою біоплато. Ядерна фізика та енергетика. 2019. Т. 20, № 3. С. 304–310.

34. Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього. Національна доповідь України. Київ: КІМ, 2011. 380 с. 28.

35. Travnikova, I.G., Bazjukin, A.N., Bruk, G.Ja., Shutov, V.N., Balonov, M.I., Skuterud, L., Mehli, H., Strand, P. 2004. Lake fish as the main contributor of internal dose to lakeshore residents in the Chernobyl contaminated area. Journal of Environmental Radioactivity. 77(1),m63-75

<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2004.03.003>

36. IAEA, 2006 Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment', Ed. Anspaugh, L. and Balonov, M., Radiological assessment reports series, IAEA, STI/PUB/1239.

[http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1239\\_web.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1239_web.pdf)

37. IAEA, 2012. Guidelines for remediation strategies to reduce the radiological consequences of environmental contamination. Vienna, IAEA-TRS-475.

38. Smith, J.T., Voitsekhovitch, O.V., Hakanson, L., Hilton, J., 2001. A critical review of measures to reduce radioactive doses from drinking water and consumption of freshwater foodstuffs, J. Env. Radioact. 56 (2001) 11–32.

39. Onishi, Y., Voitsekhovitch, O.A., Zheleznyak, M., 2007. Chernobyl – What

have we learned? The successes and failures to mitigate water contamination over 20 years, Springer, 290.

40. Кашпарова, Е. В., Теиен, Г.-Х., Левчук, С. Е., Павленко, В. С., Салбу, Б., Кашпаров, В. А. 2019. Динамика выведения  $^{137}\text{Cs}$  из организма серебряного карася (*Carassius gibelio*) при разной температуре воды.

Ядерна фізика та енергетика. 20(4), 411-419  
<https://doi.org/10.15407/jnpae2019.04.411>

41. Лебедева Г.Д. 1966. Влияние различного солевого состава воды на накопление и выведение цезия-137 пресноводной рыбой.

Радиобиология. 6(4), 556-559.

42. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у продуктах харчування та питній воді. Гігієнічний норматив ГН 5.6.1.1-130:2006,

[http://search.ligazakon.ua/l\\_doc2.nsf/link1/RE12719.html](http://search.ligazakon.ua/l_doc2.nsf/link1/RE12719.html)

43. Hakanson L, Andersson T. 1992. Remedial measures against radioactive caesium in Swedish lake fish after Chernobyl. *Aquat Sci.* 54, 141–164.

Smitha, J. T., Kudelskyb, A. V., Ryabovc, I. N., Haddinghnd, R. H.

Bulgakove A. A. 2003. Application of potassium chloride to a Chernobyl-contaminated lake: modelling the dynamics of radiocaesium in an aquatic

ecosystem and decontamination of fish. *The Science of the Total Environment* 305, 217–227.

44. Гречанюк, М. О., Кашпарова, О. В., Павленко, П. М., Левчук, С. С.,

Максін, В.І., Кашпаров, В.О., 2022. Радіоактивне забруднення і дози внутрішнього опромінення риби в озері Глибоке Чорнобильської зони

відчуження. Наукові доповіді НУБПІ України, № 3 (97),

<http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi2022.03.003>

45. Elliott, J.M., Hilton, J., Rigg, E., Tullett, P.A., Swift, D.J., Leonard, D.R.P.

1992. Sources of variation in post-Chernobyl radiocaesium in fish from two Cumbrian lakes (north-west England). *J. Appl. Ecol.* 29, 108–119.

46. Smith, J.T., Kudelsky, A.V., Ryabov, I.N., Daire, S.E., Boyer, L., Blust, R.J., Fernandez, J.A., Haddingh, R.H., Vertsekhovitch, O.V. 2002. Uptake

and elimination of radiocaesium in fish and the 'size effect'. J. Environ. Radioact. 62, 145–164.

47. Fesenko, S. V., Alexakhin, R. M., Balonov, M. I., Bogdevitch, I. M., Howard, B. J., Kashparov, V. A., Sanzharova, N. I., Panov, A. V., Voigt, G., Zhuchenka, Yu. M. 2006. Twenty years' application of agricultural countermeasures following the Chernobyl accident: lessons learned. Journal of Radiological Protection. 26, 351–359. <http://dx.doi.org/10.1088/09524746/26/4/R01>

48. Fesenko, S.V., Alexakhin, R.M., Balonov, M.I., Bogdevitch, I.M., Howard, B.J., Kashparov, V.A., Sanzharova, N.I., Panov, A.V., Voigt, G., Zhuchenka, Y.M. 2007. An extended critical review of twenty years of countermeasures used in agriculture after the Chernobyl accident. Science of The Total Environment. 383(1), 1-24. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.05.011>

49. IAEA, 1997. The use of prussian blue to reduce radiocaesium contamination of milk and meat produced on territories affected by the Chernobyl accident. Vienna. IAEA-TECDOC-926.

50. Система підтримки прийняття рішень при ядерних і радіаційних аваріях для сільського господарства України. УкрДДСГР НУБІП України <http://www.ubar.org.ua/support/ssstart.htm>

51. Yankovich, T.L., Cornett, R.L.J. 2004. "Temporal changes in radionuclide transfer to biota in Canadian shield lakes receiving chronic inputs: Reconstruction of radionuclide exposure to non-human biota in perch lake over a 40 year period". in Proc. ECORAD Conf., Aix-en-Provence.

52. Kashparova, O., Teien, H.-C., Pavlenko, P., Salbu, B., Eide, D. M., Levchuk, S., Jensen, K.A., Protsak, V., Hrechaniuk, M., Kashparov, V. 2023. Clean feed as countermeasure to reduce the <sup>90</sup>Sr and <sup>137</sup>Cs levels in fish from contaminated lakes. J. Environ. Radioact. 107091, <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2022.107091>

53. Teien, H.-C., Kashpareva, O., Salbu, B., Levchuk, S., Protsak, V., Eide D.

M., Jensen, K. A., Kashparov V., 2021. Seasonal changes in uptake and depuration of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in silver Prussian carp (*Carassius gibelio*) and common rudd (*Scardinius erythrophthalmus*). *Science of the Total Environment*. 786, 147280, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147280>

54. Левчук С. довідник по основних методах визначення активності радіонуклідів довідник. Київ, 2016. 119 с. URL: <http://uiar.org.ua/Dovidnyk.pdf>

55. Kashparova O., Khomutinin Yu., Teien H.-C., Gudkov I. Excretion of  $^{137}\text{Cs}$  from silver Prussian carp (*Carassius gibelio*) at 5 °C water temperature. *Наукові доповіді НУБіП України*. 2020. Vol. 4(86). P1-10 <http://dx.doi.org/10.31548/dopovid/2020.04.008>

56. Кашпарова О. В., Павленко П. М., Левчук С. С., Гудков І. М. Виведення  $^{137}\text{Cs}$  з організму карася сріблястого (*Carassius gibelio*) при різній температурі води у природних умовах Чорнобильської зони відлучення // *Наукові доповіді НУБіП України*. 2020. № 6 (88). С. 121-126.

57. Аналітичні методи досліджень. Спектроскопічні методи аналізу: теоретичні основи і методики / за ред. акад. НАНУ та НААН Д.О. Мельничува К.: ЦП «Компринт», 2016. – 289 с.

58. H.-C. Teien et al. Seasonal changes in uptake and depuration of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in silver Prussian carp (*Carassius gibelio*) and common rudd (*Scardinius erythrophthalmus*). *Science of the Total Environment* 786 (2021) 147280.

59. J.T. Smith. Modelling the dispersion of radionuclides following short duration releases to rivers Part 2. Uptake by fish. *Science of the Total Environment* 368 (2006) 502

60. Kashparova, O., Teien, H.-C., Pavlenko, P., Salbu, B., Eide, D. M., Levchuk, S., Jensen, K. A., Protsak, V., Hrechaniuk, M., Kashparov, V. 2023. Effects of clean feed as countermeasure to reduce the  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  levels in fish from contaminated lakes. *Journal of Environmental*

Radioactivity, 258 (2023), 107091,

<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2022.107091>

61. Булдаков М.А., Борисов В.П., Василенко И.Я. и др. Особенности элиминационного действия ферроцианидов при поступлении в организм радиоактивного цезия. Тезисы докладов Всесоюзной конференции "Проблемы ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС в агро-промышленном производстве - пять лет спустя: итоги, проблемы, перспективы". Обнинск, 1991, т.1, с.149-150.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України