

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І
ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

**ВЧЕНІ НУБИШ У ВИВЧЕННІ ТА МІНІМІЗАЦІЇ
НАСЛІДКІВ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС**

Монографія

Київ - 2021

УДК

Рекомендовано Вченою радою
Національного університету біоресурсів і природокористування України
Протокол № X від XX.XX.2021 р.

Рецензенти:

О.П. Кравець – доктор біологічних наук, старший науковий співробітник
(Інститут клітинної біології та генетичної інженерії НАН України);

А.І. Липська – доктор біологічних наук, старший науковий співробітник
(Інститут ядерних досліджень НАН України);

М.Я. Кривенок – доктор сільськогосподарських наук, професор
(Національний університет біоресурсів і природокористування України).

Вчені НУБІП у вивченні та мінімізації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС: монографія. – Київ. 2021. – 200 с.

ISBN

Узагальнено, проаналізовано та обговорено результати досліджень співробітників Національного університету біоресурсів і природокористування України в Чорнобильській зоні відчуження і на прилеглих територіях протягом практично усіх 35 років, що пройшли після аварії на Чорнобильській АЕС. Розглянуто деякі реакції рослин і тварин на дію радіаційного чинника, зміни у складі мікробіоти. Обговорюються можливості повертання відчужених земель до використання.

Для радіобіологів, радіоекологів, працівників лісового господарства, студентів вищих навчальних закладів біолого-природничих напрямків.

ЗМІСТ

Передмова	4 с.
1. Проблеми повернення в господарський оборот забруднених радіонуклідами внаслідок аварії на ЧАЕС і виведених з використання сільськогосподарських угідь та практичні шляхи їх вирішення (Ю.В. Хомутінін, В.О. Кашпаров, М.М. Лазарєв, С.Є. Левчук, О.В. Косарчук, С.В. Поліщук, В.В. Павлюченко)	6 с.
2. Використання геопорталу «ландшафтні пожежі» та імітаційного моделювання для розробки плану управління пожежами в зоні відчуження Чорнобильської АЕС (С.В. Зібцев, В.В. Миронюк, В.В. Богомоллов, О.М. Сошенський, В.В. Гуменюк, П.П. Яворовський, С.Є. Сендонін)	30 с.
3. Розподіл активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунті та їх депонування стовбурною деревиною у лісах Чорнобильської зони відчуження (Д.М. Голяка, С.В. Поліщук, С.Є. Левчук, О.М. Леснік, Р.М. Задорожнюк, П.П. Дячук, М.А. Голяка)	53 с.
4. Дослідження харчових продуктів та дієтичних добавок, які сприяють зменшенню негативного впливу іонізуючого випромінювання на організм (Л.П. Дерев'яно, Л.В. Баль-Прилипка)	69 с.
5. Model experiment to support field observations on uptake of ^{137}Cs and ^{90}Sr in prussian carp (<i>Carassius gibelio</i>) (O. Kashparova, H.-C. Teien, S. Levchuk, P. Pavlenko, I. Gudkov)	96 с.
6. До питання очищення забруднених радіонуклідами природних і стічних вод після Чорнобильської аварії (В.І. Максін, О.З. Стандритчук)	109 с.
7. Дослідження мембранотропної дії іонізуючої радіації в післяаварійний період на Чорнобильській АЕС (С.В. Хижняк, В.М. Войціцький)	117 с.
8. Species variability of animals karyotypes in low-dose ionizing irradiation conditions (S.O. Kostenko)	137 с.
9. Bioleaching of fuel-containing materials, sampled from the new safe confinement of the Chernobyl NPP (O. Pareniuk, O. Odintsov, Yu. Ruban, K. Shavanova, L. Palamar, P. Sabenin, N. Pavliuchenko, B. Sinenko, V. Khan, V. Krasnov).....	153 с.
10. Активність мікрофлори ґрунту, забрудненого радіонуклідами після аварії на Чорнобильській АЕС (В.В. Ілленко, І.В. Волкогон, А.В. Кленко, М.М. Лазарєв, І.М. Гудков).....	167 с.
11. Кафедра радіобіології та радіоекології в Чорнобильській зоні відчуження (І.М. Гудков)	199 с.
Разом	211 с.

ПЕРЕДМОВА

Прошло 35 років з дня безпрецедентної за своїми масштабами радіаційної аварії на Чорнобильській АЕС. 26 квітня 1986 року о 1 годині 23 хвилини на четвертому енергоблоці відбувся вибух реактора з руйнуванням його активної зони і викидом у навколишнє середовище радіоактивних речовин загальною активністю у десятки мільйонів кюрі. Тільки через десять діб в результаті воістину героїчних зусиль тисяч людей вдалося запобігти подальшого розвитку аварії і приступити до заходів з локалізації та ліквідації її наслідків.

Регіон аварії охопив величезну площу. Тільки обмежена ізоляцією щільності забруднення за основним радіонуклідом ^{137}Cs 37 кБк/м² (1 Кі/км²) вона займає в Україні – 52,5 тис. км² (9%), на котрій розташовувалися сільськогосподарські угіддя, ліси, розгалужена система річок та озер, 2293 населених пунктів, у яких мешкає понад два мільйони осіб.

Аварія була названа сільськогосподарською. І це цілком зрозуміло. Адже в найбільшій мірі на довгі роки була забруднена радіоактивними речовинами земля, сільськогосподарські угіддя. Саме вони стали накопичувачами довгоживучих штучних радіонуклідів, які за рахунок продукції рослинництва і тваринництва формують основну частку дози опромінення населення. Саме тому першим науковим закладом радіологічного напрямку в Україні став Український НДІ сільськогосподарської радіології (тоді філіал всесоюзного інституту), організований вже через місяць після аварії, і який вже давно увійшов до структури нашого університету. А через рік в нашому ж університеті, тодішній Українській сільськогосподарській академії була організована перша в країні вузькопрофільна кафедра радіобіології та радіоекології.

З першого року співробітники університету прийняли участь у вивченні наслідків аварії та їх мінімізації в аграрній сфері і в цілому у довкіллі. Дехто з

них у ті роки працював в інших організаціях, приймаючи участь в таких дослідженнях. Матеріали цих робіт знайшли відображення в десятках монографій, сотнях статей, багатьох рекомендаціях і методичних матеріалах щодо ведення окремих галузей сільського, лісового, водного господарства на забруднених радіонуклідами територіях. І загально визнано, що за рахунок впровадження в агропромислове виробництво спеціальних радіозахисних заходів – контрзаходів вдалося зменшити дозу опромінення населення якнайменш удвічі.

Дотепер в нашому університеті працюють 19 осіб, удостоєних звання «Учасник ліквідації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС». Дехто з них займають скромні посади охоронників, вахтерів, водіїв. А дехто продовжує науково-педагогічну роботу, в тому числі і науково-дослідницьку за чорнобильською тематикою. Успішно такі роботи проводяться в УкрНДІ сільськогосподарської радіології, на кафедрі радіобіології та радіоекології, яка недавно увійшла до складу кафедри загальної екології та радіобіології, на кафедрі лісівництва та деяких інших підрозділах.

У дні 35-х роковин з дня аварії в університеті був проведений науково-практичний симпозіум «Вчені НУБіП у вивченні наслідків аварії на Чорнобильській АЕС». Матеріали основних доповідей, які були зроблені на ньому, склали цю монографію.

1. ПРОБЛЕМИ ПОВЕРНЕННЯ В ГОСПОДАРСЬКИЙ ОБОРОТ ЗАБРУДНЕНИХ РАДІОНУКЛІДАМИ, ВНАСЛІДОК АВАРІЇ НА ЧАЕС, І ВИВЕДЕНИХ З ВИКОРИСТАННЯ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ УГІДЬ ТА ПРАКТИЧНІ ШЛЯХИ ЇХ ВИРІШЕННЯ

Ю.В. Хомутінін, В.О. Кашпаров, М.М. Лазарєв, С.Є. Левчук,

О.В. Косарчук, С.В. Поліщук, В.В. Павлюченко

Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології
НУБіП України

Розглянуті дві важливі проблеми пов'язані з практичним поверненням в господарський оборот забруднених радіонуклідами, внаслідок аварії на ЧАЕС, і виведених з використання сільськогосподарських угідь. Перша, це отримання репрезентативних оцінок щодо забруднення ґрунту ^{90}Sr і ізотопами плутонію на теперішній час за сукупністю прямих і непрямих вимірювань з мінімально можливими витратами. Друга, це прогнозування можливого вмісту радіонуклідів ^{137}Cs , ^{90}Sr в урожаї різних сільськогосподарських культур та ризиків перевищення встановлених нормативів. Причому друга задача вирішується на основі результатів, що отримані при вирішенні першого завдання.

Вважається, що урожаї рослинницької продукції з різних ділянок сільськогосподарського угіддя змішується і представляє єдину сукупність. Тому ПАЕД, щільність забруднення угіддя у цілому та вміст радіонуклідів в врожаї на ньому, як при квазірівномірному так і при нерівномірному забрудненні розглядаються як випадкові величини з відповідними логнормальними законами розподілу ймовірностей. Це підтверджено численними результатами досліджень, отриманими як авторами так і іншими вченими.

Основою знаходження статистичних характеристик (медіани і стандартного геометричного відхилення) щільності радіонуклідного забруднення угідь є відповідні карти радіоактивного забруднення території України. Карта щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs виведеного з використання сільськогосподарського угіддя побудовані на основі сукупності прямих вимірювань вмісту ^{137}Cs у ґрунті, вимірювань ПАЕД і кореляційного співвідношення між ними. Карта щільності забруднення ґрунту ^{90}Sr будується за сукупністю прямих вимірювань вмісту ^{90}Sr у ґрунті, карти щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs і кореляційного співвідношення між щільністю ^{137}Cs і ^{90}Sr . Це дозволяє істотно скоротити витрати на радіологічне обстеження при забезпеченні необхідної точності оцінок. Статистичні характеристики забруднення ґрунту ізотопами плутонію ($^{238,239,240}\text{Pu}$) виведених з використання сільськогосподарських угідь

обчислюються на основі кореляційного співвідношення між $^{238,239,240}\text{Pu}$ і ^{90}Sr у ґрунті.

Ключові слова: сільськогосподарські угіддя, щільність забруднення, радіонукліди, Чорнобильська аварія, зона безумовного (обов'язкового) відселення (ЗБ(О)В), сільськогосподарські культури.

Вступ

Після Чорнобильської аварії до території зони безумовного (обов'язкового) відселення (ЗБ(О)В) були віднесені землі (площа 2.0 тис. км²) «на яких неможливе подальше проживання населення, одержання сільськогосподарської та іншої продукції, продуктів харчування, що відповідають республіканським та міжнародним допустимим рівням вмісту радіоактивних речовин, або які недоцільно використовувати за екологічними умовами». На цій території знаходяться 86 населених пунктів [1] з прилеглими сільськогосподарськими угіддями. Необхідно відмітити, що частина територій України була виведена з господарського використання не за радіологічними критеріями, а виходячи зі сформованих на той час соціально-економічних умов.

За час, що пройшов після аварії, радіологічна ситуація стабілізувалася. Тільки за рахунок радіоактивного розпаду, щільність забруднення території ^{137}Cs та ^{90}Sr зменшилася більше ніж у 2 рази. Внаслідок цього, а також автореабілітаційних процесів знизилися рівні радіоактивного забруднення продукції, що дозволяє в деяких випадках розглядати питання перегляду меж зон радіоактивного забруднення, зміну статусу населених пунктів та повернення виведених з обігу сільськогосподарських угідь в господарське використання. Відповідно до Указу Президента України від 11.10.2010 №937 Національна комісія з радіаційного захисту населення України створила експертну групу з підготовки висновків щодо встановлення та перегляду меж зон радіоактивного забруднення. Дана група на основі чинних нормативних і методичних документів та даних загальнодозиметричної паспортизації населених пунктів України за 2000-2011 роки підготувала Експертні висновки щодо радіологічного стану населених пунктів 12 областей України та зміну їх

статусу. Однак в цих висновках нічого не сказано про виведені з сільськогосподарського використання угіддя, що розташовані навколо цих населених пунктів, рівні їх забруднення радіонуклідами та рекомендацій щодо їхнього використання. Однією з основних причин цього факту є відсутність сучасних достовірних детальних даних про щільності поверхневого забруднення ґрунту ^{137}Cs , ^{90}Sr і ізотопами плутонію.

Слід зазначити, до теперішнього часу для багатьох виведених з сільськогосподарського використання угідь змінений статус їх приналежності. Наприклад, в Київській області згадані території повністю віднесені до зони відчуження та території Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника. У Житомирській області картина більш строката: частина цих угідь включена в Древянський природний заповідник; інша частина передана у користування лісового фонду; третя частина має статус угідь, виведених з господарського використання за радіологічними критеріями, які і є предметом нашого дослідження.

Основою радіологічної реабілітації забруднених радіонуклідами сільськогосподарських угідь і повернення їх в господарський оборот є результати радіологічного моніторингу, який передбачає визначення щільності забруднення угідь ^{137}Cs , ^{90}Sr і ізотопами плутонію. Практика радіологічних обстежень виведених з сільськогосподарського використання угідь показує, що вони, як правило, забруднені нерівномірно. В загальному випадку є градієнт радіоактивного забруднення, на тлі якого спостерігаються яскраво виражені «плями» радіоактивного забруднення з більш високим рівнем. Тому для отримання достовірних карт розподілу по угіддях вказаних радіологічних характеристик необхідно мати їх значення в різних точках площі угіддя (40–100 точок в залежності від площі і неоднорідності забруднення угіддя [2–4]). Беручи до уваги, що на теперішній час вартість визначення вмісту радіонукліда в одній пробі становить: ^{137}Cs – 500 грн., ^{90}Sr – 1200 грн., ізотопів плутонію – 2800 грн. детальний радіологічний моніторинг виведених з сільськогосподарського використання угідь є вельми витратною

процедурою. Для мінімізації вартості створення карт щільності радіоактивного забруднення, побудованих за результатами радіологічних обстежень виведених з сільськогосподарського використання угідь, ми пропонуємо використовувати всю сукупність прямих і непрямих вимірювань, які в різному ступені характеризують щільність забруднення угіддя радіонуклідом, з використанням кореляційних зв'язків між прямими і непрямими вимірами. Обґрунтування даного підходу детально викладено в роботах [5-8]. Аналогічний підхід був успішно реалізований при побудові карт поширення стронцієвого сліду в ближній зоні аварії на ЧАЕС [9] та карт забруднення території радіонуклідами, що входять в паливну складову чорнобильських випадань [10].

Повернення в господарський оборот забруднених радіонуклідами сільськогосподарських угідь є однією з найбільш актуальних і складних завдань. Критерієм прийняття таких рішень є величини індивідуальних доз опромінення жителів, які будуть споживати вироблену на цих угіддях продукцію. Похідними величинами від цієї дози є допустимі рівні вмісту радіонуклідів у продуктах харчування. В Україні вміст у продуктах харчування основних дозоутворюючих радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr має задовольняти співвідношення: $^{137}\text{Cs} / C_{^{137}\text{Cs}}^0 + ^{90}\text{Sr} / C_{^{90}\text{Sr}}^0 < 1$, де $C_{^{137}\text{Cs}}^0$ ($C_{^{90}\text{Sr}}^0$) – допустимий вміст ^{137}Cs (^{90}Sr) (ДР-06).

Мета досліджень – Практичні питання отримання репрезентативних оцінок поверхневої щільності забруднення угідь, побудови відповідних детальних карт на основі мінімізації їх вартості та прогнозу забруднення радіонуклідами ^{137}Cs і ^{90}Sr одержуваного на них врожаю різних сільськогосподарських культур розглянуті нижче на прикладі виведених з сільськогосподарського використання полів Житомирської області.

Матеріали й методи дослідження

У даній роботі об'єктами дослідження є поля, що розташовані на півдні Народицького району Житомирської області навколо сіл Осика, Межиліска та Базар (див. рис.3). Ці поля на момент їх виведення з сільськогосподарського

використання знаходилися поза територією з щільністю забруднення ^{137}Cs 15 $\text{Ки}/\text{км}^2$ (555 $\text{кБк}/\text{м}^2$) і були виведені з сільськогосподарського використання з урахуванням дозового критерію [1]. В даний час частково неофіційно використовуються для сільськогосподарського виробництва.

В процесі радіологічного обстеження цих полів за допомогою дозиметра-радіометра «Стора-ТУ» (Екотест, Україна) вимірювалася потужність амбієнтного еквівалента дози гамма-випромінювання (ПАЕД) і відбиралися проби ґрунту, в яких визначався вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr . Результати вимірювань ПАЕД і координати точки вимірювання зберігалися у базі даних. По завершенні польових робіт ці дані використовувалися для картування просторового розподілу ПАЕД у межах поля. Місця відбору проб ґрунту вибиралися на відстанях не менше 20 м від доріг і місць, де можливе накопичення або змивання радіоактивного забруднення. Для формування об'єднаної проби ґрунту було використано 5 точкових проб, що відбиралися у межах пробного майданчика методом конверта на глибину 25 см. Маса об'єднаної проби ґрунту ≈ 2 кг. Точкові проби відбиралися циліндричним пробовідбірником діаметром 37 мм на глибину 25 см. Такий відбір проб ґрунту при відносній похибці вимірювання активності ^{137}Cs і ^{90}Sr на рівні 10 % забезпечує оцінку медіани щільності радіоактивного забруднення ґрунту з похибкою не більше 20 % при довірчій імовірності $\gamma = 0,95$ [11,12].

Величини активності ^{137}Cs у попередньо підготовлених пробах ґрунту вимірювалися на гамма-спектрометрі з напівпровідниковим детектором із високочистого германію “GEM-30185” фірми “EG & ORTEC” США (енергетична роздільна здатність по лінії ^{60}Co 1.78 кеВ, ефективність реєстрації відносно NaI 30 %). Вимірювання проводили в посудинах Марінеллі об'ємом 1000 см^3 . Калібрування спектрометра здійснювалося з використанням сертифікованих еталонних матеріалів відповідно до вимог стандартизованого методу [12]. Вміст ^{90}Sr у пробах ґрунту визначався після його радіохімічного виділення з використанням загальноприйнятих методик [13] вимірюванням

активності його дочірнього радіонукліда ^{90}Y на бета-спектрометрі СЕБ-70 (АКП, Україна).

Розподіл характеристики радіоактивного забруднення на території поля це деяка просторова функція $F(x, y)$ координат місцевості (x, y) , яка нам не відома, а відомі лише результати її вимірювання F_1, F_2, \dots, F_n в точках $(x_i, y_i) i=1 \dots n$. Ці результати є основою для знаходження деякого наближення (моделі) цієї функції $F(x, y) \cong G(F_1, F_2, \dots, F_n)$ і побудови карти характеристики радіоактивного забруднення поля, що розглядається. Практика обстеження забруднених радіонуклідами територій показує, що результатам визначення F_1, F_2, \dots, F_n іноді притаманні дуже значні невизначеності. Проведені раніше дослідження показали, що характеристики радіоактивного забруднення території в деякій точці (x, y) (ПАЕД, щільність забруднення радіонуклідами, питомий вміст радіонуклідів у ґрунті та інш.) є випадковими величинами і описуються відповідними логнормальними законами розподілу ймовірностей [2-8]

$$f(F(x, y)) = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot F(x, y) \cdot s(x, y)} e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{\ln(F(x, y)) - \mu(x, y)}{s(x, y)} \right)^2} \quad (1)$$

де $\mu(x, y)$ і $s(x, y)$ – математичне очікування і стандартне відхилення логарифма величини $F(x, y)$ у точці (x, y) .

Будь-який алгоритм побудови карт, в кінцевому рахунку, зводиться до апроксимації результатів вимірювання характеристик радіоактивного забруднення отриманих в окремих точках на всю обстежувану територію. Останнім часом, для побудови карт характеристик радіоактивного забруднення території за сукупністю просторово-розподілених значень характеристик F_1, F_2, \dots, F_n , у загальному випадку не регулярно розташованих на ділянці картування, використовуються різні геостатистичні методи інтерполяції, які дозволяють побудувати деяку модель $G(x, y)$ невідомої функції $F(x, y)$. Серед них широке застосування отримали різні модифікації методу крігінга (Kriging) [13,14]. Якщо початкові дані мають розподіл Гаусса,

то він вважається одним з кращих серед незміщених інтерполяторів. Функція $G(x, y)$ являє собою «сіткову» функцію («grid»), значення якої $G(x_i, y_j)$ визначені у вузлах регулярної сітки ($i=1, 2\dots k; j=1, 2\dots l$). Однак застосування процедури крігінга з точки зору математичної статистики коректно тільки в тому випадку якщо значення $F(x_i, y_i)$ і залишки $G(x_i, y_i) - F(x_i, y_i)$ мають нормальний (Гауса) розподіл ймовірностей. У нашому випадку це будуть логарифми ПАЕД, щільності забруднення ^{137}Cs і ^{90}Sr . В результаті, після інтерполяції логарифма характеристики радіоактивного забруднення території отримуємо «сіткову» функцію $g(x_i, y_j)$. Для отримання остаточного результату (моделі для $F(x, y)$) буде виконано перетворення $G(x_i, y_j) = \exp(g(x_i, y_j))$. Усі подальші викладки по оцінці варіабельності результатів апроксимації буду проводитися у припущенні, що вони підпорядковуються розподілу Гауса, тобто для величин $\ln(F(x_i, y_i))$ і $g(x_i, y_j) = \ln(G(x_i, y_j))$. Для просторової інтерполяції результатів вимірювань нами будуть використані методи ординарного і регресійного крігінга (РК) [13,14], що реалізовані у відкритому програмному продукті SAGA GIS. Для побудови ізоліній і прив'язці результатів інтерполяції до карт місцевості буде використане відкритий програмний продукт QGIS.

Сільськогосподарське угіддя є засобом виробництва рослинницької продукції. Вміст радіонуклідів у цієї продукції (продуктах харчування, кормах) повністю визначається ступенем забруднення ними відповідного сільськогосподарського угіддя. На практиці, для оцінки вмісту радіонуклідів в урожаї на конкретному полі зручно використовувати не карту щільності забруднення цього поля, а її усереднене по полю значення. У роботах [2,3] це показано для безградієнтних за забрудненням ізотопами ^{137}Cs , ^{90}Sr і плутонію угіддях, щільність забруднення ґрунту радіонуклідом є випадковою величиною з логнормальним законом розподілу ймовірностей. Нерівномірно забруднені радіонуклідами сільськогосподарські угіддя можна розбити на безградієнтні за забрудненням ділянки. На кожній такій ділянці щільність забруднення ґрунту радіонуклідом буде випадковою величиною з

логнормальним законом розподілу ймовірностей [6]. Щільність забруднення ґрунту радіонуклідом угіддя в цілому також може бути охарактеризована випадковою величиною з логнормальним законом розподілу ймовірностей з відповідними параметрами: медіаною (середнім геометричним) $\bar{A}_z = \exp\left(\frac{1}{S_d} \sum_{i=1}^n S_{d,i} \cdot \text{Ln}(\bar{A}_z^i)\right)$ і геометричним стандартним відхиленням $GSD(A_z) = \exp\left(\sqrt{s_0^2 + s_c^2}\right)$, де $S_{d,i}$ – площа i -ї ділянки угіддя; \bar{A}_z^i – медіана щільності забруднень ґрунту радіонуклідом на i -й ділянці; s_0 – усереднена оцінка стандартного відхилення $\text{Ln}(A_z)$ на без градієнтній за забрудненням ділянці (див. табл.1); s_c – оцінка стандартного відхилення значень $\text{Ln}(\bar{A}_z^i)$ для даного угіддя (варіабельність між безградієнтними по забрудненню ділянками). Величина s_c є статистичною характеристикою сіткової функції, що отримана методами геостатистичної інтерполяції (QGIS SAGA GIS).

У даній роботі характеристикою забруднення ґрунту радіонуклідами є щільність забруднення, кБк/м², а характеристикою забруднення ними урожаю їх питома активність, Бк/кг. Ці характеристики для конкретного сільськогосподарського угіддя (поля), як при квазірівномірному так і при нерівномірному забрудненні поля радіонуклідами, є випадковими величинами, які мають відповідні логнормальні закони розподілу ймовірностей $f(x)$:

$$f(X) = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot X \cdot s} e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{\ln(X) - \mu}{s}\right)^2}, \quad (2)$$

де, X – значення характеристики радіоактивного забруднення; μ і s – середнє значення і стандартне відхилення логарифму величини X . Середнє геометричне (медіана) величини X дорівнює $GM = \exp(\mu)$, а стандартне геометричне відхилення – $GSD = \exp(s)$.

Проте, крім GM і GSD важливо знати можливі верхні межі цього забруднення із заданим ступенем (ймовірністю) довіри P . На основі вище викладеного їх можна обчислити як $A_p = GM \cdot GSD^{U_p}$, де U_p - квантиль розподілу

Гауса. У даній роботі $P = 90\%$. Це означає, що щільність забруднення 90 % площі угіддя не буде перевершувати величини A_p .

1. Усереднені оцінки стандартного відхилення s_0 для чорнобильських радіоактивних випадінь (починаючи з 2017 р.): S - площа відбору проби ґрунту; $\delta_{вим} \leq 10\%$ на рівні $\pm STD$

№	Радіонуклід	Умови, для яких одержана оцінка	s_0
1	^{137}Cs	Точкові проби; $S \geq 0.005\text{м}^2$; вимірювання ^{137}Cs у ємності 100 см^3 або у Марінеллі (1000 см^3)	0.29±0.1
2	^{90}Sr ($^{239+240}\text{Pu}$)	Точкові проби; $S \geq 0.005\text{м}^2$; об'єм зразка 100 см^3 .	0.30±0.1
3	^{137}Cs	Об'єднані проби (5 точкових); 30-км зона ЧАЕС; S точкової проби 0.001 м^2 ; вимірювання ^{137}Cs у ємності 100 см^3 або у Марінеллі (1000 см^3).	0.24±0.07
4	^{90}Sr ($^{239+240}\text{Pu}$)	Об'єднані проби (5 точкових); зона відчуження ЧАЕС; S точкової проби 0.001 м^2 ; об'єм зразка 100 см^3 .	0.28±0.08
5	^{137}Cs , ^{90}Sr ($^{239+240}\text{Pu}$)	Об'єднані проби (5 точкових); конденсаційні і глобальні випадіння за межами 30-км зони ЧАЕС; S точкової проби 0.001 м^2 ; вимірювання ^{137}Cs у ємності 100 см^3 або Марінеллі (1000 см^3), об'єм зразка для визначання активності ^{90}Sr ($^{239+240}\text{Pu}$) 100 см^3 .	0.17±0.04
6	Потужність дози	Середнє для потужності амбієнтного еквівалента дози гама-і рентгенівського випромінення (ПАЕД) при вимірюванні дозиметрами РКС-01 «СТОРА-ТУ» і ДРГ-01Т	0.12±0.01

Оцінки щільності забруднення угіддя радіонуклідами ^{137}Cs , ^{90}Sr та ізотопами плутонію, що засновані на результатах прямих вимірювань мають найменшу похибку. Однак, як уже зазначалося, для отримання репрезентативних оцінок щільності забруднення угіддя радіонуклідами необхідно мати велике число точок вимірювання, особливо в разі плямистості і неоднорідності забруднення. Це пов'язано зі значними матеріальними витратами, що неприйнятно при масовому радіологічному обстеженні сільськогосподарських угідь. Одним з можливих підходів до зниження витрат на оцінку щільності забруднення угіддя радіонуклідами ^{137}Cs , ^{90}Sr та ізотопами плутонію є об'єднання інформації про щільність забруднення ґрунту радіонуклідами, що отримана в результаті прямих і непрямих вимірювань які в різному ступені характеризують щільність забруднення угіддя радіонуклідом. Для цього необхідно знати регресійні (кореляційні) залежності

між характеристиками радіоактивного забруднення ґрунту радіонуклідами. У даній роботі буде розглянуто кореляційні залежності між логарифмами: ПАЕД– щільність забруднення ^{137}Cs ; щільність забруднення ^{137}Cs – щільність забруднення ^{90}Sr ; щільність забруднення ^{90}Sr – щільність забруднення ізотопами плутонію ($^{238,239,240}\text{Pu}$) та їх статистичних характеристик для сільськогосподарських угідь Поліського і Народицького районів.

При господарській характеристиці сільськогосподарського угіддя (рілля, сінокіс, випас) будемо виходити з того факту, що воно є засобом виробництва рослинницької продукції. Ступінь забруднення радіонуклідами продукції (продуктів харчування, кормів) повністю визначається забрудненням ними ґрунту сільськогосподарського угіддя. Весь урожай рослинницької продукції виробленої на одному угідді, як правило, змішується, і вміст радіонуклідів у ньому є випадковою величиною, що описується відповідним законом розподілу ймовірностей (2) [15,16]. Для прогнозування вмісту радіонуклідів в урожаї будемо використовувати співвідношення

$$C_{\text{рос}} = КП \cdot A, \quad (3)$$

де $C_{\text{рос}}$ – питома активність радіонукліда у рослинах, Бк/кг; A – щільність поверхневого забруднення ґрунту радіонуклідом, кБк/м²; $КП$ – коефіцієнт переходу радіонукліда з ґрунту в господарсько цінну частину продукції рослинництва. Оскільки A і $КП$ випадкові величини з логнормального законами розподілу ймовірностей, то і $C_{\text{рос}}$ також буде випадковою величиною з логнормальним законом розподілу ймовірностей, для якого відповідні середні геометричні (медіани) $GM_{\text{рос}}$ і стандартні геометричні відхилення $GSD_{\text{рос}}$ обчислюються як

$$GM_{\text{рос}} = GM_{\text{КП}} \cdot GM_A, \quad GSD_{\text{рос}} = \exp\left(\sqrt{\ln^2(GSD_{\text{КП}}) + \ln^2(GSD_A)}\right), \quad (4)$$

де $GSD_{\text{КП}}$ у разі відсутності даних відповідно до [2,5] будемо приймати рівним 1.63. Ці характеристики, як і в разі забруднення ґрунту радіонуклідами,

дозволяють оцінити можливі верхні межі вмісту радіонуклідів в урожаї рослин із заданим ступенем (ймовірністю) довіри P

$$C_{\text{рос}}^P = GM_{\text{рос}} \cdot (GSD_{\text{рос}})^{Up}, \quad (5)$$

Це означає, що в 90 % випадків вміст радіонуклідів у пробах врожаю не буде перевищувати величини $C_{\text{рос}}^P$.

Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr в харчових продуктах та продукції сільського господарства регламентується вимогами [17]. Він не повинен перевищувати встановлених відповідних значень $C_{^{137}\text{Cs}}^0$ і $C_{^{90}\text{Sr}}^0$ та задовольняти співвідношення $d = ^{137}\text{Cs} / C_{^{137}\text{Cs}}^0 + ^{90}\text{Sr} / C_{^{90}\text{Sr}}^0 < 1$. Знання законів розподілу вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у врожаї рослин дозволяє оцінити ризики (ймовірності) перевищення q цього вмісту відповідно до встановлених нормативів як для кожного радіонукліду

$$q = \Phi((\text{Ln}(C_{\text{рос}}) - \text{Ln}(GM_{\text{рос}})) / \text{Ln}(GSD_{\text{рос}})) \quad (6)$$

так і за сукупністю

$$q_{\Sigma} = \text{Ver} \{ (^{137}\text{Cs} / C_{^{137}\text{Cs}}^0 + ^{90}\text{Sr} / C_{^{90}\text{Sr}}^0) \geq 1 \}, \quad (7)$$

де $\Phi(\dots)$ – функція розподілу Гауса.

Кореляційні залежності між радіологічними характеристиками поля, що нас цікавлять (ПАЕД– D , щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs – A_{Cs} , ^{90}Sr – A_{Sr} і ізотопи плутонію), залежать від фізико-хімічних характеристик радіоактивних випадання на даній ділянці території. В даній роботі розглядаються сільськогосподарські угіддя Поліського і Народицького районів, що розташовані на південно-західному і західному слідах чорнобильських радіоактивних випадінь, для яких характерний конденсаційний тип. Нижче оцінені і проаналізовані кореляційні залежності між логарифмами ПАЕД ($\text{Ln}(D)$) і логарифмами щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs , логарифмами щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs ($\text{Ln}(A_{\text{Cs}})$) і логарифмами щільності забруднення ґрунту ^{90}Sr ($\text{Ln}(A_{\text{Sr}})$) виду $Y = b_0 + b_1 \cdot X$. Також розглянуто співвідношення між щільністю забруднення ґрунту ^{90}Sr і щільністю забруднення ґрунту ізотопами плутонію ($^{238,239,240}\text{Pu}$).

Як вже зазначалося в конкретній точці території (поля) ці характеристики є випадковими величинами, а їх логарифми описуються розподілом Гауса. В цьому випадку стандартне відхилення (похибка прогнозу) індивідуального значення залежної змінної Y в точці X визначається як

$$\sigma_Y(X) = s_{\text{зал}} \cdot \sqrt{1 + \frac{1}{n} + \frac{(X - \bar{X})^2}{\sum (X_i - \bar{X})^2}}, \quad (8)$$

де $s_{\text{зал}}$ – залишковий стандартне відхилення, яке в основному визначає точність прогнозу; n – число вимірювань, за якими побудована кореляційна залежність; \bar{X} – середнє значення характеристики X за результатами вимірювань.

В цій роботі нами були зібрані, статистично оброблені і проаналізовані результати прямих вимірювань щільності забруднення ^{137}Cs сільськогосподарських угідь (Поліський та Народицький райони) та значення ПАЕД в точках відбору проб ґрунту, що були отримані на протязі 2017-2020 років. На рисунку 1 наведені результати статистичного аналізу цих даних, а в таблиці 2 наведені усі характеристики параметрів залежності $\text{Ln}(A_{\text{Cs}}) = b_0 + b_1 \cdot \text{Ln}(D)$, а також коефіцієнт кореляції r і залишкове стандартне відхилення $s_{\text{зал}}$.

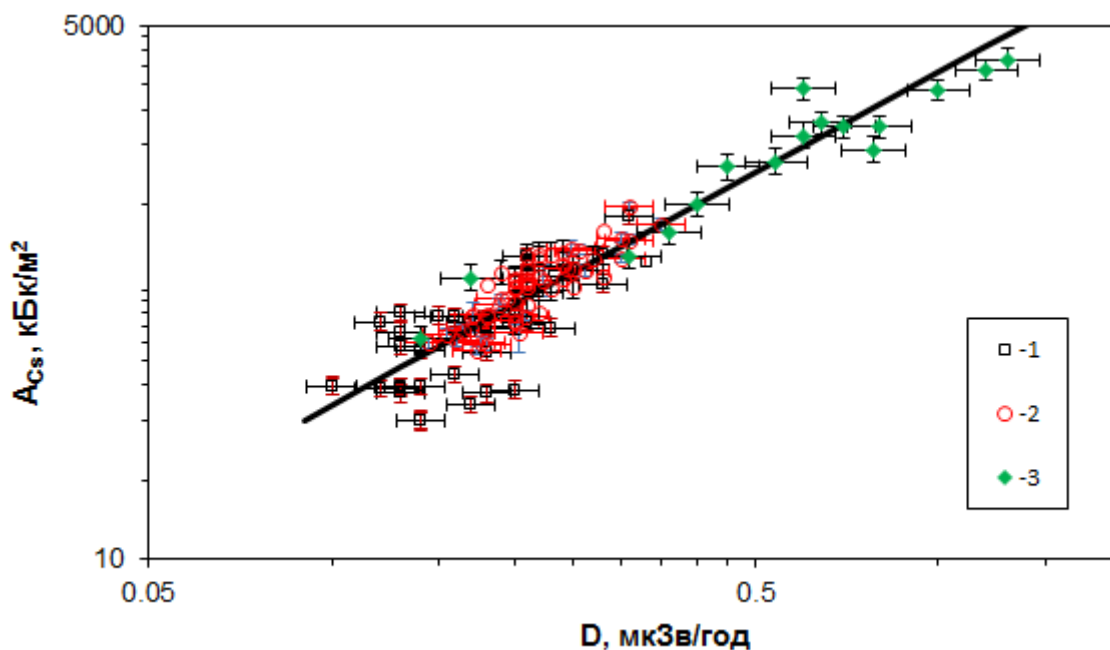


Рис. 1. Залежність між D і A_{Cs} на момент проведення вимірювань з урахуванням логнормального розподілу ймовірностей спостережуваних величин: 1 – в околицях с. Рагівка, 2 – в околицях сіл Осика, Межиліска, Базар, 3 – в околицях с. Христинівка

2. Параметри кореляційної $Ln(A_{Cs}) = b_0 + b_1 \cdot Ln(D)$ на момент проведення вимірювань

Територія	b_0		b_1		r	$S_{зал}$
	середнє	σ	середнє	σ		
Поля біля сіл Осика, Межиліска, Базар	8.15	0.23	1.74	0.15	0.84	0.21
Поле біля с. Рагівка	7.52	0.39	1.50	0.22	0.76	0.42
Усереднені значення	7.97	0.10	1.68	0.06	0.93	0.33

Також були зібрані, статистично оброблені і проаналізовані результати визначення щільності забруднення сільськогосподарських угідь ^{137}Cs і ^{90}Sr Поліського та Народицького районів, що були отримані на протязі 2017-2020 років. Виміри активності ^{137}Cs і ^{90}Sr проводилися в одних і тих же пробах (пов'язані вимірювання). Для аналізу відібрані тільки дані, що були отримані на угіддях, які були переорані після аварії на ЧАЕС. Щоб виключити вплив розпаду ізотопів всі результати були перераховані на 2020 рік.

Для прогнозування щільності забруднення угіддя ^{90}Sr (A_{Sr}) по його щільності забруднення ^{137}Cs (A_{Cs}) була використана модель $Ln(A_{Sr}) = b_0 + b_1 \cdot Ln(A_{Cs})$. Результати аналізу показані на рисунку 2. В таблиці 3 наведені параметри характеристики (коефіцієнт кореляції r і залишкове стандартне відхилення $s_{зал}$).

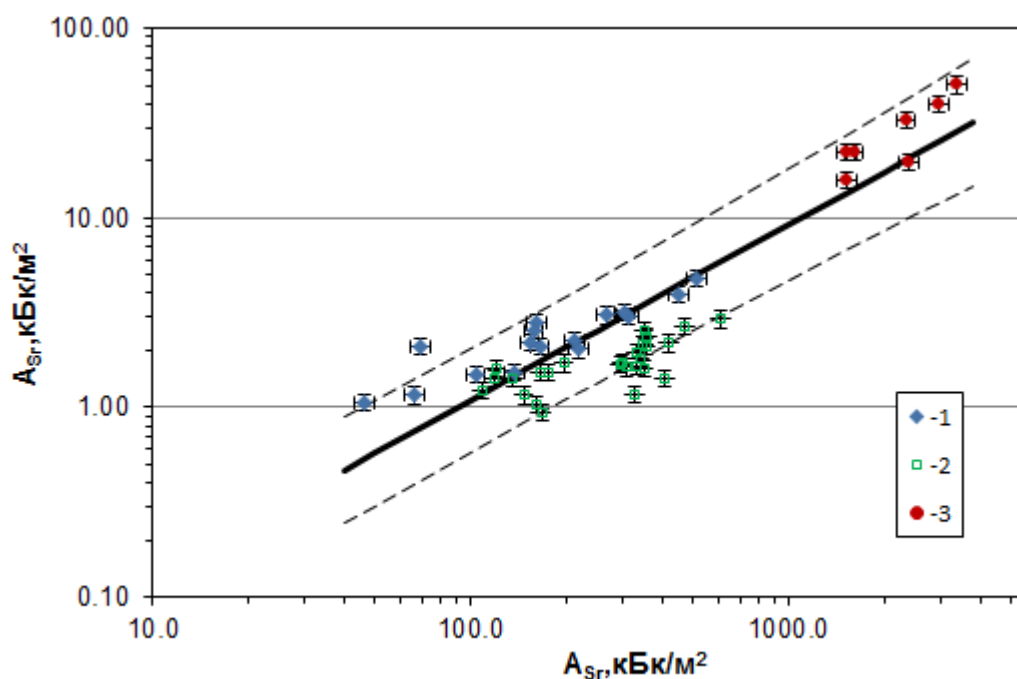


Рис. 2. Залежність між A_{Cs} і A_{Sr} на 2020 рік на основі пов'язаних вимірювань ^{137}Cs і ^{90}Sr в одних і тих же пробах ґрунту: 1 – в околицях с. Рагівка, 2– в околицях сіл Осика, Межиліска, Базар, 3 – в околицях с. Христинівка

3. Параметри кореляційної $Ln(A_{Cs}) = b_0 + b_1 \cdot Ln(D)$ на 2020 рік

Територія	b_0		b_1		r	$S_{зал}$
	середнє	σ	середнє	σ		
Поля біля сіл Осика, Межиліска, Базар	-1.77	0.47	0.41	0.09	0.70	0.21
Поле біля с. Рагівка	-1.98	0.62	0.54	0.13	0.85	0.23
Усереднені значення	-4.19	0.35	0.93	0.06	0.91	0.42

В Законі України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» [1], відповідно до якого забруднена радіонуклідами внаслідок аварії на ЧАЕС територія України розділена на зони, конкретно не обумовлено які саме ізомери плутонію розглядаються. При оцінці щільності забруднення ґрунту ізомерами плутонію і побудові відповідних карт в 1999 році розглядалися ізомери $^{239-240}Pu$ [10]. Для побудови карт було використано співвідношення $^{90}Sr/^{239-240}Pu$, середнє значення якого для території, забрудненої переважно

конденсаційним компонентом випадінь на 1999 рік дорівнювало 147. В методичних рекомендаціях [20] розглядаються ізотопи $^{238,239,240}\text{Pu}$.

Радіоактивне забруднення сільськогосподарських угідь ізотопами ^{90}Sr та плутонію сформувалось як суперпозиція глобальних і чорнобильських випадінь. Відповідно до досліджень [20] на сільськогосподарських угіддях, розташованих на території Поліського району Київської області та Народицького району Житомирської області величини забруднення ґрунту ізотопами плутонію $^{238,239,240}\text{Pu}$ за рахунок Чорнобильської аварії близькі до величин забруднення цими радіонуклідами за рахунок глобальних випадінь. Тому в даній роботі для оцінки щільності забруднення ґрунту ізотопами плутонію $^{238,239,240}\text{Pu}$ чорнобильського походження будемо використовувати відношення

$$K = \frac{{}^{90}\text{Sr}(\text{сум})}{{}^{238,239,240}\text{Pu}(\text{чор})}. \quad (9)$$

Оскільки компоненти цього відношення є випадковими величинами, що розподілені за логнормальним законом розподілу ймовірностей, то величина K також матиме логнормальний розподіл. Параметри цього розподілу на основі даних [20] на 2020 рік рівні $GM=22$, $GSD=1.49$.

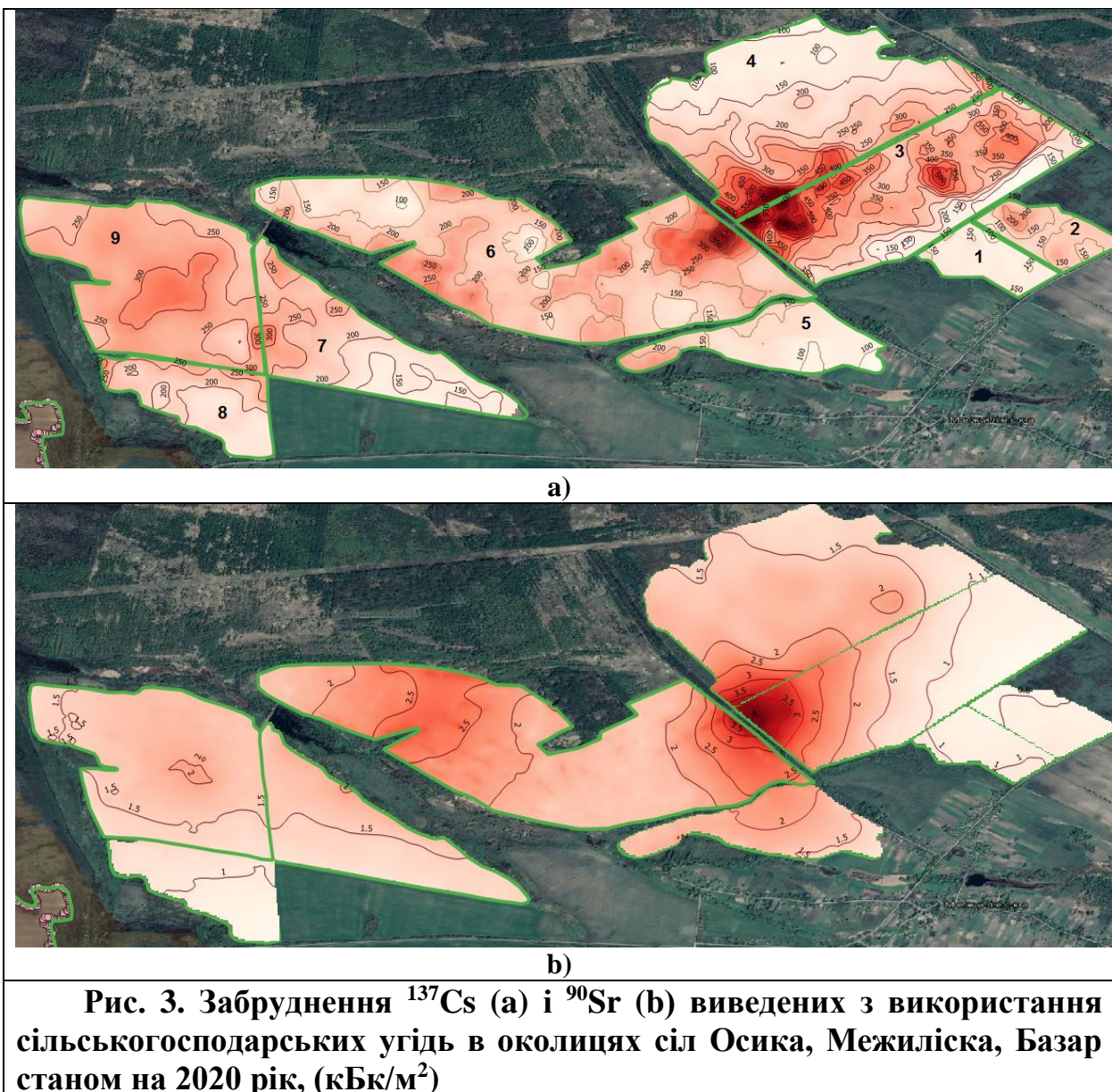
Результати і обговорення

У 2020 році в південно-східній частині Народицького району Житомирської області в околицях с. Осика, с. Межиліска та с. Базар здійснено радіологічне обстеження сільськогосподарських угідь, які відповідно до Закону України [1] раніше були виведені з сільськогосподарського використання. Всього на даній території було обстежено 9 полів загальною площею близько 500 га (рис.3).

Незважаючи на статус цих угідь на них здійснюється господарська діяльність, що пов'язана з вирощуванням сільськогосподарських культур. Згідно кадастрової карти [21], землі запасу, що перебувають у державній власності та з невизначеним типом власності, становлять близько 85 % (≈ 425

га), мають статус цільового призначення «Для ведення товарного сільськогосподарського виробництва» та знаходяться у приватній власності $\approx 10\%$ (≈ 50 га), комунальній $\approx 5\%$ (≈ 25 га) від площі обстежених угідь.

На цих угіддях за допомогою радіометра-дозиметра РКС-01 «СТОРА-ТУ» вимірювалося значення ПАЕД в 700-1000 точках в залежності від площі угіддя. Паралельно відбиралося від 3 до 16 проб ґрунту, в яких вимірювався вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr . За результатами прямих і непрямих вимірювань були оцінені характеристики щільності забруднення ґрунту (медіана, геометричне стандартне відхилення, верхня межа для $P = 0.9$) обстежених полів радіонуклідами ^{137}Cs , ^{90}Sr та ізотопами плутонію (табл. 4).



4. Характеристики радіоактивного забруднення виведених із сільськогосподарського використання угідь в околицях сіл Осика, Межиліска, Базар на 2020 рік

№ поля	¹³⁷ Cs			⁹⁰ Sr			Ізотопи плутонію		
	GM, кБк/м ²	GSD	A _{0.9} , кБк/м ²	GM, кБк/м ²	GSD	A _{0.9} , кБк/м ²	GM, кБк/м ²	GSD	A _{0.9} , кБк/м ²
1	127.0	1.45	204.4	0.89	1.37	1.36	0.040	1.67	0.078
2	153.4	1.63	286.7	0.84	1.37	1.27	0.038	1.66	0.073
3	300.3	1.77	623.7	1.39	1.79	2.88	0.063	2.03	0.156
4	198.1	1.86	438.4	1.70	1.44	2.71	0.077	1.72	0.155
5	133.2	1.66	254.8	1.81	1.39	2.76	0.082	1.68	0.160
6	186.8	1.65	354.6	2.08	1.43	3.33	0.095	1.71	0.188
7	200.3	1.66	383.2	1.46	1.39	2.27	0.066	1.68	0.129
8	206.4	1.61	379.7	0.99	1.43	1.54	0.045	1.71	0.090
9	265.0	1.59	479.8	1.61	1.38	2.42	0.073	1.67	0.141

Переважаючими ґрунтами на обстежених полях є дерново-середньо- і сильнопідзолисті глейові супіщані і суглинкові ґрунти та дерново-середньо- і сильнопідзолисті поверхнево-оглеєні ґрунти [21]. Для прогнозування забруднення врожаю на обстежених полях радіонуклідами ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr були обрані тестові сільськогосподарські культури (табл. 5), що є характерними (типovими на даний час) для регіону здійснення досліджень та посіви яких згідно даних супутникового моніторингу сільськогосподарських угідь [22] складають основну частку у структурі посівних площ Житомирської області та Народицького району. Там же (табл. 5) наведені статистичні характеристики коефіцієнтів переходу радіонуклідів для тестових культур на дерново-підзолистих ґрунтах та допустимі рівні питомої активності ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr у сільськогосподарській продукції [17-19]. Представлені значення коефіцієнтів переходу розраховані (наведені) для бульб картоплі на природню вологість, продукції інших культур на повітряно-суху масу. Вміст ізотопів плутонію в харчових продуктах та продукції сільського господарства вимогами нормативів [17-19] не регламентується.

На основі методичного підходу, що викладено в розділі 1 та співвідношень (4) і (5) були оцінені характеристики забруднення врожаю

тестових рослин (медіана, геометричне стандартне відхилення, верхня межа для $P = 0.9$) радіонуклідами ^{137}Cs , ^{90}Sr на обстежених угіддях (рис.4). Стопчиками позначені відповідне значення GM а точка максимального значення відкладеної похибки відповідає $C_{рос}^{0.9}$.

Використовуючи співвідношення (6) і (7) для урожаю тестових сільськогосподарських культур були оцінені ризики перевищення вмісту радіонуклідів в господарські цінній частині врожаю ^{137}Cs і ^{90}Sr q і q_{Σ} згідно встановлених (діючих) нормативів (рис. 5).

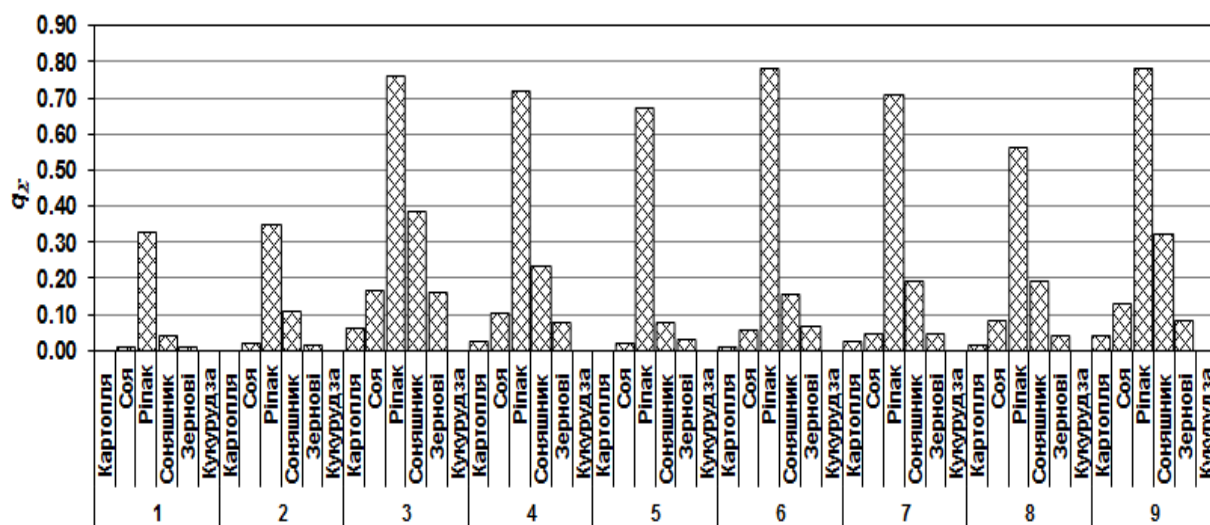
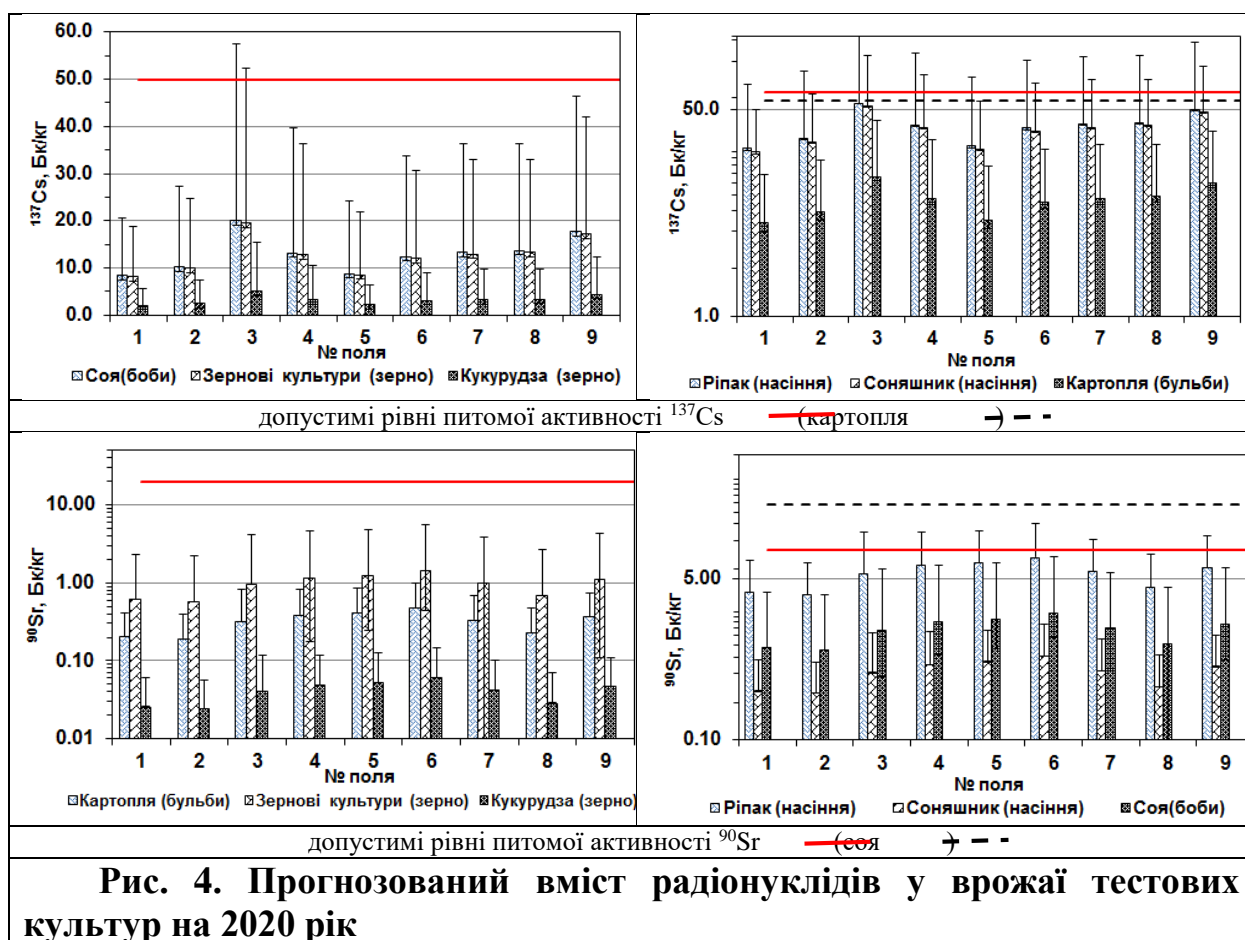
5. Коефіцієнти накопичення радіонуклідів для тестових сільськогосподарських культур та допустимі рівні питомої активності у продукції ^{137}Cs і ^{90}Sr

№	Культура	^{137}Cs			^{90}Sr		
		$GM_{кп}$, (Бк/кг)/(кБк/м ²)	$GSD_{кп}$	$C_{^{137}\text{Cs}}^0$, Бк/кг	$GM_{кп}$, (Бк/кг)/(кБк/м ²)	$GSD_{кп}$	$C_{^{90}\text{Sr}}^0$, Бк/кг
1	Картопля (бульби) (<i>Solanum tuberosum</i> L.)	0.047	1.83	60	0.23	1.56	20
2	Соя (боби) (<i>Glycine max</i> (L.) Merr.)	0.067**	1.8**	50	1.05**	2.7**	30
3	Ріпак (насіння) (<i>Brassica napus</i> L.)	0.19	2.39	70	4.06	1.67	10
4	Соняшник (насіння) (<i>Helianthus annuus</i> L.)	0.18**(n=1)	1.63***	70	0.37**(n=1)	1.63***	10
	Зернові культури (зерно):	0.065	1.68	50	0.69	2.7	20
5	Жито (<i>Secale cereale</i> L.)	0.024	1.98	50	0.47*	2.5*	20
6	Пшениця (<i>Triticum</i> L.)	0.054	1.73	50	0.37*	2.4*	20
7	Овес (<i>Avena sativa</i> L.)	0.065	1.68	50	0.69*	2.7*	20
8	Просо (<i>Panicum miliaceum</i> L.)	0.052	1.57	50	0.54	1.47	20
9	Кукурудза (зерно) (<i>Zea mays</i> L.)	0.017**	1.9**	50	0.029**	1.8**	20

* Дані роботи [23]; ** Дані УкрНДІСГР; *** Прийнято відповідно до результатів [11,15].

У групі зернових культур були розглянуті жито, пшениця, овес, просо. Серед них найбільш критичною культурою в радіологічному відношенні є овес. Тому прогнозування (ризиків перевищення) вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr у врожаї зернових виконано на основі коефіцієнтів переходу для вівса. Оцінка

можливого вмісту радіонуклідів у зерні кукурудзи, як домінуючої культури у структурі посівних площ регіону досліджень, була здійснена окремо.



Висновки

Запропоновано мало затратну методологію оцінки радіологічного стану сільськогосподарських угідь, які відповідно до Закону України [1] раніше були виведені з сільськогосподарського використання. Вона дозволяє при за сукупністю вимірювань ПАЕД, прямих вимірювань вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунті отримувати достовірні оцінки щільності забруднення сільськогосподарських угідь радіонуклідами ^{137}Cs , ^{90}Sr і ізотопами плутонію і оцінювати відповідні статистичні характеристики. Ця методологія включає методи статистичного моделювання, які дозволяють прогнозувати можливий вміст радіонуклідів ^{137}Cs , ^{90}Sr (медіана, геометричне стандартне відхилення, верхня межа для $P = 0.9$) в урожаї різних сільськогосподарських культур та ризику їх перевищення встановлених нормативів в їх урожаї. Вона може бути складовою частиною системи прийняття рішень щодо повернення використання виведених після аварії на ЧАЕС сільськогосподарських угідь і перегляду меж зон радіоактивного забруднення.

На прикладі виведених з використання після аварії на ЧАЕС сільськогосподарських полів, що розташовані в околицях сіл Осика, Межиліска, Базар (близько 500 га), показано, що на цих полях картоплю і кукурудзу (зерно) можна вирощувати без застосування контрзаходів. Вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr буде відповідати вимогам Державним гігієнічним нормативам [17]. Зернові без застосування контрзаходів також можна вирощувати на всіх полях за винятком поля № 3. Ріпак (насіння) і соняшник (насіння) для обстежених полів є найбільш критичними культурами. Без застосування контрзаходів в їх врожаї існує значний ризик перевищення вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr згідно вимог, що встановлені Державними гігієнічними нормативами України.

References

1. The Law of Ukraine "On the legal regime of the territory exposed to radioactive contamination because of the Chernobyl disaster" dated on 27.02.1991 No. 791a-XII. [in Ukrainian] <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/791a-12>

2. Yu.V. Homutinin, S.E. Levchuk, V.V. Pavlyuchenko. Optimization of soil sampling in the mapping of radioactive fallout density. *Visnyk Zhytomyrskoho Universytetu* 3 (1) (55) (2016) 74. [in Ukrainian]
3. Khomutinin, Y. V., Levchuk, S. E., & Pavliuchenko, V. V. (2016). Optimization of radiation monitoring of agricultural products and lands. *Yaderna Fizyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)*, 17(3), 259 – 268. <https://doi.org/10.15407/jnpae2016.03.259> [in Ukrainian]
4. Khomutinin Yu, Fesenko S., Levchuk S., Zhebrovska K., Kashparov V. Optimising sampling strategies for emergency response: Soil sampling// *Journal of Environmental Radioactivity* 222 (2020) 106344. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106344>
5. Y. V. Khomutinin, V. P. Protsak, V. O. Kashparov, S. E. Levchuk, V. V. Pavliuchenko (2019) Cartographing of radioactive contamination pollution of the territory with spotted structure *Problems of Chernobyl Exclusion Zone*, 58-67. <http://www.chornobyl.net/%d0%b7%d0%b1%d1%96%d1%80%d0%bd%d0%b8%d0%ba-19/> [in Ukrainian]
6. Khomutinin, Y. V., Kashparov, V. O., Lazarev, M. M., Levchuk, S. E., Protsak, V. P., & Pavliuchenko, V. V. (2019). Mapping of radionuclide-contaminated agricultural land to make them available for use. *Yaderna Fyzyka ta Energetyka*, 20(3), 285-295. <https://doi.org/10.15407/jnpae2019.03.285> [in Ukrainian]
7. Khomutinin, Y. V., Levchuk, S. E., Protsak, V. P. Kashparov, V. O. (2020) Mapping of radioactive contamination with predetermined confidence level *Yaderna Fyzyka ta Energetyka*, 20(3), 265-274. <https://doi.org/10.15407/jnpae2020.03.265> [in Ukrainian]
8. Khomutinin Y.V., Levchuk S.E., Pavliuchenko, V. V. Methodology of operational assessment of radioactive processing lands of sil'skogospodarsky recognized by the method of ix turned at gospodarska vikoristan *Yaderna Fyzyka ta Energetyka*, у друку. **DOI:** 10.15407/jnpae [in Ukrainian]
9. Kashparov V.A., Lundin S.M., Khomutinin Yu.V., Kaminsky S.P., Levchuk S.E., Protsak V.P., Kadygrib A.M., Zvarich S.I., Yoschenko V.I., Tschiersch J. Soil contamination with ⁹⁰Sr in the near zone of the Chernobyl accident // *Journal of Environment Radioactivity*.– 2001. - Vol. 56, № 3. - P. 285-298. [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(00\)00207-1](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(00)00207-1)
10. Kashparov V.A., Lundin S.M. Zvarisch S.I., Yoschenko V.I., Levchuk S.E., Khomutinin Y.V., Maloshtan I.M., Protsak V.P. Territory contamination with the radionuclides representing the fuel component of Chernobyl fallout// *The Science of the Total Environment*. – 2003. - Vol. 317. - P 105-119. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00336-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00336-X)
11. Khomutinin, Y., Kashparov, V., & Zhebrovska, E. (2001). Optimization of sampling and sample measurement in radioecological monitoring. *Kyiv, VIPOL, 160*. [in Ukrainian]
12. Soil quality. Determination of the agricultural lands contamination density by the technogenic origin ra-dionuclides. Standard of Organization of Ukraine 74.14-37-424:2006.-Kyiv: Ministry of Agrarian Pol-icy of Ukraine, 2006.- 12 p.

13. Hengl T., Heuvelink G., Stein A.,. A generic framework for spatial prediction of soil variables based on regressionkriging// Geoderma, v.122 (1–2), 2004.– P.75–93. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.08.018>
14. Hengl T., Heuvelink G., Rossiter D. About regression-kriging: From equations to case studies //Computers & Geosciences, V. 33, 2007.– P. 1301–1315. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2007.05.001>
15. Khomutinin, Y. V. Statistical characteristics of radionuclides soil-to-plant transfer factors and minimal necessary amount of the coupled samples for their reliable estimation. Zbyirnik naukovikh prats' Ynstitutu Yadernikh Doslyidzhen' (2003), 95-105. DOI: 10.15407/jnpae. [in Russian]
16. Barnekow U., Fesenko S., Iurian A.R., Kashparov V., Kato H., Khomutinin Y., Kis-Benedek G. , Matisoff G.,Mikhailova R., Onda Yu., Saito K., Sanzharova N., Takahashi J., Tarjan S., Tyler A., Varga B. Guidelines on soil and vegetation sampling for radiological monitoring.– International Atomic Energy Agency Vienna International Centre, PO Box 100, 1400 Vienna, Austria.–266p. <https://www.iaea.org/publications/12219/guidelines-on-soil-and-vegetation-sampling-for-radiological-monitoring>.
17. HS.6.6.1.1-130-2006. State Hygiene Standards. Acceptable levels of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr radionuclides in food and drinking water. Order of the Ministry of Health of Ukraine No. 256. dated 03.05.2006. Registered by the Ministry of Justice of Ukraine on July 17, 2006 No. 845/12719. http://search.ligazakon.ua/1_doc2.nsf/link1/RE12719.html) [in Ukrainian]
18. Recommendations on establishing of regulatory limits on the radioactive contamination of foodstuffs, agricultural and forestry products.– Vienna, 2015. – 136 p.
19. ДСТУ 4674:2006 Сіно. Технічні умови. - К.: Держспоживстандарт України, 2008.-20 с. https://zakon.isu.net.ua/sites/default/files/normdocs/dstu_4674_2006.pdf
20. Методичні рекомендації по проведенню експертної оцінки радіоактивно-забруднених земель сільськогосподарського призначення для повернення їх у виробництво .– Київ, 2020р.
21. Публічна кадастрова карта України. URL: <https://map.land.gov.ua>
22. EOS Crop Monitoring. URL: https://eos.com/cropmap/?utm_source=eoscom&utm_medium=moveToCropMap&utm_campaign=HeaderCTAOnMain
23. Labunska I., Levchuk S., Kashparov V., Holiaka D., Yoschenko L., Santillo D., Johnston P. Current radiological situation in areas of Ukraine contaminated by the Chernobyl accident: Part 2. Strontium-90 transfer to culinary grains and forest woods from soils of Ivankiv district // Environment International, Volume 146, 2021, 106282, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106282>

Yu. V. Khomutinin, V. O. Kashparov, M. M. Lazarev, S. E. Levchuk, O. V. Kosarchuk, S. V. Polishchuk, V. V. Pavlyuchenko ISSUES REGARDED TO DRAWING BACK THE TERRITORIES, CONTAMINATED AS A RESULT OF THE CHERNOBYL ACCIDENT AND NOT USED WITH THE PURPOSE OF AGRICULTURE, INTO THE LAND ECONOMIC TURNOVER, AND APPROACHES TO ITS SOLVING

Abstract. Two important issues regarded to drawing back the territories, contaminated as a result of Chernobyl accident and not used with the purpose of agriculture, are discussed in this paper. The first issue is regarded to representative assessment of the current content of ^{90}Sr and isotopes of plutonium in the soil by a set of direct and indirect measurements with minimal possible costs. The second one is the prediction of the possible content of ^{137}Cs , ^{90}Sr radionuclides in the yield of different crops and the risks of exceeding the established standards. Moreover, the second problem is solved on the basis of the results obtained in solving the first problem.

In this work, the yield of crops from different areas of agricultural land is believed to be a single set. Therefore, ambient dose rate, terrestrial contamination density, radionuclide content in the crop yield are considered to be random values with the corresponding lognormal probability distribution under both quasi-uniform and non-uniform contamination of the territory. This is confirmed by numerous studies by the authors and other scientists.

Statistical analysis of the terrestrial contamination density (the values of median and standard geometric deviation) is made on the basis of data from the corresponding maps of radionuclide contamination. The map of the terrestrial contamination density with ^{137}Cs is constructed on the basis of a set of direct measurements of ^{137}Cs content in the soil, ambient dose rate measurements, and correlation between these two parameters. The map of the terrestrial contamination density with ^{90}Sr is constructed on the basis of a set of direct measurements of ^{90}Sr content in the soil, the map of the terrestrial contamination density with ^{137}Cs maps, and correlation between the terrestrial contamination density with ^{137}Cs and ^{90}Sr . It makes it possible to reduce significantly the cost of radiological examination while ensuring the required accuracy of estimates. Statistical characteristics of the terrestrial contamination with plutonium isotopes ($^{238,239,240}\text{Pu}$) for lands, not used in the agriculture, are calculated on the basis of the correlation ratio between $^{238,239,240}\text{Pu}$ and ^{90}Sr content in the soil.

Thus, we have proposed an economic methodology for assessing the radiological status of agricultural lands that have been withdrawn from agricultural use. It makes it possible to obtain reliable estimates of the terrestrial contamination density of agricultural land with ^{137}Cs , ^{90}Sr radionuclides and plutonium isotopes by the set of ambient dose rate measurements and direct measurements of ^{137}Cs and ^{90}Sr content in the soil.

The results obtained on the basis of the proposed methodology make it possible to predict the content of ^{137}Cs , ^{90}Sr radionuclides (median, geometric standard deviation, upper limit for $P = 0.9$) in the yield of different crops and assess the risks of exceeding the established standards. This methodology can be an integral part of the decision-making system for drawing back the territories, removed from agricultural use after the Chernobyl accident, as well as the revision of the boundaries of radioactively contaminated zones.

Test crops (potatoes (tubers), soybeans (beans), rapeseed (seeds), sunflower (seeds), corn (grain), cereals (grain): rye, wheat, oats, millet) were selected to predict

crop yield contamination with ^{137}Cs and ^{90}Sr radionuclides in the fields, removed from the agricultural use. These crops are typical (typical at present) for the studied region. According to the data of satellite monitoring of agricultural lands these crops make up the main share in the structure of sown areas of Zhytomyr region and Narodychi district.

Results of the study of agricultural fields, removed from the agricultural after the Chernobyl accident, and located in the vicinity of the villages of Osyka, Mezhliska, Bazar, indicate that potato and corn (grain) can be grown in these fields without any countermeasures implementation. Grains can also be grown without the use of countermeasures in all fields except one field. Rapeseed (seeds) and sunflower (seeds) are the most critical crops for the studied fields. There is a high risk of the exceeding permissible levels for the ^{137}Cs i ^{90}Sr content, established by the State Hygiene Standards of Ukraine, in the yield of the above mentioned critical crops without the countermeasures implementation.

Keywords: *agricultural lands, pollution density, radionuclides, Chernobyl accident, zone of unconditional (compulsory) resettlement (ZU (C) R), agricultural crops.*

2. ВИКОРИСТАННЯ ГЕОПОРТАЛУ «ЛАНДШАФТНІ ПОЖЕЖІ» ТА ІМІТАЦІЙНОГО МОДЕЛЮВАННЯ ДЛЯ РОЗРОБКИ ПЛАНУ УПРАВЛІННЯ ПОЖЕЖАМИ В ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ

**С.В. Зібцев, В.В. Миронюк, В.В. Богомолів, О.М. Сошенський,
В.В. Гуменюк, П.П. Яворовський, С.Є. Сендонін**

*Кафедра лісівництва НУБіП України, Український ордена "Знак пошани"
науково-дослідний інститут лісового господарства та агролісомеліорації ім.
Г. М. Висоцького, sergiy.zibtsev@nubip.edu.ua*

Катастрофічні ландшафтні пожежі, які відбулися на території Чорнобильської зони відчуження, а також в Житомирській, Харківській та Луганській областях у 2020 році свідчать про необхідність удосконалення діючої системи охорони природних ландшафтів від пожеж. Розробка та впровадження сучасних інформаційних систем у вигляді веб-платформ є одним із ключових елементів ефективної системи управління ландшафтними пожежами. Прототип такої інформаційної системи розроблено в Національному університеті біоресурсів і природокористування України – геоportal «Ландшафтні пожежі». Цей продукт поєднує використання геоінформаційних технологій, дані дистанційного зондування, інструменти просторово-часової оцінки пожежних ризиків у ландшафтах та моделювання потенційних ризиків виникнення та розвитку пожеж. Спільний доступ до даних на такій платформі для політиків, агентств, лісо- та землекористувачів, керівників пожежних служб, а також інших зацікавлених сторін сприятиме кращій організації охорони природних ландшафтів від пожеж у регіональному та національному масштабах. Основні особливості та функції геоportалу представлені в роботі, а також деякі пілотні випадки, що демонструють спроможність цього перспективного інструменту, який може стати важливим кроком на шляху переходу до комплексного управління ландшафтними пожежами в Україні.

Актуальність. Ландшафти Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) відзначаються високою природною пожежною небезпекою, їх просторова неоднорідність, мозаїчність та безперервність рослинного покриву утворюють комплекси рослинних горючих матеріалів, які знаходяться в тісному зв'язку між собою і середовищем та характеризуються чітко вираженою сезонною динамікою. Сухе різнотрав'я перелогів, боліт, заплав та меліоративних каналів

є типовими провідниками горіння з яких найчастіше розпочинаються низові пожежі, а значні запаси їх сухої мортмаси сприяють безперешкодному руху вогню і збільшенню інтенсивності горіння. Опад, лісова підстилка, дрібні гілки та підріст у хвойних насадженнях за сприятливих погодних умов швидко реагують на такі пожежі, збільшуючи температуру та інтенсивність горіння сприяючи переходу низових пожеж у верхові. За наявності горючих матеріалів, тривалого бездошового періоду та настання високої та надзвичайної пожежної небезпеки погоди пожежі можуть виникати та рухатися від одного рослинного комплексу до іншого. Розуміння процесів накопичення горючих матеріалів на цій території вимагає розробки сучасної системи охорони ландшафтів від пожеж та плану пожежогасіння, що базуватиметься на довгостроковому зниженні пожежних ризиків шляхом управління горючими матеріалами, використання сучасної техніки та устаткування, засобів індивідуального захисту, ранньому виявленні, готовності та оперативному реагуванні на основі погодних умов, а також використанні сучасних інформаційних систем.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Ряд міжнародних наукових досліджень виконаних упродовж останніх років [3, 2] та катастрофічні пожежі з людськими жертвами в Австралії, Бразилії, Греції, Португалії, США, Чилі, Україні, свідчать, що проблема пожеж у природних ландшафтах загострюється, а екологічні, економічні та соціальні їх наслідки зростають.

Проблема пожеж у зоні відчуження є частиною загальнонаціональної проблеми неконтрольованих ландшафтних пожеж в Україні, оскільки значна частина пожеж заходить у зону з прилеглих територій. Згідно офіційних даних, за останні десятиріччя в середньому в Україні щороку трапляється близько 4 тис. лісових пожеж на загальній площі понад 5 тис. га. [9]. Проте, дані дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) свідчать, що кількість та площа ландшафтних пожеж є значно вищими [9]. На основі методів ДЗЗ встановлено, що за період 2001-2019 рр. на території України пожежами було пройдено 38,4 млн. га природних територій (2,0 млн. га щороку). Загальна кількість пожеж за

цей період становить 223 тис. випадків (в середньому 11,7 тис. щороку) [12]. Річна площа пожеж на сільськогосподарських угіддях України в 2010 році становила 1,28 млн. га, а у 2014 – 5,27 млн. га [8].

У 2020 році на території Житомирської області, що межує із зоною відчуження відбулися пожежі, якими було пройдено загальну площу понад 60 тис. га та знищено 2 села [14]. Масштабність проблеми пожеж у природних ландшафтах України передусім зумовлена масовим використанням вогню на сільськогосподарських угіддях та інших категоріях земель, значними запасами горючих матеріалів, які накопичились внаслідок відсутності господарської діяльності та періодичними посухами.

Проблема протипожежної охорони лісів, забруднених радіонуклідами внаслідок техногенних аварій, значною мірою є унікальною в світі. За весь період використання людством атомної енергії в мирних цілях відбулося чотири масштабних ядерних аварій, три з яких – з суттєвим забрудненням довкілля радіонуклідами. Для цих аварій проблема не була актуальною через відсутність лісів у зонах забруднення, або їх пожежну безпеку. Таким чином, світовий досвід протипожежної охорони лісів у забруднених лісах обмежений зоною відчуження ЧАЕС. Пожежі на територіях забруднених радіонуклідами, внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, є вкрай небезпечними для довкілля та населення. Великі пожежі у Чорнобильській зоні відчуження (ЧЗВ) у квітні та серпні 2015 року призвели до забруднення радіонуклідами значних територій, що мало дуже негативний резонанс у Європі [9, 8]. За останні 33 роки в зоні відчуження відбулося більше 1,6 тис. випадків пожеж в природних ландшафтах, якими було пройдено площу понад 32 тис. га [9, 11]. Пожежі відбувалися по всій території, включно із найбільш радіоактивно забрудненими ділянками західного та північного слідів викиду 1986 року. Щорічна кількість пожеж варіює від 40–120 випадків, а площа від 100–400 га. Зростання кількості та площі пожеж спостерігається у роки пожежних максимумів. Численні ландшафтні пожежі, що сталися в зоні відчуження, в тому числі катастрофічні пожежі 1992 року (17 тис. га), 2015 (близько 15 тис.

га) та 2020 (близько 67 тис. га) засвідчили наявність джерел вогню по всій території зони відчуження, в тому числі і в найбільш радіаційно забрудненій її частині [9, 12].

Метою досліджень є аналіз поточної пожежної ситуації, у тому числі факторів, що визначають пожежне середовище, пожежних режимів, земельного покриву, моделей горючих матеріалів з метою кількісної оцінки ризиків виникнення та розвитку пожеж для розробки на цій основі плану управління пожежами на території зони відчуження та системи підтримки прийняття рішень щодо попередження та гасіння пожеж.

Матеріали і методи дослідження.

Оцінка кількісних параметрів пожежного середовища і ризиків виникнення та розвитку пожежі виконувалось із застосуванням методів імітаційного моделювання та за допомогою інструментів геопорталу НУБіП України «Ландшафтні пожежі» (www.wildfires.org.ua). У цьому контексті біофізичні параметри ландшафтів, такі як запаси горючих матеріалів, розміри рослинних решток, вологість тощо одержали формалізовану форму у вигляді моделей горючих матеріалів. Вони використовуються як один із вхідних параметрів системи моделювання пожеж на основі моделі поширення вогню, розробленої Ротермелем у 1972 році [5]. Вхідний набір даних про конкретну модель горючих матеріалів включає: запаси горючих матеріалів (живих і відмерлих компонентів) за класами розмірів (від 0 до 0,25 дюймів, від 0,25 до 1,0 дюймів та від 1,0 до 3,0 дюймів, або у вигляді часового лагу: 1-h, 10-h, 100-h відповідно); співвідношення між площею поверхні та об'ємом для кожного класу розмірів горючих матеріалів; теплоємність за класами розмірів; товщину шару горючих матеріалів; втрату вологи відмерлими компонентами горючих матеріалів.

Сучасну основу моделювання природних пожеж складають 13 стандартних моделей, описаних у роботі Anderson (1982) [1]. Ці моделі достатньо непогано працюють в умовах піку пожежонебезпечного сезону, проте мають недоліки під час моделювання поширення вогню за конкретних

умов, наприклад, контрольованих палів, після проведення заходів із управління горючими матеріалами. З цією метою в роботі Scott & Burgan (2005) [6] були описані додаткові 40 динамічних моделей.

Усі моделі горючих матеріалів згруповані за типом джерела вогню. Кількість моделей горючих матеріалів в кожному типі горючих матеріалів відрізняється. Для кожного типу горючих матеріалів призначено мнемонічний код з двох літер:

- NB (Nonburnable) – негорючі матеріали;
- GR (Grass) – травостої;
- GS (Grass-Shrub) – травостої-чагарники;
- SH (Shrub) – чагарники;
- TU (Timber-Understory) – деревостан-підлісок;
- TL (Timber Litter) – деревний опад;
- SB (Slash-Blowdown) – деревна ламань.

У межах типу моделі горючих матеріалів упорядковані за збільшенням тепла, що виділяється під час горіння на одиницю площі. На практиці використовується три схеми кодування моделей горючих матеріалів: числовий номер моделі горючих матеріалів (від 1 до 256; для використання в комп'ютерних програмах); символічний код моделі горючих матеріалів (три символи, що використовується для усних та письмових комунікацій, а також як вхід у системи моделювання пожеж); повна назва моделі горючих матеріалів. Наприклад, 100 – GR1 – трав'янистий покрив сухого клімату.

У новому наборі Scott & Burgan (2005) всі моделі горючих матеріалів, які мають живий трав'яний компонент, є динамічними. Використовуючи динамічні моделі, слід пам'ятати, що вміст вологи у живому трав'янистому покриві суттєво впливає на поведінку вогню, оскільки запаси таких горючих матеріалів в процесі горіння перерозподіляються між живими та відмерлими компонентами. Жодна з 13 оригінальних моделей горючих матеріалів не є динамічною. Тому прямі порівняння між новими та оригінальними моделями горючих матеріалів можуть бути зроблені лише, коли вміст вологи в живому

компоненті складає 30 % або нижче. Наприклад, моделі GR6 та GR8 подібні до оригінальної моделі 3, однак їх поведінка за різного рівня вмісту вологи дуже відрізняється. Оригінальна модель 3 не має живих трав'янистих компонентів, у зв'язку з чим параметри вогню не змінюється. У свою чергу, для моделей GR6 та GR8 поведінка вогню різко змінюється при підвищенні рівня вологи в живих компонентах горючих матеріалів.

У роботі було вибрано 11 типів горючих матеріалів, які узгоджено з основними типами земного покриву, що характеризують територію досліджень (табл. 1). Наведені типи земного покриву можуть бути класифіковані у результаті обробки часових серій супутникових знімків *Landsat*.

Таблиця 1. Кодування моделей горючих матеріалів

Тип земного покриву	Номер моделі горючих матеріалів	Шифр моделі горючих матеріалів
Хвойний ліс	188	TL8
Листяний ліс	182	TL2
Мішаний ліс	161	TU1
Чагарники	142	SH2
Травостої з поодинокими деревами	123	GS3
Травостої	102	GR2
Болота	121	GS1
Інфраструктура	91	NB1
Водойми	98	NB8
Піски	99	NB9

Моделювання розвитку пожеж і прогноз імовірних ризиків на ландшафтній основі передбачає створення низки тематичних геопросторових шарів, які відображають основні біофізичні параметри території досліджень. Єдиним джерелом інформації про ці параметри в сучасних умовах і з урахування масштабів досліджень можуть бути виключно дані, одержані системами дистанційного зондування Землі. Відповідно до сучасного досвіду вирішення цього питання під час розробки цифрової основи для моделювання

варто розглядати матеріали супутникової зйомки оптичного діапазону. Основу досліджень повинні складати супутникові знімки (наприклад загальнодоступні *Landsat*, із просторовим розрізненням 30 м). Одержана тематична інформація у вигляді цифрових карт є основою для присвоєння типам ландшафтів відповідних моделей горючих матеріалів.

Моделювання сценаріїв розвитку та поширення природних пожеж виконують на основі набору чітких у просторовому відношенні даних щодо розподілу, стану та характеристик горючих матеріалів. Концептуально алгоритми моделювання пожеж базується на восьми тематичних шарів (рис. 1): висота над рівнем моря (Elevation); ухил місцевості (Slope); експозиція схилів (Aspect); горючі матеріали (Fuel Models); зімкнутість деревостанів (Canopy Cover); висота деревостанів (Canopy Height); висота до початку крони намету деревостанів (Canopy Base Height); щільність запасу горючих матеріалів у наметі деревостанів (Canopy Bulk Density).

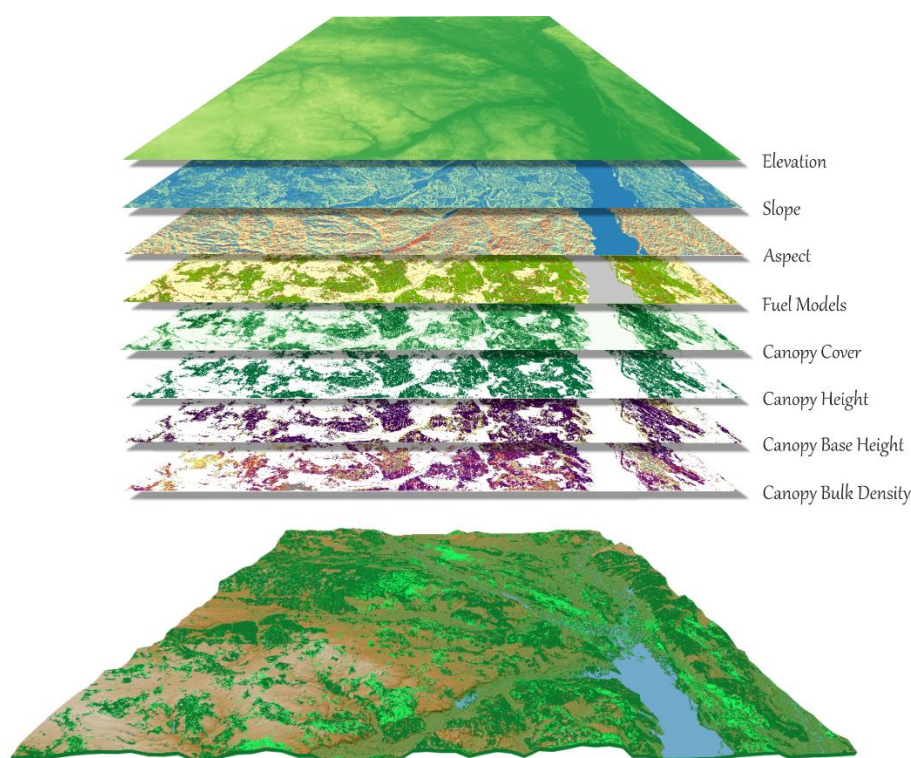


Рис. 1. Растрові шари, що застосовують для моделювання природних пожеж на ландшафтному рівні

Створення файлу ландшафтів для обраної області інтересу являє собою окреме дослідження, яке треба виконати в чітко окреслених просторових границях. Геопортал «Ландшафтні пожежі» надає унікальні можливості аналізу будь-якої ділянки на території Українського Полісся. Інструменти завантаження даних передбачають три варіанти вибору області інтересу: прямокутна область, одиниця адміністративно-територіального устрою України (наразі обмежена регіоном Полісся), полігональна область. В останньому випадку покриття території повинно бути збережене у форматі kml-файлу. При цьому регіон не обмежується однією геометрією, а може бути мультиполігональним об'єктом. Для роботи із завантаженими файлами потрібно інсталиювати спеціальне програмне забезпечення, наприклад систему FlamMap Лісової Служби США (<https://www.firelab.org/document/flammap-software>). Консольна версія цієї програми FConsMTT може виявитися зручною для аналізу різних сценаріїв поширення пожеж (https://www.alturassolutions.com/FB/FB_API.htm). Загалом для роботи із завантаженими шарами можна скористатися значно ширшим набором програм, які пропонує на безоплатній основі Лісова Служба США (<https://www.firelab.org/applications>). На різних етапах дослідження доречними стануть програми BehavePlus – для калібровки алгоритмів розвитку пожеж; ArcFuels – для аналізу сценаріїв управління горючими матеріалами; WindNinja – для роботи з показниками сили вітру.

Результати дослідження та їх обговорення.

Джерела вогню розташовані по всій території зони, але найбільша частота виникнення пожеж встановлена у південно-східній та центральній частинах зони відчуження, які пов'язані із трав'яними пожежами антропогенного походження та пожежами у заплаві річки Уж. Всі великі пожежі у зоні відчуження упродовж 1992-2020 років, річна площа яких зростала від 12 тис га у 1992 році до 67000 га у 2020 році виникли у зонах із високою щільністю джерел вогню (Рис. 2).

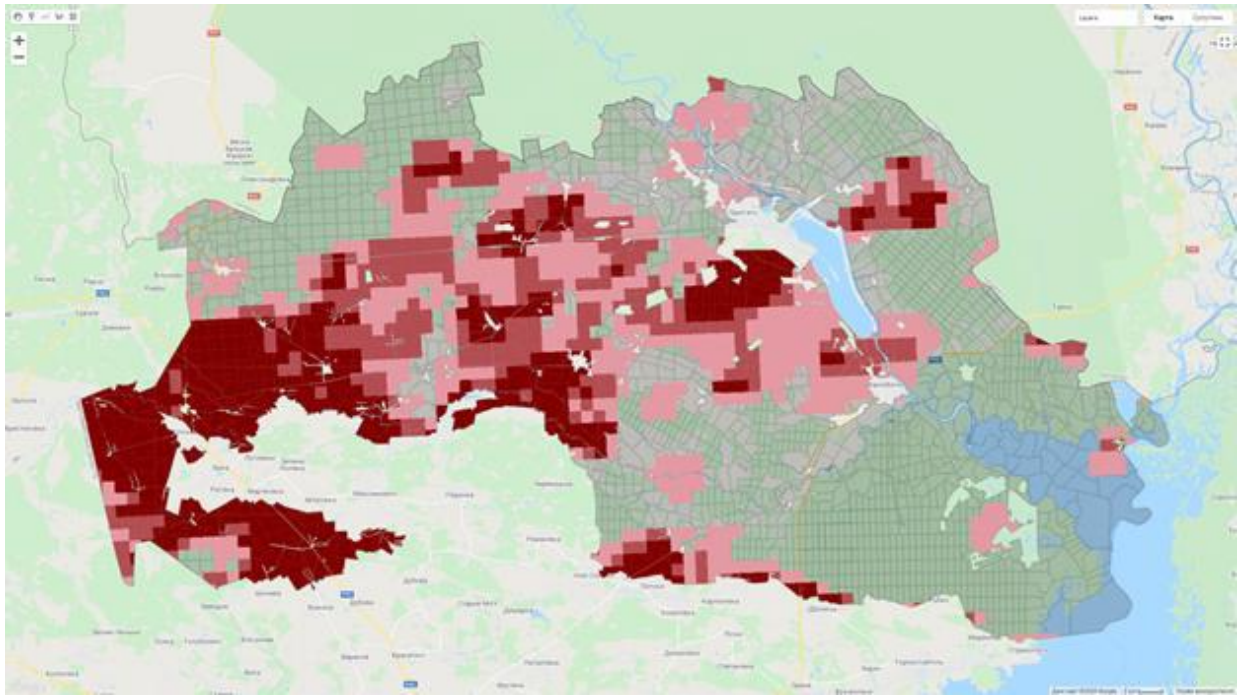
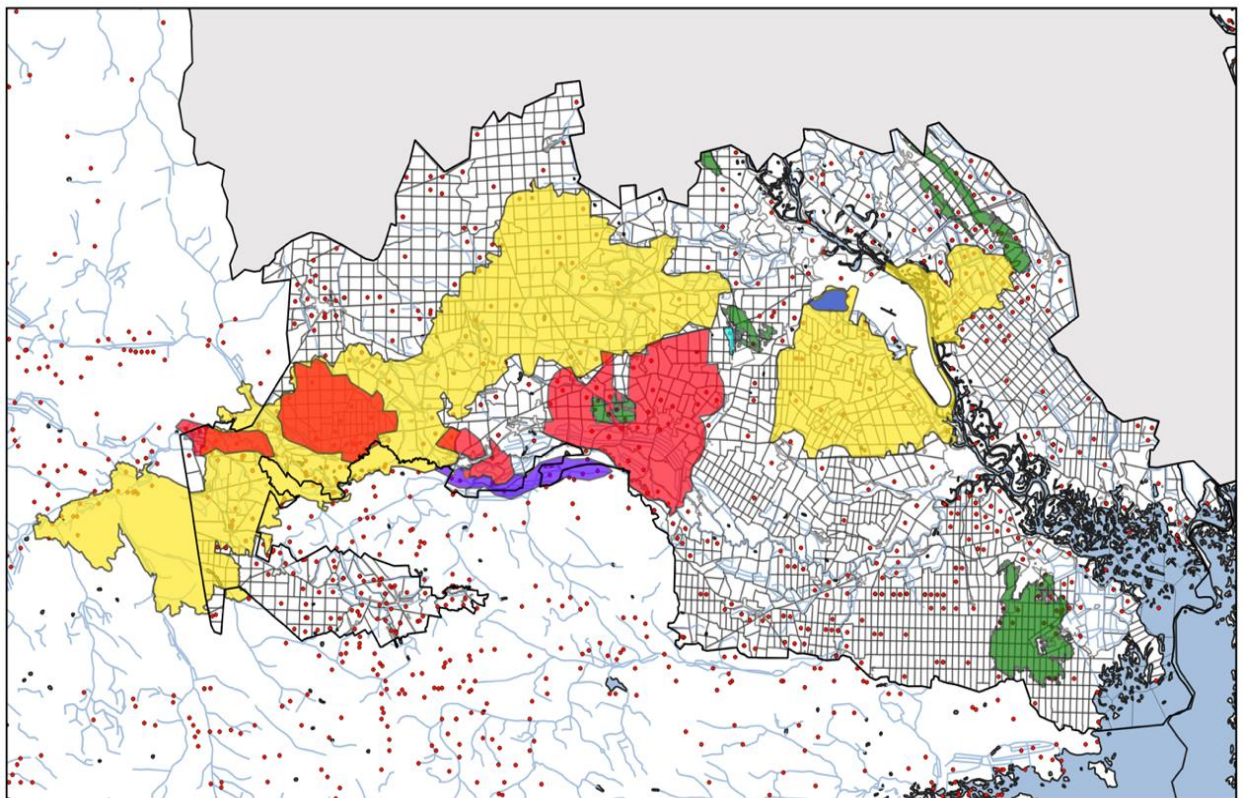


Рис. 2. Багаторічна динаміка горимості ландшафтів зони відчуження за даними MODIS (2001-2020)



Умовні позначення

● Пожежі 1992-2020 рр.

Периметри найбільших пожеж:

■ 1992-1995 ■ 2012 ■ 2015 ■ 2016 ■ 2017 ■ 2020

Рис. 3. Найбільші пожежі у зоні відчуження (1992-2020)

Головною стратегією недопущення таких пожеж у майбутньому повинно бути поєднання обмежувальних заходів – тобто мережі протипожежних бар'єрів, на яких пожежа буде суттєво знижувати свою інтенсивність з агресивною атакою прив'язаною у просторі та часі до таких бар'єрів. На даний час у зоні відчуження практикується створення протипожежних розривів шириною 50-150 м. У такого підходу є ряд недоліків. Найчастіше такі протипожежні розриви не прив'язані до місць з високим ризиком розвитку пожеж і, отже, їх наявність не знижує максимально-можливу площу окремої пожежі. Заростання розриву рослинністю поступово збільшує запаси горючих матеріалів у випадку якщо за ним не проводиться догляд і це також знижує їх ефективність. У випадку пожеж квітня 2020 року жодний протипожежний розрив не допоміг зупинити пожежу.

У зв'язку з цим на території ЧЗВ є необхідність створення системи протипожежних блоків, які розташовуються у місцях з найвищими ризиками розвитку пожеж і повинні допомогти замкнути пожежу в межах блоку. При цьому максимально допустима площа пожежі буде дорівнювати площі блоку і не перевищувати 2-5 тис. га.

Пожежні блоки формуються таким чином, що пожежні можуть зупинити будь-який вогонь на межі блоку, використовуючи стратегію та тактику відповідно до типу пожеж та рівня пожежної небезпеки. Враховуючи існуючі обмеження на будівництво бар'єрів, зокрема статус заповідних територій та радіаційне забруднення, в першу чергу, доцільно створити систему протипожежних заслонів на основі твердих доріг. Пожежний заслон – це комбінований (складний) бар'єр, що складається з дороги, двох мінералізованих смуг з кожного боку дороги та двох пожежних розривів шириною 100 м з кожного боку дороги. Якщо біля заслону розташований сосновий ліс, то потрібно поступово знизити його повноту до 0,4-0,5. Зменшення частки хвойних лісів вздовж протипожежних заслонів проводиться з метою зменшення інтенсивності пожеж у 100-метровій зоні біля дороги, включаючи перехід верхової пожежі у низову. Зниження температури

та швидкості пожежі дасть змогу розгорнути пожежні сили на дорогах перед наближенням пожежі та створити безпечні зони шляхом відпалу. У цьому випадку відпал повинні проводити пожежники, які пройшли спеціальну підготовку, ознайомлення з правилами особистої безпеки під час зустрічного вогню та мають відповідний сертифікат. Пожежні машини також зможуть змочувати земні горючі матеріали до наближення пожежі, щоб зменшити інтенсивність горіння біля дороги.

В якості критерію оптимізації для прийняття рішення про розташування розриву необхідно використовувати вірогідність розвитку пожежі. Нижче показано, як зменшиться ймовірність розвитку пожежі у разі припущення, що вогонь не перетинатиме межі протипожежного блоку.

Вихідні умови - без проведення протипожежних заходів

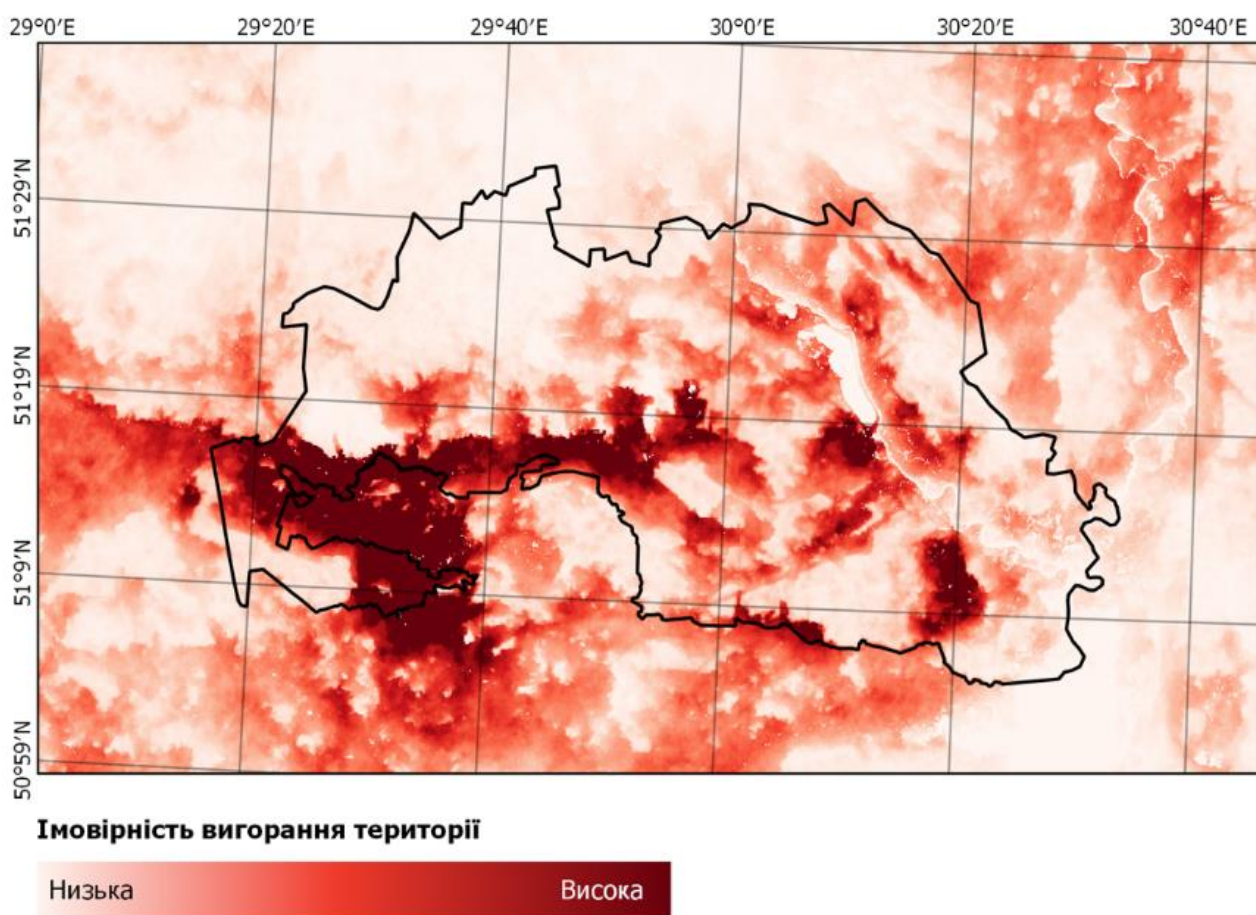


Рис. 4. Імовірність вигорання території без врахування протипожежних розривів (2019)

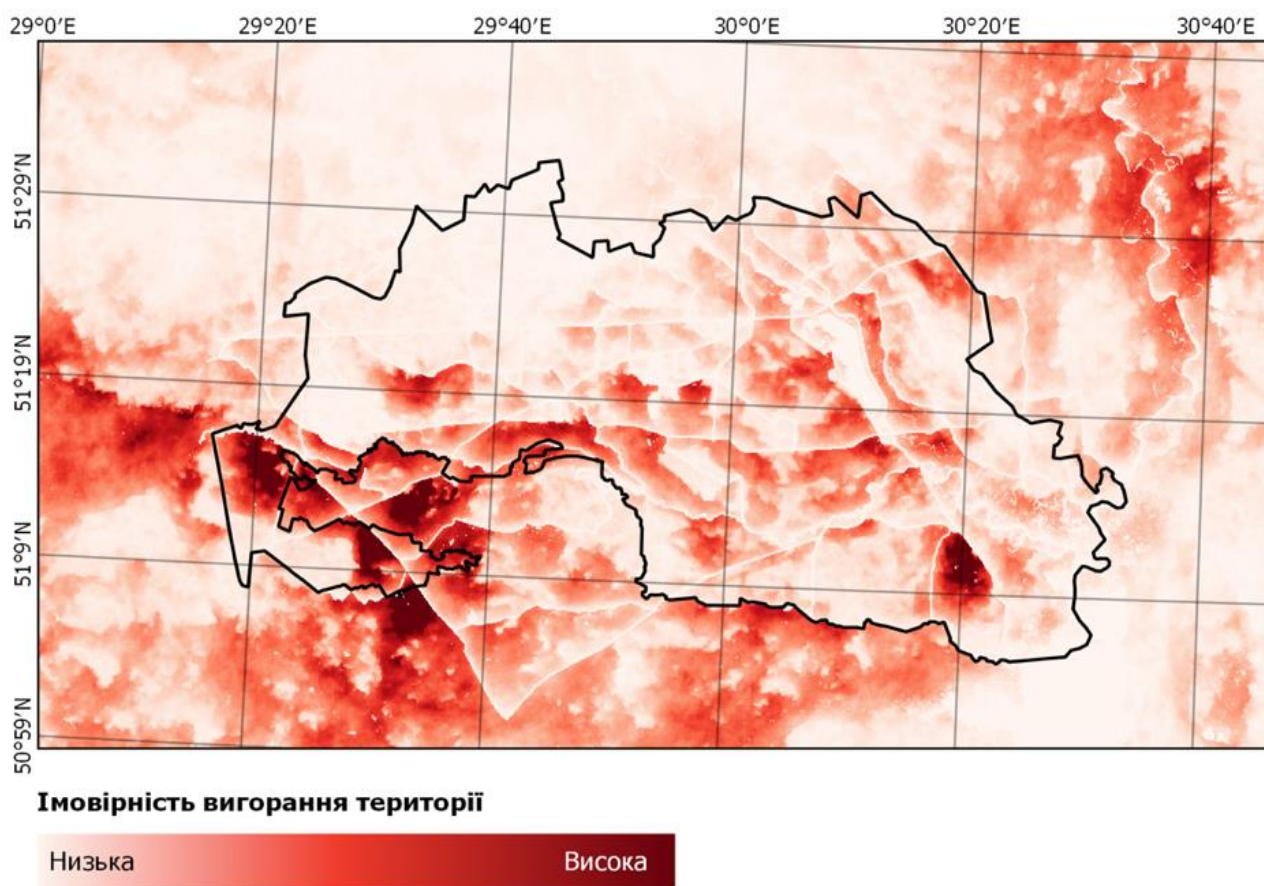


Рис. 5. Імовірність вигорання території із застосуванням умови, що потенційна пожежа не перетне протипожежний заслон (основні дороги) (2019)

За сценарієм, що розриви не впливають на поведінку вогню, в зоні є ряд територій з надзвичайно високим рівнем ймовірності розвитку пожежі, зокрема, в центральній найбільш забрудненій частині, а також на південно-західній та південній частинах. Серед лісництв найвищий рівень ризиків є у Котовському та Корогодському – $6,74 \cdot 10^{-4}$ та $4,1 \cdot 10^{-4}$. У разі належного розташування надійних вогневих розривів, які будуть забезпечені наземним гасінням або авіацією, ризики суттєво знизяться та середня ймовірність розвитку пожежі у Котовському та Корогодському районах зменшиться більш ніж на 30 % до $4,31 \cdot 10^{-4}$ та $2,32 \cdot 10^{-4}$.

Інструменти геопорталу НУБіП «Ландшафтні пожежі» дозволили досить точно відтворити початкові етапи великої пожежі, яка сталася в Чорнобильській зоні відчуження в квітні 2020 року. Файл з показниками вологості горючих матеріалів було створено під час дослідження горимості цієї території [7].

The screenshot shows a file explorer window with the following table of data:

91	3	4	5	30	60
98	3	4	5	30	60
99	3	4	5	30	60
101	6	7	8	30	60
102	3	4	5	30	60
121	6	7	8	30	60
123	3	4	5	60	90
142	6	7	8	60	90
161	9	10	11	30	60
181	6	7	8	30	60
182	9	10	11	30	60
188	3	4	5	30	30

Рис. 6. Вологість горючих матеріалів на момент початку пожежі

Згідно з даними супутникового моніторингу пожежа розпочалася близько дев'ятої години 3 квітня 2020 р. на території Древланського природного заповідника. Відповідно до цього було визначено координати осередку загорання, який слугував відправним пунктом моделювання. Для відтворення хронології розвитку пожежі використано дані з метеостанції Чорнобиль (рис. 7).

Edit WXS File: E:\GoogleDrive\SyncRS_on_nubip.edu.ua\2.FIRES\NDR_110_9-pr-2018\Case\FARSITE\chez_Apr3_4_wstream.wxs

Conditioning Start Date: 4/ 4/2020 Time: 00:00 AM Units: Metric Elevation: 196

Graph Wx Edit Wx Not Used: Conditioning: Burning:

Record	Burn	Date	Temperature	RH	Precipitation	Wind Speed	Wind Direction	Cloud Cover
1	<input checked="" type="checkbox"/>	04/03/20 09:00	4	50	0.000	14	150	0
2	<input checked="" type="checkbox"/>	04/03/20 10:00	4	50	0.000	14	150	0
3	<input checked="" type="checkbox"/>	04/03/20 11:00	4	50	0.000	14	150	0
4	<input checked="" type="checkbox"/>	04/03/20 12:00	14	24	0.000	32	210	0
5	<input checked="" type="checkbox"/>	04/03/20 13:00	14	24	0.000	32	210	0
6	<input checked="" type="checkbox"/>	04/03/20 14:00	14	24	0.000	32	210	0
7	<input checked="" type="checkbox"/>	04/03/20 15:00	16	21	0.000	47	210	0
8	<input checked="" type="checkbox"/>	04/03/20 16:00	16	21	0.000	47	210	0
9	<input checked="" type="checkbox"/>	04/03/20 17:00	16	21	0.000	47	210	0
10	<input checked="" type="checkbox"/>	04/03/20 18:00	15	22	0.000	43	210	0
11	<input checked="" type="checkbox"/>	04/03/20 19:00	15	22	0.000	43	210	0
12	<input checked="" type="checkbox"/>	04/03/20 20:00	15	22	0.000	43	210	0
13	<input checked="" type="checkbox"/>	04/03/20 21:00	9	29	0.000	36	220	0
14	<input checked="" type="checkbox"/>	04/03/20 22:00	9	29	0.000	36	220	0
15	<input checked="" type="checkbox"/>	04/03/20 23:00	9	29	0.000	36	220	0
16 *	<input checked="" type="checkbox"/>	04/04/20 00:00	8	42	0.000	14	330	0
17	<input checked="" type="checkbox"/>	04/04/20 01:00	8	42	0.000	14	330	0
18	<input checked="" type="checkbox"/>	04/04/20 02:00	8	42	0.000	14	330	0
19	<input checked="" type="checkbox"/>	04/04/20 03:00	4	56	0.000	14	250	0
20	<input checked="" type="checkbox"/>	04/04/20 04:00	4	56	0.000	14	250	0
21	<input checked="" type="checkbox"/>	04/04/20 05:00	4	56	0.000	14	250	0
22	<input checked="" type="checkbox"/>	04/04/20 06:00	1	73	0.000	11	240	0
23	<input checked="" type="checkbox"/>	04/04/20 07:00	1	73	0.000	11	240	0
24	<input checked="" type="checkbox"/>	04/04/20 08:00	1	73	0.000	11	240	0
25	<input checked="" type="checkbox"/>	04/04/20 09:00	7	53	0.000	11	320	0
26	<input checked="" type="checkbox"/>	04/04/20 10:00	7	53	0.000	29	320	0
27	<input checked="" type="checkbox"/>	04/04/20 11:00	7	53	0.000	29	320	0
28	<input checked="" type="checkbox"/>	04/04/20 12:00	11	35	0.000	36	340	0

Records Save and Close Cancel

Рис. 7. Динаміка умов погоди впродовж першої доби квітневої пожежі 2020 року

Враховуючи просторове розрізнення даних геопорталу (90 м), яку не дозволяє позначити вузькі об'єкти, по границі річки Уж створено штучний бар'єр, який виступав природним бар'єром для поширення пожежі з північно-західного напрямку. З такими вхідними параметрами в програмі *FlamMap* було виконано алгоритм розвитку пожежі системи *FARSITE*. У результаті одержано погодинні контури пожежі впродовж першої доби від початку пожежі (рис. 8).

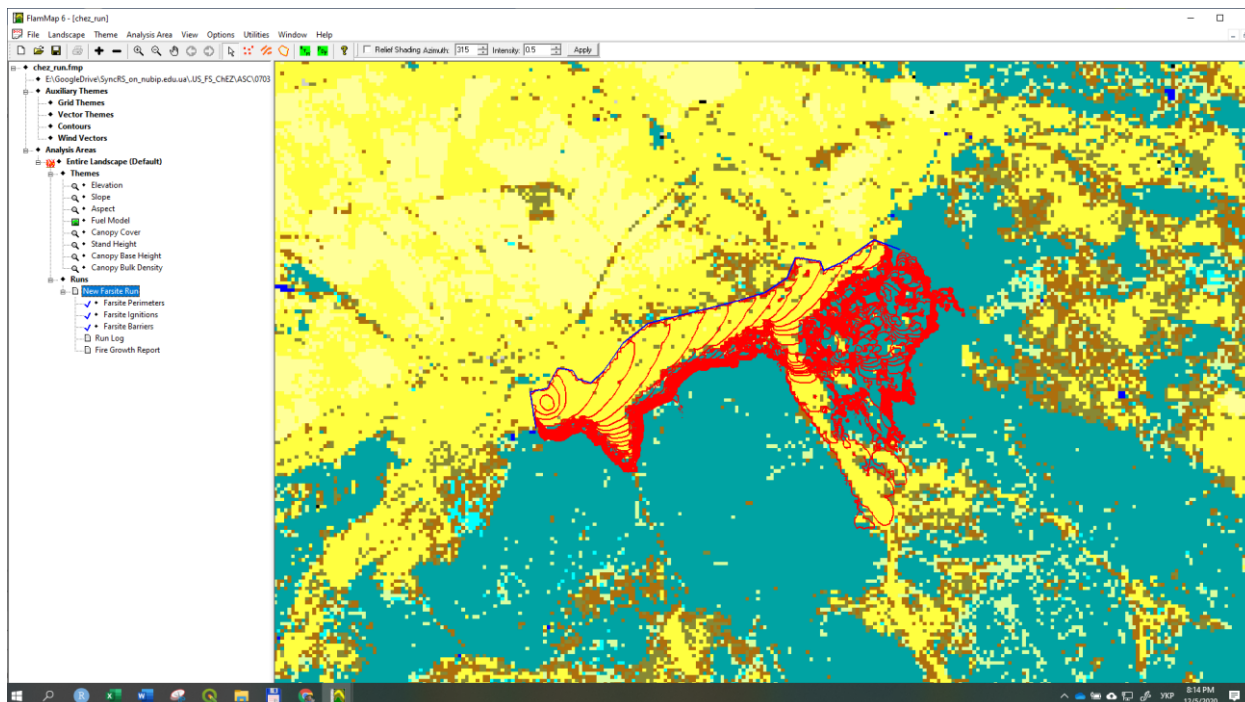


Рис. 8. Периметри пожежі, згенеровані на основі алгоритмів моделювання поширення пожеж

Задля перевірки одержаних результатів одержані контури пожежі були перенесені в систему *QGIS*, де зіставлені з периметром згарища, який чітко простежувався за супутниковим знімком *PlanetScope*, одержаним 4 квітня 2020 року. Треба визнати високу точність виконаного прогнозування, яке чітко описує хронологію та контури пожежі. Неточності, які можна помітити з рис. 9, можна пов'язати зі складністю врахування низки вхідних параметрів для алгоритму поширення пожежі, серед яких фактична вологість горючих матеріалів, динаміка сили та напрямів вітру, ймовірність перенесення іскор від полум'я, просторове розрізнення підготовлених тематичних шарів. Ці питання заслуговують на окрему увагу під час калібрування моделей, яку можна здійснити на основі подібних історичних даних.

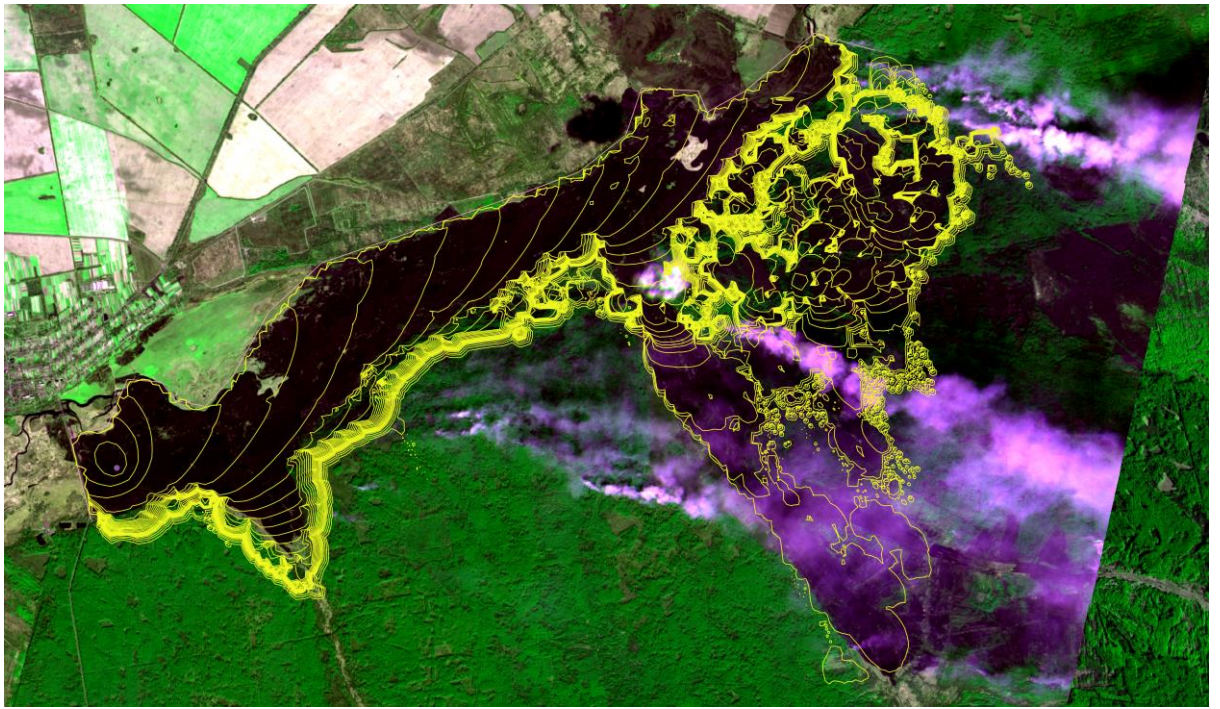


Рис. 9. Контури пожежі, згенерованої в програмі *FlamMap* (жовті лінії), станом на 4 квітня 2020 року

Доступність подібних інструментів сприятиме оперативному прийняттю оптимальних рішень під час гасіння пожежі. Для ілюстрації можливостей на рис. 5.10 наведено приклад варіанта запуску алгоритму з урахування штучного бар'єру для поширення вогню.

Для прикладу представимо результати дослідження ефективності протипожежних розривів на території Чорнобильської зони відчуження. Протипожежні розриви проєктуються на основі існуючих доріг та природних протипожежних заслонів (канали, ріки тощо). Враховуючи той факт, що більшість запланованих попередніми проєктами протипожежних розривів не реалізовувалися, а ті що були створені часто втрачали своє значення через відсутність заходів з підтримки (очищення від горючих матеріалів), розробка протипожежних розривів на основі існуючої мережі доріг та природних бар'єрів створює кращі передумови для реалізації.

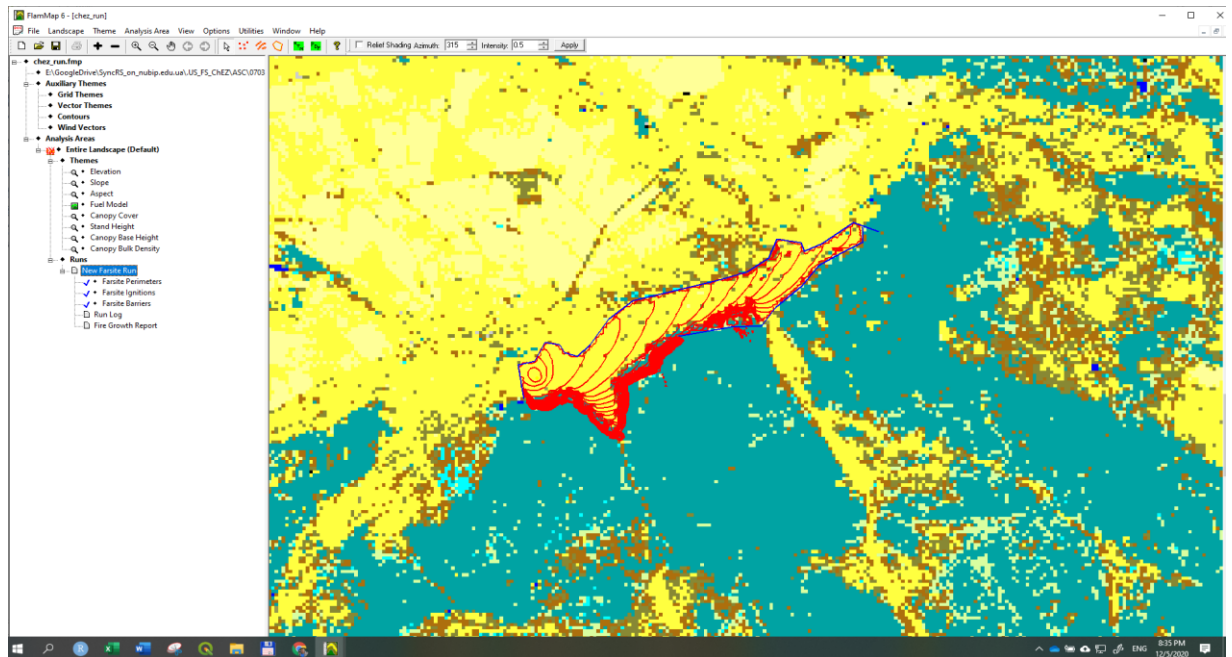


Рис. 5.10. Периметр пожежі станом на 4 квітня 2020 року, за умови зупинки вогню штучним бар'єром

План управління пожежами повинен базуватися в межах чинного законодавства, виходячи із двох основних напрямків: 1) ліси з високим рівнем природної пожежної небезпеки слід розділити на блоки з урахуванням наявних на території ЧЗВ доріг загального користування, широких ліній електромереж, річок, струмків тощо; 2) створення протипожежних бар'єрів шириною 200 м вздовж меж протипожежних блоків, а також вздовж межі з Житомирською областю та прилеглими лісами інших лісокористувачів. Слід зазначити, що реалізація пункту 2 потенційно створило б перешкоди переходу пожежі із Житомирської області на територію ЧЗВ у квітні 2020 року. Запроектована мережа протипожежних блоків та вірогідність розвитку пожежі наведена на рис. 11.

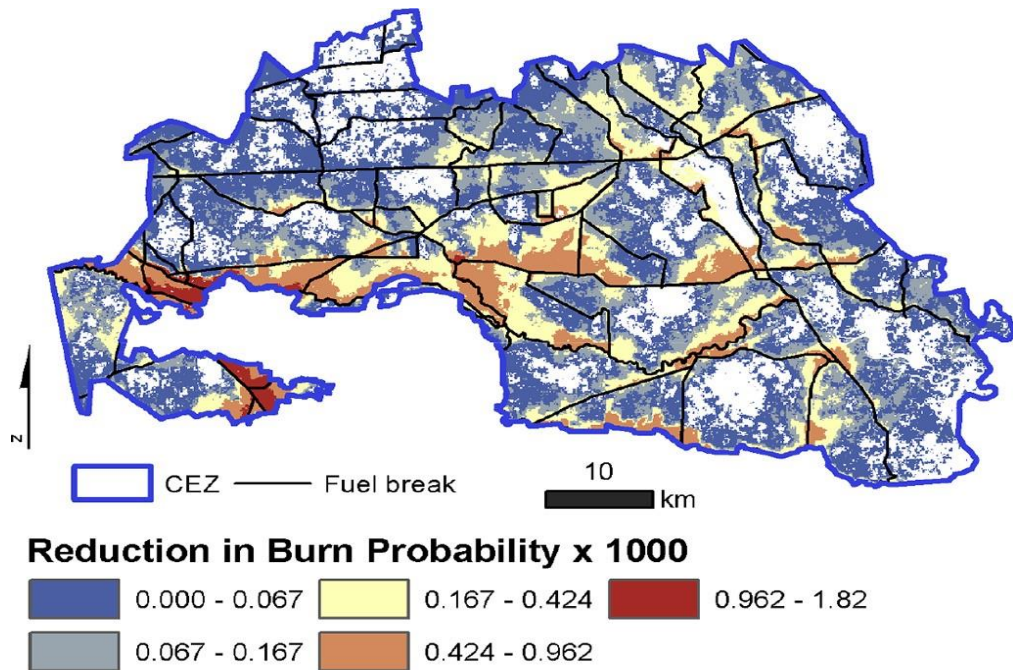


Рис. 11. Мережа запроєктованих протипожежних заслонів (ширина 200 м) та їх вплив на поширення пожежі за умови, що створені протипожежні заслони запобігають розповсюдженню вогню (результати моделювання, Ager et al, 2019 [7]).

Проектом передбачено створення протипожежних заслонів шириною 200 м, у яку входять дороги, природні бар'єри, природні ценози, які є малогорючими (рідколісся, смуги листяних насаджень тощо). Такі протипожежні заслони можуть включати різні елементи, але вони повинні забезпечувати виконання основної функції – створення умов за яких пожежа зупиниться, або знизить свою інтенсивність, перейде із верхової у низову, що створить сприятливі умови для її гасіння. В цілому, за умови застосування такої системи протипожежних заслонів їх загальна протяжність на території зони відчуження буде становити 930 км на загальній площі 186 км² (7 % від площі ЧЗВ). Мережа протипожежних розривів, яка була запланована проектами протипожежного впорядкування в 1990-х роках передбачала загальну протяжність 111 км із середньою шириною 20 м, що дорівнювало загальній площі 2,76 км² (0,1 % від площі ЧЗВ). На основі моделей

ймовірності займання та розвитку пожеж було розраховано потенційне навантаження на окремі ділянки протипожежних заслонів (рис. 12)

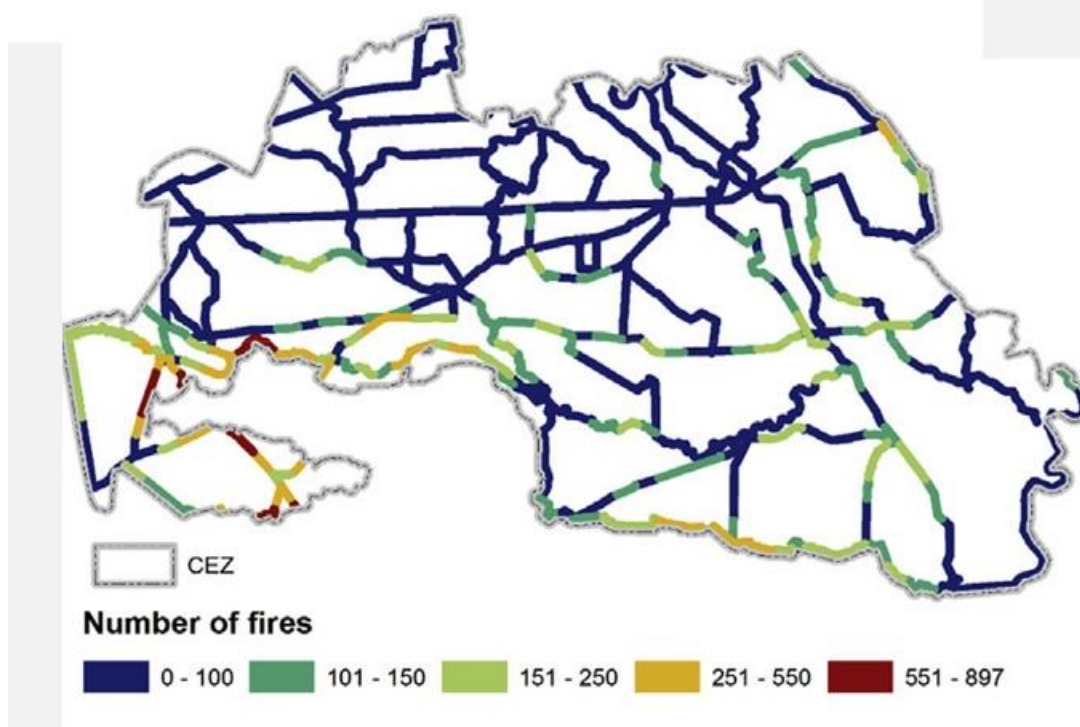


Рис. 12. Кількість пожеж, які припадають на окремі ділянки протипожежних бар'єрів (за результатами моделювання, Ager et al, 2019 [7])

Отримані результати моделювання та проектування можуть бути основою для розрахунку часу прибуття протипожежних сил та засобів на певну ділянку протипожежного розриву (дороги) у випадку виникнення пожежі в межах даного протипожежного блоку. Межі протипожежних блоків з максимальною кількістю пожеж, що їх перетинали згідно результатів моделювання (більше 251 та 551), повинні бути предметом першочергової уваги протипожежних служб з точки зору видалення горючих матеріалів та обладнання бар'єру для зупинки пожежі. З метою уникнення повторення катастрофічних весняних пожеж необхідно проводити контрольоване випалювання горючих матеріалів через 1-2 тижня після сходу снігу або коли вологість наземних горючих матеріалів на розривах впаде нижче 25-30% (III-IV клас пожежної небезпеки погоди), проте ґрунт буде залишатися достатньо вологим. Важливим заходом є стратегічне розташування важких пожежних

автомобілів та модулів після 11 ранку на ділянках розривів (доріг) з найбільшою вірогідністю перетину їх пожежею. Такі підрозділи повинні оперативно розпочати випалювання горючих матеріалів у випадку отримання інформації про виникнення пожежі в межах даного протипожежного блоку та руху пожежі в напрямку даної ділянки розриву. Для врахування змін рослинного покриву та запасів горючих матеріалів, які постійно відбуваються в ландшафтах внаслідок антропогенної та природної діяльності, необхідно щорічно оновлювати дані карти вірогідності розвитку пожеж.

Висновки та рекомендації.

Застосування імітаційного моделювання для оцінки ризиків пожеж можливо на основі моделі Ротермеля та системи *BehavePlus*, для прогнозу інтенсивності горіння на фронті пожежі – моделі Байрама. Базовими показниками моделювання мають бути ймовірність займання та вигорання, ключові параметри горіння (швидкість, довжина полум'я, теплотворна здатність та інші), які є основою прогнозування виду пожежі та вирішальними факторами під час вибору стратегії і тактики гасіння.

Для зони відчуження визначено 10 моделей горючих матеріалів, які можуть бути класифіковані шляхом обробки часових серій супутникових знімків *Landsat* із достатньою для задач точністю.

Головним напрямком недопущення великих пожеж у зоні відчуження повинно бути виділення протипожежних блоків з природними або штучними протипожежними заслонами на їх границях та гасіння пожеж, що базується на замкненні пожежі в межах блока та застосуванні оборонної стратегії з безпечним використанням відпалу перед фронтом пожежі. Обов'язковою умовою застосування таких відпалів є підготовлений, екіпірований та кваліфікований персонал, який має досвід застосування відпалів у оперативних умовах та володіє вимогами безпеки.

Список використаних джерел

1. Anderson H. E. Aids to determining fuel models for estimating fire behavior. – U.S. Department of Agriculture. Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. – Ogden, UT. – 1982. – INT-122. 22p.
2. Forest Fires in Europe, Middle East and North Africa 2018 / J. San-Miguel-Ayanz, T. Durrant, R. Voca et al. – EU European Commission's science and knowledge service. – 2019. – 178. <https://doi.org/10.2760/1128>
3. Future changes in extreme weather and pyroconvection risk factors for Australian wildfires / Dowdy, A. J., Ye, H., Pepler, A. et al. – Sci Rep 9. – 2019. – 10073. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46362-x>
4. Resuspension and atmospheric transport of radionuclides due to wildfires near the Chernobyl Nuclear Power Plant in 2015. An impact assessment / N. Evangelidou, S. Zibtsev, V. Myroniuk et al. – Sci Rep 6. – 2016. – 26062. <https://doi.org/10.1038/srep26062>
5. Rothermel R. C. A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels / USDA For. Serv. Res. Pap. INT-115. – Ogden. – Utah. – 1972. – 40 p.
6. Scott J.H., Burgan R.E. Standard fire behavior fuel models: a comprehensive set for use with Rothermel's surface fire spread model. – Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-153. Fort Collins, CO. – U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. – 2005. – 72 p.
7. The wildfire problem in areas contaminated by the Chernobyl disaster / Ager A. A. et al. – Science of The Total Environment. – Vol. 696. – 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133954>
8. Zibtsev S., Goldammer G. Challenges in managing landscape fires in Eastern Europe. Fire Management Today. – 2019. – 77(1). 48–61.
9. Багаторічна динаміка лісових пожеж в Україні / С. В. Зібцев, О. М. Сошенський, В. В. Гуменюк, В. А. Корень // Науковий журнал «Ukrainian Journal of Forest and Wood Science». – 2019. – Том 10. № 3. – С. 27–40.
10. Захист населених пунктів, ферм та інших об'єктів сільської місцевості від пожеж Рекомендації для населення та місцевих органів влади України / С.В. Зібцев, Й.Г. Голдаммер, В.В. Гуменюк, О.М. Сошенський// ЦП «КОМПРИНТ». – 2017. – 52 с.
11. Кишеньковий довідник лісового пожежного зони відчуження / укладачі: С. Зібцев, О. Сошенський. Розроблено і опубліковано за підтримки Лісової Служби США у рамках двосторонньої угоди між Лісовою Службою США та Національним університетом біоресурсів і природокористування України – Київ: НУБіП України, Регіональний Східноєвропейський центр моніторингу пожеж. – 2018. – 152 с.
12. Ландшафтні пожежі в Україні: поточна ситуація та аналіз діючої системи охорони природних територій від пожеж / С. В. Зібцев, О. М.

Сошенський, В. В. Миронюк, В. В. Гуменюк. – Ukrainian journal of forest and wood science. – Вип. 11. – № 2. – 2020. – С. 15-31.
<https://doi.org/10.31548/forest2020.02.015>

13. Моніторинг ландшафтних пожеж Транскордонної Рамсарської території «Ольмани-Переброди» за даними дистанційного зондування землі / С.В. Зібцев, О.М. Сошенський, В.В. Миронюк, В.В. Гуменюк. – Науковий журнал «Лісівництво і агролісомеліорація». – 2019. – №134. – С. 88–95.

14. Пресс-реліз щодо пожеж біля Чорнобильської зони відчуження / Національний університет біоресурсів і природокористування України. Регіональний Східноєвропейський центр моніторингу пожеж. – 2020.
<https://nubip.edu.ua/node/74641>

THE GEOPORTAL "LANDSCAPE FIRE" AND SIMULATION MODELING FOR DEVELOP FIRE MANAGEMENT PLAN IN THE CHORNOBYL EXCLUSION ZONE

Zibtsev S., Myroniuk V., Bogomolov V., Soshenskyi O., Gumeniuk V., Yavorovskyi P., Sendonin S.

The landscapes of the Chornobyl Exclusion Zone (ChEZ) are characterized by high fire hazard, their spatial heterogeneity, mosaic and continuity of vegetation form fuel complexes, which are closely related to each other and environment and are characterized by pronounced seasonal dynamics. Dry grasses of fallows, swamps, floodplains and reclamation canals are typical conductors of combustion from which surface fires most often begin, and significant stocks of their dry mortar contribute to the unimpeded movement of fire and increase the intensity of combustion. Dry grasses of swamps, floodplains and reclamation canals are typical conductors of combustion from which surface fires most often begin, and significant reserves of their dry dead mass contribute to unimpeded movement of fire and its intensity increasing. Wood residues, forest litter, small branches and undergrowth in coniferous stands in favorable weather conditions quickly respond to such fires, increasing the temperature and intensity of combustion, facilitating the transition of surface fires to crown fires. In the presence of fuels, a long period without rain and the onset of high and extreme fire weather hazards, fires can occur and move from one plant complex to another. Understanding of fuel accumulation fundamentals in the ChEZ requires development of a modern fire management system and wildland firefighting plan based on long-term reduction of fire risks through fuels management, use of modern fire vehicles and equipment, personal protective

equipment, early detection, readiness and rapid response based on fire hazard and weather, as well as using nowadays information systems.

3. РОЗПОДІЛ АКТИВНОСТІ ^{137}Cs І ^{90}Sr У ҐРУНТІ ТА ЇХ ДЕПОНУВАННЯ СТОВБУРНОЮ ДЕРЕВИНОЮ У ЛІСАХ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Д.М. Голяка, С.В. Поліщук, С.Є. Левчук, О.М. Леснік, Р.М. Задорожнюк,
П.П. Дячук, М.А. Голяка, Я.В. Ковбаса

Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології
НУБіП України

В роботі представлені результати дослідження вертикальної міграції ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунтах та їх депонування стовбурною деревиною у типових деревостанах Чорнобильської зони відчуження за різних типів лісорослинних умов. Для забезпечення максимальної подібності якісного і кількісного складу радіонуклідних випадінь всі роботи проводилися в межах експериментального полігону розмірами 150x200 м, де ґрунтові умови змінювалися від дуже сухих борів (A_{0-1}) до мокрих суборів (B_{3-4}). Всього закладено чотири майданчики у насадженнях: в лісових культурах сосни звичайної – 3 шт. та природному деревостані берези повислої – 1 шт. На кожному майданчиках відібрано пошарові 10-ти сантиметрові проби ґрунту до глибини 1,0 м у трьох повторюваннях, та керни деревини стовбурів з 5 дерев. Базуючись на вимірювані активностей ^{137}Cs і ^{90}Sr у відібраних пробах компонентів насаджень ідентифіковано суттєву вертикальну міграцію активності радіостронцію за межі верхнього 20-ти сантиметрового шару ґрунту у порівнянні з ^{137}Cs , особливо в типах лісорослинних умов A_{0-1} (до 80% валового запасу активності радіостронцію у ґрунті), водночас на цих же ділянках розрахований коефіцієнт переходу ^{90}Sr з верхнього 20-ти сантиметрового шару ґрунту до деревини стовбура мав найбільше значення ($321 (\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1})\cdot(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})^{-1}$), що вказує на надзвичайно високу біогеохімічну мобільність ізотопу стронцію за цих умов. Переважна більшість активності ^{137}Cs у ґрунті акумульована у верхньому 20-ти сантиметровому шарі (83% й більше), а коефіцієнти переходу радіонукліду з ґрунту до стовбурової деревини є на порядок меншими ніж для ^{90}Sr ($0,62-5,6 (\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1})\cdot(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})^{-1}$). Якщо по ^{137}Cs отримані радіологічні показники цілком передбачувані, спираючись на дані попередніх досліджень інших авторів, то результати цієї роботи підтверджують значну варіабельність перерозподілу ^{90}Sr у компонентах лісових екосистем, тому необхідне більш детальне подальше вивчення цього радіонукліда.

Ключові слова: лісові екосистеми, радіонуклід, ґрунт, коефіцієнт переходу, щільність забруднення, деревина

Вступ

Встановлення параметрів міграції біологічно мобільних радіонуклідів (^{137}Cs і ^{90}Sr) у ґрунтах та акумулювання їх рослинною біомасою присвячена велика кількість наукових робіт після аварії на Чорнобильській (1986) і Фукусімській (2011) АЕС [1]. Саме вищезазначені ізотопи, ще упродовж близько сотні років формуватимуть, основне дозове навантаження на біоту у найбільш радіаційно забруднених територіях білоруської та української зони відчуження [2].

Низький вміст гумусу, макро- і мікроелементів у підзолистих ґрунтах Українського Полісся, що переважно вкриті лісовою рослинністю з домінуванням лісових культур сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) та природних деревостанів берези повислої (*Betula pendula* Roth.), сприяє значній акумуляції біологічно мобільних радіонуклідів компонентами біомаси деревної рослинності [3]. За результатами досліджень К. Ф. Шитюка, Л. М. Отрешко та ін. [4, 5] для ^{90}Sr встановлено достовірну обернену залежність вертикальної міграції у мінеральному шарі ґрунту та значень його коефіцієнтів переходу у стовбурову деревину (коефіцієнт переходу – відношення масової питомої активності радіонукліду в об'єкті ($\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$) на щільність його забруднення ґрунту для одиниці площі ($\text{Бк}\cdot\text{м}^{-2}$)) від вмісту обмінного кальцію в ґрунті. Щодо ^{137}Cs , нами не знайдено наукові роботи з статистично надійними вихідними даними які описують закономірності впливу агрохімічних показників ґрунту на депонування цього радіонукліда деревною рослинністю.

У лісовій радіоекології найчастіше величина коефіцієнта переходу радіонуклідів з ґрунту до компонентів біомаси приурочена до типів лісорослинних умов, що фактично є відображенням ґрунтових умов (едатопу): трофотопу (родючості) і гігротопу (зволоженості), а також вони безпосередньо пов'язані з продуктивністю деревостанів [6]. Незважаючи на високі значення мінливості коефіцієнтів переходу радіонуклідів у рослини в межах однакових типів лісорослинних умов [7, 8], лише ці індикатори ґрунту встановлюються при лісовпорядкуванні лісового фонду України, в тому числі на радіоактивно забруднених землях [8].

Сучасніші польові роботи (2017-2019 рр.) дали змогу виявити вертикальну міграцію ^{90}Sr у ґрунтах на глибину до 1,0 м для деяких соснових ділянок, що гіпотетично має впливати значною мірою на доступність цього радіонукліда для деревних рослин [3, 9], однак спрогнозувати, яким саме чином у конкретному випадку надзвичайно складно: бо підвищена мобільність радіонукліда з одного боку повинна сприяти його кореновому поглинанню деревами, з іншого боку при «провалюванні» у більш глибокі шари ґрунту він ставатиме менш доступним через зменшення щільності кореневої системи дерев і гіфів мікоризних грибів [10]. На відміну від ^{90}Sr , за даними переважної більшості попередніх досліджень, основний запас активності ^{137}Cs й досі сконцентрований у верхньому 20 см шарі ґрунту, та лише при надмірному зволоженні зростає вертикальна міграція цього радіонукліда [1, 7, 8, 9].

Мета досліджень – оцінити вертикальну міграцію у ґрунті та депонування деревиною стовбура активності ^{137}Cs і ^{90}Sr за різних типів лісорослинних умов для лісових ділянок зони відчуження навколо Чорнобильської АЕС. Для проведення досліджень підібрано ландшафтний полігон розмірами 150x200 м з контрастними лісорослинними умовами за межами градієнтних типів радіоактивного забруднення, щоб забезпечити однорідність Чорнобильських радіоактивних випадіннь за якісними і кількісними показниками у момент їх формування. Теоретично, це повинно зменшити вплив хімічних властивостей паливної компоненти на динаміку вилуговування радіонуклідів з паливної матриці, а ключовими залишаться саме ґрунтові умови [11].

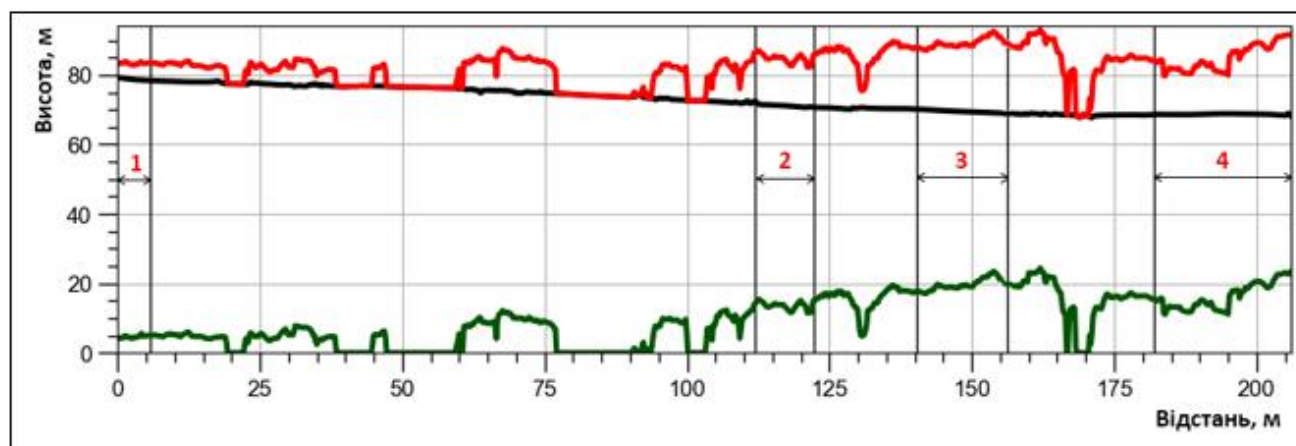
Матеріали й методи дослідження

Дослідження проводились в межах експериментального полігону представленим деревостанами з домінуванням у деревному ярусі сосни звичайної і берези повислої на відстані 9,5 км у північно-східному напрямку від четвертого реактора Чорнобильської АЕС (екстент координат WGS84: (N 51,44512°; E 30,19459°)–(N 51,44627°; E 30,19762°)). Дана ділянка поверхні має значну різницю висот (понад 12 м), яка викликана наявністю природного

піщаного пагорбу (рис. 1), у підніжжя якого сформувалися перезволожені ґрунтові умови (В₃₋₅), а неподалік вершини – сухі і бідні (А₀₋₁). Відстань між вказаними локаціями вздовж схилу складає близько 120-130 м. На ділянках полігону з явною зміною типу лісорослинних умов (й відповідно відносної висоти) закладено 4 експериментальні майданчики у вигляді кругових пробних площ для встановлення перерозподілу активності ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr у ґрунті та їх депонуванням деревиною стовбурів. Майданчики №1-3 є лісовими культурами сосни звичайної одного року посадки (1963 р), а майданчик №4 – природний деревостан з переважанням берези повислої.



А



В

Рис. 1. Розміщення експериментальних майданчиків та ламана різ у межах експериментального полігону: А – ортофотоплан; В – профіль висот ламаної різ цифрових моделей висот, де цифрова модель пологу (СНМ) – зелена лінія, цифрова модель рельєфу (DEM) – чорна крива, модель підстилаючої поверхні (DSM) – червона крива, а інтервали представлені двосторонньою стрілкою відповідають межах експериментальним майданчикам (червоне число – номер майданчика)

Експериментальні майданчики закладалися у вигляді кругових пробних площ відповідно до методів лісової таксації, використовуючи лазерні далекоміри *TruPulse 360B* та програмне забезпечення *MapSmart*, компанії *Laser Technology* [12]. Географічні координати центру пробних площ визначали за допомогою GPS навігатора *Dakota 10* (*Garmin*, США). Лісотаксаційні показники деревостану обчислювалися використовуючи результати суцільного обліку діаметрів та вимірювань висот 12 модельних дерев. Тип лісорослинних умов оцінювався згідно «едафічної сітки» Алексєєва-Погребняка [6]. Зразки деревини стовбура відбиралися з 5 дерев згідно способу пропорційно-ступінчастого представництва [Помилка! Джерело посилання не знайдено.Помилка! Джерело посилання не знайдено.], віковими бурами *Haglof* ($d=5,5$ мм, $l=500$ мм). Оцінку запасів стовбурової деревини та її біомаси виконано з використанням нормативно-довідкових матеріалів [14, 15]. Детально, вихідні показники лісотаксаційного обстеження експериментальних майданчиків представлені у табл. 1. Зміна типів лісорослинних умов для одновікових соснових культур на майданчиках з A_{0-1} до B_2 безсумнівно впливає на збільшення показників біопродуктивності деревостанів: висоти, запасу, бонітету (табл. 1) та цифрової моделі пологу (СНМ) (рис. 1, Б).

1. Лісотаксаційні показники експериментальних майданчиків

Номер майданчика	Панівний деревний вид	А, років	D, см	H, м	P_{total}	Запас, $m^3 \cdot га^{-1}$	Клас бонітету	ТЛУ
1	Сосна звичайна	57	4,6	5,4	1,26	72	Va	A_{0-1}

2	Сосна звичайна	57	11,6	15,1	1,33	331	III	A-B ₁₋₂
3	Сосна звичайна	57	16,8	21,7	1,12	504	I	B ₂
4	Береза повисла	49	21,8	19,7	0,79	249	I	B ₃₋₄

Примітка: А – середній вік деревостану, років; D – середній діаметр деревостану, см; H – середня висота деревостану, м; P_{total} – сумарна відносна повнота; ТЛУ – тип лісорослинних умов

Відбір проб ґрунту здійснювався циліндричним обертальним буром ($d=6,8$ см, $l=100$ см) 10 см шарами у трьох локаціях: у центрі пробної площі, та двох симетричних відносно центра точках на межі пробної площі. Всі відібрані проби ґрунту і деревини висушували до повітряно-сухого стану і механічно гомогенізувалися. Загалом, на 4 експериментальних майданчиках, для вимірювання питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr відібрано 120 проб ґрунту.

Вимірювання активності ^{137}Cs у підготовлених зразках деревини і ґрунту проводилось у циліндричних посудинах об'ємом 100 мл на низькофоновому гамма-спектрометрі з багатоканальним аналізатором *ASPEC-927* (програмне забезпечення *GammaVision 32*), який оснащений пасивним захистом та напівпровідниковим високочистим германієвим детектором *GEM-30185* (*EG&G ORTEC*, США). Для калібрування гамма-спектрометру використовувалися сертифіковані еталони з відповідною матрицею. Радіохімічне виділення ^{90}Sr проводилось після озолення зразків у муфельних печах за температури до 550°C [16**Помилка! Джерело посилання не знайдено.**], з наступним вимірювання активності з використанням бета-спектрометра *СЕБ-01-70* (*АКП*, Україна). Усі значення активності радіонуклідів перераховані на грудень 2020 р.

Оцінювання щільності забруднення ґрунту ^{90}Sr здійснювалося для кожного 10 см шару шляхом множення маси відібраної проби ґрунту на питому активність радіонукліда в ньому і діленням на площу пробовідбору. Щільність забруднення ґрунту радіонуклідом від його поверхні до глибини 0,2 м і 1,0 м розраховувалась як сума щільності забруднення кожного 10 см шару розташованого в цих інтервалах глибини ґрунту. Обробка вихідних

камеральних і лабораторних даних виконано у табличному процесорі *Microsoft Excel 365*.

Результати

На основі отриманих спостережень встановлено зменшення питомої активності ^{90}Sr у деревині стовбурів при збільшенні вологості і трофності ґрунтових умов: від майданчика №1 до майданчика №4 (табл. 2), причому цей тренд не переривається навіть для ділянки яка представлена березовим деревостаном, що як відомо вважається кільцієфілом та на схожих ґрунтах більше депонує радіостронцію ніж сосна звичайна [4]. Зміна вмісту ^{137}Cs у деревині не має такої чітко вираженої закономірності для соснових майданчиків у порівнянні з ^{90}Sr , отримані для них спостереження є статистично нероздільними за використовуваних обсягів вибірок. Лише питома активність радіоцезію у деревині берези з майданчика №4 має значущу різницю від вимірної для соснових деревостанів.

2. Вхідні дані показників забруднення досліджуваних компонентів насаджень та розраховані коефіцієнти переходу з ґрунту до деревини стовбура ^{137}Cs і ^{90}Sr

Номер майданчика	Питома активність у стовбурній деревині, Бк·кг ⁻¹		Щільність забруднення ґрунту (кБк·м ⁻²) на глибину				Коефіцієнт переходу до деревини стовбура ((Бк·кг ⁻¹)·(кБк·м ⁻²) ⁻¹) при оцінці забруднення ґрунту до глибини			
			0,2 м		1,0 м		0,2 м		1,0 м	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs s	^{90}Sr r	^{137}Cs s	^{90}Sr r
1	1360±250 ₁	9300±2200	241±180	29±15	262±180	232±106	5,6	321	5,2	40
2	1740±570	6150±1730	679±708	68±36	781±709	147±46	2,6	90	2,2	42
3	1600±620	4780±990	900±967	103±46	1017±968	188±52	1,8	46	1,6	25
4	550±210	2320±630	893±837	87±57	1072±850	139±67	0,62	27	0,51	17

Примітка: ¹ – квадратичне відхилення

Цілковито закономірно виявлена значна вертикальна міграція ^{90}Sr у ґрунті за межі верхнього 20-ти сантиметрового шару (для майданчика №1 понад 80% активності радіонукліда, для №2-3 – 40-60%, для №4 – до 40%) на відміну від ^{137}Cs , в котрого найбільша частка активності поза 20 см шару склала 18% у перезвожених умовах (табл. 2, рис. 2). Такий перерозподіл активності ^{90}Sr у ґрунті та значно вищий вміст цього радіонукліда у деревині стовбура відносно ^{137}Cs , у разі розрахунку коефіцієнтів переходу для радіостронцію у деревину стовбура з глибини ґрунту 0,2 м, призводить до надзвичайно високих значень цього показника для соснового майданчика в умовах A_{0-1} з поступовим його «спадом» на майданчиках при збільшенні родючості й зволоженості ґрунту (табл. 2). Подібна обернена залежність спостерігається для коефіцієнтів переходу ^{137}Cs у деревину, але принаймні на порядок нижчому інтервалі величин у порівнянні із значеннями критерію для ^{90}Sr (табл. 2).

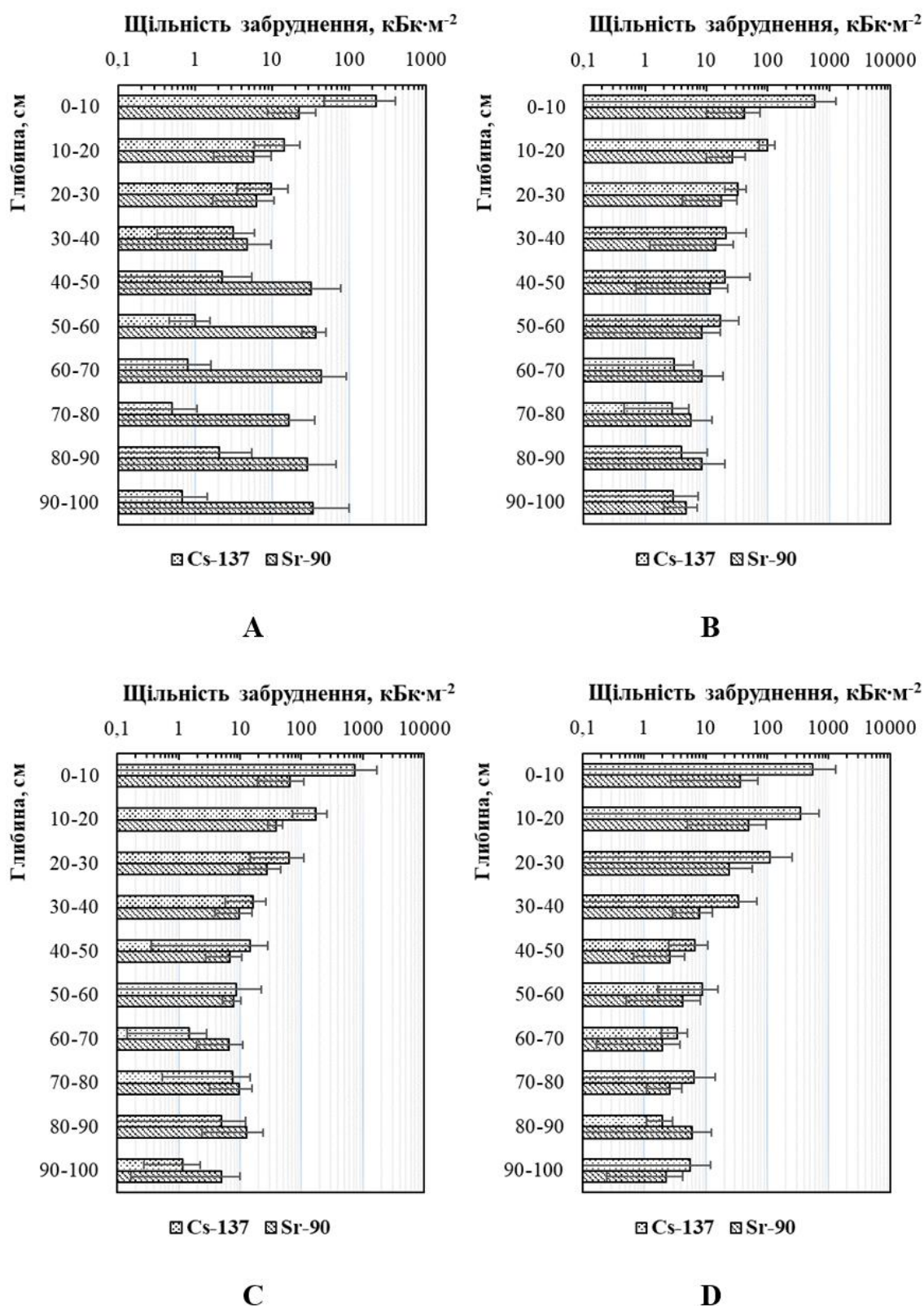


Рис. 2. Вертикальний розподіл активності ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr (середнє арифметичне ± квадратичне відхилення) у профілях ґрунтів на експериментальних майданчиках: А – №1, В – №2, С – №3, D – №4

Ідентифікована щільність забруднення ¹³⁷Cs ґрунту нижніх шарів до 2% від щільності забруднення цього радіонукліда верхнього (0-10 см) шару

спричинено залишковим забрудненням проб ґрунту при їх відборі, а от виявлення значної щільності забруднення нижніх шарів ґрунту (40-100 см) ^{90}Sr , котрі перевищують значення показника для верхнього шару на майданчику №1, вказує на ймовірну міграцію даного радіоізоотопу за межі досліджуваної глибини ґрунту (в 1,0 м) у типах лісорослинних умов A_{0-1} .

Обговорення

Вихідні дані проведених досліджень по перерозподілу вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунті та деревині стовбура цілком підтверджують результати попередніх наукових пошуків за напрямком роботи. Значно вищі коефіцієнти переходу ^{90}Sr з ґрунту у компоненти біомаси деревних рослин ніж для ^{137}Cs зафіксовані в багатьох дослідженнях «постчорнобильського» періоду [1]. Це часто призводить до перевищення допустимого рівня вмісту ^{90}Sr у паливній деревині ($60 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$) відповідно до діючих гігієнічних нормативів України [18], навіть на значних площах лісового фонду поза зонами відчуження і безумовного (обов'язкового) відселення [19, 20]. Одночасно зустрічається вагома вертикальна міграція цього радіонукліда поза 20-ти сантиметровий шар ґрунту для певних ділянок насаджень, що сприяє недооцінюванню фактичного запасу ^{90}Sr екосистемі, а також завищує його коефіцієнти переходу у компоненти біомаси з часом [3, 9], з огляду на те, що у більшості радіоекологічних досліджень й досі здійснюється пробовідбір ґрунту до глибини 0,2 м. Дане явище необхідно враховувати при створенні нових оціночних карт забруднення компонентів дерев'янистої біомаси радіостронцієм, оскільки можливо завищити прогнозний вміст ^{90}Sr у органах рослин в декілька раз.

Розраховані значення коефіцієнти переходу ^{137}Cs у деревину стовбура з ґрунту на майданчиках представлених сосновими деревостанами є статистично однаковими при зміні типів лісорослинних умов від A_{0-1} до B_2 , що підтверджується даними попередніх досліджень по цьому аспекту [7], де зазначається: що трофотоп має більш тісну негативну кореляцію з значення коефіцієнту переходу ^{137}Cs , ніж позитивна кореляція з гігротопом [7], а для

торф'яно-болотних ґрунтів можуть відзначатися аномально високі коефіцієнти переходу вказаного радіонукліду у рослини [21]. Тому, ймовірно, у випадку наших досліджень відбулася компенсація факторів родючості й вологості ґрунту щодо зміни коефіцієнта переходу ^{137}Cs у стовбурну деревину на соснових майданчиках.

Одержані у цій роботі коефіцієнти переходу ^{137}Cs у деревину стовбура на експериментальних майданчиках відповідають минулим даним інших вчених [1, 4, 5, 7, 8, 20], а обчислені значення коефіцієнту переходу для ^{90}Sr підтверджують припущення нещодавніх результатів досліджень про його поступове зростання за рахунок «провалювання» за межі 20-ти сантиметрового шару ґрунту [3, 9]. Не зважаючи на значно вищі коефіцієнти переходу ^{90}Sr у деревину сосни в сухих й бідних ґрунтових умовах (табл. 2), запас біомаси деревини стовбура в таких умовах на майданчику №1 склав всього $1,93 \text{ кг м}^{-2}$ (або $19,3 \text{ т} \cdot \text{га}^{-1}$) (табл. 3), що не дозволяє депонувати значні запаси цього радіоізоотопу у деревині, тому більш продуктивні соснові деревостани I та III бонітетів на майданчиках №2 і №3 в умовах А-В₁₋₂ і В₂ акумулювали помітно більші активності ^{90}Sr (табл. 3 і рис. 3).

3. Запас біомаси та акумульованої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у деревині стовбурів

Номер майданчика	Запас (щільність) біомаси стовбурової деревини, $\text{кг} \cdot \text{м}^{-2}$	Запас радіонуклідів депонованих у стовбурній деревині, $\text{кБк} \cdot \text{м}^{-2}$	
		^{137}Cs	^{90}Sr
1	1,93	$2,63 \pm 0,75$	$17,9 \pm 6,0$
2	10,3	$17,9 \pm 7,7$	$63,3 \pm 24,1$
3	18,1	$29,0 \pm 14,1$	$87,5 \pm 26,9$
4	5,75	$3,16 \pm 1,52$	$13,3 \pm 4,9$

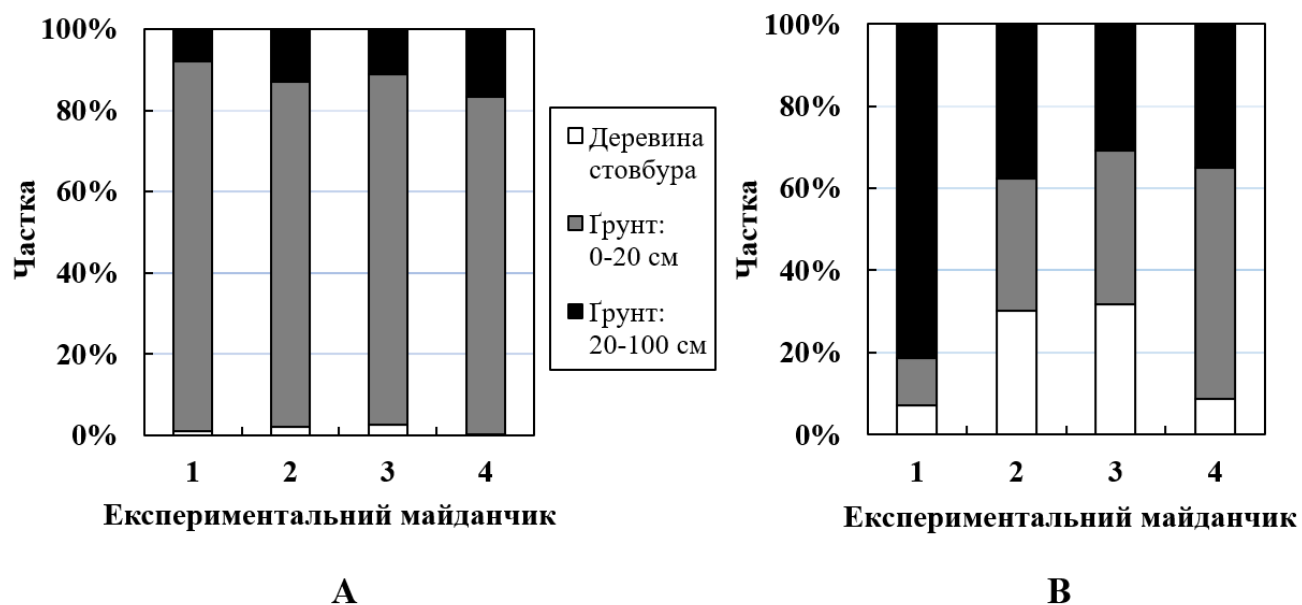


Рис. 3. Розподіл активності між досліджуваними елементами насаджень на майданчиках для : А – ^{137}Cs , В – ^{90}Sr

Аналіз одержаних розподілів активностей досліджуваних радіонуклідів між розглянутими компонентами на майданчиках (рис. 3) підтверджує значно більшу біогеохімічну мобільність ^{90}Sr у порівнянні з ^{137}Cs , оскільки значна його частка активності депонована деревиною стовбура (до 33%) та водночас мігрувала поза верхній 20-ти сантиметровий шар ґрунту (35-80%). У цілому спираючись на результати попередніх публікацій по цій тематиці: у надземна біомасі соснового деревостану акумулюється приблизно в двічі більша активність ^{90}Sr ніж у деревині стовбурів, а березового – до 3 разів [9], тому якщо враховувати навіть лише надземну біомасу без кореневої системи, в ній може депонуватись така кількість активності цього радіонукліду, яка буде співрозмірна з його запасом у ґрунті: принаймні для майданчиків №2 і №3 цих досліджень.

Висновки

За результатами проведених досліджень перерозподілу активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у профілі ґрунту до глибини 1,0 м та їх вмісту у стовбурній деревині типових насаджень за різних лісорослинних умов Чорнобильської зони відчуження встановлено найбільшу вертикальну міграцію ^{90}Sr за межі 20-ти

сантиметрового верхнього шару ґрунту на ділянках з типом лісорослинних умов A_{0-1} (до 80% валового запасу активності радіонукліда у ґрунті), хоча й для інших майданчиків за еда топів $A-B_{1-2}-B_{3-4}$ радіостронцій мав помітно більшу частку активності у глибших шарах ґрунтового профілю у порівнянні з ^{137}Cs . Одночасно, в умовах бідних й сухих ґрунтів вкритих сосновими лісовими культурами зафіксована найбільша питома активність ^{90}Sr у деревині стовбурів ($9,3 \text{ кБк}\cdot\text{кг}^{-1}$), та відповідно коефіцієнт переходу цього радіонукліда до деревини з ґрунту при оцінці щільності його забруднення до глибини 0,2 м ($321 (\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1})\cdot(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})^{-1}$), у зв'язку з чим необхідно враховувати дане явище при проведенні експериментальних радіоекологічних робіт, а також оцінювані забруднення деревини ^{90}Sr у постраждалих регіонах Полісся внаслідок Чорнобильського радіаційного викиду. В цілому ^{137}Cs характеризується істотно меншим біогеохімічним перерозподілом активностей у лісових екосистемах ніж ^{90}Sr , що спостерігається як «фіксація» понад 90% активності цього радіонукліда у шарі ґрунту 0-30 см експериментальних майданчиків та порівняно невисокими коефіцієнтами переходу ($A_{0-1} - 5,6 (\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1})\cdot(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})^{-1}$, $A-B_{1-2} - 2,6 (\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1})\cdot(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})^{-1}$, $B_2 - 1,8 (\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1})\cdot(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})^{-1}$, $B_{3-4} - 0,62 (\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1})\cdot(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})^{-1}$). Отримані результати по ^{137}Cs цілком відповідають даним попередніх досліджень інших вчених навіть на досить ранніх етапах після Чорнобильської аварії (через 7-10 років), а ось інформації про сучасний перерозподіл активності ^{90}Sr у компонентах лісів є надзвичайно мало та водночас отримані радіологічні показники по радіостронцію можуть різнитися на порядки. З огляду на це необхідні подальші детальні дослідження біогеохімічної міграції ^{90}Sr у лісових екосистемах.

References

1. Yoschenko, V., Ohkubo, T., & Kashparov, V. (2018). *Radioactive contaminated forests in Fukushima and Chernobyl*. Journal of Forest Research, 23(1), 3–14. <https://doi.org/10.1080/13416979.2017.1356681>
2. Beresford, N. A., Scott, E. M., & Copplestone, D. (2020). *Field effects studies in the Chernobyl Exclusion Zone: Lessons to be learnt*. Journal of Environmental Radioactivity, 211, 105893.

- <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2019.01.005>
3. Holiaka, D. M., Levchuk, S. E., Kashparov, V. A., Holiaka, M. A., Yoschenko, L. V., Otreshko, L. N., Kosarchuk, O. V., & Lazarev, N. M. (2020). *Vertical distribution of ^{90}Sr in soil profiles and its uptake by Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) wood growing within the Chernobyl exclusion zone*. Nuclear Physics and Atomic Energy, 21(2). <https://doi.org/10.15407/jnpae2020.02.157> [in Ukrainian]
 4. Shytyuk, K. F., Kashparov, V. O. & Protsak, V. P. (2005). *Main peculiarities of ^{90}Sr and ^{137}Cs redistribution in “soil - pines” system of the forest biogeocenose in the Chernobyl exclusion zone*. Nuclear Physics and Atomic Energy, 3(16), 122–130. http://jnpae.kinr.kiev.ua/06.3/Articles_PDF/jnpae-2005-06-3-122.pdf [in Ukrainian]
 5. Otreshko, L. M., Zhurba, M. A., Bilous, A. M. & Yoschenko, L. V. (2015). *^{90}Sr and ^{137}Cs content in a wood along the southern fuel trace of Chernobyl radioactive fallout*. Nuclear Physics and Atomic Energy, 16(2), 183–192. <https://doi.org/https://doi.org/10.15407/jnpae2015.02.183> [in Russian]
 6. Pogrebnyak, P. S. (1955). *Basics of forest typology*. AN USSR Publishing [in Russian]
 7. Perevolotsky, A. N. (2006). *Distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in forest biogeocenoses*. RNIUP «Institute radiology» [in Russian]
 8. Zibtsev, S. V. (2012). *Theoretical and methodological substantiation of monitoring of forests in zones of radioactive contamination as a result of the accident at the Chornobyl NPP: dissertation of doctor agr. science: 06.03.03*. National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine [in Ukrainian]
 9. Holiaka, D. M., Levchuk, S. E., Yoschenko, V. I., Kashparov, V. A., Yoschenko, L. V., Holiaka, M. A., Pavliuchenko, V. V., Diachuk, P. P., Zadorozhniuk, R. M., & Morozova, V. S. (2020). *^{90}Sr and ^{137}Cs inventories in the depots and biogenic fluxes of the typical forest stands in the Chernobyl exclusion zone*. In Nuclear Physics and Atomic Energy (Vol. 21, Issue 3). <https://doi.org/10.15407/JNPAE2020.03.256> [in Ukrainian]
 10. Grodzynska, G. A. (2017). *Radionuclide contamination macromycetes*. *Visnik Nacional'noi' Akademii' Nauk Ukraini*, 06, 61–76. <https://doi.org/10.15407/visn2017.06.061> [in Ukrainian]
 11. Kashparov, V. A., Ahamdach, N., Zvarich, S. I., Yoschenko, V. I., Maloshtan, I. M., & Dewiere, L. (2004). *Kinetics of dissolution of Chernobyl fuel particles in soil in natural conditions*. *Journal of Environmental Radioactivity*, 72(3), 335–353. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2003.08.002>
 12. Storozhuk, V., Polley, G. (2017). *Agrarian Policy Report APD/APB/07/2017. Forest inventory – status quo in Ukraine, Germany's experience and guidance from the FAO*. https://apd-ukraine.de/images/2018/APR/APD_APR_07-2017_Forest_Inventories_ukr.pdf [in Ukrainian]

13. Anuchin, N. P. (1982). *Forest mensuration. 5-th ed., ext.* Forest industry [in Russian]
14. Bilous, A. M., Kashpor, S. M., Myronyuk, V. V., Svinchuk, V. A., Lesnik, O. M. (2020). *Forest mensuration handbook* (p. 364). LIRA [in Ukrainian]
15. Shvidenko, A., Schepaschenko, D., Nilsson, S., & Boului, Y. (2008). *Tables and models of growth and productivity of forests of major forming species of Northern Eurasia (standard and reference materials)*. Federal Agency of Forest Management.
http://webarchive.iiasa.ac.at/Research/FOR/forest_cdrom/Articles/THR.pdf [in Russian]
16. *Methodical instructions for the determination of strontium-90 and cesium-137 in soils and plants* (p. 46). (1985). Central Research Institute of Agrochemical Service [in Russian]
17. Davydov, M. M., Protas, T. I., Savuschik, M. P. (2014). Accumulation of radionuclides in main forest ecosystems in the zones of Polissya and Forest-steppe within Kyiv region. *Nuclear Energy and the Environment*, 2(4), 25–31.
http://irbis-nbu.gov.ua/cgi-bin/irbis_nbu/cgiirbis_64.exe?C21COM=2&I21DBN=UJRN&P21DBN=UJRN&IMAGE_FILE_DOWNLOAD=1&Image_file_name=PDF/jaed_2014_2_7.pdf [in Ukrainian]
18. Implemented by the Order of Ministry of Health of Ukraine. (2005). *HNPAR. Hygienic standard of the specific activity of ^{137}Cs and ^{90}Sr radionuclides in the wood and woody products*.
19. Labunska, I., Levchuk, S., Kashparov, V., Holiaka, D., Yoschenko, L., Santillo, D., & Johnston, P. (2021). Current radiological situation in areas of Ukraine contaminated by the Chernobyl accident: Part 2. Strontium-90 transfer to culinary grains and forest woods from soils of Ivankiv district. *Environment International*, 146, 106282.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106282>
20. Bilous, A., Holiaka, D., Matsala, M., Kashparov, V., Schepaschenko, D., Lakyda, P., Shvidenko, A., Myroniuk, V., & Otreshko, L. (2020). ^{90}Sr content in the stemwood of forests within Ukrainian Polissya. *Forests*, 11(3).
<https://doi.org/10.3390/f11030270>
21. Maloshtan, I. M., & Polishchuk, S. V. (2018). Accumulation of ^{137}Cs by herbaceous plants on peat-bog soils in the west polissya of Ukraine. *Nuclear Physics and Atomic Energy*, 19(2), 150–158.
<https://doi.org/10.15407/jnpae2018.02.150> [in Ukrainian]

D. M. Holiaka, S. V. Polishchuk, S. E. Levchuk, O. M. Lesnik, R. M. Zadorozhnyuk, P. P. Dyachuk, M. A. Holiaka, Ya. V. Kovbasa (2021). DISTRIBUTION OF ^{137}CS AND ^{90}SR INVENTORIES IN THE SOIL AND

THEIR ACCUMULATION IN STEM WOOD OF THE FORESTS WITHIN CHERNOBYL EXCLUSION ZONE

Abstract. *The paper presents the results of a study of ^{137}Cs and ^{90}Sr vertical migration in soil profiles and their deposition in stem wood for typical stands of the Chernobyl Exclusion Zone under different types of forest soil conditions. All sampling works were carried out within the experimental polygon sizes 150x200 m to ensure maximum similarity of the qualitative and quantitative composition of radionuclides fallout, where soil conditions by Alekseev-Pogrebnyak edaphic grid (wetness and chemical fertility) varied from very dry and extremely poor (A_{0-1}) to damp and relatively poor transitional (B_{3-4}). In total, four sites are created: in Scots pine forest plantations – 3 pcs. and Silver birch natural stand – 1 pc. Soil layers samples (separated from each other every 10 cm to a depth of 1.0 m) at three sampling points and trunk wood from 5 trees were taken at the sites. More significant vertical migration of ^{90}Sr activity inventory outside the upper 20 cm soil layer in comparison with ^{137}Cs was identified based on the measured these radionuclides activities in the selected soil samples, especially in the type of forest soil conditions A_{0-1} (up to 80% of the gross inventory). Simultaneously, in the same site, the calculated ^{90}Sr aggregate transfer factor from the upper 20 cm layer of soil to the stem wood had the highest value ($321 (\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1})\cdot(\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2})^{-1}$), which indicates an extremely high biogeochemical mobility of the strontium isotope in these conditions. The vast majority of ^{137}Cs activity in the soil is accumulated in the upper 20 cm layer (83% or more), and the radionuclide aggregate transfer factor coefficients from the soil to the stem wood are one order of magnitude lower than for ^{90}Sr ($0.62-5.6 (\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1})\cdot(\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2})^{-1}$). If for ^{137}Cs the obtained radiological parameters in this paper turned out to be quite comparable with the data of previous studies for other authors than the results of this work confirm the significant variability of ^{90}Sr redistribution in components of forest ecosystems. The scientific community therefore should continue more detailed further research of ^{90}Sr behavior in forests.*

Keywords: *forest ecosystems, radionuclide, soil, aggregate transfer factor, contamination density, stem wood*

4. ДОСЛІДЖЕННЯ ХАРЧОВИХ ПРОДУКТІВ ТА ДІЄТИЧНИХ ДОБАВОК, ЯКІ СПРИЯЮТЬ ЗМЕНШЕННЮ НЕГАТИВНОГО ВПЛИВУ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ НА ОРГАНІЗМ

Л.П. Дерев'янюк, Л.В. Баль-Прилипко

Кафедра технології м'ясних, рибних та морепродуктів НУБіП України

Досліджено харчові продукти і дієтичні добавки за різних умов моделювання впливу іонізуючого опромінення на організм з метою виявлення радіозахисних властивостей. Дослідженим харчовим продуктам і дієтичним добавкам притаманні антиоксидантні, мембраностабілізуючі та адаптогенні властивості. Найефективніші харчові продукти і дієтичні добавки були відібрані для подальшого їх застосування у виробництві спеціальних харчових продуктів з радіозахисними властивостями. Розроблені та апробовані м'ясні, м'ясо-рослинні та субпродуктові паштетні консерви, паштети, ковбаси, сосиски. Створені харчові продукти збагачують організм повноцінним білком, альгінатами, харчовими волокнами, органічним йодом, селеном, іншими мікромакроелементами і сприяють зменшенню накопичення радіонуклідів в організмі. Нові харчові продукти відповідають фізіологічним нормам харчування і мають радіозахисні властивості.

***Ключові слова:** харчові продукти, дієтичні добавки, іонізуюче випромінювання, експериментальні дослідження, клінічні спостереження, радіозахисні властивості*

RESEARCH OF FOOD PRODUCTS AND DIETARY SUPPLEMENTS THAT HELP TO REDUCE THE NEGATIVE EFFECTS OF IONIZING RADIATION ON THE BODY

L. Dereviyanko, L. Bal-Prylypko

National University of Life and Environmental sciences of Ukraine

Summary. Food products and dietary supplements have been studied in various models of the effects of ionizing radiation on the body in order to identify radioprotective properties. The studied food products and dietary supplements have antioxidant membrane stabilizing and adaptive properties. The most effective food

products and dietary supplements were selected for their further use in the production of special food products with radioprotective properties. Developed and tested meat, meat-vegetable and offal canned pates, sausages. The created food products enrich the body with complete protein, alginates, dietary fiber, organic iodine, selenium and other micro-macroelements and help reduce the accumulation of radionuclides in the body. New food products comply with physiological nutritional standards and have radioprotective properties.

Key words: food products, dietary supplements, ionizing radiation, experimental research, clinical observations, radioprotective properties

Минуло 35 років після аварії на Чорнобильській атомній електростанції, але проблема захисту людей, які проживають на забруднених радіонуклідами територіях, залишається актуальною. Жителі багатьох населених пунктів України, у зв'язку з існуючим радіоактивним забрудненням, споживають в їжу харчові продукти, у яких вміст цезію-137 перевищує державні гігієнічні нормативи [1]. Серед заходів радіаційного захисту, спрямованих на профілактику внутрішнього опромінення є розробка і реалізація засобів, що знижують всмоктування і накопичення радіоактивних ізотопів в організмі людини. Тому проблема захисту організму від тривалого внутрішнього іонізуючого опромінення продовжує бути актуальною [2].

Основна роль у всмоктуванні і виведенні, накопиченні і розподілу в організмі радіонуклідів відводиться харчовому фактору. Харчові продукти, напої та дієтичні добавки, що сприяють підвищенню радіорезистентності організму, крім загальних вимог, які висуваються до компонентів їжі, повинні бути екологічно чистими; сприяти прискореному виведенню радіонуклідів із організму; мати специфічні властивості і поповнювати потреби опроміненого організму антиоксидантами, імуномодуляторами; не викликати змін гомеостазу організму при тривалому їх споживанні. Для подолання наслідків

тривалого впливу радіації лікувально-профілактична дія харчових факторів повинна бути тривалою і постійною.

Профілактичне харчування в умовах радіоактивного забруднення повинно бути збалансованим, різноманітним і містити: речовини – блокатори (калій, кальцій, йод, вітамін В₂, залізо та ін.), які діють за механізмом заміщення відповідних радіоактивних ізотопів ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ¹³¹I, ⁶⁰Co, ²³⁸Pu, ²³⁹Pu та ін.; харчові волокна (клітковина, альгінати, пектини), які зв'язуються з радіонуклідами, утворюють нерозчинні комплекси і виводяться з організму;

антиоксиданти (вітаміни А, Е, С, флавоноїди), речовини, які взаємодіють з вільними радикалами і нейтралізують їх шкідливу дію на клітинні мембрани;

продукти, які містять імунокоректори (цинк, вітамін В₂, та ін.); мінеральні речовини (калій, кальцій, йод, селен, залізо, кобальт, магній, мідь, цинк та ін.) та біологічно активні речовини (ехінацея, елеутерокок та ін.), які покращують діяльність кровотворної, нервової, серцево-судинної, ендокринної систем і сприяють регуляції обміну речовин в організмі; препарати, що нормалізують роботу шлунково-кишкового тракту (лактобактерії, біфідум- і ацидофільні бактерії); екологічно чисті продукти.

В постчорнобильський період в Україні розробляється і впроваджується в практику значна кількість спеціальних харчових продуктів і дієтичних добавок для попередження розвитку патологічних змін в опроміненому організмі. В умовах внутрішнього опромінення захист організму можна здійснювати або шляхом застосування радіозахисних властивостей антиоксидантної дії, або засобів, які знижують вміст радіонуклідів в організмі, впливаючи таким чином на поглинуту дозу. Дані засоби можуть впливати на вміст одного з найважливішого дозоутворюючого радіонукліду – ¹³⁷Cs [3].

Цезій-137 за хімічними властивостями є аналогом калію і надходить в організм людини трьома біологічними ланцюгами: атмосфера – ґрунт – рослина (через кореневу систему) – молочні та м'ясні продукти – людина; атмосфера – людина; атмосфера – рослини – людина. Потрапляючи в організм із харчовими продуктами, ¹³⁷Cs практично повністю всмоктується у шлунково-

кишковому тракту [4, 5]. Треба зазначити, що традиційні радіопротектори, через високу токсичність, не можуть використовуватись для захисту організму в умовах тривалого опромінення з низькою потужністю дози [6, 7]. Експериментальними дослідженнями і клінічними спостереженнями доведено, що найефективнішими, за умов тривалого низькоінтенсивного впливу іонізуючого випромінювання, виявилися харчові продукти та дієтичні добавки природного походження [8, 9]. При тривалому їх використанні важливо не порушувати процеси нормального мінерального обміну та обміну інших речовин (вітамінів, білків, мікроелементів та ін.). Вибраний засіб не повинен бути токсичним, або щоб ризик від його застосування був меншим, ніж від можливих наслідків опромінення після виведення частини ізотопу. У зв'язку з цим, найбільший інтерес представляють компоненти харчових продуктів (харчові волокна, альгірати, пектини та ін.), дієтичні добавки, які є натуральними, нешкідливими і тому придатними для тривалого застосування великими контингентами населення [10, 11].

Мета роботи – дослідити радіозахисні властивості харчових продуктів і дієтичних добавок та на їх основі розробити технології виробництва спеціальних харчових продуктів з радіозахисними властивостями.

Матеріали та методи досліджень.

Нами проведені експериментальні дослідження та клінічні спостереження харчових продуктів і дієтичних добавок з метою виявлення радіозахисних властивостей. Експериментальні дослідження проведено на лабораторних статевозрілих щурах-самцях масою 180-200 грамів [12, 13]. Всі тварини в умовах віварію отримували стандартний харчовий раціон (комбікорм для лабораторних щурів) і мали вільний доступ до води та їжі. Для експериментального моделювання зовнішнього опромінення тварин були використані різні джерела випромінювання: установка “Рокус” (Росія), (джерело – ^{60}Co , потужність експозиційної дози $4,3 \cdot 10^{-4}$ Кл/(кг·с), дози опромінення 0,3 Гр, 0,5 Гр, 1,0 Гр, 2,0 Гр; рентгенівський апарат “РУМ-17” (Росія), (напруга 180 кВ, сила струму 10 мА, відстань 40 см, фільтри 0,5 мм Cu

+ 1,0 мм Al, потужність експозиційної дози $2,09 \cdot 10^{-4}$ Кл/(кг·с), дози опромінення 0,5 Гр, 1,0 Гр; установка “ІГУР-1” (Росія), (джерело – ^{137}Cs з енергією гамма-квантів 660 кеВ, потужність експозиційної дози $4,58 \cdot 10^{-4}$ Кл/(кг·с), дози опромінення 0,1 Гр, 0,5 Гр, 1,0 Гр, 2,0 Гр). Тварин опромінювали фракціоновано малими дозами. Додатково, при необхідності, використовували іммобілізаційний стрес (2 години перебування щурів в камерах Когана), після кожного сеансу опромінення. Внутрішнє опромінення тварин створювали введенням ^{137}Cs . Радіонуклід вводили одноразово перорально (через зонд) із розрахунку 1,85 МБк/кг маси. Визначали залишкову радіоактивність ^{137}Cs в організмі тварин методом радіометрії тушок на радіометрі ГТРМ-01Ц через 1, 2, 3, 7, 10, 14, 21, 30 діб після введення. Результати виражали у відсотках до радіоактивності, визначеної відразу після введення (100%). В другій серії експериментів ^{137}Cs вводили із розрахунку 600 Бк/тварину/добу протягом 30 діб. Ця кількість ізотопу, згідно з нормами радіаційної безпеки, приблизно в 10 разів перевищує допустиме річне надходження ^{137}Cs в організм людини із харчовими продуктами та водою при щоденному їх споживанні. Отже, еквівалентна кількість радіонукліда може надходити з харчовими продуктами, водою, пилом в організм людини, якщо вона проживає та працює в зоні радіоактивного забруднення. При цьому гранично допустимий вміст ^{137}Cs в тілі людини, що дорівнює 1221 кБк на 70 кг маси або 3489 Бк на 200 г маси тіла щура, цілком відповідав даним, розрахованим для експериментальних досліджень. За вище наведених умов моделювання опромінення до щоденного раціону тварин додавали харчові продукти та дієтичні добавки протягом 30 діб. Для цього були створені наступні групи тварин: перша група – інтактні тварини (контроль); друга група – тварини, які вживали харчовий продукт, або дієтичну добавку; третя група – тварини, які зазнали зовнішнього/внутрішнього іонізуючого опромінення; четверта група – тварини, які вживали харчовий продукт/дієтичну добавку після опромінення. Треба зазначити, в другій групі тварин, при хронічному внутрішньому опроміненні, перед роздачею корму тварини щоденно натще

отримували шматочок хліба (3,0 г) просоченого розчином ^{137}Cs -хлориду активністю 600 Бк/добу протягом 30-ти діб. Для цього кожна з тварин отримувала тільки по одному шматочку хліба і не могла з'їсти додатково. Спостерігали за тим, щоб хліб просочений розчином ^{137}Cs -хлориду, був з'їдений кожною твариною в усіх групах. Четверта група – тварини, які після з'їдання одного шматочка хліба з ^{137}Cs (600 Бк/тварину/добу), отримували досліджуваний харчовий продукт або дієтичну добавку (200 мг/тварину/добу) протягом 30-ти діб. Контролем були тварини відповідної статі, віку і маси, яким до щоденного раціону додавали таку саму кількість хліба (3,0 г), змоченого водою. Радіометрію тушок тварин проводили на гамма-

с

п

е

к

т

р

о

м

е

т

р

і

L

P

С Отримані дані обробляли загальноприйнятими методами варіаційної статистики. Для перевірки статистичного значення отриманих даних використовувався параметричний t-критерій Стьюдента [18].

9 **Результати досліджень.** Із великої кількості засобів, досліджених з метою профілактики накопичення радіонуклідів при їх тривалому

0

3

надходженні, визначний інтерес представляють морські водорості, які є джерелом альгінової кислоти, макро- та мікроелементів, клітковини, вітамінів, біологічно активних речовин – бетаситостерину, манніту та ін.. Попередніми дослідженнями було доведено, що бурі морські водорості та продукти з неї, а також альгінати, отримані з цієї сировини мають виражені радіозахисні властивості. Радіозахисна дія альгінатів обумовлена наявністю в них полісахаридів, які мають здатність до комплексоутворення з радіонуклідами згідно іонообмінному механізму дії. Також доведено, що фукоїдани, виділені з бурих морських водоростей, у тому числі з ламінарії, мають антиоксидантні, радіопротекторні та протипухлинні властивості. До таких профілактичних засобів відноситься вітчизняна дієтична добавка "Концентрат еламіну", яка

В
И
Г
О
Т
О
В
Л
Я
Є
Т
Ь
С

я Досліджували вплив дієтичної добавки "Концентрат еламіну" на динаміку накопичення ^{137}Cs в організмі опромінених щурів (табл. 1).

Таблиця 1. Вплив дієтичної добавки "Концентрат еламіну" на динаміку накопичення ^{137}Cs в організмі щурів при щоденному вживанні протягом 30 діб, (M ± m)

Групи тварин	Термін після введення ^{137}Cs , (Бк)
--------------	--

р
о
ї

	1 доба	10 доба	15 доба	30 доба
Контроль (додавання до раціону тварин ¹³⁷ Cs (600 Бк)	133,08±32,14 (n=10)	1641,43±55,44 (n=7)	2144,86±49,03 (n=7)	3771,87±131,07 (n=23)
Додавання до раціону тварин ¹³⁷ Cs (600 Бк) + "Концентрат еламіну"	121,3±24,75 (n=10)	1279,33±59,27* (n=6)	1670,75±102,30* (n=12)	2684,83±75,21* (n=12)

* Зміни відносно контролю (p< 0,05).

Дослідженнями виявлено, що при додаванні до щоденного раціону концентрату еламіну, накопичення ¹³⁷Cs достовірно зменшилося через 30 діб від початку опромінення. За комплексом проведених досліджень встановлено, що дієтична добавка "Концентрат еламіну" має радіозахисні, мембраностабілізуючі, антиоксидантні та адаптогенні властивості, нормалізує концентрацію гормонів в сироватці крові та морфофункціональний стан внутрішньоклітинних органел секреторних клітин паравентрикулярного ядра гіпоталамусу, кортикотропних клітин аденогіпофіза, адренкортикоцитів кіркового шару та адреноцитів мозкової речовини надниркових залоз при комбінованій дії зовнішнього іонізуючого випромінювання і стресу, а також при внутрішньому опроміненні тварин ¹³⁷Cs упродовж 30 діб, що приводило до підвищення загальної резистентності організму і коригування порушень функціонального стану гіпоталамо-гіпофізарно-надниркової та симпато-адреналової систем [19].

Досліджували вплив концентрату еламіну на вміст ¹³⁷Cs в організмі, гематологічні та імунологічні показники у 48 дітей віком від 8 до 14 років із радіаційно забруднених регіонів Чорнобиля, Прип'яті, Чернігівській та Житомирській областей, які знаходилися на оздоровленні та лікуванні в дитячому санаторії упродовж 24 діб. Критеріями клінічного відбору для призначення еламіну були: наявність інкорпорованих радіонуклідів та вираженої соматичної патології в організмі дітей. Для визначення терапевтичної ефективності концентрату еламіну, був розроблений клінічний

протокол, який включав анкетні дані, антропометрію, скарги, клінічний діагноз, результати огляду спеціалістів, дані лабораторної, функціональної, імунологічної діагностики, дослідження вмісту цезію-137 в організмі та їх екскрецію з сечею. Вміст цезію-137 вимірювався апаратом «Скринер-3М». Екскреція цезію-137 із сечею визначалася на «Радіометрі-РКГ». Дослідження периферичної крові проводилися загальноприйнятими методами. Імунологічні дослідження: Т-лімфоцити визначалися методом спонтанного розеткоутворювання; В-лімфоцити – комплементарного розеткоутворювання; активність комплементу – методом Вагнера; імуноглобуліни – методом Манчіні. Статистична обробка отриманих даних проводилася згідно з t-критерієм Стьюдента та Вілконсона-Манна-Уитні. Обстеження дітей проводилося двічі – до, та після лікування. Завдяки хорошим органолептичним властивостям еламіну його застосовували у приготуванні м'ясних страв (котлети, тефтелі), булочних виробів та томатного коктейлю із розрахунку 0,5 г сухого порошку на одну дитину. Курс прийому харчових продуктів з еламіном становив 24 доби. Побічного ефекту після прийому харчових продуктів з еламіном у вигляді алергічних реакцій і дисфункцій з боку шлунково-кишкового тракту у дітей не спостерігалось. Хворі діти стали більш активними, зменшилася втомлюваність, зникли головні болі та запаморочення, покращилися лабораторні і радіологічні дані. У обстежених хворих знизився вміст ^{137}Cs (табл. 2).

Таблиця 2. Вплив дієтичної добавки "Концентрат еламіну" на кінетику ^{137}Cs в організмі дітей, які зазнали впливу іонізуючого опромінення (M±m)

Радіонуклід	До вживання еламіну, (nKi)	Після вживання еламіну, (nKi)
Цезій-137	12,0 ± 2,08 (n=48)	5,95 ± 1,43* (n=48)

Примітка. * – зміни відносно групи дітей, які не вживали еламін, (p<0.05).

Відмічалася позитивна динаміка виведення ^{137}Cs з сечею (табл. 3).

Таблиця 3. Вплив дієтичної добавки "Концентрат еламіну" на динаміку виведення ^{137}Cs із сечею у дітей, які зазнали впливу іонізуючого опромінення ($M \pm m$)

Радіонуклід	До вживання концентрату еламіну, (Бк/л)	Після вживання концентрату еламіну, (Бк/л)
Цезій-137	$5,28 \pm 0,89$ (n=48)	$2,0 \pm 1,18$ (n=48)

За результатами аналізу гемограм не було виявлено впливу концентрату еламіну на кількість тромбоцитів і лейкоформулу. (табл. 4.).

Таблиця 4. Вплив дієтичної добавки "Концентрат еламіну" на гематологічні та імунологічні показники дітей, які зазнали впливу іонізуючого опромінення, ($M \pm m$)

Показники крові	До вживання концентрату еламіну	Після вживання концентрату еламіну
Гемоглобін, г/л	$127,1 \pm 1,3$	$131,1 \pm 1,0^*$
Лейкоцити, 10^9 /л	$5,6 \pm 0,2$	$5,8 \pm 0,1$
Імуноглобуліни А, г/%	$207,6 \pm 5,8$	$240,8 \pm 7,9^*$
Імуноглобуліни М, г/%	$142,1 \pm 0,9$	$144,9 \pm 0,6$
Імуноглобуліни G, г/%	$1200,3 \pm 28,7$	$1082,0 \pm 33,6^*$
T – лімфоцити, %	$47,4 \pm 0,9$	$50,2 \pm 0,9$
B – лімфоцити, %	$19,8 \pm 0,5$	$20,6 \pm 0,4$
Комплемент, %	$73,1 \pm 1,2$	$68,9 \pm 1,9$

Примітка. * – зміни відносно групи дітей, які не вживали еламін, ($p < 0,05$).

Відмічалось підвищення показників еритроцитів і гемоглобіну, покращення даних імунологічного статусу, які характеризувалися тенденцією до підвищення T- і B-лімфоцитів, що вказує на стабілізацію клітинного імунітету. Значне підвищення імуноглобулінів А і тенденція до підвищення імуноглобулінів М свідчить про підвищення бар'єрної функції слизових оболонок. У хворих дітей відзначали зниження імуноглобулінів G і тенденцію до зниження комплементу. Це може вказувати на те, що "Концентрат еламіну" знижує антигенне навантаження на організм і тим самим позитивно впливає

на гуморальний імунітет, який спостерігався у більшості обстежених дітей у стані гіперреактивності. Встановлено, що дієтична добавка "Концентрат еламіну" має терапевтичний вплив на функції життєво важливих систем дитячого організму, що підтвердилося позитивною динамікою виведення цезію-137, нормалізацією клінічної картини, імунологічного балансу і покращенням гематологічних показників. На підставі отриманих даних рекомендовано вживати дієтичну добавку "Концентрат еламіну" по 0,5 г на добу для профілактики і лікування дітей, які проживають в радіаційно забруднених регіонах.

Застосовували "Концентрат еламіну" для профілактики тиреоїдної патології у дітей при комбінованому впливі радіації та йодної ендемії. З метою профілактики тиреоїдної патології дітям із дифузним зобом, які зазнали іонізуючого опромінення на тлі йодної ендемії, необхідно вживати йодовмісні препарати. Була проведена оцінка використання продуктів та препаратів, що містять йод, у порівняльному аспекті [20]. Об'єктом спостереження були діти двох вікових діапазонів (1984–1987 р.р. народження) Макарівського району, територіальна особливість якого окрім радіонуклідного забруднення визначалась природним дефіцитом йоду. За програмою було обстежено 190 дітей, які мали дифузне збільшення щитоподібної залози і протягом 3-х місяців отримували препарати та продукти, що вміщують йод, а саме "Келп", "Концентрат еламіну", антиструмін, йодовану сіль. В залежності від отриманого препарату когорта була поділена на 5 груп. При дослідженні дітей був використаний комплекс клініко-інструментальних досліджень, який включав: УЗД щитоподібної залози, дослідження рівня тиреоїдних гормонів у сироватці крові, антимікросомальні антитіла та антитіла до тиреоглобуліну, сумарну дозу цезію-137, визначення концентрації йоду в разовій порції сечі до, та через 3 місяці після корекції йододефіциту, як один із критеріїв оцінки тяжкості зобної ендемії та ефективності проведених профілактичних заходів. За результатами проведених досліджень, до застосування профілактичних йодовмісних засобів, установлена наявність йодного дефіциту у 67,5%

випадків. При повторному обстеженні, що було проведено через 3 місяці після прийому йодовмісних препаратів, кількість дітей з йодною недостатністю скоротилась майже вдвічі, але питома вага дітей із середнім і тяжким ступенем йодного дефіциту практично не змінилася. Порівняльний аналіз застосування продуктів і дієтичних добавок, що містять йод, показав, що вживання "Келпу", "Концентрату еламіну" та антиструміну сприяв більшій йодурії у порівнянні з йодованою сіллю. Було рекомендовано збільшити тривалість вживання їх до 6 місяців. Рекомендовано вживати таблетки "Концентрат еламін" по 0,5 г на добу з метою профілактики тиреоїдної патології дітям із дифузним зобом, які зазнали опромінення на тлі йодної ендемії [20]. На підставі отриманих результатів рекомендовано дієтичну добавку "Концентрат еламіну" додавати до щоденного раціону дітей, які проживають на забруднених радіонуклідами і ендемічними за вмістом йоду та селену територіях, для виведення з організму радіонуклідів, нормалізації імунологічного балансу і покращення гематологічних показників.

Концентрат еламіну узгоджено до вживання МОЗ України як дієтичну добавку для дорослих і дітей. Добова норма споживання дієтичної добавки концентрату еламіну для дітей становить 0,5 г, для дорослих 1,0 г [19].

Нами досліджені радіозахисні властивості синьо-зеленої водорості – спіруліни, яка містить 50-70% білку, що легко засвоюється, вітаміни групи В, а також Е, С, D, бета-каротин, мікроелементи, вуглеводи, органічні жирні кислоти (пальмітинова, гамма-ліноленова, лінолева та ін.), пігменти (фікоціанін, хлорофіл, каротиноїди). Спіруліну додавали до раціону опроміненим тваринам із розрахунку 200 мг/тварину один раз на добу протягом 30 діб. Додавання спіруліни призводило до зниження інтенсивності перекисного окиснення ліпідів, нормалізації: активності ферментів аланінамінотрансферази і аспартатамінотрансферази, концентрації кортикостерону і адреналіну в сироватці крові. При введенні в харчовий раціон щурів спіруліни встановлено: поліпшення стану мікроциркуляторного русла, підвищення секреторної активності соматотропних і гонадотропних

клітин аденогіпофіза, активізацію процесів внутрішньоклітинної репаративної регенерації у всіх ланках репродуктивної системи щурів. Таким чином, спіруліна позитивно впливає на процеси гіпоталамо-гіпофізарно-гонадної регуляції сперматогенезу, збільшує рухливість сперматозоїдів, що сприяє корекції порушень генеративної функції.

За дії іонізуючого випромінення найнеобхідніші для організму дві амінокислоти – метіонін і цистеїн, які зв'язують активні радикали. Джерелом цінного в біологічному відношенні білка є різні види нежирних сортів м'яса, риба, яйця, сири, продукти моря (кальмари, мідії, креветки та ін.), бобові, соняшникове насіння. Білок цих продуктів відрізняється оптимальним вмістом незамінних амінокислот і добре засвоюється. Особливо важливе значення в цих продуктах надається сірковмісним амінокислотам. Останні мають властивість екранувати активні сульфогідрильні групи молекул білка, оскільки іонізуюча радіація сприяє переходу активних груп білка в дисульфідні групи. Вживання цих продуктів сприятиме збереженню здоров'я, зменшуватиме накопичення радіоактивного цезію і стронцію в організмі.

До продуктів із великим вмістом протеїну, незамінних амінокислот, комплексом біологічно активних речовин, каротиноїдів, глікозидів, фосфоліпідів відносяться м'ясо та ікра водних їстівних равликів виду *Ampullaria glauca*. М'ясо та ікра ампулярії містять відповідно до 46,5–65,7 мг/г та 49,7–71,9 мг/г сирого білка; 4,7–10,1 мг/г та 0,4–3,9 мг/г загальних ліпідів; 21,0–39,0 мкг/г та 4,7–26,5 мкг/г каротину. Виходячи із вмісту цих компонентів у м'ясі та ікрі ампулярії, вони можуть бути ефективним захисним харчовими продуктами при дії іонізуючого випромінювання. Нами досліджені радіозахисні властивості м'яса та ікри *Ampullaria glauca*. До щоденного раціону експериментальних тварин додавали м'ясо ампулярії із розрахунку 200 мг та ікру в дозах 100 і 300 мг/тварину. Встановлено, що м'ясо та ікра *Ampullaria glauca* мають мембраностабілізуючі та адаптогенні властивості, сприяють нормалізації функціонального стану щитоподібної, підшлункової, надниркових залоз і прискорюють відновні процеси після впливу іонізуючого

опромінення за рахунок високого вмісту антиоксидантних вітамінів, ліпідів та білку. М'ясо та ікру *Ampullaria glauca* рекомендовано вживати особам, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи, а також людям, які проживають в зоні відчуження. Добова доза м'яса слимака ампулярії для дорослої людини становить 2–10 г, для дітей 1–4 г. Добова доза ікри ампулярії для дорослої людини становить 2–10 г, для дітей 1–3 г [21, 22].

Нами були досліджені радіозахисні властивості висококалорійної дієтичної добавки до їжі – зародки пшениці, які містить 18 амінокислот (10 з них – незамінні), ліпіди, 21 макро- та мікроелементів, комплекс вітамінів В₁, В₂, В₃, В₆, В₁₂, РР, Е, F, провітамін А. Зародки пшениці сприяли нормалізації процесів метаболізму в печінці, посилювали обмінні процеси в організмі, сприятливо впливали на гормональний стан, особливо на ендокринну функцію статевих залоз (збільшували концентрацію тестостерону в крові у 3 рази) порівняно з досліджуваними показниками опромінених тварин. Цю дієтичну добавку доцільно вживати при хронічному впливі малих доз іонізуючого опромінення, при фізичному та розумовому навантаженнях, для зміцнення нервової, ендокринної та імунної систем.

Відомо, що в умовах хронічної дії малих доз іонізуючого випромінювання порушується структурно-функціональний стан мембран клітини. Необхідно, щоб половину або третину всіх жирів становили рослинні олії, багаті на поліненасичені жирні кислоти (лінолеву і ліноленову), які мають антиоксидантні властивості.

Нами були проведені експериментальні дослідження радіозахисних властивостей олій з насіння кропу, гарбуза та кавуна. Рослинні олії з насіння гарбуза, кавуна і кропу містять значну кількість вітамінів і каротиноїдів. Визначення вмісту жиророзчинних вітамінів в оліях з насіння показало, що олія насіння гарбуза містить 66 мг% вітаміну Е і 1,72 мг% каротиноїдів, олія насіння кавуна – 29,3 мг% і 0,55 мг%, олія кропу – 13,26 мг% і 9,15 мг%, відповідно. Вживання тваринами олій, за умов комбінованої дії іонізуючого опромінення і стресу, сприяло нормалізації функціонального стану

ендокринної системи. Олії з насіння кропу, гарбуза та кавуна містять значну кількість вітамінів А, Е, С, В₁, В₆, В₁₂, каротиноїдів та інших біологічно активних речовин, необхідних для покращення роботи травного тракту, є мембраностабілізаторами і адаптогенами, позитивно впливали на нервову та ендокринну системи. Тому олії з насіння гарбуза, кавуна і кропу рекомендовано для захисту організму в умовах іонізуючого випромінення і нервових перенапруженнях додавати до щоденного раціону працівникам атомних електростанцій і людям, які зазнають впливу радіації і стресу. Разова доза олій 0,1-0,5 мл для дорослого і 0,1-0,2 мл для дітей. Олії можна використовувати 2-3 рази на добу в складі різних харчових продуктів (салати, соуси, перші і другі страви).

Могутніми радіопротекторами є вітаміни. Механізми їхньої протирадіаційної дії різноманітні. Вітаміни – складні органічні сполуки, які мають високу біологічну активність і містяться в харчових продуктах у дуже малих кількостях. Деякі вітаміни (тіамін, токоферол, аскорбінова кислота, каротин, біофлавоноїди, біотин) вступають у взаємодію з вільнорадикальними формами кисню і активними продуктами радіолізу, інактивуючи їх. Серед біологічно активних компонентів їжі, які впливають на здоров'я людини, важлива роль належить каротиноїдам. Ефект каротиноїдів значною мірою обумовлений їх здатністю вбудовуватися в мембранні фосфоліпідно-білкові структури, стабілізуючи їх та ненасичені жирні кислоти, що входять до складу мембран. Бета-каротин, як і інші каротиноїди мають високу неспецифічну реакційну здатність і тропність до вільних радикалів, які утворюються при впливі негативних чинників оточуючого середовища. Через здатність бета-каротину нейтралізовувати сполуки з вільними радикалами, його використовують як антиоксидант при лікуванні екозалежних та інших патологій. Відомі радіозахисні властивості бета-каротину, в основі яких лежать імуностимулюючі властивості [23]. Вживання бета-каротину стимулює процеси імунної системи. Він стимулює проліферацію В- і Т-лімфоцитів, що відіграють важливу роль у визначенні імунного стану при дії вільних

радикалів, які виникають при радіоактивному опроміненні та дії інших несприятливих екологічних чинників. Прийом високих доз бета-каротину (30 мг/добу) протягом короткого періоду стимулює імунну систему у людей з порушенням імунітету і водночас не викликає надмірної стимуляції у здорових осіб. Відомо, що окиснення ліпопротеїнів низької щільності вважається початковою ланкою в розвитку атеросклерозу. Завдяки своїм антиоксидантним властивостям бета-каротин та інші каротиноїди здатні перешкоджати цьому і захищати організм від утворення атеросклеротичних бляшок, таким чином попереджаючи серцево-судинні захворювання. Дослідження показали, що бета-каротин впливає на рівень холестерину у опромінених тварин. Під впливом дієти з бета-каротином виявлено достовірне зниження кількості холестерину і моногліцеридів в ядрах тімоцитів контрольних і опромінених щурів. Для нормального функціонування організму необхідно щодобово вживати від 3 мг до 5 мг каротину. Основним джерелом каротину в нашій країні є морква та продукти її переробки.

Нами були проведені клінічні дослідження радіозахисних властивостей дієтичної добавки "Розчин β -каротину", отриманого за спеціальною технологією із моркви в соняшниковій олії. Розчин β -каротину із моркви в олії містить комплекс вітамінів: провітамін А – β -каротин (20 мг), вітаміни Е (50 мг) і К (28 мг) на 100 г, а також коензим Q₁₀. Для виявлення радіозахисних властивостей розчину β -каротину була відібрана група осіб, які приймали участь у ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС і мали зміни в імунному статусі. При аналізі результатів імунологічних показників було виявлено, що ліквідатори даної групи, через 14 років після аварії мали стійку лімфоцитопенію. Розчин β -каротину призначали по 2 десертні ложки (із розрахунку 5 мг β -каротину на добу) за 20–30 хвилин до їжі впродовж 30 діб. Дослідженнями було встановлено, що після додавання до раціону розчину β -каротину покращувались імунологічні показники у осіб, які зазнали впливу іонізуючого опромінення. За показниками біохімічних і гормональних досліджень виявлені антиоксидантні, мембраностабілізуючі та адаптогенні

властивості розчину β -каротину. Тому дієтичну добавку розчин β -каротину з моркви в олії рекомендовано для захисту організму в умовах дії іонізуючого випромінювання та стресу [23].

Пектинові речовини і клітковина мають бути обов'язковими компонентами харчового раціону людей, які постраждали внаслідок аварії на ЧАЕС та проживають на радіаційно забруднених територіях. Багато пектинів у буряках, яблуках, смородині, квасолі, сочевиці, горосі, ячмені. Вміст пектину в 100 г продукту складає в: яблуках – 1,0 г; яблучному повидлі – 1,3 г; зеленому горосі – 2,5 г; столовому буряку – 1,1 г; сливах – 0,9 г; абрикосах і малині – 0,7 г; апельсинах, грушах, перці солодкому, винограді та персиках – 0,6 г. Добова доза пектину для дорослих: 2–4 г, для дітей 1–2 г. Рекомендована добова доза пектину для населення, яке проживає на забруднених радіонуклідами територіях, становить 10–15 г.

Нами досліджено вплив дієтичної добавки "Яблопект" (вітамінізовані водорозчинні пектиновмісні таблетки із яблучного шроту). Експериментальні дослідження впливу "Яблопекту" на вміст радіонукліда ^{137}Cs проведені на статевозрілих білих лабораторних щурах лінії Вістар. В експериментах з «Яблопектом» радіонуклід вводили одноразово, перорально (через зонд) із розрахунку 1,85 МБк/кг маси. Визначали залишкову радіоактивність ^{137}Cs в організмі тварин методом радіометрії тушок на радіометрі ГТРМ-01Ц відразу після введення, через 1, 2, 3, 7, 10, 21, 30 діб. Результати виражали у відсотках до радіоактивності, визначеної відразу після введення (100%). "Яблопект" розчиняли у воді (1 таблетка (1,2 г) на 500 мл води) і давали тваринам у поїлках щоденно протягом експерименту. Під впливом "Яблопекту" відбувалося прискорення виведення ^{137}Cs із організму щурів. В умовах проведеного експерименту ефективний період напіввиведення радіонукліда скорочується на 2,8 діб, що знижує поглинуту дозу внутрішнього опромінення в 1,6 рази. Додавання до щоденного раціону "Яблопекту" на фоні введення цезію-137 сприяло нормалізації процесів перекисного окиснення ліпідів в щитоподібній залозі, печінці, надниркових залозах та сім'яниках. Також

відмічали нормалізацію активності К-На-ФТФаз в цих органах. Достовірне зниження до контрольних значень концентрації адреналіну і кортикостерону, порівняно з цими показниками у тварин, які вживали цезій-137, вказує на адаптогенні властивості "Яблопекту". Також у цих тварин, за показниками електронно-мікроскопічних досліджень, покращувався морфофункціональний стан печінки, епітеліальних клітин кишечника, де спостерігалось відновлення їх структурної цілісності, пов'язане з внутрішньоклітинними регенераторними процесами та стабілізацією інтраорганного кровообігу. Відмічали помірне підвищення активності нейросекреторних клітин гіпофізу та мозкового шару надниркових залоз. Введення в раціон людей, які проживають на забруднених радіонуклідами територіях, "Яблопекту" сприятиме виведенню радіонуклідів, нормалізації діяльності центральної нервової та ендокринної систем. Добова доза для дітей становить 1-2 таблетки, для дорослих – 1-4 таблетки. Тривалість застосування – 14-28 діб. Після місячної перерви курс можна повторити. Дорослим показано 2-3 курси на рік.

Досліджували дієтичну добавку "Фідетокс" – пектиновмісний комплекс фруктової суміші з додаванням буряку. Доведено, що ця дієтична добавка прискорює виведення ^{137}Cs із організму, покращує роботу травного тракту, нормалізує гормональний стан гіпофізарно-тиреоїдної і гіпофізарно-гонадної систем, стабілізує плазматичні мембрани клітин. На фоні опромінення "Фідетокс" перешкоджає розвитку стійких дистрофічно-деструктивних змін в органах і системах організму, тим самим виявляючи протекторну дію. Рекомендовано "Фідетокс" додавати до їжі по одній столовій ложці на добу упродовж одного місяця.

Досліджене нами плодоовочеве пюре "Кавбуз" (гібрид кавуна та гарбуза), втілює кращі якості їх обох. В нього додають абрикоси, персики, моркву, солодку, яблука. Пюре містить пектини, флавоноїди, органічні кислоти, каротиноїди, та ін.. Встановлено, що плодоовочеве пюре "Кавбуз" має мембраностабілізуючий ефект, нормалізує рівень тиреоїдних та статевих

гормонів за умов комбінованого впливу іонізуючого опромінення і стресу. нами Плодоовочеве пюре "Кавбуз" рекомендовано вживати по 150-200 г на добу.

Досліджували радіозахисні властивості соусів, які виготовлені з гарбуза, яблука, томату, буряку, моркви, чорносливу та кабачків із додаванням рослинних олій та спецій. Соуси мають мембраностабілізуючі та адаптогенні властивості (знижують концентрацію адреналіну та кортикостерону в крові вдвічі, порівняно з моделлю комбінованої дії іонізуючого опромінення і стресу), посилюють ендокринну функцію підшлункової та щитоподібної залоз, мають тонізуючу дію та сприяють кращому засвоєнню поживних речовин. Соуси рекомендовано додавати до страв по 50-60 г на добу.

Досліджували дієтичну добавку "Фітомеланін" – екстракт із березового гриба чага. "Фітомеланін" містить широкий спектр різних біологічно активних речовин: чагові кислоти – 60 %, меланін-хитин-глюкановий комплекс – 25 %, тетрацикліні тритерпени – 10 %, вільні-В-глюкани – 5 %. Сухий екстракт містить 20 % меланіну. Меланін в організмі виконує захисну функцію, є антиоксидантом. Він запобігає виникненню вільних радикалів, які приводять до накопичення продуктів перекисного окиснення ліпідів і руйнування клітинних мембран. Хітин, який входить до складу "Фітомеланіну" є природним біосорбентом широкої, але вибіркової дії. Бета-глюкани і вільні-В-глюкани є природними імуномодуляторами і адаптогенами. При дослідженні гострої пероральної токсичності "Фітомеланіну" було встановлено, що ЛД₅₀ цієї дієтичної добавки для щурів становить більше 5000 мг/кг. Згідно ДСТУ 12.1.007-76 дієтична добавка "Фітомеланін" за параметрами гострої пероральної токсичності відноситься до 4 класу небезпеки. Досліджували вплив дієтичної добавки "Фітомеланін" на біохімічні показники крові, гормональний статус та ультраструктуру секреторних клітин передньої долі гіпофізу, щитоподібної та надниркових залоз, печінки після комбінованої дії іонізуючого випромінювання і стресу. "Фітомеланін" вводили із розрахунку 1 мг/добу на одну тварину. За результатами досліджень встановлено, що

"Фітомеланін" має властивості адаптогену з антиоксидантним механізмом дії. Меланін та його попередник діоксіфенілаланін інгібують процеси перекисного окислення ліпідів і таким чином захищають мембрани клітин від пошкоджуючої дії іонізуючого опромінення. Виявлено нормалізуючу дію "Фітомеланіну" на активність аспартатамінотрансферази та концентрацію гормонів щитоподібної та надниркових залоз. Вживання тваринами "Фітомеланіну" сприяло усуненню дистрофічно-деструктивних змін в печінці, гіпофізі, щитоподібній та надниркових залозах, викликаних комбінованою дією іонізуючого випромінювання і стресу. Таким чином, "Фітомеланін" рекомендовано для вживання в якості дієтичної добавки з антиоксидантними властивостями для населення, яке проживає в районах, забруднених радіонуклідами внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, а також особам, які зазнають впливу радіації і стресу в дозі 1 мг на добу, розчинивши порошок у воді.

З метою профілактики та лікування кишкового дисбактеріозу, який часто виникає в умовах іонізуючого випромінювання, необхідно застосовувати в раціонах кисломолочні продукти, що містять біфідобактерії, ацидофільні та інші молочнокислі культури. Дослідженнями встановлено, що тривалий прийом цих продуктів сприяє відновленню кишкового нормобіозу, підвищенню забезпеченості організму вітамінами С, групи В, нормалізації секреторної та кислотоутворюючої функції шлунку, стимулює апетит.

Нами проведені експериментальні дослідження радіозахисних властивостей кисломолочного продукту "Наріне". Кисломолочний продукт "Наріне" містить штам мікроорганізму – *Lactobacillus acidophilus* 317/402, який продукує значну кількість нешкідливих для організму людини, і особливо для дитячого організму антимікробні речовини, які пригнічують ріст і розвиток грампозитивних і грамнегативних бактерій, у тому числі всіх без винятку бактерій збудників дизентерії, сальмонельозу, черевного тифу та ін.

Радіозахисні властивості кисломолочного продукту «Наріне» вивчали в експерименті на статевозрілих щурах-самцях які були розподілені на 4 групи:

1 – біологічний контроль (інтактні тварини); 2 – "Наріне" (30мл/ тварину), щоденно, 30 діб; 3 – ^{137}Cs (600 Бк/тварину/добу), щоденно, 30 діб; 4 – ^{137}Cs + "Наріне", щоденно, 30 діб. Радіоактивність ^{137}Cs в організмі визначали на гамма-спектрометрі типу LPC системи «Nokia» через 7, 17, 24 і 30 діб. Дослідженнями було встановлено, що достовірних відмінностей між показниками радіоактивності цезію в організмі тварин досліджуваних груп не спостерігалось. Це свідчить про те, що в умовах експерименту кисломолочний продукт "Наріне" не впливав на кінетику ^{137}Cs в організмі. На 30-ту добу дослідження в групі тварин, які отримували цезій-137, відмічали достовірне зниження кількості еритроцитів і гемоглобіну, порівняно з цими показниками контрольної групи тварин. У тварин, які отримували кисломолочний продукт "Наріне" на фоні опромінення, достовірних змін в гематологічних показниках, порівняно з контролем, не спостерігалось. Зміни в лейкоцитарній формулі крові при додаванні в їжу тварин ^{137}Cs характеризувались появою молодих форм гранулоцитів – міелоцитів, збільшенням кількості юних форм лейкоцитів, кількості еозинофілів. Достовірно, відносно контролю, знижувались процентний вміст і абсолютна кількість найбільш радіочутливих клітин – лімфоцитів. Тобто, у тварин цієї групи відбувався зсув лейкоцитарної формули вліво зі збільшенням кількості молодих форм лейкоцитів, аж до міелоцитів, що свідчило про подразнення кістковомозкового кровотворення. Спостерігалась лімфопенія, еозинофілія, що характерно для внутрішнього опромінення організму. При додаванні к раціону опромінених тварин кисломолочного продукту "Наріне" зсуву вліво лейкоцитарної формули не спостерігалось. Еозинофілія була менш виражена. Процентний вміст лімфоцитів суттєво не відрізнявся від показника в групі опромінених тварин, проте з урахуванням загальної кількості лейкоцитів абсолютна кількість лімфоцитів достовірно вища, ніж у групі опромінених тварин. Дослідження вмісту ТБК-активних продуктів в сироватці крові щурів показало достовірне збільшення концентрації малонового діальдегіду (МДА) у тварин, опромінених ^{137}Cs , порівняно з показником у контролі. У опромінених

тварин, які вживали "Наріне" відмічали достовірне зниження концентрації МДА порівняно з цим показником у опромінених тварин, які не отримували цей продукт. Це свідчить, що "Наріне" сприяло зниженню накопичених в організмі продуктів перекисного окиснення ліпідів. Додавання до щоденного раціону опромінених тварин кисломолочного продукту "Наріне" нормалізувало концентрацію глюкози в сироватці крові. Змін концентрації сечовини і неорганічного фосфору при дії факторів впливу не спостерігалось. Додавання до раціону опромінених тварин кисломолочного продукту "Наріне" достовірно знижувало концентрацію кортикостерону і нормалізувало рівень трийодтироніну, порівняно з цими показниками у опромінених тварин. Це вказує на те, що кисломолочний продукт "Наріне" в умовах експерименту проявляв адаптогенні властивості. Доведено, що кисломолочний продукт "Наріне" має мембраностабілізуючі та адаптогенні властивості, нормалізує роботу травного тракту, сприяє покращенню гематологічних показників і зміцненню опірності організму. Кисломолочний продукт "Наріне" рекомендовано вживати з лікувально-профілактичною метою для захисту організму при опроміненні населенню, яке проживає на забруднених радіонуклідами територіях. Добова доза вживання "Наріне" для дорослої людини з лікувально-профілактичною метою становить 0,5–1,0 л [24].

Захист організму людини від тривалого впливу малих доз іонізуючого випромінювання є однією з важливих проблем радіобіології і пріоритетним напрямком у створенні харчових продуктів з радіозахисними властивостями. Тому одним із напрямків наукової роботи на факультеті харчових технологій НУБіП є розробка технологій виробництва дієтичних комбінованих м'ясо-рослинних продуктів із радіозахисними властивостями тривалого зберігання шляхом введення в рецептуру: м'яса (курки, качки, індички), квасолі, гороху нуту, різних круп, харчових волокон, порошку морської водорості – ламінарії, дієтичної добавки з ламінарії – концентрат еламіну сухий, суміші прянощів, що містять: мускатний горіх, перець білий мелений, імбир, коріандр та ін.; солі морської харчової з пониженим вмістом натрію, в якій 30% хлориду натрію

замінено на сіль калію. Альгінати, що є складовою частиною еламіну, взаємодіють із радіонуклідами та важкими металами, які потрапили в харчові продукти, і утворюють з ними стійкі сполуки. При надходженні в організм продуктів з еламіном, процеси сорбції радіонуклідів та важких металів продовжуються. У процесі травлення альгінати, клітковина, харчові волокна, й утворені ними комплексні сполуки з радіонуклідами і важкими металами, не засвоюються в шлунково-кишковому тракті а без змін виводяться з організму. Суттєвим є те, що термічна обробка при температурі в харчових продуктах до 120°C не знижує радіозахисні та біологічно активні властивості еламіну. Визначали органолептичні властивості, харчову та біологічну цінність, показники нешкідливості добавок і продуктів, а також специфічні для кожної групи досліджуваних об'єктів показники: для добавок – функціональні властивості, консервів – структурно-механічні характеристики, консервів і концентратів – здатність до зберігання. В роботі використовували стандартні методи визначення функціонально-технологічних, фізико-хімічних, органолептичних властивостей, а також методи аналітичної обробки дослідних даних. На основі вище наведених складових розроблені та апробовані м'ясні, м'ясо-рослинні та субпродуктові паштетні консерви, паштети, ковбаси, сосиски [25–26]. Створені харчові продукти збагачують організм повноцінним білком, альгінатами, харчовими волокнами, органічним йодом, селеном, іншими мікро- макроелементами і сприяють зменшенню накопичення радіонуклідів в організмі. Використання рослинної сировини при виробництві м'ясних продуктів дозволяє збагатити їх функціональними інгредієнтами, підвищити засвоюваність, й отримати харчові продукти, що відповідають фізіологічним нормам харчування і мають радіозахисні властивості.

Висновки. Встановлено, що "Концентрат еламіну" із бурої морської водорості; синьо-зелена водорість спіруліна; м'ясо та ікра прісноводного равлика *Ampullaria glauca*; зародки пшениці; олії з насіння кропу, гарбуза та кавуна; розчин β -каротину із моркви в олії; вітамінізовані водорозчинні

пектиновмісні таблетки із яблучного шроту "Яблопект"; пектиновмісний комплекс фруктової суміші з додаванням буряку "Фідетокс"; плодоовочеve пюре "Кавбуз" (гібрид кавуна та гарбуза); соуси з гарбуза, яблук, томату, буряку, моркви, чорносливу та кабачків із додаванням рослинних олій та спецій; екстракт із березового гриба чага "Фітомеланін"; кисломолочний продукт "Наріне" – за різних умов моделювання впливу іонізуючого опромінення на організм, виявили радіозахисні властивості. Цим харчовим продуктам і дієтичним добавкам притаманні антиоксидантні, мембраностабілізуючі та адаптогенні властивості. Найефективніші харчові продукти та дієтичні добавки були застосовані у виробництві харчових продуктів з радіозахисними властивостями.

ЛІТЕРАТУРА

1. Хоменко І.М. Досвід використання радіоактивно чистих продуктів харчування в системі протирадіаційного захисту жителів радіоактивно забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи територій України // Збірник наук. праць НМАПО імені П.Л. Шупика.– 2014. – № 3. – С. 82–85.
2. Протирадіаційне харчування як один із медичних заходів мінімізації наслідків аварії на ЧАЕС / Л.П. Дерев'яно, Н.П.Атаманюк, В.В. Талько, А.М. Яніна, Л.А. Горчакова, Г.М. Гришко // Медичні наслідки аварії на Чорнобильській атомній електростанції / За ред. О.Ф. Возіанова, В.Г. Бебешка, Д.А. Базики. К.: ДІА, 2007. – С. 726–748.
3. Корзун В.Н. Харчові продукти і домішки як засоби мінімізації променевих навантажень організму // Радіаційна безпека в Україні (Бюл. НКРЗУ). – 2001. – № 1–4. – С. 70–79.
4. Н.К. Шандала и др. Глобальные и аварийные выпадения ^{137}Cs и ^{90}Sr . / Под ред. Л.А. Ильина. М.: Медицина, 2009. – 208 с.
5. Василенко И.Я., Василенко О.И. Радиоактивный цезий. Энергия: экономика, техника, экология. – 2001. – № 7. – С. 16–20.
6. Васин М.В. Средства профилактики и лечения лучевых поражений. – М.: Изд-во Гл. воен. клин. госпиталя, 2004. – 330 с.

7. Радиозащитные рецептуры. Оптимизация состава и механизм действия. В.Г.Владимиров, Г.А.Поддубский, Г.И.Разоренов. Л.:Воениздат, 1988. – 144 с.

8. Застосування харчових композицій з радіопротекторними властивостями у раціонах харчування дітей, які мешкають на забруднених радіонуклідами територіях: Метод. реком. / Наук. центр. радіац. медицини АМН України; Є.І. Степанова та ін. – К., 2000. – 10 с.

9. Потапов А.Л., Бабенко В.И., Нестеренко В.Б. Проведение измерений содержания цезия-137 в организме жителей Чернобыльских районов Республики Беларусь и использование пектиносодержащих препаратов для выведения радионуклидов из организма // Бюллетень сибирской медицины. – Томск. – 2005. – № 3. – С. 161–163.

10. Одинец А.Г. и др. Радиопротекторные и антиоксидантные свойства геля из бурых морских водорослей // Вестник восстановительной медицины. – 2015. – № 6. – С. 161–166.

11. Степанова Є.І. та ін. Радіозахисні властивості спеціального продукту харчування, збагаченого альгінатами // Проблеми радіаційної медицини та радіобіології.– 2010. – № 15. – С. 344–348.

12. Дерев'янюк Л.П. Застосування еламіну з морської водорості – ламінарії для мінімізації наслідків іонізуючого опромінення і стресу // Проблеми радіаційної медицини та радіобіології, К.: 2004. – вип. № 10 – С. 301–310.

13. Дерев'янюк Л.П. Використання біологічно-активної добавки еламіну для корекції гіпоталамо-гіпофізарно-надниркової системи на фоні внутрішнього опромінення ^{137}Cs // Проблеми харчування. – 2004 – № 2 (3). – С. 39–47.

14. European convention for protection of vertebrate animals used for experimental and other scientific purpose: Council of Europe (18.03.1986) (Strasbourg, 1986) 52 p.

15. Маршалл В.Дж. Клиническая биохимия / Пер. с англ. – М.: Изд-во “БИНОМ” – “Невский Диалект”, 2000. – 368 с.

16. Славнов В.Н. Радиоиммунологический анализ в клинической эндокринологии. – К.: Здоров'я, 1981. – 198 с.
17. Reynolds E.S. The use of lead citrate at high pH as an electronopaque stain in electron microscopy // J. Cell. Biol.–1963. – Vol. 17. – P. 208–212.
18. С. Н. Лапач, А.В.Чубенко, П.Н. Бабич Статистические методы в медико-биологических исследованиях с использованием Excel (К.: МОРИОН, 2001) 408 с.
19. Баль-Прилипко Л.В., Дерев'янку Л.П., Леонова Б.І., Назаров В.П. Монографія. Використання еламіну в оздоровчому харчуванні. Київ: ЦП. «Компринт» 2017, 404 с.
20. Профілактика тиреоїдної патології при комбінованому впливі радіації та йодної ендемії Т.П. Сиваченко, В.Г. Бебешко, В.В. Єлагін та ін. // Ендокринологія. – 2001. – Т. 6. – С. 272.
21. Баль-Прилипко Л.В., Дерев'янку Л.П., Андрощук О.С. Використання делікатесного м'яса ампулярії в оздоровчому харчуванні // Продовольча індустрія АПК. – 2017. – № 3. – С. 13–18.
22. Використання ікри равликів *Ampullaria glauca* для корекції впливу іонізуючого випромінювання в малій дозі Л.В. Баль-Прилипко, Л.П., Дерев'янку, Н.М. Слободянюк, Е.Р. Старкова, О.С. Андрощук //Ядерна фізика та енергетика. – 2018. – Т. 19. – № 2. – С. 159–165.
23. Дослідження біохімічних змін у ліквідаторів аварії на ЧАЕС з CD4 + лімфоцитопенією та засоби їх корекції / П.П. Чаяло, А.В. Чернишов, Г.І.Плющ, Л.П.Дерев'янку, Г.М. Гришко // Журн. Укр. медичні вісті. – 2001. – Т. 4, № 1. – С. 118–119.
24. Баль-Прилипко Л.В., Дерев'янку Л.П. Корисні властивості кисломолочного продукту "Наріне" // Продовольча індустрія АПК. – 2016. – № 3. – С. 3–8.
25. Напрями, досягнення та перспективи біотехнології у харчовій промисловості / Л.В. Баль-Прилипко, М.В.Патика, Б.І.Леонова, Е.Р.Старкова, А.І.Брона // Мікробіологічний журнал – К.:– 2016. – № 3. – С. 99–111.

26. Баль-Прилипко Л.В., Леонова Б.И., Брона А. Обогащение мясных консервов функциональными ингредиентами // Продовольча індустрія АПК. – 2017. – № 3. – С. 24–27.

5. MODEL EXPERIMENT TO SUPPORT FIELD OBSERVATIONS ON UPTAKE OF ^{137}Cs AND ^{90}Sr IN PRUSSIAN CARP (*CARASSIUS GIBELIO*)

O. Kashparova, H.-C. Teien, S. Levchuk, P. Pavlenko, I. Gudkov

General Ecology, Radiobiology and Life Safety Chair NUBiP of Ukraine,
Center for Environmental Radioactivity (CERAD), Norwegian University of Life
Sciences, P.O. Box 5003, N-1432, Ås, Norway

*The dynamic transfer of radionuclides in fish at different times of the year were studied under natural conditions in a field experiments with Prussian carp (*Carassius gibelio*) kept in cages in the contaminated Lake Glubokoe within the Chernobyl Exclusion Zone. Fish were kept in parallel cages to study the effect of different sources of food, i.e., clean bottom feeding or clean surface feeding in addition to just natural food in the lake. The uptake of ^{137}Cs in fish was dependent upon season. Furthermore, the activity concentrations of ^{137}Cs in fish receiving additional clean food at the bottom of the cage was significantly lower compared to fish receiving any additional clean feed. To support the field observations a series of controlled model aquarium experiments were conducted to identify the rate constants of ^{137}Cs uptake to fish from water (1 kBq $^{137}\text{Cs}/\text{L}$) or diet separately at different water temperatures. The uptake from the food was demonstrated to be more than 100 times higher from feed than from the water in natural condition. The activity concentration of ^{137}Cs in fish such as Prussian carp kept in contaminated water would be low at temperatures below 10°C , when the uptake is mainly from water born ^{137}Cs due to the low metabolism in fish. Furthermore, the activity concentration could be two orders of magnitude higher during summer season with higher water temperature ($T=22^\circ\text{C}$) compared to winter season water due to high uptake of ^{137}Cs from feed due to high metabolism of the fish.*

Keywords: radioecology, *Carassius gibelio*, Chernobyl accident, radioactive contamination, permissible levels, the rate of radionuclide uptake

Address: UIAR of NUBiP, Mashynobudivnykiv str. 7, Chabany, Kyev-Svyatoshyn distr., Kyiv reg., 08162, Ukraine

Tel.: +380508220031. E-mail: elena.kashparova@gmail.com

ORCID 0000-0002-3879-2010

МОДЕЛЬНИЙ ЕКСПЕРИМЕНТ ДЛЯ ПІДТВЕРДЖЕННЯ
ПОЛЬОВИХ ДОСЛІДІВ НАДХОДЖЕННЯ ^{137}Cs І ^{90}Sr В ОРГАНІЗМ
КАРАСЯ СРІБЛЯСТОГО (*CARASSIUS GIBELIO*)

О. КАШПАРОВА, Х.-К. ТЕЙН, С. ЛЕВЧУК, П. ПАВЛЕНКО, І. ГУДКОВ

Національний університет біоресурсів і природокористування України, Київ

Center for Environmental Radioactivity (CERAD), Norwegian University of Life

Sciences, P.O. Box 5003, N-1432, Ås, Норвегія

*Динаміка надходження і виведення радіонуклідів в організмі риб в різні сезони року була вивчена в природних умовах в найбільш забрудненому оз. Глибоке ЧЗВ. Карась сріблястий (*Carassius gibelio*) утримувався в клітках для вивчення впливу різного виду корму на надходження радіонуклідів, що залежить від сезону року. Крім того, питома активність ^{137}Cs у риб, які отримували додатковий чистий корм на дні клітки, була значно нижчою порівняно з рибами, які не отримували додаткові чисті корми. Для підтвердження польових дослідів було проведено серію контрольованих модельних експериментів в акваріумних умовах, щоб визначити константи швидкості надходження ^{137}Cs в організм риб з води (1 кБк ^{137}Cs /л) або окремо з кормом за різних температур води. Було продемонстровано, що надходження з кормом перевищує в 100 разів, ніж з водою в природних умовах. Питома активність ^{137}Cs в організмі риб, які утримувались в забруднених умовах буде низькою за температури води нижче 10°C , коли надходження ^{137}Cs відбувається переважно з води, через низький обмін речовин у рибі. Крім того, питома активність ^{137}Cs може бути на два порядки вищою протягом літнього сезону при більш високій температурі води ($T=22^{\circ}\text{C}$) порівняно з зимовим сезоном через високий рівень надходження ^{137}Cs з кормом через високу активність риби.*

Ключові слова: *радіоекологія, *Carassius gibelio*, Чорнобильська аварія, радіоактивне забруднення, швидкість надходження радіонукліда*

Introduction

Following the accident at the Chernobyl nuclear power plant (CNPP) in 1986, for many years the activity of radioactive caesium (^{137}Cs , ^{134}Cs) fluctuated strongly until a quasi-equilibrium state was reached, which was significantly different between many organisms and objects [1]. Among all radionuclides, radiocaesium is of interest due to the long half-life and high bioavailability. Also, due to the chemical and physiological similarities with potassium, ^{137}Cs can easily be transferred across the food chain and represent internal exposure to living organisms, also for humans [2–4].

Models are used to predict doses of radionuclides, however, models are based on bioaccumulation factors and transfer rates. To reduce the overall uncertainty it is important to improve the knowledge of key uptake pathways and the distribution of radionuclides between different organs in organisms such as fish [5]. Uptake of radionuclides to fish is either direct from water through the gills and skin, or by the diet from contaminated food. Studies in laboratories and in real conditions have shown that the uptake of caesium radionuclides in fish occurs mainly through the dietary pathway [6–8]. However, the water temperature might have high impact on the transfer of Cs, since in the cold season at a water temperature below 8–10°C, many fish species, such as Prussian carp (*Carassius gibelio*), slow down their metabolism.

Due to the elevated water temperature, the CNPP cooling ponds have been used for industrial fish farming [9]. The Chernobyl cooling pond was also used for industrial breeding and fish production in cages. After the accident, the activity concentration ^{137}Cs of the pike perch reached 440 kBq/kg in 1986 in the CNPP cooling pond. There was a difference in fish contained in cages without feeding and with free feeding [10].

After the Chernobyl accident, the activity concentration of ^{90}Sr in fish ranged between 660–139 500 Bq/kg and ^{137}Cs between 810–27000 Bq/kg. Previous studies have shown that compared to whole body activity of ^{90}Sr in fish, the main activity is associated with scales and skeletal tissue (90%), while minor in muscle

tissue (3.7%) and in the gills (3.5%). ^{137}Cs activity concentration is, however, mainly associated with the muscle tissue (60%), while a minor part in bones and scales (30%) and in other organs and tissues of fish (10%) [11].

The changes in activity concentration of radionuclides in the fish, organs or muscle, as a rule, are described by a linear differential equation with a two-chamber model [7]. The equilibrium of ^{137}Cs and ^{90}Sr in fish depends on the concentration of stable analogues and competing ions, such as caesium - potassium and strontium - calcium in water, the rate of excretion from the body of fish, water temperatures and is dependent upon fish species and sizes [12–16]. The concentration ratios (CR) of ^{137}Cs uptake from water into the muscle tissue of the silver Prussian carp (*C. gibelio*) in the ChEZ vary in the range 88–3492 with average values for individuals weighing more than 100 g $\text{CR} = 683 \pm 150$ (N=56) and increase approximately 2 times for fish weighing less than 50 g.

The knowledge of transfer of ^{137}Cs and ^{90}Sr by diet or directly from water to fish is limited. Fish is a human food product, therefore it is very important to understand how to avoid fish contaminated above acceptable levels, both for ^{137}Cs (150 Bq/kg) and ^{90}Sr (35 Bq/kg) [17]. In terrestrial agriculture, clean animal feed was used, which was an effective countermeasure after the Chernobyl accident [15]. The same countermeasure might also be used for fish if the transfer directly from water is low.

Radioactive contaminated lake waters within the Chernobyl Exclusion Zone are unique sites for conducting experimental studies on transfer of radionuclides in natural conditions at different seasons. At present, the activity concentration of ^{137}Cs and ^{90}Sr in muscle tissue of fish in the most polluted waters of the Chernobyl Exclusion Zone, such as Glubokoe and Daleke lakes, and the ChNPP cooling pond, reaches tens of thousands of Bq, which allows for statistically significant measurements of the activity of radionuclides under pseudo-equilibrium natural conditions. In addition, the objective was to study the impact of clean feeding as a countermeasure in contaminated lakes . e.g., on the uptake of radionuclides in fish to prevent contamination of fish as diet to humans.

Methods

The subject of research in this work was Prussian carp (*Carassius gibelio*), which were taken out from the lake near the village Rozhnu, Kiev region, Ukraine (N 50.663383°, E 30.722267°), not contaminated as a result of the Chernobyl accident. The activity concentration of ^{137}Cs in fish was less than the minimum detectable activity (10 Bq/kg).

Field experiment. Field experiments were performed to study transfer of radionuclides to Prussian carp (*C.gibelio*) in to natural lake systems at different seasons from 2016 to 2020. The uptake of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the body of fish was studied in one of the most radioactively contaminated lake in the Chernobyl Exclusion Zone (ChEZ) – lake Glubokoe (N 51.444716°, E 30.063951°).

The Prussian carp (*C. gibelio*) of 23 ± 3.2 g and 11.8 ± 0.7 cm were used in the experiments. The clean fish were placed in cages in lake Globokoe at different seasons during the experimental period. Cages were with a wooden frame 1x1x1 m in size (with a hole in a plastic mesh 1*1 cm) and loaded bottom in the lake Glubokoe. The cages were located at a depth of 0.8–0.9 m directly on the surface of the sediments the bottom of the lake. In 2019 14 fish were put in one cage which all fish was tagged that allowed to follow whole body activity concentration in individual by increased time of exposure. However, in 2016, 2017 and 2018, about 50 fish were put in each cage without any tags, allowed to identify the activity concentration in different tissues of fish at increased time of exposure due to dissection of fish at each time of sampling. During the experimental period fish eat natural food items from the water entering the cage.

To study the effect of clean food as a countermeasure in contaminated water, clean food were added to fish in parallel cages. Fish from both cages also had the possibility of feeding naturally from the water and bottom sediments of the lake.

Aquarium experiment. To support the field observations a series of controlled model aquarium experiments were conducted to identify the rate constants of ^{137}Cs uptake to fish from water or diet separately at different water temperatures. Uptake of the radionuclide from water to fish was studied in water with 1 kBq ^{137}Cs /l at water

temperatures of 5°C, 12°C and 22°C with clean food. Uptake of radionuclides in fish by diet was studied in clean water at different water temperatures (12°C, 22°C and 26°C) using contaminated feed (260 kBq¹³⁷Cs/kg). At a water temperature of 5±1°C, the fish were without food as the Prussian carp do not eat at water temperature of less than 8–10°C.

To study the effect of potassium in water on the accumulation of caesium in fish, the initial potassium content in water was varied between 0.2/2/20 mg l⁻¹ in separate aquariums.

Water for all aquariums, was similar in chemical composition to the lake Glubokoe. Temperature control in aquariums was carried out daily using thermometers and temperature regulators immersed in water with an accuracy of 0.1°C. Water in all aquariums was constantly filtered using submersible filters and aired used air stones.

Sample preparation and measurements. During the experiments, intravital measurements of ¹³⁷Cs activity in alive fish were carried out every 5–15 days to obtain the dynamics of accumulation from water. After the completion of all experiments, tissue samples were taken from each fish to measure the activity concentration of ¹³⁷Cs in order to obtain mean values and standard deviations ($m \pm \text{std}$, N = 7).

Measurements of ¹³⁷Cs activity in alive fish, water and fish samples (muscle tissue, skin, gills, and fish stomachs) were carried out in plastic containers on an ADCAM-300 γ -spectrometer complex with ASPEC-927 multi-channel analyser) and with a high-purity germanium detector.

To measure ¹³⁷Cs activity in alive fish, 7 fish from each aquarium were placed in a Marinelli vessel with a clean water of temperature similar to the water from which the fish was taken. Repeated measurements of counting rates from alive fish in the full absorption photopic showed that the scatter of measurements due to the different positions of the fish in the Marinelli vessel during the measurements did not exceed 20 %. Pit tags were used to identify the individuals.

At end of exposure and after ^{137}Cs activity was measured in fish samples (A_f , Bq), a correlation dependence was obtained between the sample and the pulse count rate in the photopic peak of total absorption at an energy of 661.6 keV (I_f , im s^{-1}) for each group of fish in each aquarium.

To measure the activity of ^{137}Cs in water and selected fish samples, calibration reference sources with known activity with the same geometry were used.

The activity of ^{90}Sr in samples of water, bone and muscle tissue of fish were determined after ashing and radiochemical isolation by beta-spectrometric standard methods.

Results

During the field experiment in the Chernobyl exclusion zone, the activity concentration of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the water of lake Glubokoe was $C_w=3.3 \pm 0.7 \text{ Bq l}^{-1}$ and $C_w=96 \pm 17 \text{ Bq l}^{-1}$, respectively. The water temperature during the experiments varied from 6°C to 30°C during the experiment (153 days).

The activity concentration of both radionuclides increased in the Prussian carp (*C.gibelio*) due to exposure in the lake water and the uptake was time dependent. However, the activity concentration of ^{137}Cs in muscle tissue of fish at a water temperature $18\text{--}20^\circ\text{C}$ increased significantly more compared to conditions when the water temperature was below 10°C . Thus the increase in the content of radionuclides in fish was dynamic and temperature dependent. The uptake of ^{137}Cs in fish was thus dependent upon season.

At start of exposure the activity in the stomach was higher than in muscle indicating that the ^{137}Cs in muscle was transferred from the stomach content, after several week of exposure the activity concentration in stomach was similar or lower than the muscle. The activity concentration of ^{137}Cs in the muscle tissue of Prussian carp (*C.gibelio*) increased to $5.4 \pm 0.8 \text{ kBq kg}^{-1}$ in the cages and almost steady state level of radiocaesium, as the activity concentration in stomach was similar or lower than in the muscle that also was similar to that of native contaminated fish of the lake Glubokoe ($6.7 \pm 1.2 \text{ kBq kg}^{-1}$). The ratio between the activity concentration of ^{137}Cs

in the muscle tissue of the fish ($C_f(t)$, Bq/kg) to the activity concentration of the radionuclide in the whole body of the fish ($C_{total}(t)$) was $C_f(t)/C_{total}(t) = 1.5 \pm 0.5$, which is consistent with the results for larger fish weighing more than 0.5 kg (Gudkov, 2008).

Addition of clean food to the fish in the contaminated water influenced the activity concentration of ^{137}Cs in fish. The activity concentration of ^{137}Cs in fish was a factor of 3–4 lower compare to fish without clean feeding. However, the reduced activity concentration of ^{137}Cs was due to bio dilution as the mass of fish (*C. gibelio*) receiving clean food was 2–3 times higher than fish without additional food.

The activity concentration of ^{90}Sr in fish bones with clean bottom feeding or clean surface feeding was however a factor of 2–3 higher compare to fish without any additional clean feed.. This can be explained by the fact that the uptake ^{90}Sr is mainly direct from water and that the uptake from water increase by increased growth as fish with clean food had significantly higher grow. Therefore, bone tissue increased and ^{90}Sr uptake increased as well.

Comparing the activity concentration of ^{137}Cs between tissues at end of exposure, results showed that the activity concentration of ^{137}Cs was highest in muscle tissues, regardless of the method of feeding, which is consistent with published data (Gudkov, 2008). The lowest activity concentration of ^{137}Cs was observed in the gills and skin, which also support that the main uptake of ^{137}Cs in fish is by diet, and not direct from water. The activity concentration of ^{137}Cs in the muscle tissue of fish reached tens of thousands of Bq/kg, and ^{90}Sr in the bones of the skeleton reached up to hundreds of thousands of Bq/kg in the lake Glubokoe (Gudkov, 2008).

The rate constants of ^{137}Cs uptake in Prussian carp (*C. gibelio*) from water were obtained in a series of controlled aquarium experiments (1 kBq ^{137}Cs /l). The calculated rate constants were $0.045 \pm 0.001 \text{ day}^{-1}$, $0.046 \pm 0.002 \text{ day}^{-1}$ and $0.062 \pm 0.006 \text{ day}^{-1}$ at $T=5^\circ\text{C}$ (without feeding), $T=12^\circ\text{C}$ (with «clean» feeding and at $T=22^\circ\text{C}$ (with «clean» feeding), respectively. Thus, the results showed that rates of ^{137}Cs uptake in fish from water without and with feeding did not significantly differ

at different temperatures of water ($T=5-22^{\circ}\text{C}$) and were two order of magnitude lower than the rate constants of ^{137}Cs uptake in Prussian carp (*C. gibelio*) with clean feeding in the ChEZ ($11.4 \pm 2.6 \text{ day}^{-1}$). Thus, results indicate that it will be possible to keep the ^{137}Cs activity concentration in fish below the permissible level (150 Bq kg^{-1}) by providing fish with clean feeds even in the most radioactively contaminated reservoirs of the exclusion zone.

Results show also that the concentration of potassium in water influenced the uptake of ^{137}Cs in fish. The rate of ^{137}Cs uptake into the fish from the water increased almost a factor of 2 from $k_w=0.045 \pm 0.001 \text{ day}^{-1}$ to $k_w=0.071 \pm 0.004 \text{ day}^{-1}$ by decreasing the potassium concentration by a factor of 10 to 0.2 mg/l slightly decreased to $k_w=0.037 \pm 0.003 \text{ day}^{-1}$ by increased the potassium concentration by a factor of 10 to 20 mg l^{-1} .

The rate of radiocaesium uptake (k_w) directly from the water to the muscle tissue of fish at a temperature of $5-22^{\circ}\text{C}$ is hundreds of times lower than the average rate from feed uptake in real conditions ChEZ in winter and summer time ($k_f=0.3-16 \text{ day}^{-1}$). Thus the transfer of radioceasium direct from water seems to be of minor influence and this is extremely important for the correct prediction of fish pollution in the autumn-winter-spring period at a water temperature of less than 10°C , when some species of fish stop feeding ($k_f=0$).

Conclusion

The uptake rate of ^{137}Cs in the body of Prussian carp (*C.gibelio*) in the lake Glubokoe in wintertime varied from $k_f=0.3 \text{ day}^{-1}$ to $k_f=16 \text{ day}^{-1}$, and significantly exceeded the rate of uptake directly from water, which was independent of temperature and feeding ($\sim 0.05 \text{ day}^{-1}$).

In the case of radioactive contamination of water in winter and summer time, the activity concentration of radiocaesium in fish can reach two orders of magnitude, and radiostrontium 10 times.

Using clean feed as a countermeasure reduces the ^{137}Cs level with a factor of 2–5, but increases the ^{90}Sr uptake in bones of fish with a factor of 2–3.

Acknowledgments

This work was supported by the National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine No 110/1-pr-2019 “Determination of maximum permissible concentrations of radionuclides in reservoirs based on caesium and strontium metabolism in fish”. This study has been partly funded by the Norwegian Research Council through its Centre of Excellence (CoE) funding scheme (Project No. 223268/F50). These studies were also partially supported within the framework of the NRFU project №93/02.2020 "Effect of chronic ionizing radiation on reference species of plants and animals in the ecosystems of the Chernobyl Exclusion Zone".

REFERENCES

1. Koulikov A.O., Meili M. Modelling the dynamics of fish contamination by Chernobyl radiocaesium: an analytical solution based on potassium mass balance. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2003. Vol. 66. P. 309–326.
[https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(02\)00134-0](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(02)00134-0)
2. Leung J.K.C., Z.R. Shang. Uptake of ^{137}Cs and ^{90}Sr in rice plants. *Health Physics*. 2003. Vol. 84. P. 170–179.
3. Khomutinin Yu.V. et al. Dependence of ^{137}Cs and ^{90}Sr accumulation rates by fish on the potassium and calcium content in freshwater water. *Radiation biology. Radioecology*. 2011. Vol. 51(3). P. 374–384.
4. Forseth T. et al. Radiocaesium elimination in fish: variation among and within species / Forseth T., Ugedal O., Næsje T. F., Jonsson B. *Journal of Applied Ecology*. 1998. Vol. 35. P. 847–856. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.1998.tb00003.x>
5. Malek M.A., Nakahara, M., Nakamura, R., Uptake, retention and organ/tissue distribution of ^{137}Cs by Japanese catfish (*Silurus asotus* Linnaeus). *J. Environ. Radioact.* 2004. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2004.03.006>
6. Paculo A.G. The role of water and feed in the intake of ^{137}Cs in fish. *Radiology of aquatic organisms*. 1973. Vol. 2. P. 136–139.
7. Smith J.T. Modelling the dispersion of radionuclides following short duration releases to rivers Part 2. Uptake by fish. *Science of the Total Environment*. 2006. Vol. 368. P. 502–518. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.03.011>
8. Haque M.E. et al. Developing a food web-based transfer factor of radiocesium for fish, whitespotted char (*Salvelinus leucomaenis*) in headwater streams / Haque M.E., Gomi T., Sakai M., Negishi J.N. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2017. Vol. 172. P. 191–200.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.02.020>
9. Beiner N.V. et al. Classification of reservoirs intended for cooling circulating water at nuclear power plants. *Zbirnik naukovikh prac Sevastopol national university*

- of nuclear energy and industry. 2013. P. 77–81.
http://nbuv.gov.ua/UJRN/znpsnu_2013_1_10
10. Zarubin O.L. et al. ^{137}Cs uptake by pike perch (*Lucioperca lucioperca* L.) // *Nuclear physics and energy*. 2012. Vol. 13(2). P. 175.
11. Gudkov D.I. 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*. 2008. Vol. 44(5). P. 87–104.
<https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v44.i5.100>
12. IAEA, 2010. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and fresh-water environments / Vienna: IAEA-TRS-472: IAEA, 2010. P. 194.
13. Smith J.T. et al. A review and test of predictive models for the bioaccumulation of radiostrontium in fish / Smith J.T., Sasina N.V., Kryshev A.I., Belova N.V., Kudelsky A.V. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2009. Vol. 100. P. 950–954. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2009.07.005>
14. Yankovich T. et al. Establishing a database of radionuclide transfer parameters for freshwater wildlife. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2013. Vol. 126. P. 299–313. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.07.014>
15. Fesenko S. et al. Radionuclide transfer to freshwater biota species: review of Russian language studies / Fesenko S., Fesenko J., Sanzharova N., Karpenko E., Titov I. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2011. Vol. 102. P. 8–25.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2010.09.006>
16. Konovalenko L. et al. Evaluation of factors influencing accumulation of stable Sr and Cs in lake and coastal fish. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016. Vol. 160. P. 64–79.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.04.022>
17. Balonov M. et al. Harmonization of standards for permissible radionuclide activity concentrations in foodstuffs in the long term after the Chernobyl accident / Balonov M., Kashparov V., Nikolaenko E., Berkovsky V., Fesenko S. *Journal of*

Radiological Protection. 2018. Vol. 38. P. 854–867. <https://doi.org/10.1088/1361-6498/aabe34>

6. ДО ПИТАННЯ ОЧИЩЕННЯ ЗАБРУДНЕНИХ РАДІОНУКЛІДАМИ ПРИРОДНИХ І СТІЧНИХ ВОД ПІСЛЯ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АВАРІЇ

В. І. Максін, О. З. Стандритчук

Кафедра аналітичної і біонеорганічної хімії та якості води аналітичної і біонеорганічної хімії та якості води НУБіП України

Виходячи з аналізу літературних даних та результатів, проведених науково-дослідних і технологічних робіт в загальному вигляді приведені основні принципи, на яких базується типова технологія очищення води від радіоактивних забруднень в результаті аварії на Чорнобильській АЕС. Показана можливість її застосування для очистки природних і стічних вод від радіонуклідів широкого спектру забруднення.

Ключові слова:

Внаслідок безпрецедентної ядерної катастрофи на Чорнобильській АЕС у 1986 р. кількість викинутих в природне середовище радіонуклідів становила 1,9 ЕБк (50 МКі), що відповідало 3,5 % їх загальної маси в реакторі на момент аварії [1, 2]. Розподіл активності в ряду найбільш біологічно небезпечних елементів був наступним: ^{131}I — 270,1; ^{134}Cs — 18,5; ^{137}Cs — 37,0; ^{144}Ce — 88,8; ^{89}Sr — 7,4; ^{90}Sr — 8,1; ^{238}Pu — $3,0 \cdot 10^{-2}$; ^{239}Pu — $2,6 \cdot 10^{-2}$; ^{240}Pu — $3,7 \cdot 10^{-2}$; ^{240}Pu — $2 \cdot 10^{-2}$; ^{240}Pu — $5,2 \cdot 10^{-5}$ пБк.

Інтенсивному радіоактивному забрудненню підверглись басейни рік Дніпро і Прип'яті [3], що створило загрозу забезпеченню питною водою м. Києва та інших міст України.

Масштаби і специфічні особливості катастрофи практично не дозволяли використовувати накопичений вітчизняними та вченими інших країн досвід з видалення радіонуклідів із моделюючих розчинів [4, 5]; рідких радіоактивних відходів [6] стічних вод атомних установок та електростанцій [7-11]. Все це вимагало пошуку нетривіальних наукових і технічних рішень, пов'язаних із наступною необхідністю:

— розробки ефективних прийомів підготовки води питної якості у великих об'ємах для водозабезпечення в особливий період м. Києва, та інших нижче за течією міст Дніпровського каскаду;

— застосування доступних реагентів, дозволених на той час Міністерствами охорони здоров'я;

— максимального використання наявного комплексу водоочисних споруд з метою переходу роботи водопровідних станцій до ново розроблених технологій без додаткового капітального будівництва.

Для вирішення поставлених задач у стислі терміни були проведені комплексні дослідження колоїдно-хімічних властивостей, реальних забруднюючих домішок, які знаходилися в природній воді у різних фазово-дисперсних станах. Зокрема, в Київському водосховищі та у р. Дніпро в районі ківша Київського дніпровського водопроводу в травні—червні 1986 р. були виявлені наступні радіонукліди: ^{131}I , ^{132}I , ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{90}Y , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{140}Ba , ^{140}La , ^{144}Ce , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{124}Sb , ^{139}Xe . Причому, не зважаючи на те, що співвідношення активностей окремих нуклідів мінялось в часі із-за закономірного розпаду короткоживучих ізотопів, і вони (короткоживучі) і усі інші продовжували виявлятися у кількостях, що значно перевищували допустимі норми. Так, на середину травня 1986 р. за дослідженнями авторів та інших, хто досліджував реальні зразки, активність $^{131}\text{I} + ^{132}\text{I}$ складала 65—70 % від загальної активності нуклідів в воді з наближених водойм і садкових стічних водах. У червні того ж року, активність дніпровської води визначалась вже більше вмістом радіонуклідів ^{137}Cs , ^{95}Nb , ^{95}Zr , ^{144}Ce , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{140}Ba , ^{90}Sr , тобто середнь- та довго живучих, а доля активності за рахунок коротко живучих ізотопів йоду була вже незначною. Як відомо із [12], так і із результатів встановлених нами в проведених у після аварійний період дослідженнях, фізико-хімічний стан в воді нуклідів церію, рутенію, цирконію, ніобію, стибію, закономірно визначається ступенем їх гідролізу та утворенням відповідних гідроксо комплексів. Радіонукліди Cs і Sr, зазвичай, існують у вигляді катіонів Cs^+ і Sr^{2+} у всьому діапазоні значень рН води. До 90 % ^{137}Cs і ^{134}Cs , які потрапили у водосховище чи в річку після їх викиду із реактора Чорнобильської АЕС, було адсорбовано глинистими завислими в воді частинками і глинистими компонентами донних відкладень. При цьому кількісно ^{137}Cs захопленого завислими глинистими частинками та донними відкладеннями поглинається практично безповоротно, вбудовуючись в структуру алюмосилікату. Цезій же, адсорбований на частинках піску, легко переходить назад в розчин при зростанні мінералізації води або при пониженні рН. Розподіл $^{90}\text{Sr}^{2+}$ між завислими частинками та водою надзвичайно перемінний і змінюється навіть при незначних коливаннях солемісту і рН середовища. Сорбція іонів $^{90}\text{Sr}^{2+}$ на колоїдних частинках призводить до утворення псевдо колоїдів. Радіонуклід ^{90}Y , який утворюється при розпаді ^{90}Sr , в інтервалі рН 4,5—9,0 піддається гідролізу з утворенням колоїдних частинок гідроксиду іттрію — $\text{Y}(\text{OH})_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$. Радіонуклід $^{140}\text{Ba}^{2+}$ існує у воді, як і його аналог стронцій, переважно в іонній формі, але внаслідок сорбції глинистими

частинками при $pH > 6$ можуть легко утворювати й псевдо колоїди. Радіонуклід ^{140}La лишень при $pH < 6$ перебуває у вигляді іонів La^{3+} . В реаліях річної води, іони рідкоземельних елементів гідролізуються і перебувають у вигляді гідроксо іонів і, у значній мірі полімеризовані. Радіонуклід ^{144}Ce в річковій воді перебуває тільки у вигляді колоїдних продуктів гідролізу. Нукліди ^{103}Ru і ^{106}Ru утворюють колоїди, причому для Ru (III) область їх існування обмежена $pH 5,5\text{—}8,0$, а для Ru (IV) — $pH 4,5\text{—}7,0$. Рутеній легко утворює комплексні сполуки із органічними компонентами природних (та стічних вод). Внаслідок сорбції тонко- и грубо-дисперсними завислими частинками до складу псевдо колоїдів переходять також радіонукліди ^{95}Zr та ^{95}Nb . Особливо великою різноманітністю форм (у вигляді молекулярних асоціатів і аніонів кислот) характеризується присутність у воді нуклідів ^{131}I та ^{132}I .

Отримані нами дані добре узгоджуються за визначеною темою з опублікованими в літературі [1, 4, 6].

Проведені фундаментальні дослідження та виявлені при цьому специфічні особливості поведінки радіонуклідів в природній воді, а також аналіз наявної на період аварії науково-технічної літератури послужили основою для розробки принципіально нової технології очистки води від радіоактивних забруднень.

Відомі традиційні методи водопідготовки, що базуються на процесах об'ємної і контактної коагуляції сполуками заліза та алюмінію з наступним відстоюванням, фільтрування води через шар зернистої загрузки і обеззараження дозволяють очистити воду, наприклад, від ^{90}Sr — на 8—21 %, ^{131}I — на 10—25. %. При додатковому використанні природних і вуглевмісних сорбентів відбувається інтенсифікація процесу коагуляції, та все ж ступінь очистки води від радіонуклідів не перевищує 72—87 %, а тому не забезпечує надійне біологічно безпечну якість отриманої в результаті води.

Для видалення із природної води радіонуклідів була досліджена ефективність застосування ряду природних сорбентів (бентоніту, кліноптилоліту, вермикуліту, крейди), активованого вугілля різних марок, додаткових реагентів (вапна, карбонатів барію і кальцію, полі акриламід, крохмалю), коагулянтів (сульфату алюмінію, сульфатів заліза-2 і заліза-3), окиснювачів (хлору, озону, пероксиду водню) [13-15]. Перевірено більше 75 варіантів різних сумісностей сорбентів і реагентів, вплив послідовності їх введення в воду, інтенсивності і тривалості перемішування з водою і т. д.

Виконані дослідження показали, що описані в літературі методи видалення продуктів ділення із природних вод не дозволяють забезпечити ступінь

очистки води >57—86 %. Це зумовлено, в першу чергу, специфікою ураження води широким спектром радіонуклідів, яка в реальних умовах масового забруднення водних джерел радіоактивними елементами містить стійкі радіонукліди, які трудно одночасно відділити. Тільки застосування багатостадійної та досить складної технології обробки води забезпечує видалення 90—95 % радіоактивних забруднень.

Відома на той час технологія передбачала строго послідовне введення в очищувачу воду хлорного заліза, подрібненого до порошкового стану цеоліту, активованого вугілля марки КАД-йодний, розчину соди до досягнення рН вхідної на очистку води, поопераційного перемішування і відстоювання. Усі висче перераховані дії повторялись ще один раз, після чого оброблену реагентами воду фільтрували через каскад фільтрів, заповнених кварцовим піском, далі цеолітом, піролюзитом і на завершальному етапі — активованим вугіллям. Природньо, що реалізація, такої складної технології при великомасштабному виробництві питної води була неможливою на існуючих в той час спорудах водоочисних станцій.

Розроблена принципіально нова технологія очистки води є типовою для більшості великих централізованих міських водопроводів, розташованих в басейні ріки Дніпро.

В комплектацію стандартних очисних споруд, як правило, входять: водозабір, насосна станція першого підйому, змішувачі для змішування реагентів, що вводяться для обробки води, відстійників, фільтрів, резервуарів чистої води и насосної станції другого підйому.

Нова технологія може бути реалізованою практично на всіх станціях водопідготовки з використанням наявних типових споруд і обладнання при зниженні продуктивності діючих станцій на 50 % шляхом використання половини змішувачів і відстійників для попереднього видалення радіонуклідів у відстійниках порошкоподібними сорбентами та з наступною подачею води насосами станції другого підйому на другу половину змішувачів, відстійників і фільтрів для остаточної очистки води.

Принципіальним моментом, вперше запропонованим у світовій практиці водопідготовки, є ступенева зміна рН в процесі очистки оброблюваної води, яка передбачає, підвищення рН очищуваної води з 7,0—7,5 на стадії операції введення окислювача, до 9,2—10,5 на стадії попередньої обробки води порошкоподібними сорбентами з наступним черговим пониженням рН до 7,0—7,5 на заключній стадії очистки води коагулянтами. При цьому одною із особливостей запропонованої технології є проведення процесу сорбції в присутності окислювача (в кількості $5 \cdot 10^{-4}$ м. д., %) сумішшю на основі малорозчинних кальцієвмісних мінералів.

На першій стадії очистки води в змішувачі дозовано подаються порошкоподібні мінеральні сорбенти: бентоніт, крейда, кліноптилоліт, а в якості коагулянта — вапно. Введення іонообмінних сорбентів — бентоніту, крейди, кліноптилоліту забезпечує видалення, широкого спектру радіонуклідів також і за рахунок сорбції поверхнею кристалів. Введення вапна в воду і підвищення рН до 9,5—10,2 є важливим етапом технологічної схеми, оскільки, попри коагуляційної дії, наявність вапна призводить до нейтралізації бікарбонату натрію, що міститься в річковій воді. В результаті реакції утворюється дрібнокристалічний карбонат кальцію, на яким в лужному середовищі спів осаджуються радіонукліди лужноземельних елементів.

На другій стадії обробки води запропоновано використовувати подачу алюмінієвого коагулянту разом з крейдою, на відміну від традиційного застосування коагулянту разом з природними алюмосилікатами. Застосування крейди у якості замутиувача сприяє відділенню радіонуклідів, оскільки крейда виконує роль сорбенту, збільшує буферність системи і сприяє інтенсивному випаданню скоагульованої завісі.

На завершальному етапі освітлення у відстійниках другого ступеню вода фільтрується через шар зернистої загрузки. Аналіз результатів експериментів з очистки дніпровської води від радіонуклідів на фільтрах показав, що найдоцільніше застосовувати двошарову загрузку швидких фільтрів, що складаються із активованого вугілля і кліноптилоліту, взамін шару із піску, який зазвичай використовують на міських водопровідних станціях. Накопичення радіонуклідів в шарі активованого вугілля, на прикладі поглинання ^{141}Ce , в 50 раз більше, ніж в загрузках із кварцового піску; ^{131}I , — на 2 порядки; ^{140}La и ^{103}Ru — на порядок, а вміст ^{140}Ba , ^{137}Cs , ^{95}Zr и ^{95}Nb в 2—3 рази перевищує концентрацію цих нуклідів в піску. В свою чергу кліноптилоліт за своїми адсорбційними властивостями значно переважає активоване вугілля при виділенні таких радіоактивних елементів, як ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{140}Ba , ^{140}La . А тому тільки поєднання цих двох матеріалів в одній пошаровій загрузці дозволяло ефективно використовувати їх адсорбційні властивості і досягти високого ступеню видалення радіонуклідів із очищеної води.

Оцінка бар'єрних ефектів різних методів очистки води від радіоактивних забруднень чітко показала, що тільки розроблена і описана нами технологія водопідготовки дає можливість, використовуючи наявні традиційні споруди водоочисних і водопровідних станцій, понизити на 2,5—3 порядки активність води и зробити її біологічно безпечною. Все це дозволило рекомендувати розроблену технологію для підготовки води на водопроводах Дніпровського каскаду.

Паралельно проводили роботу з розробки технології очистки стічних вод, що утворювалися на пунктах спеціальної обробки транспорту та іншої техніки (ПуСО). Специфіку стічних вод ПуСО складає те, що, окрім забруднень радіонуклідами, у ній міститься досить велика кількість завислих, переважно мінеральних часточок, нафтопродуктів, мінеральних мастил, а також органічні і неорганічні компоненти спеціальних миючих засобів. До складу цих препаратів входять поверхнево-активні речовини (ПАВ) та мінеральні солі. За своїм фазово-дисперсним станом радіоактивні забруднення стічних вод ПуСО в період з травня до листопада 1986 р. перебували в основному у вигляді колоїдних зависей і грубо дисперсних домішок і лише незначні частину становили істинно розчинні речовини.

У відповідності з наявними аналізами стічні води ПуСО мали активність в межах $10^{-8} \div 10^{-6}$ Кі/дм³, вміст завислих речовин 200 мг/дм³, нафтопродуктів 5—10 мг/дм³, синтетичних миючих засобів 1,0—1,5 г/дм³. Нами було показано, що принципиальні розв'язання, прийняті в технології очистки питних вод, можуть застосовуватися і при очистці стічних вод. Багатоступенева обробка води сорбентами і реагентами в декілька раз підвищує степінь очистки за однакових або при зменшених витратах матеріалів. Дослідження, проведені на стічних водах ПуСО всередині зони відчуження, на її межі і на в'їзді в місто, показали доречність послідовного здійснення наступних технологічних операцій очистки: попереднє відстоювання грубо дисперсних домішок; двоступенева коагуляція завислих частинок колоїдного стану дисперсності з застосуванням "замутнювачів", що працюють також і, як сорбенти; відстоювання і фільтрування через кварцові фільтри, або через фільтри інших конструкцій; видалення радіонуклідів, які перебувають в іонній формі, шляхом пропуску через фільтри з цеолітовою загрузкою. Як показав досвід, на кожному із ступенів висче описаної схеми концентрація радіонуклідів в очищеній воді знижалась в 10 разів. В залежності від цього необхідна кількість ступенів очистки залежить від якості вхідної води і фазово-дисперсного стану її радіоактивних забруднень. Перевагами запропонованої технології є одночасне видалення синтетичних поверхнево-активних речовин (миючих засобів), присутніх в водах ПуСО. Більша їх частина виводиться коагуляцією в процесі сорбції на свіже осаджених хлоп'ях гідроксидів металів, а також відбувається випадання нерозчинного осаду алкилакрилсульфоната кальцію при введенні вапняного молока. Іон розчинні радіонукліди Cs, Ba, Sr, Zr, Ru частково видаляються в процесі захоплення фосфатами при добавлянні вапняного молока в стічну воду, оскільки разом с миючими засобами в воду поступає значна кількість фосфатів, що містяться в них. Інша частина розчинних радіонуклідів видаляється у вигляді нерозчинних карбонатів при рН ~9. Основна ж частина іонно-розчинних цезію та стронцію затримується на кліноптилолітових фільтрах при фільтруванні на стадії освітлення води.

У якості коагулянтів при очистці стічних вод запропоновано використовувати суміш сульфатів заліза (II) і заліза (III) та гідроксид кальцію, яка дієве працює в широкому інтервалі значень рН; усі реагенти були і є

дешевими та недефіцитними. В якості "замутнювачів" використовуються також легкодоступні природні мінерали - крейда і бентоніт.

Розроблені принципіальні технологічні схеми очистки різних типів вод, забруднених радіонуклідами, були використані в проектуванні, будівництві та експлуатації очисних споруд на ПуСО.

Представлена робота була виконана разом з співробітниками Інституту колоїдної хімії та хімії води ім. А.М.Думанського НАН України та ВО «Харківкомунпромвод» [2,16].

TO THE ISSUE OF CLEANING THE NATURAL AND WASTEWATER CONTAMINATED WITH RADIO NUCLIDES AFTER THE CHORNOBYL ACCIDENT

V. I. Maksin, O. Z. Standrythuk

Summary

Based on the literature survey and results of research and processing work, the main principles are given in general form on which a standard technology for the removal from water of radioactive contaminants released as a result of the Chernobyl reactor accident is based. It has been shown that it can be used to remove a variety of radionuclides from natural and wastewater.

National University of Life and Environmental
Sciences of Ukraine. Kyiv

1. Абагян А. А., Асмолов В. Г., Туськова А. К. и др. // Атом. энергия. — 1986. — 61, вып. 5. — с. 301—320.
2. Стандритчук О. З., Максин В. И., Гончарук В. В. / Объемы выброса радионуклидов в водоемы при аварии на Чернобыльской АЭС и специфика радиационной обстановки в послеаварийный период. // Химия и технология воды. — 1996. — 18, №2. — с. 152—162.
3. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС / В. Д. Романенко, М. И. Кузьменко, Н. Ю. Евтушенко и др. — Киев: Наук. думка, — 1992. — 195 с.
4. Кузнецов Ю. И., Щебетковский В. И., Трусков А. Г. Основы очистки воды от радиоактивных загрязнений / Под ред. В. М. Вдовенко. — М.: Атомиздат. — 1974. — 359 с.
5. Максин В. И., Гудзь Н.Я., Стандритчук О. З. / Использование карбонатов щелочноземельных металлов и магния для очистки натрий- и калий-

- хлоридных растворов от редкоземельных элементов цериевой группы // Радиохимия. —1989.—№4. — с. 125—132.
6. Страуб К. П. Малоактивные отходы. Хранение, обработка и удаление. —М.: Атомиздат. —1966. —263 с.
 7. Очистка вод атомных электростанций / Л. А. Кульский, Э. Б. Страхов, А. М. Волошинова и др. — Киев: Наук. думка. —1979. —207 с.
 8. Вода в атомной энергетике / Л. А. Кульский, Э. Б. Страхов, А. М. Волошинова и др.— Киев: Наук. думка. —1983. —254 с.
 9. Кульский Л. А., Страхов Э. Б., Волошинова А. М. Технология водоочистки на атомных энергетических установках, — Киев: Наук. думка, —1986. —271 с.
 10. Кульский Л. А., Страхов Э. Б., Волошинова А. М. // Химия и технология воды. —1989. —11, № 1. —С. 41—48.
 11. Гончарук В. В., Страхов Э. Б., Волошинова А. М. Водно-химическая технология ядерных энергетических установок и экология: Справочник. — Киев; Наук. думка. —1993. —448 с.
 12. Давыдов Ю. Я. Состояние радионуклидов в растворах. — Минск: Наука и техника. —1978. —224 с.
 13. Максин В. И., Стандритчук О. З. Некоторые аспекты очистки воды от радиоактивных элементов. // Химия и технология воды. —1993. —15, №2. —с. 128—145.
 14. Стандритчук О. З., Максин В. И. / Взаимосвязь физико-химических параметров полной обменной емкости карбонатов щелочноземельных металлов и магния. // Журн. физ. химии. —1996. —70, №4. —с. 1665—1669.
 15. Максин В. И., Гудзь Н.Я., Стандритчук О. З. / Сорбция ионов лантана и неодима на карбонатах щелочноземельных металлов // Химия и технология воды. —1988. —10, №4. —с. 318—321.
 16. Гончарук В. В., Клименко Н. А., Максин В. И. Основные принципы создания типовой технологии очистки природных и сточных вод от радиоактивных загрязнений // Химия и технология воды. — 1996. — 18, № 2. — с. 147-151.

7. ДОСЛІДЖЕННЯ МЕМБРАНОТРОПНОЇ ДІЇ ІОНІЗУЮЧОЇ РАДІАЦІЇ В ПІСЛЯАВАРІЙНИЙ ПЕРІОД НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС

С.В. Хижняк, В.М. Войціцький

Українська лабораторія якості і безпеки продукції АПК НУБіП України

*В роботі узагальнено результати, які отримали автори в після аварійний період на Чорнобильській АЕС, щодо впливу іонізуючої радіації на структурний стан клітинних мембран при опроміненні *in vivo* та *in vitro*. Аналіз отриманих результатів свідчить, що опромінення *in vivo* (разове в дозах 0.5-2.0 Гр та хронічне низької інтенсивності) викликає структурні перебудови клітинних мембран ентероцитів тонкої кишки щурів, які зі зростанням величини дози та терміну дії посилюються. Встановлено різні шляхи реалізації радіаційно-індукованого ефекту на структурну організацію плазматичної та внутрішньоклітинних мембран. При опроміненні *in vitro* відмічено особливості реалізації структурної відповіді клітинних мембран еритроцитів в полі дії надмалих доз випромінювання, яка реалізується через макромолекулярні структурні перебудови мембрани. Вплив малих доз радіації, в основному, призводить до пошкоджень гідрофобних ділянок фосфоліпідного бішару клітинних мембран і, відповідно, порушень ліпід-ліпідних зв'язків та білок-ліпідної взаємодії. Вказано, що модифікація динамічного стану компонентів біологічних мембран за цих умов може зумовити порушення їх функціональних властивостей.*

Минуло вже 35 років від моменту аварії на Чорнобильській АЕС, сталась 26 квітня 1986 року, яка класифікується як глобальна техногенна екологічна катастрофа [1]. Аварійний викид радіоізотопів становив не менше 50 МКі (за деякими оцінками 90 МКі) [2]. Корокто- і середньоживучі (період напіврозпаду ($t_{1/2}$) дорівнює 10 років і менше) вже практично розпалися (пройшло більше або майже 5 $t_{1/2}$). На даний віддалений після аварійний

період основними дозоутворюючими є радіоізотопи ^{90}Sr та ^{137}Cs , переважно за рахунок внутрішнього опромінення (становить 85-95%) від загальної дози опромінення. В залежності від кількості випадання дозоутворюючих ізотопів у певному регіоні, це призводить до забруднення харчових продуктів і питної води. Радіоізотоп ^{90}Sr – це β -випромінювач ($t_{1/2} = 29,2$ роки), який перетворюється ще на один β -випромінювач – ^{90}Y ($t_{1/2} = 64,26$ год), при перетворенні ядра якого утворюється стабільний ізотоп ^{90}Zr . Радіоізотоп ^{137}Cs ($t_{1/2} = 30,0$ роки) при β -розпаді утворює стабільний ізотоп ^{137}Ba (5,4 %) та ізомер $^{137\text{m}}\text{Ba}$ (94,6 %) з $t_{1/2} = 2,552$ хв, що за γ -розпаду теж перетворюється на стабільний ізотоп ^{137}Ba [3]. Ці ізотопи формують малі дози опромінення, які характеризуються особливостями за медико-біологічними ефектами [1,4].

До аварії на Чорнобильській АЕС переважно розвивалися радіобіологічні напрямки, в яких досліджували ефекти опромінення у великих дозах (понад 1 Гр). Нині однією з найважливіших і, в той же час, найбільш складних, до кінця невіршених проблем радіобіології є проблема біологічної дії малих доз опромінення [5]. Хронічне опромінення в малих дозах – постійно діючий екологічний фактор на окремих радіаційно-забруднених територіях внаслідок Чорнобильської катастрофи. Тому уроки Чорнобильської катастрофи спонукають до аналізу минулого і прогнозу майбутнього у співставленні з уявленнями класичної радіобіології та радіаційної медицини.

Термін „малі дози” – умовне поняття. Існують розбіжності у кількісному значенні доз, які вважають малими. Значення величини малих доз відрізняється для різних рівнів організації живих систем і визначається характерними проявами біологічних ефектів, що викликані слабким разовим та (чи) хронічним опроміненням. За використання клітинних моделей при класифікації доз до малих доз опромінення та потужностей відносять опромінення, при якому малоімовірно, що більш ніж один акт поглинання енергії випромінювання може відбуватися у критичній частині клітини (мішені) з її ушкодженням в межах часу, протягом якого діють механізми репарації у клітині. За визначенням Наукового комітету ООН з дії атомної

радіації (UNS CEAR) малі дози опромінення становлять 0,2 Гр для іонізуючого випромінювання з низьким значенням лінійної передачі енергії (ЛПЕ) та 0,05 Гр – із високим значенням ЛПЕ за потужності поглинної дози порядку 0,05 Гр/хв. З огляду на еквівалентну дозу малою дозою вважається та, яка відповідає сумарній дозі 0,2 Зв та потужності дози, що нижча 0,1 мЗв/хв [1].

В медичній практиці малими дозами вважають дози в діапазоні 0,5 – 1,0 Гр, за дії яких не виявляються явні ефекти ураження. За іншим визначенням, малими називаються дози, які не більше ніж в 10–100 разів перевищують значення доз, що обумовлені природним радіоактивним фоном.

В живих системах відсутні специфічні структури, які б могли слугувати рецепторами для іонізуючої радіації. Дія радіаційного чинника на різноманітні клітини та тканини починається з актив іонізації і збудження на атомному рівні, що дає початок розвитку процесів, які можуть проявлятися на вищих рівнях організації: молекулярному (зокрема, радіоліз молекул та сполук), надмолекулярному (розрив ДНК, окиснення ліпідів тощо), клітинному (ураження ядра, мембран), тканинному (зокрема, морфологічні пошкодження) [6]. Отже первинні механізми дії іонізуючого випромінювання на біологічні об'єкти полягають у послідовних фізико-хімічних перетвореннях: збудженні, первинної і вторинної іонізації молекул та виникнення внаслідок цього вільних радикалів, які реагують, у тому числі з біомолекулами. Різноманітні хімічні порушення, що виникають у клітині за дії іонізуючої радіації, призводять до розвитку біологічних ефектів.

Для пояснення механізмів прояву ефектів опромінення в малих дозах широкого розвитку набула концепція Л.Х. Ейдуса стосовно мембранного механізму біологічної дії малих доз. Тобто, первинною мішенню дії радіації в малих дозах виступає не ДНК, а клітинні мембрани [4].

Біологічні мембрани – це надмолекулярні системи, які формують клітини та їх внутрішнє середовище, а також забезпечують прояв усіх найважливіших функцій організму. У клітинах еукаріот мембрани утворюють компартменти: ядро, мітохондрії, ендоплазматичний ретикулум тощо. Мембрани є

високоактивними у метаболічному відношенні клітинними структурами. Їм притаманні такі функції як рецепторно-сигнальна, транспортна, біоенергетична, регуляція метаболізму, міжклітинні взаємодії та ін. Саме біологічні мембрани, які приймають безпосередню участь в реалізації функцій клітин та їх взаємодії з оточуючим середовищем ініціюють відповідь клітин на дію іонізуючої радіації, у тому числі в малих дозах [7,8].

В рамках рідинно-мозаїчної моделі структура мембран розглядається з позицій динамічних властивостей та взаємозв'язку з мембранними функціями. Тобто, окрім факту гетерогенності біологічних мембран відмічається переміщення в мембранах молекул білків і ліпідів та їх взаємодію. Ліпіди з досить великою частотою мігрують з одного боку мембрани на інший (фліп-флоп) [9]. На відміну від молекул ліпідів, які мають значну латеральну рухомість, для білкових молекул така рухомість значно менша. Це може обумовлюватись асоціацією з іншими мембранними білками чи елементами цитоскелету. Латеральна рухомість білкових молекул обумовлюється як їх властивостями, так і мікров'язкістю ліпідного оточення. Тобто, для мембранних білків характерна строго визначена орієнтація (абсолютна асиметрія) [9]. Оцінка структурно-динамічних властивостей клітинних мембрани може бути одним з критеріїв біологічного впливу іонізуючих випромінювань.

Проблема біологічних наслідків іонізуючих випромінювань, зокрема малих доз і потужностей, визначення механізмів їх впливу на клітини залишається актуальною проблемою радіобіології. Саме цій проблемі присвячена багаторічна робота авторів цієї статті, результати якої опубліковані в численних наукових статтях та монографіях, а також доповідались на міжнародних та вітчизняних форумах. Основні публікації авторів з цієї проблеми наведено в списку літератури [10-33].

Постановка експерименту

Радіаційно-індуковані структурні модифікації клітинних мембран за умов дії іонізуючого випромінювання досліджували в широкому інтервалі величин доз та потужностей при опроміненні *in vivo* та *in vitro*.

При дослідженні гострого рентгенівського опромінення білих безпорідних щурів опромінювали на установці РУМ-17 рентгенівськими променями в дозах 0,5; 1,0; 2,0 Гр за таких умов: потужність дози 0,35 Гр/хв, фільтр 0,5 мм Cu та 1 мм Al, сила струму 10 мА, напруга 200 кВ, фокусна відстань – 50 см. Тварин декапітували через 1 добу після опромінення.

Хронічне зовнішнє γ -опромінення експериментальних тварин здійснювали на установці «ЕТАЛОН» Інституту ядерних досліджень НАН України, яка як джерело випромінювання містила ^{60}Co . Потужність дози — 0,72 сГр/добу. Тварини постійно знаходились в приміщенні, де було розташоване джерело іонізуючого випромінювання спрямованої дії. Тварини, яких не піддавали дії іонізуючого випромінювання, були додатково захищені від нього свинцевим екраном. Тварин декапітували через 42; 84 та 145 діб після опромінення, що відповідає сумарній поглинутій дозі 0,3; 0,6 та 1,0 Гр.

Дослідження проводили з використанням плазматичних (ПМ) та внутрішньоклітинних мембран (ВМ) ентероцитів тонкої кишки щурів.

Дослідження надмалих доз опромінення низької потужності проведено *in vitro* в середовищі інкубації, що містило суспензію мембран еритроцитів людини та β -випромінювач – ^{14}C -лейцин. Інкубацію проводили протягом однієї години. Поглинуту дозу випромінювання розраховували згідно [34]:

$$D_i = 21,3 \cdot E_\beta \cdot C_t \cdot t,$$

де D_i – поглинена доза за час t (Гр); E_β -середня енергія випромінювання радіонукліда (МеВ); C_t – питома концентрація радіонукліда (Ки/л); t – час експозиції клітин з радіонуклідом (год); 21,3 – коефіцієнт перерахування питомої радіоактивності (Ки/л) в одиниці поглиненої дози (Гр), яка визначена експериментально. Поглинені дози випромінювання становили від 10^{-8} до 10^{-5} Гр, а потужність опромінення від 10^{-8} до 10^{-5} Гр/ год.

Структурно-динамічний стан ліпідної та білкової компонент клітинних мембран оцінювали за допомогою флуоресцентних зондів з використанням показників, що характеризують фізичні властивості поверхневих ділянок мембран, структурну упорядкованість ліпідної фази, просторову організацію білок-ліпідних комплексів. Враховано, що найбільш вірогідні місця локалізації триптофанових залишків білкових молекул – це гідрофобні ділянки білків, які можуть знаходитись в мембрані як в білковому, так і в ліпідному оточенні, флуоресцентний зонд АНС (1-анілінонафталін-8-сульфонат) переважно локалізується в мембрані на межі розподілу ліпід – вода, а пірен – в зоні жирнокислотних ланцюгів фосфоліпідів [35].

Мікров'язкість ліпідної компоненти мембран визначали за ступенем ексімеризації пірену N ($N = F_e / F_m$, де F_e – інтенсивність флуоресценції ексімерів пірену, а F_m – мономерів) для загальної ліпідної фази при $\lambda_{36} = 335$ нм (N_{335}) і анулярних ліпідів при $\lambda_{36} = 280$ нм (N_{280}). Інтенсивність флуоресценції триптофанових залишків білків мембран реєстрували при 338 нм, довжина хвилі збудження – 296 нм. Конформаційний стан білкових молекул у мембранах оцінювали за ефективністю гасіння акриламідом триптофанової флуоресценції [35].

Результати проведених досліджень

Опромінення in vivo

Стан поверхневого шару клітинних мембран. Структурний стан поверхневого шару клітинних мембран після опромінення оцінювали з використанням флуоресцентного зонду 1-анілінонафталін-8-сульфонат (АНС). При взаємодії з мембраною від'ємно заряджена молекула АНС не може занурюватись глибоко в ліпідну фазу, а локалізується на границі розділу ліпід – вода в області гліцеринових залишків.

За разової дії іонізуючої радіації в дозах 0,5; 1,0; 2,0 Гр виявлено зменшення інтенсивності флуоресценції АНС, поряд із різноспрямованою зміною числа місць зв'язування АНС та константи зв'язування зонду, що, очевидно, свідчить про такі конформаційні зміни білкових та ліпідних

компонентів плазматичної мембрани (ПМ) ентероцитів, які призводять до появи додаткових ділянок зв'язування АНС. Водночас, за хронічної дії опромінення константа зв'язування зонду з ПМ зростає на 26% , а кількість місць зв'язування зменшується на 18% при досягненні сумарної дози 1,0 Гр. Аналогічні дослідження проведені для препаратів внутрішньоклітинних мембран (ВМ) ентероцитів. Разова дія випромінювання в дозі 1,0 Гр призводить до збільшення константи зв'язування на 21% та зменшення кількості місць зв'язування на 12% АНС з ВМ відносно контролю. Суттєвих відмінностей у величинах показників квантового виходу та інтенсивності флуоресценції не виявлено. За хронічної дії випромінювання спостерігається зменшення інтенсивності флуоресценції АНС та квантового виходу флуоресценції, що може обумовлюватись змінами фізичних властивостей мембрани. Отримані дані дозволили з'ясувати, що за разової дії опромінення більш виражені зміни показників зв'язування АНС з ПМ ентероцитів. В умовах хронічного дослідження спостерігаються зміни флуоресценції АНС при зв'язуванні як з ПМ, так із ВМ, що свідчить про різнобічні зміни поверхневої структури клітинних мембран за опромінення.

Структурний стан білкової компоненти мембран. Визначення власної флуоресценції мембран, обумовленої в значній мірі флуоресценцією триптофанілів, показало, що в результаті разового опромінення (в дозах 0,5 - 2,0 Гр) чи хронічного, збільшується інтенсивність флуоресценції триптофанових залишків білкових молекул ПМ ентероцитів. Це може бути обумовлено конформаційними змінами білкової молекули.

Для оцінки конформаційного стану білкових молекул в мембрані досліджували гасіння їх триптофанової флуоресценції нейтральним полярним гасником – акриламідом. Ефективна константа гасіння (константа Штерна-Фольмера), зміни якої відображають внутрішньомолекулярну динаміку білків, збільшується в препаратах ПМ за опромінення в дозах 0,5; 1,0 та 2,0 приблизно на 8, 11 та 34% порівняно з контролем. Збільшення величини цього показника спостерігається і за хронічного опромінення. Водночас, в

препаратах ВМ значення константи Штерна-Фольмера для триптофаної флуоресценції збільшується на 21% відносно контролю за разового опромінення, а в хронічному досліді зменшується на 14 та 20% відносно контролю за опромінення в дозах 0,6 та 1,0 Гр.

З позицій дифузного механізму, гасіння акриламідом флуоресценції триптофанілів свідчить про можливість дифузії гасника крізь матрицю білкових глобул чи флуктуацію білкової матриці, яка забезпечує проникнення акриламіду. Тому підвищення ефективності гасіння триптофаної флуоресценції після дії іонізуючої радіації обумовлене, напевно, зменшенням жорсткості білкових молекул у після радіаційний період. Однак, за хронічного опромінення спостерігається зниження внутрішньомолекулярної рухливості білкових молекул мембрани. В свою чергу, це може обумовлюватись такими конформаційними змінами білкової молекули, які призводять до зменшення доступності триптофанілів дії гаснику.

Функціонування різноманітних мембранних систем (в тому числі інтегральних мембранних білків та їх динамічні властивості) залежить також від їх ліпідного оточення в мембрані.

Мікров'язкість ліпідної компоненти клітинних мембран.
Дослідження мікров'язкості ліпідної компоненти мембран проводили за допомогою флуоресцентного зонду пірену, використовуючи метод незалежного визначення в'язкості загальної ліпідної фази та анулярних ліпідів (знаходяться на відстані ближче 3 нм від білкової глобули) [35].

Одержані результати для препаратів ПМ ентероцитів свідчать про більшу в'язкість ліпідів, які безпосередньо контактують з білковими молекулами порівняно з ліпідним бішаром. Мікров'язкість ліпідного бішару ПМ за умов разового опромінення практично не змінюється (про що свідчать незначні зміни N_{335}). В той же час, за цих умов відбувається збільшення ступеню ексимеризації пірену при $\lambda_{збуд}=280$ нм (N_{280}), що вказує на зниження мікров'язкості ліпідної фази в прибілковій області. За хронічної дії іонізуючої радіації мікров'язкість ліпідного бішару та анулярних ліпідів ПМ ентероцитів

також знижується, на що вказує зростання ступеню ексимеризації пірену. За разової та хронічної дії іонізуючої радіації ступінь ексимеризації пірену зростає і для препаратів ВМ ентероцитів.

Отримані дані вказують на зменшення структурної впорядкованості ліпідної компоненти ПМ та ВМ ентероцитів, що в більшій мірі проявляється за хронічної дії іонізуючої радіації. В'язкість ліпідів, як відомо, є інтегральною величиною і залежить від складу фосфоліпідів, вмісту холестеролу, який впорядковує структуру мембрани, кількості ненасичених жирних кислот, ступеню їх ненасиченості та від інтенсивності протікання процесів ПОЛ в мембранах тощо [36].

Оцінка просторової організації мембран. Просторову організацію білок-ліпідних комплексів в клітинних мембранах оцінювали методом індуктивно-резонансного переносу енергії (ІРПЕ). Ефективність ІРПЕ з донора на акцептор в значній мірі залежить від взаємного розташування ділянок переважної локалізації флуорофорів в мембрані [35], що дає можливість оцінити зміни відстані між цими ділянками мембрани в результаті впливу іонізуючої радіації. За результатами гасіння флуоресценції донора акцептором розраховують величину $F_0 - F/F_0$, яка свідчить про ефективність ІРПЕ (F_0 – інтенсивність флуоресценції донора за відсутності акцептора, а F – у його присутності).

В якості донорно-акцепторних пар використовували: триптофан - пірен, триптофан - АНС та пірен - АНС. При аналізі результатів ІРПЕ враховано, що найбільш вірогідні місця локалізації триптофанових залишків - це гідрофобні ділянки білків, які можуть знаходитись в мембрані як в білковому, так і в ліпідному оточенні, флуоресцентний зонд АНС переважно локалізується в мембрані на межі розподілу ліпід - вода, пірен - в зоні жирнокислотних ланцюгів фосфоліпідів [35].

Отримані результати щодо гасіння флуоресценції триптофанових залишків ПМ ентероцитів піреном за разового опромінення та хронічного лише в дозі 1,0 Гр вказують на зменшення величини $(F_0 - F/F_0)$, що свідчить про

зниження ефективності переносу енергії. Для ВМ за цих умов величина F_o-F/F_o зростає на 24%, відносно контролю, що вказує на зростання ІРПЕ з мембранних триптофанілів на пірен.

Зниження ІРПЕ може відбуватись в результаті зростання ступеню експонування білків у водну фазу, а також в результаті асоціювання білків як на поверхні, так і у глибині бішару, що призводить до зростання критичної відстані між флуорофорами, яка для пари триптофан-пірен дорівнює 3,6 нм.

При аналізі ІРПЕ із збуджених триптофанових залишків на пірен необхідно також враховувати, що на цей процес можуть впливати конформаційні зміни білкових молекул. Хронічне опромінення призводить до росту інтенсивності триптофанової флуоресценції в препаратах ПМ та ВМ, що свідчить про конформаційні перебудови мембранних білків. З цих позицій, з урахуванням отриманих результатів, можна припустити, що хронічне опромінення призводить до таких конформаційних змін білкових молекул ВМ, які обумовлюють зменшення відстані між флуорофорами. Для ПМ конформаційна модифікація білкових молекул можливо пов'язана з утворенням білкових комплексів у мембрані, що обумовлює зниження ІРПЕ на пірен.

Вимірювання ІРПЕ в парі триптофан – АНС, тобто при локалізації флуорофорів в мембрані на межі розподілу ліпід - вода та в білковій фазі, показало, що за хронічного опромінення величина F_o-F/F_o в препаратах ПМ ентероцитів не змінюється .

Для препаратів ВМ разове опромінення в дозі 1 Гр призводить до зростання величини F_o-F/F_o на 24%, а хронічне - в середньому на 12-14%, відносно контролю. Враховуючи, що критична відстань ІРПЕ в парі триптофан - АНС дорівнює 2,0-3,5 нм, по-відношенню до товщини мембрани - 4,0 нм, то більш суттєвий внесок в перенос енергії вносять флуорофори, які розташовані відносно ліпідної фази з одного боку мембрани. Тобто, отримані результати свідчать про радіаційно-індуковану структурну модифікацію поверхневих

ділянок ВМ, яка призводить до зменшення відстані в парі флуорофорів триптофан – АНС.

За величиною ІРПЕ в парі пірен - АНС можна оцінювати товщину ліпідної компоненти мембрани. За хронічної дії випромінювання товщина ПМ ентероцитів не змінюється. Водночас, для ВМ відмічено зменшення величини ІРПЕ в середньому на 14% протягом всього терміну експерименту. Тобто, можливе існування таких структурних перебудов ВМ, які призводять до зростання її ефективної товщини.

Таким чином, представлені результати свідчать про різнобічні зміни просторової організації білок-ліпідних комплексів клітинних мембрани ентероцитів тонкої кишки у відповідь на разову та хронічну дію іонізуючої радіації. Слід відмітити різні шляхи реалізації радіаційно-індукованого ефекту на структурну організацію ПМ та ВМ ентероцитів тонкої кишки щурів. Для ПМ ентероцитів характерна модифікація фізичних властивостей поверхневих ділянок мембрани, конформаційні зміни білкових молекул, зменшення структурної впорядкованості ліпідної фази (анулярних ліпідів та загальної ліпідної фази). Для ВМ ентероцитів спостерігається не тільки модифікація білкової та ліпідної компоненти, а, в значній мірі, порушення їх динамічних властивостей, гідрофобних білок-ліпідних взаємодій та топографії.

Тобто, вплив малих доз радіації призводить до порушень, в основному, гідрофобних ділянок фосfolіпідного бішару клітинних мембран, її молекулярної упаковки та, відповідно, ліпід-ліпідних зв'язків, а також білок-ліпідної взаємодії.

Аналіз методом головних компонент структурного стану плазматичної та внутрішньоклітинної мембрани ентероцитів тонкої кишки за дії іонізуючої радіації в просторі визначених найсуттєвіших чотирьох головних компонент свідчить про чіткій розподіл як за типом мембран, так і способом опромінення (разова чи хронічна дія іонізуючої радіації). Для прикладу на Рисунку наведено групування у просторі головних компонент a_1 - a_3 ознак структурного стану мембран ентероцитів тонкої кишки за хронічної дії іонізуючої радіації.

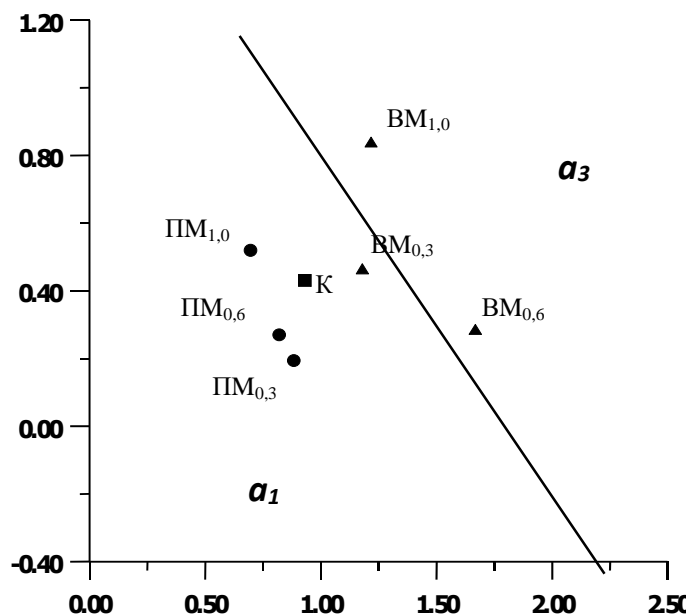


Рис. Групування у просторі головних компонент a_1 - a_3 ознак структурного стану апікальної та мітохондріальної мембран ентероцитів тонкої кишки за хронічної дії іонізуючої радіації

Примітка: К – контроль; ПМ – плазматична мембрана; ВМ – внутрішньоклітинна мембрана; хронічне опромінення в сумарній дозі 0,3 Гр; 0,6 Гр та 1,0 Гр (позначено індексом).

Спираючись на отримані результати стосовно структурного стану та фізичних властивостей мембран ентероцитів тонкої кишки за разової та хронічної дії іонізуючої радіації і враховуючи результати наших робіт [11, 14,18-20, 25, 28-30] та робіт інших авторів [2, 22], які стосуються механізмів радіаційної модифікації біомембран, можна зробити деякі припущення. Структурні зміни мембран ентероцитів тонкої кишки пов'язані як з модифікацією окремих компонентів (білків і ліпідів), так і з порушеннями їх динамічних властивостей. Регуляція активності мембранозв'язаних ферментів відбувається на рівні молекулярних взаємодій білкових молекул та анулярних ліпідів (білок-ліпідні взаємодії), а зміни в'язкості (структурної

впорядкованості) цієї ліпідної області модифікує організацію функціонально-активної конформації білкової молекули в мембрані.

Зниження мікрров'язкості прибілкових ліпідів вказує на зміни у взаємодії між білковими та ліпідними молекулами і, в свою чергу, на можливість утворення агрегатів білкових молекул, можливо за рахунок виникнення неспецифічних білок-білкових зв'язків (наприклад, в результаті окислення SH-груп тощо). Результатом подібних змін є збільшення проникності мембрани, порушення функціонування мембранозв'язаних ферментів та транспортних систем.

Обговорюється питання про участь структурного фактору в регуляції швидкості пероксидного окиснення ліпідів. Після опромінення рухомість ліпідної фази в мембранних препаратах підвищується. Поряд з цим зростає обертальна і латеральна дифузія жирнокислотних ланцюгів фосфоліпідів. Напевно, індуковані радіацією структурні зміни в мембранах можуть виконувати роль фактора активації пероксидного окиснення ліпідів. Продукти процесу ПОЛ можуть, в свою чергу, також викликати конформаційні порушення компонентів мембрани.

Таким чином, в основі структурних порушень мембран лежить складний комплекс взаємопов'язаних та взаємообумовлених процесів. В модифікації ліпідної компоненти важливу роль також відіграють зміни ліпідного та жирнокислотного складу, накопичення лізоформ фосфоліпідів, продуктів ПОЛ та зниження активності антиокислювальної системи. Модифікація динамічного стану компонентів біологічних мембран може зумовити порушення їх функціональних властивостей.

Опромінення in vitro

Структурний стан поверхневого шару мембран еритроцитів оцінювали з використанням флуоресцентного зонду АНС, як описано вище. Виявлені зміни параметрів флуоресценції мембранозв'язаного АНС в умовах опромінення, що пов'язано з процесами його взаємодії з мембраною та порушенням квантового виходу флуоресценції зонду. Це свідчить про

локальні структурні перебудови мембрани в місцях зв'язування зонду, що найбільше проявляється при поглинутих дозах 10^{-7} та 10^{-5} Гр.

Дослідження мікрров'язкості загальної ліпідної фази та анулярних ліпідів (знаходяться на відстані ближче 3 нм від білкової глобули) показало зміни структурної впорядкованості ліпідної компоненти мембрани в залежності від дози опромінення.

В умовах досліду виявлені різнонаправлені зміни флуоресценції триптофанових залишків білкових молекул в мембранах еритроцитів, які можуть бути зумовлені як конформаційними перебудовами білкової молекули так внутрішньомолекулярною динамікою білків. Встановлені параметри гасіння триптофанової флуоресценції мембран зовнішнім нейтральним полярним гасником – акриламідом вказує на конформаційні зміни білкових молекул за дії опромінення. Крім того, дослідження явища індуктивно-резонансного переносу енергії в парах флуорофорів дозволило стверджувати про такі структурні перебудови мембрани, які призводять до зростання її ефективної товщини, а також структурну модифікацію поверхневих ділянок мембран. Зокрема, можна відмітити збільшення ступеню занурення білків у гідрофобний бішар мембрани за поглинутої дози 10^{-5} Гр. Зниження ефективності переносу енергії в парі триптофан-пірен за поглинутої дози 10^{-7} Гр може свідчити про збільшення ступеню експонування білків у водну фазу чи/або агрегацію білкових молекул, яка приводить до збільшення відстані між донором та акцептором.

Таким чином в умовах опромінення *in vitro* з потужністю дози від 10^{-8} до 10^{-5} Гр/год спостерігається модифікація структурного стану мембран еритроцитів, за відсутності монотонність у залежності від дози (потужності) опромінення. Радіаційно-індукований ефект спостерігається лише в полі дії надмалих доз опромінення, а зняття цього поля призводить до відновлення показників. Виявлено різнонаправлений ефект опромінення в надмалих дозах на білкову та ліпідну компоненту мембран. Так за поглинутої дози 10^{-7} Гр спостерігається зростання структурної впорядкованості ліпідної компоненти

мембран, а за дози 10^{-5} Гр – зниження. Структурні перебудови білкової молекули супроводжуються зростанням експонування триптофанових залишків на поверхні мембран (10^{-7} Гр) чи зниження експонування (за 10^{-5} Гр). Встановлені різнонаправлені зміни досліджуваних показників структурного стану мембран в інтервалі доз 10^{-7} – 10^{-5} Гр свідчать про особливості реалізації структурної відповіді мембран в полі дії надмалих доз випромінювання.

Особливості біологічної дії іонізуючої радіації полягають в процесах іонізації та збудження атомів та молекул з наступним утворенням високоактивних пероксидів та радикалів. Ці процеси протікають при будь-якій дозі опромінення. Звичайно, що від дози опромінення, тобто поглиненої енергії, залежить кількість цих змін. Виходячи з цього, структурна модифікація мембран може відбуватись як внаслідок безпосередньої дії на білкові та ліпідні компоненти мембран, так і опосередковано у результаті протікання окисних процесів.

На даний час виділяють наступні характерні ефекти дії фізичних чинників у малих та надмалих дозах. Немонотонна, полімодальна залежність „доза-ефект”. Максимум активності спостерігається лише в певних інтервалах доз: ефект збільшується при понадмалих дозах, із зростанням дози, зменшується, а потім знову підсилюється. Спостерігається підсилення ефекту із зниженням інтенсивності в певних інтервалах потужності та доз. Встановлено багато спільного в прояві на клітинний метаболізм біологічно активних речовин в малих дозах та фізичних чинників низької інтенсивності. Природа подібного феномена може бути пов'язана із спільністю критичній мішеней, а саме: клітинних мембран, а також особливостями кінетики реакцій в яких важливу роль відіграють слабкі взаємодії. Це підкреслює внесок мембранних порушень у пошкодження клітини, в тому числі і за малих та надмалих доз іонізуючого опромінення, що продемонстровано в представлених дослідженнях. Тобто, складна відповідь біологічної структури – клітинної мембрани на дію малих доз іонізуючої радіації реалізується через її макромолекулярні структурні перебудови.

Список літератури

- 1.Кутлахмедов Ю.О., Войціцький В.М., Хижняк С.В. Радіобіологія: підручник. К.: ВПЦ «Київський університет», 2011. 543с.
- 2.Гусев Н.Г., Дмитриев П.П. Радоактивные цепочки: справочник: 2-е изд. перераб. и доп. М.: Энергоатомиздат, 1988. 112 с.
- 3.Глобальне здоров'я, якість і безпека життя (основи нутриціології, харчові та біологічно активні добавки, добавки в косметичних засобах, токсичні ксенобіотики, органічне землеробство, допінгові та наркотичні засоби, біологічні отрути, стрес, паразитологія, генетична інженерія): довідник-монографія: у 3 т. / Войціцький В. М., Хижняк С. В., Данчук В. В. та ін. / за ред. В.О. Ушкалова. К.: ЦК «Компринт», 2019. 612 с.
- 4.Эйдус Л.Х. Мембранный механизм биологического действия малых доз. М.: Типография ФНПР, 2001. 82 с.
- 5.Рябухин Ю.С. Низкие уровни ионизирующего излучения и здоровье: системный подход (аналитический обзор). *Мед. радиология и радиационная безопасность*. 2000. № 4. С. 5–45.
- 6.Кудряшов Ю.Б. Радиационная биофизика (ионизирующее излучение). М.: ФИЗМАТЛИТ, 2004. 448с.
- 7.Choudhary D., Srivastava M., Sarma A., Kale R.K. Effect of higt linear energy transfer radiation in biological membranes. *Radiat. Environ. Biophys.* 1998. Vol. 73. P. 177-185. 1.
- 8.Рыскулова С.Т. Радиационная биология плазматических мембран.- М.: Энергоатомиздат, 1986. – 126с.
- 9.Gennis R. Biomembranes: molecular structure and function. М.: Mir,1997. 624.
- 10.Хижняк С.В., Нагнибедюк В.В., Ващенко І.В., Войціцький В.М Структурні зміни апікальної мембрани ентероцитів в результаті впливу рентгенівського випромінювання. *Укр. радіологічний журнал*. 1996. Т.4. С.79–80.

11. Хижняк С.В. Радіочутливість клітин епітелію тонкої кишки: монографія. К.: «Київський університет», 1997. 148 с.
12. Хижняк С.В. Сравнительное изучение физических свойств апикальной и базолатеральной мембран энтероцитов тонкого кишечника после воздействия ионизирующей радиации *Укр. биохим. журнал*. 1998. Т.70. № 1. С. 44–48.
13. Хижняк С.В., Степанова Л.І., Ромась І.І., Бублик А.А. Використання флуоресцентних зондів для оцінки розмірів апікальної мембрани ентероцитів після дії іонізуючої радіації. *Укр. радіологічний журнал*. 1998. № 2. С. 209–211.
14. Hizhnyak S.V., Bublik A.A., Voitsitsky V.M., Kucherenko N.E. Functioning of Systems of the Neutral Amino Acid Transport in Enterocyte Brush-Border Membranes of Rat Small Intestine under Normal Conditions and after Ionising Radiation. *Membr. and Cell Biol.* 2001. 14 (6), 765–771.
15. Hizhnyak S., Babich L.V., Klepko A.V., Voitsitskiy V.M. Chronic effect of ionizing radiation in low doses and cadmium on the organism. *Ann. Univer. Mariae Curie-Sklodowska (Lublinie) Section DDD*. (2002). XV(41), 449–452.
16. Хижняк С.В., Бабич Л.В., Клепко А.В., Вечера О.О., Балан П.П., Степанова Л.І. Вплив хронічного іонізуючого випромінювання та кадмію на вміст ліпідів та ліпопротеїнів в крові щурів. *Вісник Київського нац. університету імені Тараса Шевченка. Біологія*. 2002. № 36. С. 8–10.
17. Хижняк С.В., Клепко А.В., Кисіль О.О., Бабич Л.В., Прохорова А.О., Войціцький В.М. Дослідження хронічної дії малих доз іонізуючої радіації та кадмію на різні тканини щурів. *Проблеми радіаційної медицини та радіобіології*. 2003. №3. С. 39–45.
18. Хижняк С.В., Кучеренко М.Є., Вексларський Р.З., Войціцький В.М. Энтероциты тонкой кишки та радіація. К.: Фітосоціоцентр, 2003. 176 с.

- 19.Хижняк С.В., Клепко А.В., Кисіль О.О., Бабич Л.В., Войціцький В.М., Кучеренко М.Є. Біологічні ефекти хронічної дії йонізуючої радіації та йонів кадмію. *Укр. радіологічний журнал*. 2003. № 3. С. 298–304.
- 20.Хижняк С.В., Кисиль Е.А., Биць Н.В., Лапоша О.А., Войцицкий В.М. Са-транспортуючі властивості плазматичної та мітохондріальної мембран ентероцитів тонкої кишки за одноразової та хронічної дії іонізуючої радіації та кадмію. *Вісник Київського нац. університету імені Тараса Шевченка. Біологія*. 2004. № 43. С. 62–64.
- 21.Войцицкий В.М., Хижняк С.В., Клепко А.В. Кисиль Е.А., Курашов А.А. Комбинированное воздействие хронического низкодозового ионизирующего облучения и кадмия на организм / *Радиобиология и биология. Последствия низкоинтенсивных воздействий* (Труды Коми науч. центра УрО РАН). Сыктывкар: Коми научного Центра УрО РАН, 2003. С. 142–155.
- 22.Voitsitsky V., Hizhnyak S., Kurashov A., Kysil O., Bezdrobnay L., Kucherenko N. Principal component analysis at an estimation of chronic influence of low doses of ionizing radiation and cadmium on organism. 2005. In book *Equidosimetry* / Springer. Netherlands. P.389–402.
- 23.Хижняк С.В., Кисиль Е.А. Лапоша Е.А., Кудрявцева А.Г., Войцицкий В.М. Влияние хронического ионизирующего облучения на структурные свойства апикальной и митохондриальной мембран энтероцитов тонкого кишечника. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2006. Т.46. № 1. С. 27–33.
- 24.Войціцький В.М., Хижняк С.В. Радіаційно-індукована модифікація структурного стану плазматичної та мітохондріальної мембран ентероцитів слизової оболонки тонкої кишки / Радіаційно-індукована структурно-метаболична модифікація ентероцитів та лімфоїдних клітин / за ред. академіка НАН України М.Є. Кучеренка. Київ: “Фітосоціоцентр, 2006. С. 6-56.

25. Kysil O., Khyzhnyak S., Klepko A., Voitsitskiy V. The structural and functional state of enterocyte mitochondria under chronic and single ionizing irradiation In book "Current problems of radiation research". Kyiv: National Academy of Sciences of Ukraine, 2007. P. 134–151.
26. Войціцький В.М., Жирнов В.В., Лапоша О.А. Структурна організація мембран еритроцитів за дії іонізуючої радіації в надмалих дозах. *Фізика живого*. 2008. Т. 16. № 2. С. 58–64.
27. Zhirnov V.V., Khyzhnyak S.V., Voitsitskiy V.M. The effects of ultra-low dose β -radiation on the physical properties of human erythrocyte membranes. *International Journal of Radiation Biology*. 2010. Vol. 86. No. 6. P. 499–506.
28. Степанова Л.И., Хижняк С.В., Грубская Л.В., Прохорова А.А., Войцицкий В.М. Вплив іонізуючої радіації низької потужності на ліпідний склад внутрішньої мембрани еритроцитів тонкої кишки щурів. *Укр. радіологічний журнал*. 2011. Т. 57. № 1. С. 30–36.
29. Прохорова А.О., Степанова Л.И., Грогуль Є., Дехтярева М., Хижняк С.В. Вплив іонізуючої радіації низької потужності поглиненої дози на систему антиоксидантного захисту в організмі щурів. *Ядерна фізика та енергетика*. 2011. Т. 12. № 2. С. 186–192.
30. Хижняк С.В., Степанова Л.И., Грубская Л.В., Войціцький В.М. Функциональное состояние цепи переноса электронов митохондрий эритроцитов тонкого кишечника крыс после общего внешнего воздействия ионизирующей радиации низкой мощности дозы. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2013. Т. 53. № 4. С. 1–6.
31. Khyzhnyak S.V., Kysil O.O., Zhirnov V.V., Laposha O.A., Morozova V.S., Voitsitskiy V.M. Dose dependent rearrangement of cellular membranes induced by ionizing radiation. *Ядерна фізика та енергетика*. 2014. Т. 15. №2. С.154-162.

32. Khyzhnyak S.V., Bezdrobna L.K., Stepanova L.I., Morozova V.S., Voitsitskiy V.M. Oxidation and phosphorylation processes in the small intestine enterocytes mitochondria at the chronic influence of the ionizing radiation. *Проблеми радіаційної медицини та радіобіології*. 2014. Вип. 19. С. 420-427.
33. Khyzhnyak S., Zhirnov V., Midyk S., Glukhota G., Voitsitskiy V. Influence of ionizing radiation in low dose rate on mitochondrial membranes of different organs of experimental animals BIODIVERSITY after the Chernobyl Accident. The scientific proceedings of the International network AgroBioNet Part I. 2016. P. 137-142.
34. Loevinger R., Budinger T.F., Watson E.E. MIRD primer for absorbed dose calculations // New York: Society of Nuclear Medicine. – 1991. – 40 p.
35. Добрецов Г.Е. Флуоресцентные зонды в исследовании клеток, мембран и липопротеидов. М.: Наука, 1989. 277с.
36. Барабой В.А., Судковой Д.А. Окислительно-антиокислительный гомеостаз в норме и патологии. – К.: Чернобыльинформ, –1997.–Ч.1.–202с. – Ч.2. – 220с.

8. SPECIES VARIABILITY OF ANIMALS KARYOTYPES IN LOW-DOSE IONIZING IRRADIATION CONDITIONS

S.O. Kostenko

Genetic, Animal Breeding and Biotechnology Chair of the NUBiP of Ukraine

8. ВИДОВА МІНЛИВІСТЬ КАРІОТИПІВ ТВАРИН В УМОВАХ НИЗЬКИХ ДОЗ ІОНІЗУЮЧОГО ОПРОМІНЕННЯ

С.О. Костенко

Кафедра генетики, розведення та біотехнології тварин НУБіП України

Among the indicators of somatic mutagenesis in *Sus scrofa* and *Bos taurus* under conditions of chronic low-dose irradiation, the frequency of aneuploid and cells with micronucleus is a non-species-specific karyotype reaction. The vast majority of cells with micronuclei in the studied species are formed due to aneuploidy. In *S. scrofa*, in contrast to *B. taurus*, there is an increase in the frequency of cells with asynchronous splitting of centromeric chromatid regions, chromosomal and chromatid fragments, dicentric and ring chromosomes. The reactivity of somatic mutagenesis under conditions of chronic low-dose irradiation reflects the rate of evolutionary changes and the stability of the karyotype of the species.

Keywords. Somatic mutagenesis, *Sus scrofa*, *Bos taurus*, chronic low-dose irradiation, aneuploidy and micronucleus cells.

Серед показників соматичного мутагенезу *Sus scrofa* та *Bos taurus* в умовах хронічного опромінення низькими дозами частота анеуплоїдів та клітин з мікроядром - неспецифічна реакція каріотипу. Переважна більшість клітин з мікроядрами у досліджуваних видів утворюється завдяки анеуплоїдії. У *S. scrofa*, на відміну від *B. taurus*, спостерігається збільшення частоти клітин з асинхронним розщепленням центромірних районів хроматид, хромосомними та хроматидними фрагментами, дицентричними та кільцевими хромосомами. Реакційна здатність соматичного мутагенезу в умовах

хронічного низькодозового опромінення відображає швидкість еволюційних змін та стабільність каріотипу виду.

Ключові слова. Соматичний мутагенез, *Sus scrofa*, *Bos taurus*, хронічне опромінення низькими дозами, анеуплоїдія, мікроядерні клітини.

For a long time, the data of paleontology [1] and comparative morphology served as the main tool in assumptions about time, pace and paths of evolution. The methodology for estimating evolutionary events based on the rate of first amino acid and later nucleotide substitutions, called molecular clock, began to be used in the 1960s [2]. According to some researchers, paleontological data are not always interpreted correctly, which complicates the assessment of time differences between species, obtained on their basis, and is a source of controversy in the study of molecular clock [3]. The molecular clock hypothesis remains controversial to this day for many reasons. This applies primarily to the inequality of substitutions. Because mutations can affect the viability of organisms, the clock can only work if they are neutral and genes drift. Another difficulty in interpreting nucleotide substitutions is their inconsistency over time, considering, for example, the rate of mutational changes per generation rather than per year [2]. Another approach to the assessment of evolutionary events is the reconstruction of rearrangements of certain chromosomes and their fragments, the assessment of fusion on the basis of data from genomic projects of different species [4]. The parameters of somatic mutagenesis are traditionally used to bioindicate the mutagenic effects of genotoxic environmental factors, drugs, etc. [5]. Domestic animals are an integral part of agroecosystems, whose genetic monitoring is both of theoretical and applied significance. Organisms of highly productive animals are increasingly approaching the limit of physiological capabilities, which determines the sensitivity to mutagenic factors [1, 6]. Cytogenetic methods are leading in the study of mutagenicity of factors and detection of mutability in animal husbandry [5, 7, 8, 9, 10]. According to the data of the monitoring of cattle populations that reproduce in areas affected by radiation and chemical pollution as a result of the Semipalatinsk nuclear test site action and the Chebulinsky underground nuclear explosion, in animals of different

productivity strains in different climatic and geographical conditions the same vector of influence and biological effect of radioactive contamination was established, which was expressed in the increase in the number of abnormal mitoses and chromosome gaps. The relationship of immunoreactivity with the growth of numerical mutations was revealed [10].

Cytogenetic studies do not always take into account the species-specific variability of their karyotypes, which are described, for example, in several species of murine rodents, reproducible in conditions of chronic low-dose irradiation [11]. Since the features of somatic mutagenesis of animals of *Bos taurus* and *Sus scrofa* species, which reproduce under constant exposure to ionizing radiation, have so far been little studied [12, 13, 14], the aim of our work was to identify species specificity of variability of their cytogenetic parameters.

Materials and methods

Studies of *Bos taurus* ($2n = 60$) were performed on cows of the Ukrainian Black-and-White Dairy breed, and *Sus scrofa* ($2n = 38$) - on sows of the Large White breed, which are the most common in Ukraine. The experimental groups were animals kept in areas of high radionuclide contamination. Cows were kept in the following farms of Kyiv region: Agricultural Cooperative "Mriya" Gornostaypil village of Ivankiv district (6 goals), Michurin Agricultural Cooperative in Dytyatky village of Ivankiv district ($n=14$), located in the area of chronic low-dose ionizing radiation ($24-96 \mu\text{R} / \text{h}$), and Shchorsa Agricultural Cooperative in Bila Tserkva district ($n=24$), Agrosvit Agricultural Ltd., Myronivskiy district ($n=28$), Knyazhychi Agricultural Ltd., Brovarskiy district ($n=6$), located in areas with an exposure dose of $11-13 \mu\text{R} / \text{year}$ (control). Sows were kept in the following farms: Druzhba Agricultural Ltd., Kovel district, Volyn region ($n=10$), SE Agroinvest of Chernihiv region ($n=10$), Lugovske Agricultural Ltd., Dnipropetrovsk region ($n=10$, $11-15 \mu\text{R} / \text{h}$, control) and Shpyli Agricultural Ltd. of Ivankiv district of Kyiv region (15 goals, $96 \text{ mR} / \text{h}$, experiment). Cytogenetic drugs were prepared according to the traditional method of culturing blood cells in vitro [15]. Quantitative chromosome abnormalities - aneuploidy (A), polyploidy (PP), cell frequency with

asynchronous splitting of centromeric chromatid regions (ASCCRs), structural aberrations - chromosome and chromatid breaks, dicentric and ring chromosomes were taken into account in the research process. Micronucleus testing was performed on the same drugs, counting mononuclear lymphocytes with micronuclei (NM) per 1000 cells (‰), examining at least 3000 cells for each animal. Photographs of metaphase plates and cells with micronuclei and binuclear lymphocytes are shown in Fig. 1–9. Statistical processing of the results was carried out by conventional methods of N.A. Plokhinsky [16].

Results and their discussion. Indicators of cytogenetic variability of animals presented in tables 1–2 testify to the fact that under the influence of chronic low-dose irradiation the studied animals are characterized by species-specific features of karyotype destabilization. If the control parameters of somatic mutagenesis in both pigs and cows are within the limits of spontaneous variability characteristic of mammals in the absence of genotoxic effects of mutagenesis factors [5, 17, 18, 19, 12, 13, 14, 8, 9, 20, 21], then under the action of chronic low-dose irradiation there are pronounced differences. Analysis of cytogenetic analysis data (Table 1-2) shows that the studied cows of the Ukrainian Black-and-White breed are characterized by a wide range of variability of such indicators as the number of cells with micronuclei and mitotic index. The lowest level of cells with micronuclei was found in animals of Knyazhychi Agricultural Ltd. in Brovarsky district, and the highest – in Michurin Agricultural Cooperative of Ivankiv district. It should be noted that despite the distance of 12 km between farms located in Ivankiv district, animals have a statistically significant difference in the level of cells with micronuclei. This may be due to the fact that Michurin Agricultural Cooperative of Ivankiv district is located on the border of the 30-km exclusion zone, as a result of which the animals of this farm are more strongly exposed to ionizing radiation. Comparing the data obtained by us with the results of studies by T.T. Glazko in 1988 (7.52 ‰) and 1993 (6.5 ‰), which were performed on holsteinized cows in the 30-km exclusion zone of the Chernobyl nuclear power plant, it should be noted that there are no significant differences between indicators. In terms of the frequency of binuclear lymphocytes

(6.9 ‰) and mitotic activity (7.4 ‰), we obtained indicators that are probably lower [5, 17], which may be due to both the influence of mitogens used and the season of research.

Among genomic disorders in cows under conditions of chronic low-dose irradiation, it is worth noting significantly higher (at $p < 0.05$) values of the percentage of aneuploidy compared to animals kept in areas that are safe for radioactive contamination (Table 1). A similar trend was also observed by us for sows of large white breed, which are kept under the influence of low-dose ionizing radiation (Table 1, 2) [18]. When comparing cytogenetic parameters of cows of two farms with different systems of keeping animals, some features of spontaneous mutagenesis should be noted. Mononuclear lymphocytes with micronuclei in cows of the farm Agrosvit Agricultural Ltd. occurred with a frequency of 3.4 ‰, which is 1.5 times more than in animals of Shchorsa Agricultural Cooperative, with a significant difference in mean values at $P > 0.99$. Binuclear lymphocytes (4.0 ‰) are 1.3 times more with a sufficient difference in the average values at $p > 0.99$ in the Agrosvit Agricultural Ltd. compared with Shchorsa Agricultural Cooperative. However, these data do not exceed the indicators characteristic of animals of this breed, conditionally control group (micronuclei cells - 6.0 ± 0.6 ‰ and binuclear cells - 6.0 ± 0.5 ‰), which were found by T.T. Glazko and N. A. Safonova [8]. This indicates the absence of direct toxic effects on the body of animals of the two farms.

No other differences were found in other disorders of the genome of somatic cells of Ukrainian Black and White Dairy cows. There was no increase in the marker indication of dairy cattle productivity - the frequency of **ASCCRs** in animals with chronic ionizing radiation. In general, the frequencies of **ASCCRs** in the cows of the two experimental groups studied by us were by one order of magnitude lower than the values obtained by cytogenetic analysis of holsteinized black-and-white dairy animals in the 30-km exclusion zone of the Chernobyl nuclear power plant. Thus, according to the results of T.T. Glazko, their frequency of the **ASCCRs** reached 9%. In terms of the percentage of aneuploidy (15.0%) and polyploidy (9.0%) cells, the author's data also outweigh our results [17]. This kind of difference

in the frequency of chromosomal abnormalities in somatic cells of the body under the influence of low-power ionizing radiation can be explained given the individual characteristics of cytogenetic variability of the studied cows, as well as small samples of animals for which cytogenetic control was performed.

According to the level of structural disorders, the indicators of somatic mutagenesis of cattle obtained by us are lower than those of similar ones given in the works of other authors [2, 18]. In cytogenetic studies of cows, we did not find metaphases with chromosome aberrations of the type of translocations and animals - carriers of constitutive cytogenetic anomalies. This coincides with the data of S.S. Suntsov and co-authors. They found no correlation ($r = 0.02$) between the frequency of Robertson translocations in somatic cells of Simmental cattle, which reproduce in conditions of high levels of radiation pollution (Semipalatinsk testing field), and the effective dose of radiation absorbed by them. Individuals of translocation carriers most likely inherited them from their parental forms. Accordingly, low-power ionizing radiation does not increase the formation of Robertson translocations in the karyotype of the studied animals de novo [10]. Analyzing the results of correlation analysis between different cytogenetic parameters of somatic cells of the studied cows, it should be noted that there is a direct significant (at $p < 0.05$) relationship of high strength ($r = 0.717$) between the percentage of aneuploidy and the frequency of leukocytes with micronuclei in animals of Michurin Agricultural Cooperative.

Therefore, due to low-dose ionizing radiation, the level of structural chromosome aberrations is not elevated in black-and-white dairy breed cows. The main reaction of the karyotype is the quantitative changes in the chromosomes of somatic cells by the type of aneuploidy and increased frequency of cells with micronuclei.

The data presented in Table.2, indicate that cows kept under conditions of background level of radiation have a frequency of cells with micronuclei characteristic for the mammal control indicators [21]. The highest level of lymphocytes with micronuclei was characteristic of animals kept in conditions of increased ionizing radiation - 7.13 ‰ ($P > 0.999$). The obtained indicator exceeds the

upper limit of the parameters of conditional control of cells with micronuclei for mammals (5.6 ‰) [21]. The level of individual variability of animals was 4.0 ± 0.57 ‰ - 10.0 ± 0.57 ‰, which may indicate different sensitivity of the studied animals to chronic low-dose radiation. According to D. Hasanbasic and D. Rukavina, in pigs when irradiated with doses of 1–2 Gr, there is an increase in the frequency of cells with micronuclei in peripheral blood lymphocytes compared to non-irradiated animals [22]. It should be noted that in the control of studies, the number of cells with micronuclei was 5.8 ‰. When irradiated with a dose of 1 Gr in pigs there were 35.8 ‰ cells with micronuclei, with a dose of 2 Gr - 69.2 ‰. Increasing the radiation dose to 3 Gr led to an increase in the frequency of cells with micronuclei to 76.2 ‰. The authors explained the lack of a linear relationship between the radiation dose and the output of cells with micronuclei by the saturation of the cells of the irradiated organism with chromosomal abnormalities with increasing radiation dose and, accordingly, the associations of different disorders with each other [22]. The results of cytogenetic analysis of metaphase plates of pigs are presented in table. 4. In sows kept in an area with a high radiation background, there is a statistically significant increase in the frequency of aneuploid metaphases and cells with chromatid breaks. Metaphase plates with dicentric ($0.55 \pm 0.24\%$) and circular ($0.47 \pm 0.14\%$) chromosomes, which are cytogenetic markers of ionizing radiation, were also detected in animals kept in chronic low-dose irradiation. The data of the control groups corresponded to the cytogenetic parameters obtained by other researchers [19]. It should be noted that according to I.G. Kobidze (1989), the frequency of metaphase plates with aneuploidy in animals of large white breed in the control conditions ranges from 4.5 to 19.4% [13]. Thus, the indicator obtained by us corresponds to the spontaneous level characteristic of a large white breed. Correlation analysis of the obtained data indicates that there is a direct relationship between aneuploidy and cells with micronuclei, which increases when exposed to chronic low-dose radiation. If in sows located in Dnipropetrovsk region, the correlation coefficient was 0.662 ($p > 0.99$), in Ivankiv district of Kyiv region it was 0.962 ($p > 0.999$). In sows kept in conditions of chronic low-dose irradiation, lower

rates of fertility and preservation of piglets were found. The higher percentage of emergency farrowings in animals that reproduce in radiation-unfavorable areas, as well as the increased frequency of aneuploidy cells that accompanies it, may indicate that chronic low-dose exposure leads to loss of offspring due to aneuploidy. This assumption is supported by the presence of a correlation ($r = -0.75$) between the frequency of aneuploidy cells and multiplicity, as well as data that in animals with an increased frequency of aneuploidy there is an increase in the percentage of stillborn piglets [12].

This applies to higher levels of metaphase frequencies with aneuploidy, **ASCCRs**, chromosomal and chromatid breaks in *S. scrofa* under conditions of chronic low-dose ionizing irradiation. In pigs, metaphases with dicentric and ring chromosomes were also detected, the presence of which is considered as cytogenetic indicators of ionic interrogation. As for the frequency of cells with micronuclei, its increase was characteristic of the two studied species. There was also a statistically significant increase in the level of cells with aneuploidy compared with controls in both *S. scrofa* and *B. taurus*. Correlation analysis between the number of cells with aneuploidy and micronuclei revealed a statistically significant positive relationship, which increased under chronic low-dose irradiation from 0.45 (*S. scrofa*) and 0.62 (*B. taurus*) to 0.96 (*S. scrofa*) and 0.7 (*B. taurus*). Thus, we can assume that the increase in cell frequency under conditions of chronic low-dose irradiation in the vast majority is due to the loss of individual chromosomes in animals of the two studied species.

Differences in the reactivity of the karyotype to the effects of chronic ionizing radiation (Fig. 9) can be due to various reasons. This applies to the features of the karyotype [11], as well as the work of the reparative, immune systems [24], the effectiveness of the implantation barrier [15], gene expression [5], etc. One of the aspects considered in connection with the species-specific response to ionizing radiation is the differences in the reproductive potential of animals. It should also be noted that in *S. scrofa*, the change of generations occurs much faster than in *B. taurus*. Monocotyledons, in contrast to multifertile, are characterized by a lower

level of variability, which may be due to more stringent selection pressure [6]. Comparison of the frequency of birth of animals carrying constitutive karyotype disorders among pigs and cattle shows that the species differ significantly. If for *B. taurus* in the vast majority are diagnosed only Robertson translocations, which involve mainly the first chromosome (Rb 1; 29) and inversions, as well as aneuploidy of sex chromosomes, then in *S. scrofa* involvement in the rearrangement of all chromosomes of the karyotype. The distribution of Rb 1; 29 among beef cattle is controversial: according to some scientists, it is said that breeding bulls receive it from mothers who have not been karyotyped, others do not exclude the occurrence of these translocations de novo [25]. In *S. scrofa*, 0.4% of young boars are carriers of constitutive karyotype disorders that have arisen de novo [23, 26]. Thus, we can assume that the karyotype of pigs is characterized by less stability, which may be due to the presence of fragile (fragile, fragily) sites, the location of which is associated with checkpoints of evolutionary events [27]. According to the model of uneven distribution of breakpoints, in the genomes of mammals there are areas with high and low frequency of chromosomal rearrangements. The presence of "hot spots", where breaks and inversions of chromosomes occurred more often than in other areas of chromosomes, increases the likelihood of the same break (or very similar) or inversion in different lines of the phylogenetic tree [27].

According to A.P. Kulemzina, obtained by comparative chromosomal painting, the rate of evolution of karyotypes of the Suina group is much higher than Bovidae [28]. From the beginning of the formation of karyotypes of ancient camels (63 million years) to the divergence of modern species (11 million years) there were 14 reconstructions, which corresponds to 0.28 reconstructions / million years. The karyotype of camels and llamas after separation from each other have not undergone any interchromosomal rearrangements and remain conservative for the last 11 million years, which is similar to the rate of chromosomal evolution of karyotypes of rhinos and tapirs of the New World. The period of apparent cessation of karyotype evolution within the Pecora group lasts from the formation of the ancestral karyotype of this group to the division of Giraffidae, and then there is large cattle after the

formation of the ancestral karyotype Bovidae. For Cetartiodactyla, the fastest rate of transformation is observed in the formation of the ancestral karyotype Suina (1.76 rearrangements / million). After the divergence of this group, the rate of fixation of rearrangements in *S. scrofa* fell seven times [28].

Thus, among the indicators of somatic mutagenesis in *S. scrofa* and *B. taurus* under conditions of chronic low-dose irradiation, the frequency of aneuploid and micronuclear cells is a non-species-specific karyotype reaction. The vast majority of cells with micronuclei in the studied species are formed due to aneuploidy. In *S. scrofa*, in contrast to *B. taurus*, there is an increase in the frequency of cells with ARCR, chromosomal and chromatid fragments, dicentric and ring chromosomes. The reactivity of somatic mutagenesis under conditions of chronic low-dose irradiation reflects the rate of evolutionary changes and the stability of the karyotype of the species.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Farina S. Late Pleistocene-Holocene mammals from “Canale delle Acque Alte (Cale Mussolini)” (Agro Pontino, Latium) // *Bollettino della Società Paleontologica Italiana*. 2011. N 50 (1). P. 11–22.
2. Ней М., Кумар С. Молекулярная эволюция и филогенетика. К.: КВІЦ, 2004. 418 с.
3. Jing-Fen Kang, Xiang-Long Li, Rong-Yan Zhou et al. Bioinformatics analysis of lactoferrin gene for several species // *Biochem. Genet.* 2008. Vol. 46. P. 312–322.
4. Haig D. The complex history of distal human chromosome 1q // *Genomics*. 2005. N 86. P. 767–770.
5. Глазко Т. Т. Мікроядерний тест у великої рогатої худоби // *Вісн. аграрної науки*. 2001. Т. 39. С. 45–48.
6. Моссэ И. Б. Существуют ли радиационно-индуцированные мутации у человека? // *Фактори експериментальної еволюції організмів: зб. наук. пр. НАН України, УААН України, НАМН*

- України, Укр. т-во генетиків і селекціонерів ім. М. І. Вавілова; [редкол.]; за ред. В. А. Кунах. К.: Логос, 2011. Т. 10. С. 124–128.
7. Красота В. Ф., Семенов А. С., Бакай А. И. Цитологический скрининг коров с нарушениями воспроизводительной функции // Сельскохозяйственная биология. 2007. № 6. С. 58–62.
 8. Сафонова Н. А., Глазко Т. Т. Меж- и внутривидовая цитогенетическая нестабильность у крупного рогатого скота // Зб. наук. праць Ін-ту агроєкології та біотехнології УААН. 2000. № 4. С. 198–209.
 9. Семенов А. С. Цитогенетический скрининг в различных популяциях голштинизированного скота: автореф. дис. ... д-ра с.-г. наук: 06.02.07. Новосибирск, 2010. 16 с.
 10. Сунцов С.С., Лобанова Т. В. Взаимосвязь аномалий крупного рогатого скота с их иммунным статусом в районе Семипалатинского полигона // Зоотехния. 2010. №2. С. 66–68.
 11. Костенко С. О., Глазко Т. Т., Бунтова Е. Г. Видоспецифичность дестабилизации кариотипа в условиях радионуклидного загрязнения (ЧАЭС) у полевок *Microtus oeconomus*, *Microtus arvalis*, *Clethrionomys glareolus* // Цитология і генетика. 2001. Т. 35. № 2. С. 11–18.
 12. Кленовицкий П. М., Завада А. Н., Лобан Н. А. и др. Вопросы прикладной цитогенетики свиней // III Междунар. науч.-практ. конф. (Дубровицы, 2005). Т. 2. С. 183–186.
 13. Кобидзе И. Г. Цитогенетическое обследование племенных хрячков пород крупная белая и ландрас // Вопросы производства свиней. Бюлл. науч. работ ВИЖа. 1989. Вып. 93. С. 56–58.
 14. Кобозева Н. А. Цитогенетична мінливість у ВРХ у зв'язку з різними факторами добору: автореф. дис. ... канд. біол. наук: 03.00.15. К., 2001. 17 с.

15. Шельов А. В., Дзіцюк В. В. Методика приготування метафазних хромосом лімфоцитів периферійної крові тварин // Методики наукових досліджень із селекції, генетики та біотехнології у тваринництві: наук. зб. К., 2005. С. 210–213.
16. Плохинский Н.А. Биометрия. 2-е изд. М.: Изд-во МГУ, 1970. 367 с.
17. Глазко Т. Т., Дубицкий С. Е., Косовский Г. Ю. Частоты встречаемости цитогенетических аномалий в клетках крови крупного рогатого скота разных направлений продуктивности при действии низких доз ионизирующего излучения // Сельскохозяйственная биология. 2007. № 6. С. 58–62.
18. Джус П. П., Костенко С. О., Сидоренко О. В. Цитогенетичний аналіз свиней, яких утримують в різних радіоекологічних умовах // Наук. вісн. Львів. нац. ун-ту ветерин. медицини та біотехнології ім. С.З.Гжицького. Сер. харчові технології. 2010. Т. 12. № 2 (44). Част. 4. С. 178–182.
19. Дзіцюк В. В. Використання цитогенетичних методів у селекції плідників. К.: Аграрна наука, 2009. 60 с.
20. Шельов А. В. Цитогенетична оцінка племінних ресурсів сільськогосподарських тварин: автореф. дис. ... канд. с.-г. наук: 03.00.15. с. Чубинське, 2008. 17 с.
21. Cea G. F., Etcheberry K. F., Dulout F. N. Induction of micronuclei in mouse bone-marrow cells by the flavonoid 5,3',4'-trihydroxy-3,6,7,8-tetramethoxy-flavone (THTMF) // Mutat. Res. 1983. Mar. N 119(3). P. 339–342.
22. Hasanbasic D., Rukavina D. Micronuclei in lymphocytes of horses and pigs after in vitro irradiation // Acta Veterinaria. 2007. Vol. 57. No 4. P. 341–350.

23. Ducos A., Berland H. M., Bonnet N. et al. Chromosomal control of pig populations in France: 2002–2006 survey // *Genet Sel Evol.* 2007. Vol. 39. P. 583–597.
24. Ильинских Н. Н., Бочаров Б. Ф. Цитогенетический гомеостаз и иммунитет. Новосибирск: Наука, 1984. 256 с.
25. Citek J., Rubes J., Hajkova J. Short communication: Robertsonian translocations, chimerism, and aneuploidy in cattle // *J. Dairy Sci.* Vol. 92. Issue 7. July 2009. P. 3481–3483.
26. Ducos A., Revay T., Kovacs A. et al. Cytogenetic screening of livestock populations in Europe: an overview // *Cytogenet Genome Res.* 2008. N 120. P. 26–41.
27. Picone B., Sineo L. Reconstructing the phylogeny of the human chromosome 4 synteny using comparative karyology and genomic data analysis // *Cariologia.* 2010. Vol. 63. N 3. P. 314–334.
28. Кулемзина А. И. Сравнительная цитогенетика основных таксонов в отрядах Perissodactyla и Cetartiodactyla (Laurasiatheria, Mammalia): автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.02.07. Новосибирск, 2010. 20 с.
29. Эрнст Л. К., Жигачев А. И. Мониторинг генетических болезней животных в системе крупномасштабной селекции. М., 2006. 383 с.

1. Characteristics of cytogenetic variability of blood cells of cattle and pigs in different radioecological conditions

Groups	Agricultural enterprise	Cells with micronuclei MN, ‰	Binuclear cell (BN), ‰	Mitotic index MI, ‰
Bos taurus				
<i>Areas with a control level of ionizing radiation</i>				
a	SVK them. Shchorsa (n = 24)	2,2±1,3***	2,9±1,2	4,1±2,7
b	Agrosvit LLC (n = 28)	3,4±1,9*	4,0±2,28	8,0±5,26
c	LLC "Knyazhychi" of Brovary district (n = 6)	1.87 ± 0.51 ***	1.07 ± 0.24	2.4 ± 0.34
<i>Areas with high levels of ionizing radiation</i>				
d	SGVK them. Michurin of Ivankiv district (n = 14)	7,52±0,35***	1,88±0,25	1,74±0,22
e	Hornostaypil village, Ivankiv district (n = 6)	4,76±0,25***	1,95±0,18‰	1,80±0,21
Sus scrofa				
<i>Areas with a control level of ionizing radiation</i>				
f	LLC "Druzhba" of Kovel district Volyn region (10)	2,12±0,30***	0,49±0,11***	1,89±0,40
g	Agroinvest LLC, Chernihiv region (n = 10)	1,97±0,14***	0,33±0,11***	2,11±0,11
k	Lugovske LLC, Dnipropetrovsk Region (n = 10)	2,5±0,29***	1,53±0,14***	1,97±0,34
<i>Areas with high levels of ionizing radiation</i>				
l	LLC "Spiers" of Ivankiv district Kyiv region (n = 15)	7,13±0,82***	2,07±0,33***	1,4±0,81

Note. * - $p < 0,05$; ** - $p < 0,01$; *** - $p < 0,001$.

*** - at $p < 0,001$ (on the frequency of MN between f and l, g and l, k and l groups; on the frequency of MN - between f and l, g and l, f and k, g and k groups).

2. Characteristic of chromosomal variability of blood cells of cattle and pigs in different radioecological conditions of keeping

G r o u p s	Agricultural enterprise	Aneuploidy, %	Polyploidy, %	Chromosomal breaks, %	Chromatid breaks, %	ASCCRs, %
	<i>Bos taurus</i>					
<i>Areas with a control level of ionizing radiation</i>						
a	SVK them. Shchorsa (n = 24)	9,9±7,10	0,8±2,10	2,4± 2,30	2,2± 2,10	1,3±1,10
b	Agrosvit LLC (n = 28)	17,8±9,22	—	5,3±4,82	3,2±3,78	2,4±1,58
c	LLC "Knyazhychi" of Brovary district (n = 6)	4,23±1,28*	1,25±0,78	1,18±0,73	1,17±0,2	3,82±1,14
<i>Areas with high levels of ionizing radiation</i>						
d	SGVK them. Michurin of Ivankiv district (n = 14)	8,25±1,2*	0,81±0,54	1,24±0,6	1,76±0,69	3,16±0,83
<i>Sus scrofa</i>						
<i>Areas with a control level of ionizing radiation</i>						
e	LLC "Druzhba" of Kovel district Volyn region (10)	4,50±0,98***	1,73±0,63	2,85±0,76	3,31±0,98*	2,11±0,84
f	Lugovske LLC, Dnipropetrovsk Region (n = 10)	4,52±0,03***	---	1,34±0,02	---	---
<i>Areas with high levels of ionizing radiation</i>						
g	LLC "Spiers" of Ivankiv district Kyiv region (n = 15)	18,55±3,39***	2,98±1,75	2,89±0,03	5,69±0,12*	1,32±0,02

Note. * - $p < 0,05$ (c and d);; *** - $p < 0,001$ (e, f and g)

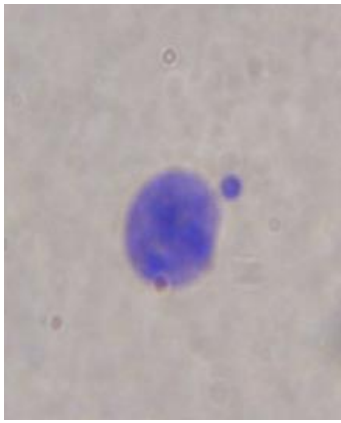


Fig. 1. Lymphocyte with micronucleus (MN)

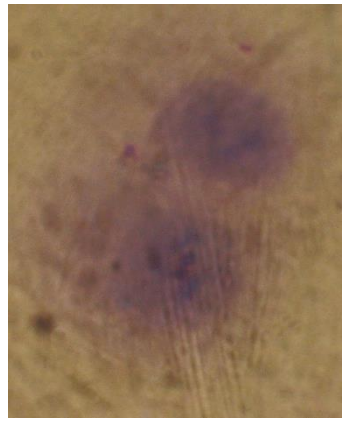


Fig. 2. Binuclear lymphocyte (BN)

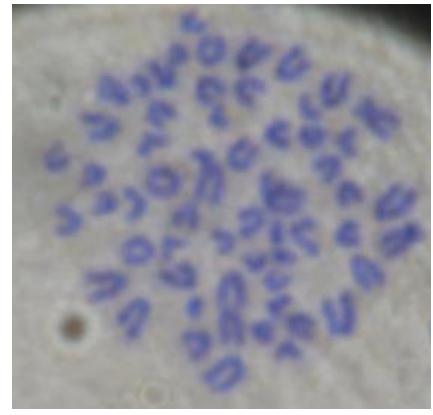


Fig. 3. Metaphase plate of cattle



Fig. 4. Ring chromosome, asynchronous splitting of centromeric chromatid regions, ASCCRs (*S. scrofa*)

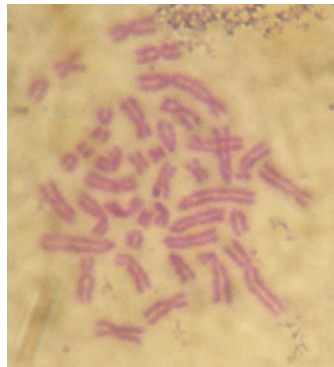


Fig. 5. Dicentric chromosome (*S. scrofa*)



Fig. 6. Aneuploidy (*S. scrofa*, $2n = 37$)



Fig. 7. Polyploidy metaphase plate (*B. taurus*)

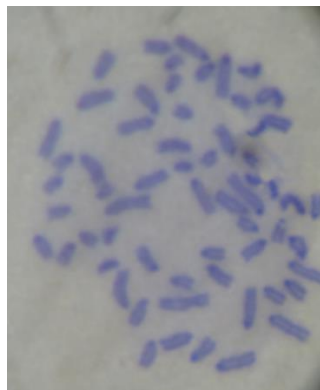


Fig. 8. Chromosome brake (*B. taurus*)

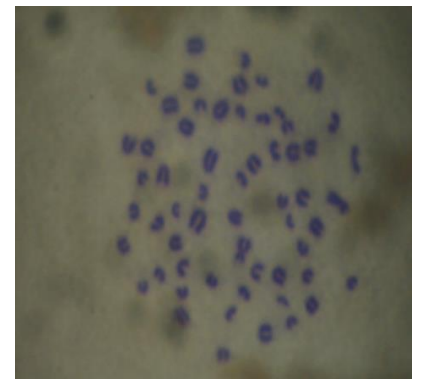


Fig. 9. Asynchronous splitting of centromeric chromatid regions, ASCCRs (*B. taurus*)

Figures 1-9. Illustrations of cytogenetic parameters studied in two mammalian species (domestic pig and cattle). Photos courtesy of P.P. Dzhuz and L.F. Starodub.

B
I
O

**D. Pareniuk, O. Odintsov, Yu. Ruban, K. Shavanova, L. Palamar, P. Sabenin,
N. Pavliuchenko, B. Sinenko, V. Khan, V. Krasnov**

G

*Institute for Safety Problems of Nuclear Power Plants of the National Academy of
Sciences of Ukraine*

e

n

n

l

1. Introduction.

t

E Interest in the microflora of NFC components arose quite a long time ago; nevertheless, it was only recently that the industrial use of bacteria as remediation agents left the realm of science fiction and began to be perceived as something realizable. Most of the research groups are focused on the analysis of the microbial community of nuclear fuel storage pools - as the media most accessible to microorganisms. Community studies were conducted in wet storage facilities of the Dofrentes NPP (Valencia, Spain) [1], Sellafield [2], Medras NPP (Kalpakkam,

P

n

R

u

d

)

ADDIN CSL_CITATION {"citationItems":[{"id":"ITEM-
b", "itemData":{"DOI":"10.1007/s12038-019-9937-

8", "ISSN":"09737138", "PMID":"31719217", "abstract":"Spent nuclear fuel (SNF) pool is an essential unit of a nuclear power plant infrastructure, where radioactive fuel rods are kept for cooling and shielding, before reprocessing. This study explored the presence of bacteria in SNF pool water with emphasis on their capability to form biofilms on pool wall cladding material stainless steel (SS-304L). Bacteria were

form biofilms at very low nutrient condition as well as in chronic radioactivity. The bacterial isolates formed biofilm on SS-304L and glass. However, the biofilm parameters assessed by CLSM microscopy showed that the strains preferred SS-304L surface for biofilm formation. On SS-304L, the maximum biomass (0.45 l μm^3 /l μm^2) was formed by *S. arlettae* when compared to maximum biomass (0.054 l μm^3 /l μm^2) by *Staphylococcus* sp., on glass. Maximum biofilm thickness on SS-304L was observed by *Staphylococcus* sp. (8.81 l μm) when compared to that of *S. epidermidis* (4.16 l μm) on the glass surface. The biofilm formation on SS-304L surface suggests the possible risk of microbial-induced corrosion of SNF pool cladding material. This study highlights the need for mandatory monitoring of microbial biofilm formation in an extreme environment such as SNF pool.

,"author":[{"dropping-particle":"","family":"Karley","given":"Dugeswar","non-dropping-particle":"","parse-names":false,"suffix":""},{dropping-particle":"","family":"Shukla","given":"Sudhir K.,"non-dropping-particle":"","parse-names":false,"suffix":""},{dropping-particle":"","family":"Rao","given":"T. Subba","non-dropping-particle":"","parse-names":false,"suffix":""}], "container-title":"Journal of biosciences","id":"ITEM-1","issue":"5","issued":{"date-parts":[["2019","10","1"]]},"page":"1-9","publisher":"NLM (Medline)","title":"Microbiota of spent nuclear fuel pool water with emphasis on their biofilm forming ability on stainless steel (SS-304L)","type":"article-journal","volume":"44"},"uris":["http://www.mendeley.com/documents/?uuid=f9ad2f67-cd28-3916-9333-f14df15102cf"]},{id":"ITEM-2","itemData":{"DOI":"10.1007/s11356-017-0376-5","ISSN":"16147499","PMID":"29063404","abstract":"A spent nuclear fuel (SNF) pool is a key facility for safe management of nuclear waste, where spent nuclear fuel rods are stored in a water pool. The spent fuel rods carry a significant amount of radioactivity; they are either recycled or stored for further processing. Pool water acts as a heat sink as well as a shield against the radiation present in spent/burned

fuel rods. The water used in these pools is filtered by an ultra-filtration process which makes certain the purity of water. As the life span of these pools is approximately 20 to 40 years, the maintenance of pure water is a big challenge. A number of researchers have shown the presence of bacterial communities in this ultrapure water. The bacterial types present in SNF pool water is of increasing interest for their potential bioremediation applications for radioactive waste. The present study showed the isolation of six bacterial species in the SNF pool water samples, which had significant radio-tolerance (D10 value 248 Gy to 2 kGy) and also biofilm-forming capabilities. These strains were also investigated for their heavy metal removal capacity. Maximum biofilm-mediated heavy metal (Co and Ni) removal (up to 3.8 µg/mg of biomass) was observed by three isolates (FPB1, FPB4, and FPB6). The ability of these bacterial isolates to survive in radioactive environments can be of great interest for remediation of radioactive contaminants.

l
a
n
g

1", "itemData": {"DOI": "10.1007/s002849900398", "ISSN": "03438651", "PMID": "9806976", "abstract": "Microbiological studies of spent nuclear fuel storage basins at Savannah River Site (SRS) were performed as a preliminary step to elucidate the potential for microbial-influenced corrosion (MIC) in these facilities. Total direct counts and culturable counts performed during a 2-year period indicated microbial densities of 10⁴ to 10⁷ cells/ml in water samples and on submerged metal coupons collected from these basins. Bacterial communities present in the basin transformed between 15% and 89% of the compounds present in Biolog(TM) plates. Additionally, the presence of several biocorrosion-relevant microbial groups (i.e., sulfate-reducing bacteria and acid-producing bacteria) was detected with commercially available test kits. Scanning electron microscopy and X-ray spectra analysis of osmium tetroxide-stained coupons demonstrated the development of microbial biofilm communities on some metal coupons submerged for 3 weeks in storage basins. After 12 months, coupons were fully covered by biofilms, with some deterioration of the coupon surface evident at the microscopical level. These results suggest that, despite the oligotrophic and radiological environment of the SRS storage basins and the active water deionization treatments commonly applied to prevent electrochemical corrosion in these facilities, these conditions do not prevent microbial colonization and survival. Such microbial densities and wide diversity of carbon source utilization reflect the ability of the microbial populations to adapt to these environments. The presumptive presence of sulfate-reducing bacteria and acid-producing bacteria and the development of biofilms on submerged coupons indicated that an environment for MIC of metal components in the storage basins may occur. However, to date, there has been no indication or evidence of MIC in the basins. Basin chemistry control and corrosion surveillance programs instituted several years ago have substantially abated all corrosion mechanisms."}, {"author": [{"dropping-particle": "", "family": "Santo Domingo", "given": "Jorge", "non-dropping-particle": "", "parse-names": false, "suffix": ""}, {"dropping-particle": "", "family": "Berry", "given": "Christopher", "non-dropping-particle": "", "parse-names": false, "suffix": ""}], "journal": "Microbial Corrosion and Biofilms", "month": "June", "page": "156-161", "year": "2000"}]

particle":"","parse-names":false,"suffix":"","},{ "dropping-
particle":"","family":"Summer","given":"Michael","non-dropping-
particle":"","parse-names":false,"suffix":"","},{ "dropping-
particle":"","family":"Fliermans","given":"Carl B.,"non-dropping-
particle":"","parse-names":false,"suffix":"","}], "container-title":"Current
Microbiology","id":"ITEM-1","issue":"6","issued":{"date-
parts":["1998","3","3"]},"page":"387-
394","publisher":"Springer","title":"Microbiology of spent nuclear fuel storage
basins","type":"article-
journal","volume":"37"},"uris":["http://www.mendeley.com/documents/?uuid=322
cd33f-b06b-3c34-b7bc-
5bd28561964b"}],"mendeley":{"formattedCitation":"[5]","plainTextFormattedCit
ation":"[5]","previouslyFormattedCitation":"(Santo Domingo, Berry, Summer, &
Fliermans,

1
998)"},"properties":{"noteIndex":0},"schema":"https://github.com/citation-style-

l
a
n
g
u
a

g The mechanism of accumulation of cesium by bacteria is described in the
classical work [7], indicating the accumulation of cesium in biomass through the
transport channels of potassium ions (vital for microorganisms), as well as
accumulation in the exopolymer complex (EPS). However, in numerous works of
his team, microorganisms isolated from external environments were not used - the
group focused on studying the migration of stable isotopes of cesium and strontium
as representatives of rare earth metals.

m At the current stage of human development, the viciousness of the desire to

a

/

r

receive "immediately and quickly and a lot" becomes quite obvious and, following Vernadsky, we are inclined to the idea of using natural processes and mechanisms in our own activities. The natural process of decomposition of any mineral or biotic formations for ecosystems is their water and biotic decomposition. Of course, this is far from the fastest process, but, nevertheless, an impressive part of the landforms (excluding those that formed as a result of tragic and sweeping cataclysms) were formed in this way - a fertile soil layer, stratification and leaching of rocks, the formation riverbeds, etc. Hypotheses about the biotic genesis of many of the sedimentary rocks have been confirmed. But in order to adopt such a powerful and uncompromising tool like microorganisms, you first need to study it. Perhaps we can use microorganisms as one of the links in the process of decommissioning fuel-containing masses, to control (accelerate / decelerate) the processes of their decomposition.

The degradation of uranium-containing fuel debris that remains in the sarcophagus of ChNPP promotes the elevation of accessibility of radionuclides in the environment as well as possesses the danger of radionuclides penetration into trophic chains of surrounding ecosystems. The study of the dynamics of fuel-containing masses corrosion is an important step in preparation for decommissioning both ChNPP and Fukushima Daiichi NPPs (1F) and transforming it into environmentally safe facilities. Bioleaching, emerging as the result of the of interaction of fuel-containing masses with bacterial and fungi in the aquatic environments, should be considered as one of the mechanisms of the described above degradation. However, our knowledge on the interaction of materials with microorganisms, as well as the sources of emerging of microorganisms, capable of metabolizing the radionuclides in ChNPP is limited.

Within this Joint Research, the microorganisms from water samples, collected in the sarcophagus and cooling pond of ChNPP and were collected and analyzed, and the microorganism-guided bioleaching of fuel-containing debris was investigated.

The subject of the research.

- The influence of microbiota on the degradation of fuel-



Figure 2. Cooling pond water sampling points.

2.2 DNA extraction

Microbial DNA was extracted using Qiagen Water DNA extraction kit:

- 3 DNA samples from the sarcophagus and 3 – from the cooling pond;
- DNA samples were extracted after 1, 7th and 34th day of cultivation.

Samples are stored in the ISP-NPP laboratories under -20 °C.

2.3 Bioleaching experiment

Grains of brown fuel-containing lava (Annex1) were sterilized (incubate in 96% alcohol for 10 min, rinse with distilled water, airdried) and prepared for cultivation.

Under sterilized conditions, 1 mL of NPP water sample, 1 grain of weighted brown ceramic lava, 250 mL sterilized nutrient medium was added into 500 mL sterilized glass flask (Exp-S). 1 mL of cooling pond water sample 1 grain of brown ceramic lava, 250 mL sterilized nutrient medium was added into 500 mL glass flask (Exp-P). At the same time, control group without brown ceramic lava (C-noLa), control group without microorganisms (C-noM), and control group using sterilized pure water, no basal medium (C-noBM) were created (Annex 2). Flasks were cultivated during 34 days under 37°C (no shaking). The cultivation experiments were conducted in triplicate.

Table 1. Experimental layout

Sample	Exp-S	Exp-P	C-noLa	C-noM	C-noBM
Lava	✓	✓	-	✓	✓
Source of the microorganism	1 ml of ChNPP water	1 ml of cooling pond water	1 ml of ChNPP water	1 ml of distilled water	1 ml of ChNPP water
Medium	Basal * growth medium, 250 ml	Basal * growth medium, 250 ml	Basal * growth medium, 250 ml	Basal * growth medium, 250 ml	Sterilized tap water, 250 ml
Replicates	3	3	3	3	3
Type of flasks	500 ml flasks with aeration caps	500 ml flasks with aeration caps	500 ml flasks with aeration caps	500 ml flasks with aeration caps	500 ml flasks with aeration caps
Shaking of the flasks y/n	✓	✓	✓	✓	✓

* basal medium: 10g/L glucose, 1.0g/L (NH₄)₂SO₄, 0.1g/L KCl, 0.1g/L

MgSO₄, 0.1g/L K₂HPO₄, 0.1g/L KH₂PO₄, 0.2g/L CaCl₂, 0.2g/L NaCl

2.4 Observation, sampling, and analysis during cultivation

- Under the sterile condition take 10 mL of cultivation liquid from 3 cultivation flasks of each cultivation mode (Exp, Exp-P, C-noLa, C-noM, C-noBM) for cell amount and gamma-spectrometry analysis.
- Samples were taken after 0, 1, 3, 7, 14, 21, 28, 34, 110 days of cultivation.
- pH was measured by MP512 Precise pH Meter ULAB. Levels of P, Fe, and NH₄ were analyzed through the Hannah Express analysis system..
- Gamma spectrum was estimated using a gamma spectrometer complex in composition the semiconductor detector of GL2020R from the ultrapure germanium of CANBERRA with the discriminability of 0,57 keV for energy of gamma quantum of 122 keV (gamma-line of 57 Co) and 16000-channel peak analyzer of impulses of CANBERRA. A detector has a beryllium window in thick 500 mkm. Minimum activity that is determined for geometry of measuring for the line of gamut (241 Am) of 59 keV presented 0,1 Bq/sample, for 137m Ba (661,6 keV) - 0,4 Bq/sample. Treatment of apparatus spectrums was executed in the software of GENIE - 2000. A scintillation gamma-spectrometer consists of analyzer of LP4900B (Nokia) and detector of BDEG-20P2 (NaI) used for operative determination of content ¹³⁷Cs.
- Microorganism cell amount was estimated via the Microscope stereoscopic MBC- 10. Digital microscope of Levenhuk D740T. Digital chamber for the microscope of DCM 500 dcm500, (5 MP, USB 2.0) - the program "ScopePhoto", allowing to look over and edit the got image, is included in the complete set of digital chamber.

3. Results

3.1. Bioleaching experiment

The content of P^{5+} , $Fe^{2,3+}$, NH_4^+ in water samples (Table 1), taken both from inside the sarcophagus and cooling pond, was estimated. Both samples have similar neutral pH reaction, but the concentration of cations varies significantly. The ion concentration in sample, taken from the cooling pond is normal as for water from water bodies all over Ukraine, while those in the sarcophagus water is significantly lower. That is why it is possible to assume that the microbiome, formed in that sample, will be strongly affected by not only exposure and radionuclide content, but also lack of nutrients.

Table 2. Concentration of main ions in water, sampled from the sarcophagus and from the cooling pond

V e s s e l n a m e	Exp-S (water, samples from the sarcophagus)	Exp-P (water, samples from the cooling pond)
p H	6,5	8,42
E h m		25

g O 2/ L		
P 5+ , m g / L	4,0	1,0
F e 2, 3+ , m g / L	1,7	4,1
N H 4+ , m g / L	8,0	29,0
C O		10

3^2 - m g / L		
H C O 3, m g / L -		50
H P O 4 - , m g / L		ND*
N O 3 - , m g		

/L		
C l , m g / L		
S O 4 ²⁻ , m g / L		
S i O 2, m g / L	ND	
C a 2+ , m		

g / L		
M g 2+ , m g / L		
U , m g / L		

*ND – not detected

Table 3. Main radiological characteristics of water, sampled from the sarcophagus and from the cooling pond, .

Ve sse l na me	Exp-S (water, samples from the sarcophagus)	Exp-P (water , sampl es from the coolin
----------------------------	--	--

		g pond)
Do se rat e, m Sv /h	0,1	0,001 24
¹³⁷ Cs , Bq /L		1,35 ± 0,38
⁹⁰ Sr, Bq /L		4,79 ± 0,52
²³⁸ Pu , Bq /L		ND
²³⁹ +24 Pu, Bq /L		ND

241 A m, Bq /L		ND
137 Cs , Bq /L		ND

*ND – not detected

The dynamics (Fig.3) of ^{137}Cs concentration in growth medium of the experimental flasks shows the leaching processes, ongoing in all of the flasks. The concentration of ^{137}Cs in the Exp-S sample differs significantly from the control samples C-noLa, C-noM, and C-noBM, as well as from the sample taken from the cooling pond Exp-P at $p = 0.05$. This indicates the influence of microorganisms that inhabit the water samples taken in the Sarcophagus on the processes of bioleaching of cesium from brown lava samples.

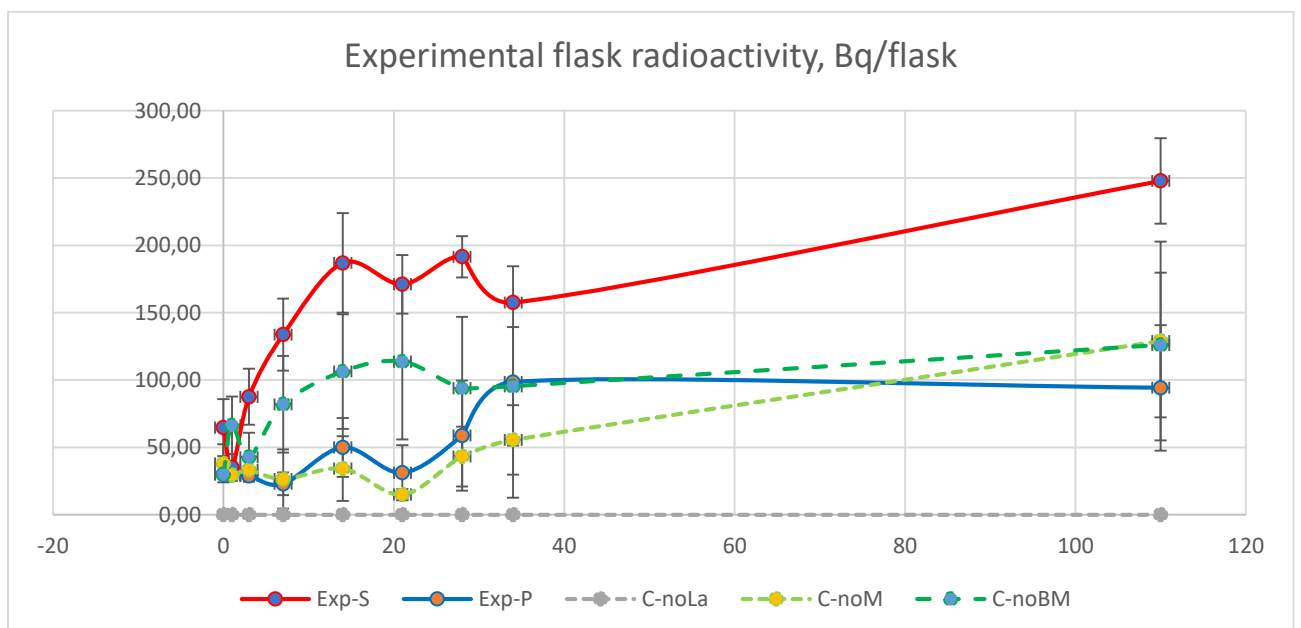


Figure 3. Concentration dynamics of ^{137}Cs in culture medium from fuel-containing lava particles. **Exp-S** (experiment-sarcophagus) – bacteria from NPP + nutrient medium + FCM grain; **Exp-P** (experiment-pond) – microorganisms from the cooling pond + nutrient medium + FCM grain; **C-noLa** (control – no lava) microorganisms from the cooling pond + nutrient medium, no FCM grain; **C-noM** (control – no microorganisms) nutrient medium + FCM grain, no microorganism inoculation; **C-noBM** (control – no basal medium) bacteria from NPP + FCM grain + sterilized water.

Differences between groups are statistically significant at $p < 0.05$.

To assess the relative input of microorganisms to the bioleaching of FCM samples, the leaching percentage of radioactive cesium in experimental and control vessels was calculated (Fig.4). Although, according to the obtained calculations, the contribution of microorganisms to bioleaching is minimal and ranges from 0.034 % to 0.128 %, the obtained calculations confirm the initial hypothesis about the influence of microorganisms from the Sarcophagus on the destruction of uranium-containing brown lava samples.

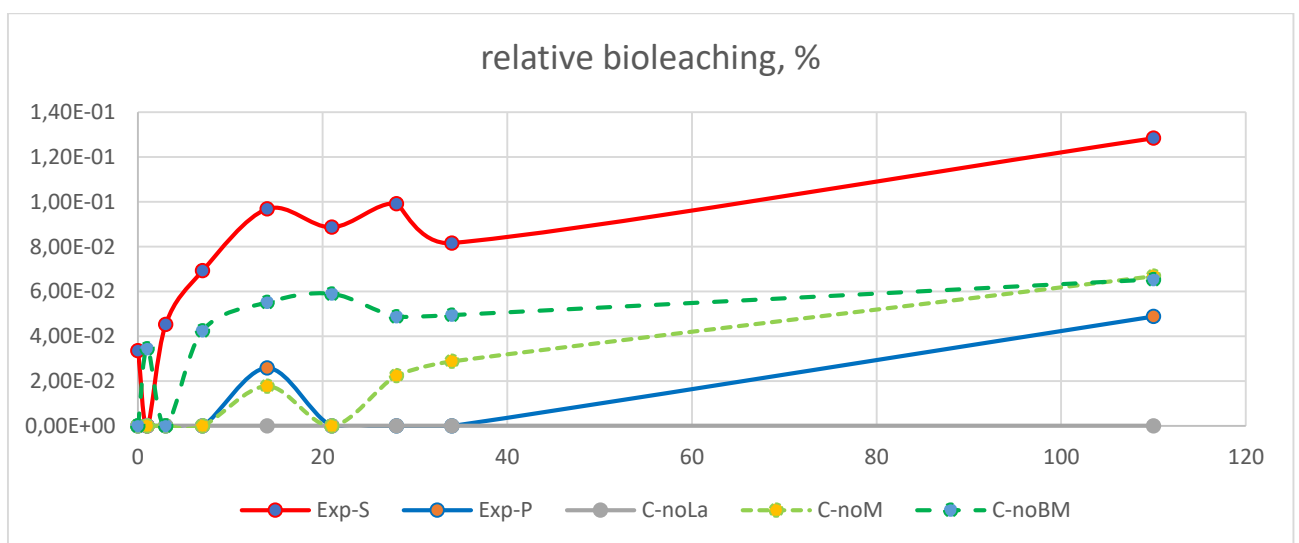


Figure 4. Relative bioleaching, % from the initial lava particle radioactivity. **Exp-S** (experiment-sarcophagus) – bacteria from NPP + nutrient medium + FCM

grain; **Exp-P** (experiment-pond) – microorganisms from the cooling pond + nutrient medium + FCM grain; **C-noLa** (control – no lava) microorganisms from the cooling pond + nutrient medium, no FCM grain; **C-noM** (control – no microorganisms) nutrient medium + FCM grain, no microorganism inoculation; **C-noBM** (control – no basal medium) bacteria from NPP + FCM grain + sterilized water.

Differences between groups are statistically significant at $p < 0.05$.

To determine the mechanisms of microorganism influence on the leaching processes, the pH of the culture medium was measured. According to the obtained data, the pH of the control sample without nutrient medium (C-noBM) is higher than neutral and fluctuates within $\text{pH} = 8-9$, which indicates an alkaline reaction of tap water in the Chernobyl town.

The sources of Chernobyl water supply are from local water horizons. That is why it is safe to state about the alkaline water reaction of whole region, including water from the inside of the NPP sarcophagus.

However, the pH of cultural medium of samples, based on distilled water and the acidity was normalized due to the protocol of nutrient medium, also shows important tendency. Thus, in the sample without microorganisms (C-noM) the pH does not change during the whole cultivation period, while both experimental samples (Exp-S and Exp-P), as well as control without lava (C-noLa) show a significant decrease of pH. Given the presence of microorganisms only in those flasks (Fig.6), it can be argued that they change the pH of the medium, modifying it to suit their needs. Changing the pH of the medium can also be one of the mechanisms of bioleaching, so in the next experiment it is proposed control the pH of the medium during all the cultivation by introducing a higher concentration of buffer solutions. The difference between the groups (Exp-S, Exp-P and C-noLa) does not show statistical significance at $p = 0.05$, which suggests only a tendency to the specific effect of microorganisms on the acidity of the nutrient medium depending on the sampling points.

It should also be noted that the acidity stabilized after the second week of cultivation, indicating the onset of plateaus in the development of culture of microorganisms.

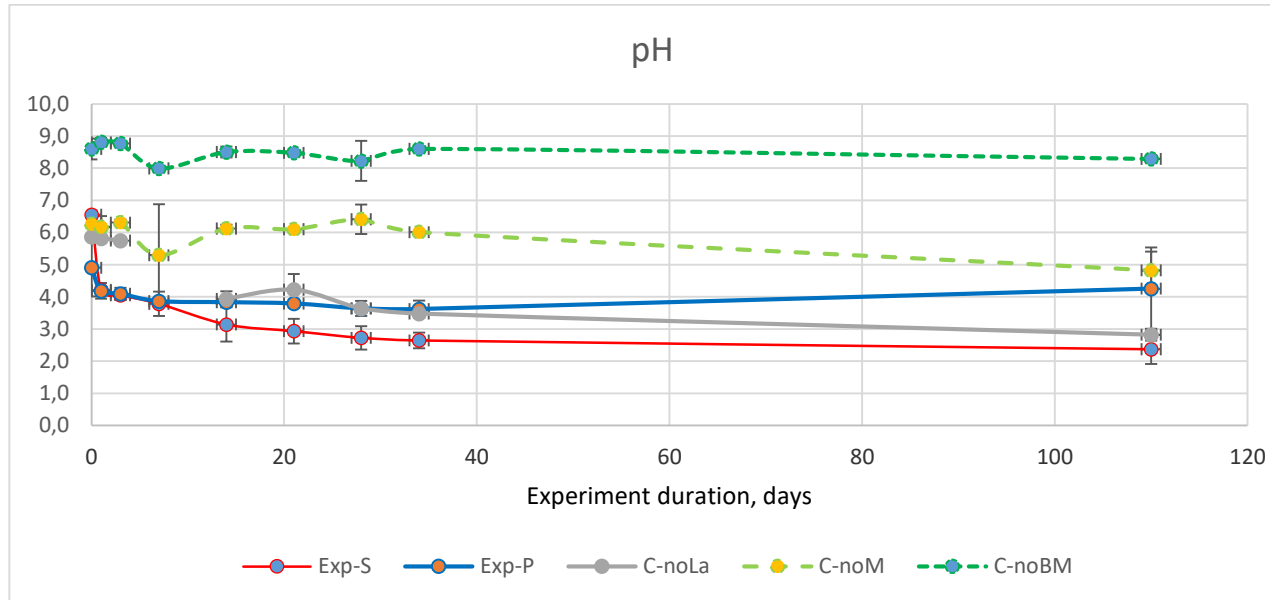


Figure 5. pH dynamics in the experimental flasks. **Exp-S** (experiment-sarcophagus) – bacteria from NPP + nutrient medium + FCM grain; **Exp-P** (experiment-pond) – microorganisms from the cooling pond + nutrient medium + FCM grain; **C-noLa** (control – no lava) microorganisms from the cooling pond + nutrient medium, no FCM grain; **C-noM** (control – no microorganisms) nutrient medium + FCM grain, no microorganism inoculation; **C-noBM** (control – no basal medium) bacteria from NPP + FCM grain + sterilized water.

The dynamics of the number of cells (Fig.6) indicates a rapid exponential increase in the number of cells during the first week of the experiment, a decrease in the number in the second week, and the onset of a plateau after two weeks of cultivation. After a month of experimentation, the plateau phase was not over, indicating the potential for a longer-term experiment.

It is important to note that the morphology of the cells observed during microscopic studies indicates a significant percentage of micromycetes in Exp-S

samples, with the original culture of microorganisms from NPP and a significant share of microscopic algae in Exp-P and C-noLa samples, with the original culture from the cooling pond. Based on this, in the next experiments it is proposed to introduce fungicides and algacides into the nutrient medium to differentiate microorganisms of different kingdoms.

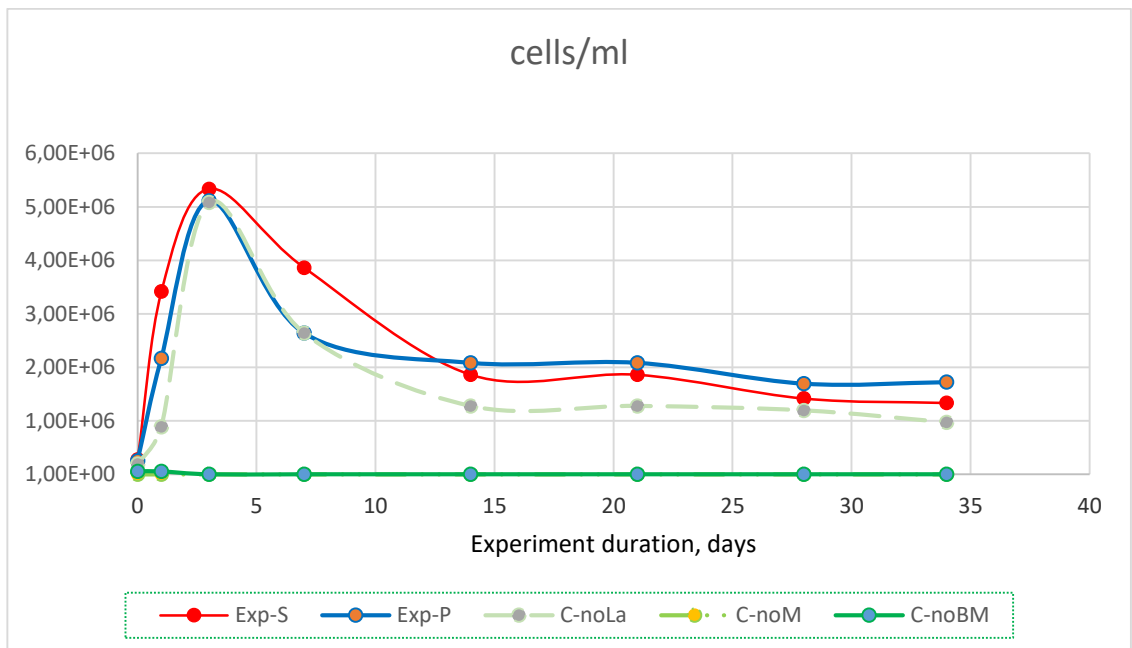


Figure 6. Microorganism cell count in the experimental flasks. **Exp-S** (experiment-sarcophagus) – bacteria from NPP + nutrient medium + FCM grain; **Exp-P** (experiment-pond) – microorganisms from the cooling pond + nutrient medium + FCM grain; **C-noLa** (control – no lava) microorganisms from the cooling pond + nutrient medium, no FCM grain; **C-noM** (control – no microorganisms) nutrient medium + FCM grain, no microorganism inoculation; **C-noBM** (control – no basal medium) bacteria from NPP + FCM grain + sterilized water.

Conclusions

1. All experimental flasks (except the control, with no FCM particle as a source of radionuclides) show leaching processes. This indicates a mixed physico-chemical (due to the chemical effects of water) and biological (due to the effects of microorganisms) nature of the processes.

2. Flasks with NPP culture (Exp-S) shows a significantly higher share of ^{137}Cs leaching to the culture medium compared to the rest of the experimental and control flasks, suggesting the input of specific species of microorganisms into leaching processes.

3. Increasing the acidity of the culture medium in flasks with microorganisms, including a significant increase in acidity in flasks with NPP culture (Exp-S), suggests pH modification as one of the FCM bioleaching mechanisms Chornobyl NPP sarcophagus.

Literature

1. Chicote, E., García, A. M., Moreno, D. A., та ін. Isolation and identification of bacteria from spent nuclear fuel pools. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*. 2005. Vol. 32, No. 4. C. 155–162.
2. Dekker, L., Osborne, T. H., Santini, J. M. Isolation and identification of cobalt- and caesium-resistant bacteria from a nuclear fuel storage pond / Blackwell Publishing Ltd, 2014. 81–84 p.
3. Karley, D., Shukla, S. K., Rao, T. S. Microbiota of spent nuclear fuel pool water with emphasis on their biofilm forming ability on stainless steel (SS-304L). *Journal of biosciences*. 2019. Vol. 44, No. 5. C. 1–9.
4. Karley, D., Shukla, S. K., Rao, T. S. Isolation and characterization of culturable bacteria present in the spent nuclear fuel pool water. *Environmental Science and Pollution Research*. 2018. Vol. 25, No. 21. C. 20518–20526.
5. Santo Domingo, J. W., Berry, C. J., Summer, M., та ін. Microbiology of spent nuclear fuel storage basins. *Current Microbiology*. 1998. Vol. 37, No. 6. C. 387–394.
6. Tišáková, L., Pipíška, M., Godány, A., та ін. Bioaccumulation of ^{137}Cs and ^{60}Co by bacteria isolated from spent nuclear fuel pools. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2013. Vol. 295, No. 1. C. 737–748.
7. Avery, S. V. Caesium accumulation by microorganisms: uptake mechanisms,

cation competition, compartmentalization and toxicity. *Journal of Industrial Microbiology*. 1995. Vol. 14, No. 2. C. 76–84.

10. АКТИВНІСТЬ МІКРОФЛОРИ ҐРУНТУ, ЗАБРУДНЕНОГО РАДІОНУКЛІДАМИ ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС

В.В. Ілєнко, І.В. Волкогон, А.В. Клепко, М.М. Лазарєв, І.М. Гудков

*Кафедра загальної екології, радіобіології та безпеки життєдіяльності
НУБіП України*

Ключові слова: радіоактивне забруднення, мікрофлора, ^{137}Cs , ^{90}Sr .

Актуальність. Загальна біомаса мікрофлори ґрунту, за підрахунками різних вчених, може досягати кількох т/га, що є найвищим показником серед гетеротрофних організмів. Відповідно і роль їх в екосистемі надзвичайно важлива і значна.

Викинуті впродовж активної фази аварії у атмосферу радіонукліди переміщуються на значні відстані та випадають під дією сили земного тяжіння і разом з опадами на поверхню ґрунту, потім переходять з ґрунту в рослини, а після розкладання рослинних решток мікроорганізмами знову повертаються в ґрунт. Таким чином відбувається міграція радіонуклідів у навколишньому середовищі.

У наших попередніх дослідженнях ми прагнули виявити закономірності впливу окремих штамів ґрунтових бактерій на процеси міграції в системі ґрунт-рослина та зміни фізико-хімічного стану радіонуклідів у ґрунті. Було відзначено, що бактерії здатні впливати на швидкість накопичення радіонуклідів рослинами. Знайдені штами бактерій, які прискорюють та гальмують ці процеси [1, 2]. Далі наша робота продовжилася дослідженнями швидкості розкладання рослинних решток і впливу різних рівнів радіонуклідного забруднення на активність цього процесу.

Розкладання органічної речовини – один з найважливіших процесів для життя на Землі. За допомогою розкладання елементи мінерального живлення стають доступними рослинам і мікроорганізмам для процесів метаболізму і

росту. В ході розкладання рослинних залишків відбувається виділення парникового вуглекислого газу (CO_2) в атмосферу. Швидке розкладання підвищує вміст CO_2 в атмосфері, а повільне призводить до збільшення запасів вуглецю в ґрунті. Щоб краще зрозуміти глобальні закономірності емісії CO_2 з ґрунту (первинна мета створення методу Tea Bag Index (ТВА), який ми обрали для своїх досліджень), важливо знати швидкість розкладання органічної речовини в цих ґрунтах. Швидкість розкладання рослинних залишків дуже сильно варіюється по всьому світу і залежить безпосередньо від активності мікроорганізмів. У холодних умовах, наприклад, воно йде повільніше, ніж в теплих. Такі фактори, як вологість, кислотність або вміст елементів мінерального живлення в ґрунті, можуть сильно впливати на швидкість розкладання рослинних залишків. Результати досліджень інших вчених показують, що поєднання температури та вологості може пояснити 50-70% варіацій в швидкості розкладання [3–6]. Для того, щоб отримати ясну картину про ці процеси, в тому числі й на забруднених радіонуклідами територіях, необхідна велика кількість інформації про різні властивості ґрунту і пов'язаних з ними швидкостях розкладання в зонах з різними рівнями забруднення. Також варто зазначити, що подібні дослідження не проводилися на територіях забруднених радіонуклідами

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Ліквідація наслідків масштабної радіаційної аварії на Чорнобильській АЕС, що сталася 35 років тому, наглядно показала не лише реальну небезпеку від «мирного» атому, але й довела до того, що людству доводиться жити з постійною присутністю у навколишньому середовищі надлишкових кількостей штучних радіонуклідів. За цей час накопичений величезний досвід, зокрема науковий, щодо розробки та проведення практичних протирадіаційних заходів. На міжнародних Чорнобильських форумах доведено, що дози опромінення населення за допомогою таких заходів знижені удвічі. Завдяки неймовірним зусиллям у гострий період розвитку аварії не було допущено перевищення аварійних доз опромінення населення м. Прип'ять і майже 100 населених пунктів зони

відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення. Тобто у практичному застосуванні наукових знань, що були накопичені у доаварійний період, було досягнуто великих успіхів. Щодо фундаментальних досліджень, то слід відмітити, що не дивлячись на намагання багатьох наукових центрів і провідних науковців, досягнення у цьому плані більш скромні. Причиною тому є не лише прорахунки у виборі напрямів досліджень, але й у тому, що багато часу було приділено саме практичній роботі, спрямованій на захист населення. Методичні фундаментальні дослідження з впливу радіаційного фактору на окремих представників біоти, у тому числі мікробіоти, навіть у зоні відчуження проводяться дуже в обмеженому об'ємі і поки ще не систематизовані й не гармонізовані методично. За останній час у біологічній науці відбувся певний методичний прорив у глибину біологічних процесів, що досліджуються на молекулярному й генетичному рівні, та дозволяють спостерігати зміни в організмі у наслідок впливу мінімальних негативних навантажень на біоту. До сьогоднішнього часу немає однозначної відповіді на проблему впливу малих доз радіації на біоту, а саме за таких умов проживають сьогодні люди на територіях, забруднених штучними радіонуклідами після аварій на Чорнобильській АЕС і АЕС «Фукусіма». Не дивлячись на накопчений досвід ліквідації радіаційних аварій, передчасно вважати проблему радіаційного забруднення довкілля вирішеною. Саме тому необхідно розширити фундаментальні дослідження, що спрямовані на виявлення закономірностей у стані целюлозоруйнуючої мікрофлори на радіоактивно забруднених територіях Українського Полісся та оцінку їх ґрунтоутворювальної активності, використовуючи радіоактивно забруднену територію як полігон до фундаментальних досліджень.

Ґрунт – один з компонентів екосистеми, що зазнав найбільшого радіоактивного забруднення внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. Обмінні процеси, що проходять в ґрунтах, значною мірою контролюються життєдіяльністю ґрунтових мікроорганізмів – найпростішими, мікроміцетами, водоростями, бактеріями. Ферментативна активність ґрунту являє собою

багатофункціональну характеристику, залежну від його властивостей та факторів середовища, які впливають на ґрунтоутворення, від біологічних властивостей рослинності і особливостей агротехніки. Одним із показників загальної активності мікроорганізмів ґрунту є його здатність до руйнування целюлози. Вона може служити характеристикою трансформації органічної речовини, залучення важкодоступних форм вуглецю в біологічний кругообіг і, насамкінець, визначає рівень родючості та продуктивність біоти в екосистемі. Целюлазна активність залежить від багатьох факторів – температури ґрунту, зволоження, аерації, ступеня забруднення сполуками антропогенного походження, наявності мінеральних добрив. Певний вплив може мати дія іонізуючої радіації як на окремі види мікроорганізмів, так і на мікропопуляції.

Вивчення стану мікробіоти на радіоактивно забруднених територіях (у тому числі з великим радіаційним навантаженням) знаходиться на початковому рівні, навіть не зважаючи на інтенсивний розвиток таких досліджень після радіаційної аварії у Японії. Слід відмітити, що в Україні спробу дати комплексну оцінку стану мікробного ценозу в ґрунтах, забруднених радіонуклідами внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, було здійснено З.В. Калашніковою та ін. (1996) [7], Л. В. Григор'євою та ін. (1999) [8]. Вони визначали чисельність певних груп мікроорганізмів: аутохтонну й алохтонну мікрофлору, серед яких, головним чином, були представлені амоні- та нітрифікатори. Було відзначено зменшення кількості фізіологічних груп мікроорганізмів при збільшенні щільності забруднення понад 10 Кі/км². І.К. Кравченко та ін. (1999) [9] реєстрували значне зниження кількості ґрунтових бактерій у забруднених радіонуклідами ґрунтах, яке позитивно корелювало зі зменшенням радіусу віддалення до ЧАЕС.

У світі дослідження спрямовані в основному на вивчення потенціалу мікроорганізмів щодо перетворення фізико-хімічних форм радіоактивних речовин. Так велику увагу приділяють мікроорганізмам, виділеним з уранових шахт, та інших природніх середовищ з підвищеним вмістом радіонуклідів.

Провідною науковою групою є Ейвері та співавтори, зусиллями яких було зібрано і детально описано різні шляхи фізико-хімічного перетворення сполук цезію і стронцію, що відбуваються під дією мікробіоти [10–14]. Поряд з мікроорганізмами, істотний вплив на руйнування сполук целюлози мають мікроміцети. Вплив підвищених доз іонізуючого опромінення на їх метаболізм і зміни в популяціях була детально досліджена групою Жданової [15], а пізніше і Тугай [16]. Дослідники показали підвищення синтезу меланіну, радіотрофізм та стимуляцію розвитку мікроміцетів під впливом іонізуючого випромінювання.

Отже, для комплексної оцінки впливу будь-якого чинника, в тому числі забруднення радіонуклідами, на екосистему виявляється абсолютно необхідним аналіз його впливу на усіх основних трофічних рівнях, починаючи з ґрунтової мікрофлори.

Мета. Вивчення стану та активності мікрофлори радіоактивно забруднених ґрунтів Українського Полісся.

Об'єкт дослідження: радіоактивно забруднені ґрунти Українського полісся.

Предмет дослідження: активність мікрофлори за різного рівня радіонуклідного забруднення.

Методи. Обрання ділянок для закладання експериментів проводили згідно з інформацією бази даних УкрНДІ сільськогосподарської радіології. Далі на обраних ділянках відібрали зразки ґрунту для визначення поточного рівня радіонуклідного забруднення з високою роздільною здатністю, провели заміри рівня гамма-фону (дозиметром-радіометром «СТОРА-ТУ») та визначили необхідні базові параметри (вологість) та характеристики ґрунту (рН ґрунту, вміст загального та органічного С і N, доступних форм Р та К).

Для визначення фізико-хімічних форм радіонуклідів використали метод послідовної екстракції [17].

Згідно з стандартними методиками відібрали зразки ґрунту з дослідних ділянок та за допомогою γ - і β -спектрометрії і радіохімічного аналізу

встановили радіонуклідний склад та рівень забруднення дослідних ділянок. За результатами вимірювань рівня забруднення ґрунту радіонуклідами провели розрахунок дозового навантаження на мікробіоту за допомогою сучасного програмного забезпечення, валідованого ICRP - BiotaDC.

Для визначення швидкості процесів розкладання органічної речовини мікрофлорою використали стандартизований у світовій практиці метод Tea Bag Index (TBI) [6], що полягає у використанні чайних пакетиків ТМ Lipton двох видів – зеленого чаю (EAN8714100770542) та ройбушу (EAN8722700188438), як стандартизованого рослинного матеріалу. Завдяки цьому, отримані результати можна порівнювати з аналогічними отриманими для різноманітних екосистем по всьому світу.

Для виокремлення фактору впливу іонізуючого випромінювання на швидкість процесів розкладання в ґрунті закладки чайних пакетиків проводили з урахуванням рівнів забруднення радіонуклідами. Обробку та статистичний аналіз отриманих даних проводили за допомогою пакету програм MS Excel та STATISTIKA 10.

Результати

Фізико-хімічні форми ^{137}Cs в ґрунті після вирощування інокульованих мікроорганізмами рослин

У ґрунті радіонукліди можуть бути зв'язані з різними хімічними речовинами і мінералами. Відповідно до цього, вони можуть бути доступними, потенційно доступними або практично не доступними ні рослинам, ні мікроорганізмам, що живуть в ґрунті [18]. Саме тому для визначення кількості всіх окремих категорій радіонуклідів в ґрунті була використана послідовна екстракція.

Для проведення послідовної екстракції, було відібрано 10 варіантів. Контроль та чотири варіанти з інокуляцією різними штамами мікроорганізмів для рослин ріпаку та вики.

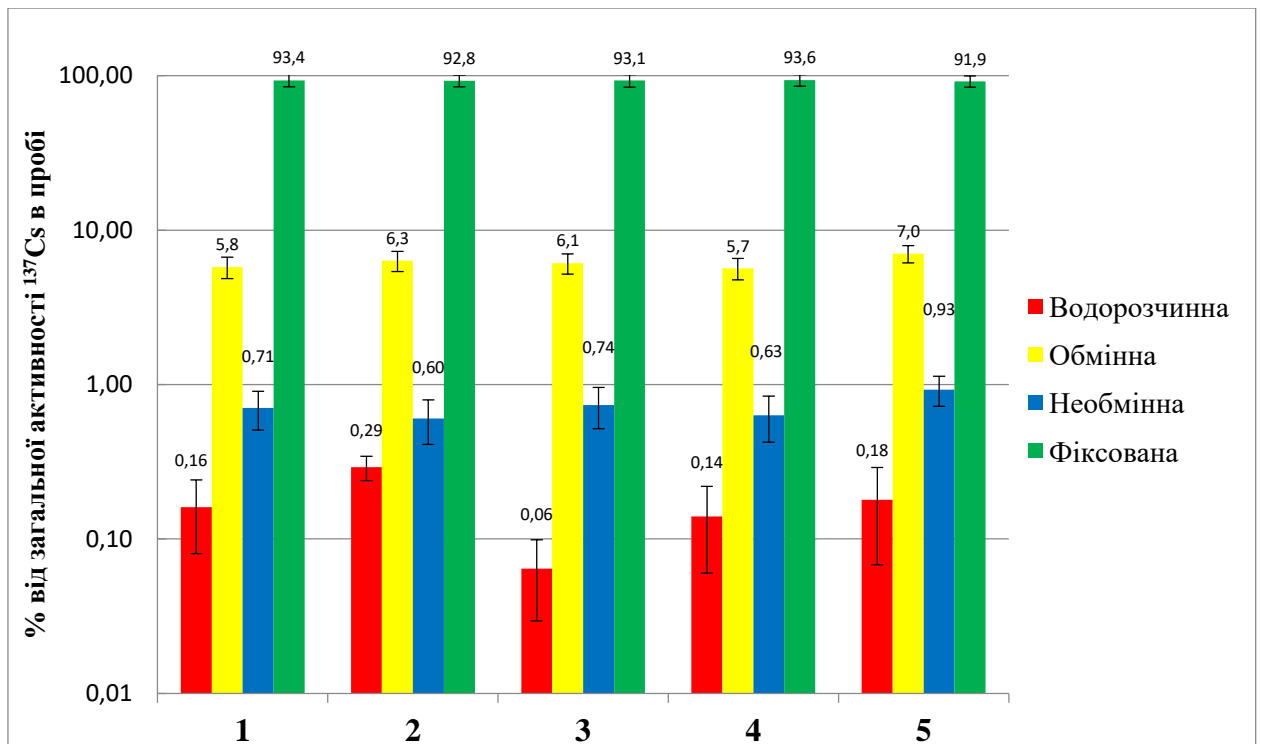


Рис. 1. Результати послідовної екстракції ^{137}Cs з дерново-підзолистого ґрунту після вирощування ріпаку, інокульованого мікроорганізмами:

1 – контроль + ^{137}Cs (без бактерій); 2 – *A. chroococcum* УКМ В-6003; 3 – *A. chroococcum* УКМ В-6082; 4 – *B. megaterium* УКМ В-5724; 5 – *A. radiobacter* ІМВ В-7246.

Результати вимірювання питомої активності водних витяжок були перераховані у відсоток від загальної початкової активності проби. Для рослин ріпаку та вики результати наведено на рис. 1 та 2. Згідно з отриманими даними, більше 92% загальної питомої активності по ^{137}Cs знаходиться у фіксованій недоступній для рослин та мікроорганізмів формі. Такий високий відсоток зв'язування ^{137}Cs пояснюється явищем фіксації («старіння») цього радіонукліда у ґрунті, що підтверджується літературними даними [19].

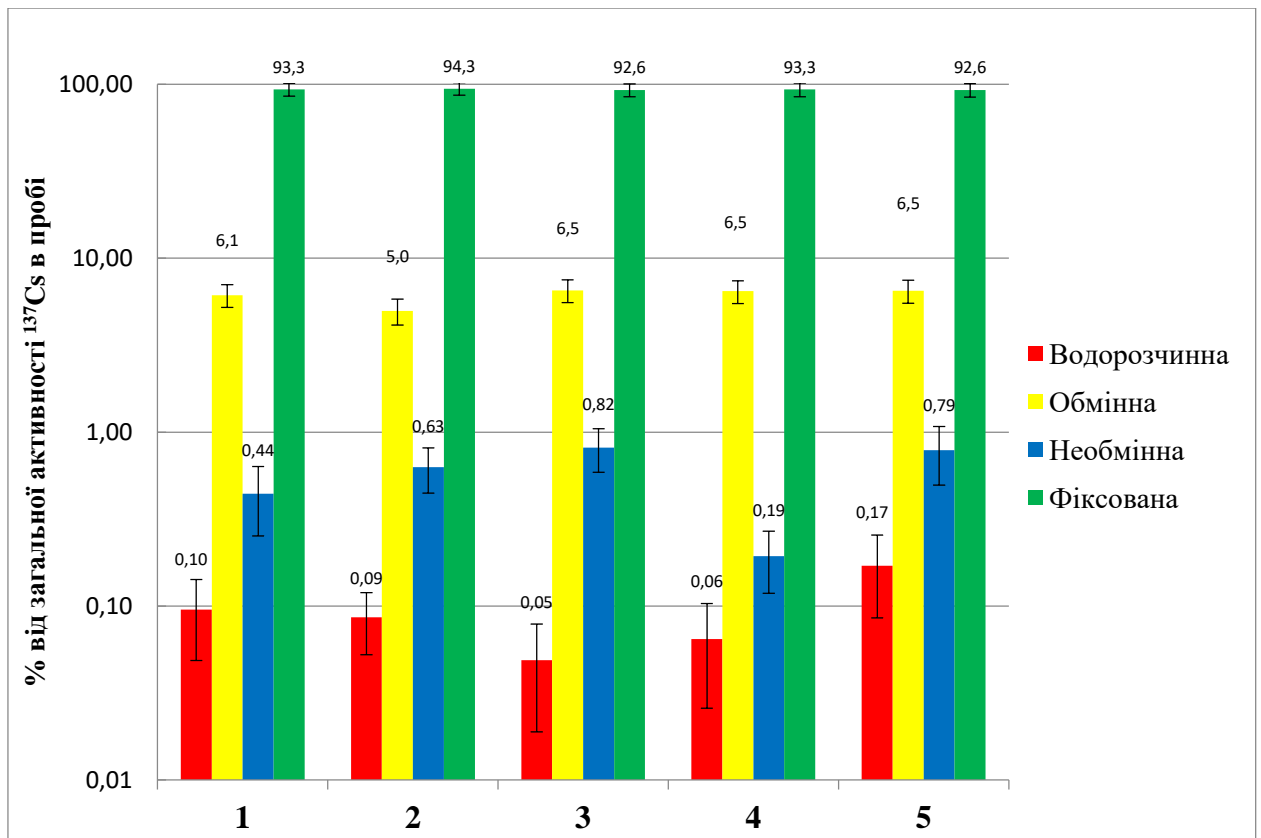


Рис. 2. Результати послідовної екстракції ^{137}Cs з дерново-підзолистого ґрунту після вирощування вики посівної, інокульованої мікроорганізмами:

1 – контроль + ^{137}Cs (без бактерій); **2** – *A. chroococcum* УКМ В-6003; **3** – *A. chroococcum* УКМ В-6082; **4** – *B. megaterium* УКМ В-5724; **5** – *A. radiobacter* ІМВ В-7246.

Для рослин вики результати наведено на рис. 2. Згідно з отриманими даними, більше 92% загальної питомої активності по ^{137}Cs знаходиться у фіксованій недоступній для рослин та мікроорганізмів формі, а водорозчинна та обмінна фракції загалом складають від 5 до 6,5%. Лише ці дві фракції ми потенційно можемо розглядати як такі, що можуть бути накопичені рослинами, та переходити з однієї фракції в іншу за впливу діяльності мікроорганізмів та корневих виділень рослин.

Оцінка впливу мікроорганізмів компонентів бактеріальних добрив на накопичення ^{137}Cs рослинами ріпаку та вики в умовах польового експерименту

Експерименти були проведені в с. Ноздрище, Народицького району, Житомирської області на полігоні, що знаходиться в межах зони безумовного

(обов'язкового) відселення (рис. 3). Основним завданням цього етапу досліджень було виявити можливість застосування комплексних бактеріальних препаратів. Інокуляцію насіння проводили комплексними препаратами до складу яких входили штами бактерій, що за результатами попередніх досліджень показували однонаправлений вплив на надходження ^{137}Cs в рослини. Для оцінки модифікації накопичення ^{137}Cs були обраховані коефіцієнти накопичення (K_H).



Рис. 3. Стан посіву вики та ріпаку (дослідна ділянка с. Ноздрище, Народицького району, Житомирської області)

Статистичний аналіз результатів вимірювань питомої активності ^{137}Cs у зеленій масі рослин ріпаку показав, що два дослідні варіанти статистично вірогідно відрізняються від контрольного (різні гомогенні ряди за методом Фішера, $p \leq 0,05$). Це варіант з інокуляцією препаратом на основі штамів *A. chroococcum* УКМ В-6003 та *B. megaterium* УКМ В-5724. За його використання відмічене вірогідне підвищення рівня накопичення ^{137}Cs у 1,7 раза. Статистично підтверджене зменшення накопичення ^{137}Cs у 1,7 раза спостерігали для варіанту з інокуляцією *A. radiobacter* ІМВ В-7246 та

A. chroococcum УКМ В-6082. Для вики статистично вірогідно від контролю відрізнявся один варіант. Інокуляція насіння комплексом у складі трьох штамів *A. chroococcum* УКМ В-6003, *A. chroococcum* УКМ В-6082 та *R. leguminosarum* дозволила досягти зменшення накопичення ^{137}Cs в біомасі рослин у 2,2 раза. Детальніше з результатами всіх дослідних варіантів цього експерименту можна ознайомитися в монографії [20].

Оцінка впливу мікроорганізмів компонентів бактеріальних добрив на накопичення ^{90}Sr рослинами

Попередні дослідження біологічної доступності ^{137}Cs для рослин під впливом мікроорганізмів в умовах модельного та польового експериментів, показали ефективність мікробних біопрепаратів для зміни K_n радіонукліду [20, 21]. Було відмічено відносно стабільне зменшення накопичення ^{137}Cs рослинами, насіння яких було інокульоване бактерією *Azotobacter chroococcum* УКМ В-6082. Тому для вимірювання питомої активності ^{90}Sr в ґрунті та зеленій масі рослин були відібрані варіанти після інокуляції саме цим штамом (для вики був використаний комплексний препарат - *A. chroococcum* УКМ В-6082 + *Rhizobium leguminosarum*).

Виміряна питома активність ґрунту дослідної ділянки за ^{90}Sr складає 35 ± 3 Бк/кг. Аналіз отриманих даних свідчить, що усі контрольні варіанти мали вищі коефіцієнти накопичення порівняно з дослідними де проводили

н 3. Питома активність ^{90}Sr у зеленій масі рослин, (ґрунт 35 ± 3 Бк/кг)

Культура-інокулянт	Бк/кг	K_n
Вика контроль	783 ± 59	
Вика + <i>A. chroococcum</i> УКМ В-6082 + <i>R. leguminosarum</i> bv. <i>viceae</i>	316 ± 24	
Пшениця контроль	52 ± 5	
Пшениця + <i>A. chroococcum</i> УКМ В-6082	22 ± 2	
Ріпак контроль	537 ± 40	
Ріпак + <i>A. chroococcum</i> УКМ В-6082	366 ± 29	

Отримані K_n мають достатньо високі значення, адже з кожним роком кількість доступного ^{90}Sr в ґрунті зростає. Це відбувається тому, що з часом

йде розчинення паливних частинок й збільшення частки обмінного радіонукліду в ґрунті, а його вертикальна міграція ґрунтовим профілем та трофічними ланцюгами агроєкосистем збільшується і, як наслідок цього, росте рівень забруднення рослинності, а відповідно і сільськогосподарської продукції [22]. На основі отриманих результатів було зроблено висновок про відносно стабільний вплив бактерії *A. chroococcum* УКМ В-6082 на надходження не тільки ^{137}Cs , а і ^{90}Sr в рослини. Це дозволяє стверджувати про можливість застосування біопрепаратів на основі даного штаму як додаткового контрзаходу для зниження накопичення даних радіонуклідів, що вирощуються на забрудненому радіонуклідами ґрунтах.

Радіологічна і агрохімічна характеристика полігонів для дослідження активності мікрофлори за різних рівнів радіонуклідного забруднення

Перед початком наступного етапу польових досліджень, було проведено пошук підходящих експериментальних полігонів, які б відповідали наступним вимогам:

1. На відносно невеликій території мали значний градієнт по величині забруднення ґрунту радіонуклідами.
2. Були максимально однорідними за ґрунтово-кліматичними умовами та рельєфом.

За допомогою карт радіоактивного забруднення території, бази даних інституту сільськогосподарської радіології та аналізу даних з полігонів, що використовувалися в попередніх дослідженнях було підібрано кілька ділянок в зоні безумовного (обов'язкового) відселення та зоні відчуження Чорнобильської АЕС.

Після детального розгляду кожної з них було вирішено проводити дослідження на одному полігоні в зоні безумовного (обов'язкового) відселення та двох полігонах в зоні відчуження ЧАЕС.

У Народицькому районі на території зоні безумовного (обов'язкового) відселення попередньо відібрано один полігон для обстеження та забору

грунту за необхідними нам параметрами. На першому етапі наших досліджень проведено гама-зйомку відібраної ділянки для оновлення даних. У пішому порядку пройдено вказану територію і через кожні 20 метрів знято показники еквівалентної дози за допомогою дозиметра РКС-01 «СТОРА-ТУ» (рис. 4).



Рис. 4. Радиологічне обстеження 1-го полігону з визначенням еквівалентної дози.

На рис. 4 представлено обстеження першого полігону по всьому периметру майданчика. Можна побачити, що точки вимірювання гамма-бета випромінювання розміщені досить близько, що дало змогу реально оцінити сучасну радіаційну ситуацію на обраному експериментальному майданчику. Також точками 1 (Народичі Min), 2 (Народичі Med) і 3 (Народичі Max) показано визначені місця для закладки рослинного матеріалу (за значеннями гамма-фону від найнижчого до найвищого) та відбору ґрунту для визначення питомої активності радіонуклідів та проведення мікробіологічних досліджень.

У зоні відчуження Чорнобильської АЕС увага була зосереджена на місцевості так званого «Рудого лісу». Сама територія «Рудого лісу», на нашу думку не зовсім придатна до виконання поставлених завдань, тому що у свій час зазнала потужного впливу людської діяльності (прибирання і поховання дерев, що загинули у перші тижні після аварії, зняття й поховання верхнього шару ґрунту, засипання поверхні піском та ін). Тому ми обрали територію, що

межує з територією «Рудого лісу» що може відповідати поставленим критеріям (рис. 5).

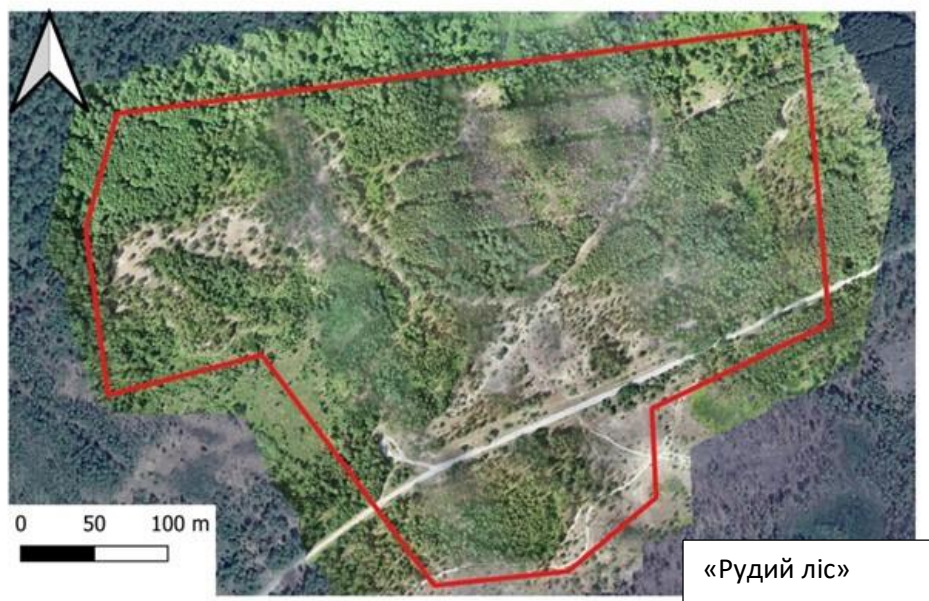


Рис. 5. Відібраний для проведення наукового дослідження другий полігон в зоні відчуження ЧАЕС

Тут також дослідження були розпочаті з гамма-зйомки обраного полігону для оновлення даних. Результати вимірювань гама-фону візуально представлені на рис. 6 та 7.

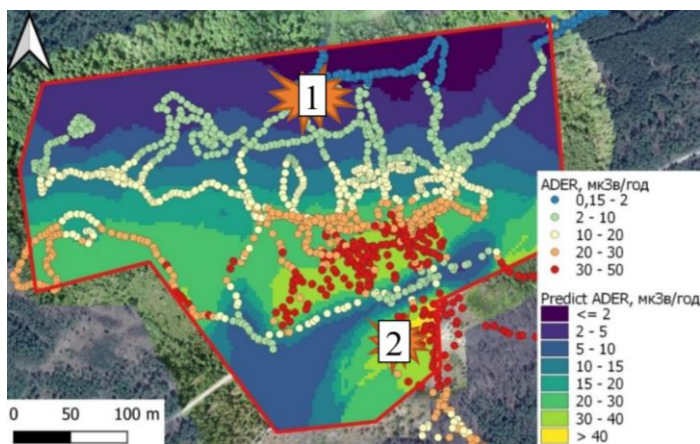


Рис. 6. Візуальне зображення фактичних значень потужності еквівалентної дози на обраному для дослідження другому полігоні.

За результатами обстеження обрані дві точки для закладки рослинного матеріалу (рис. 6) та відбору зразків ґрунту для агрохімічного аналізу, мікробіології та радіометрії. Також точками 1, 2 показано визначені місця для

закладки рослинного матеріалу (за значеннями гамма-фону від низького до найвищого).

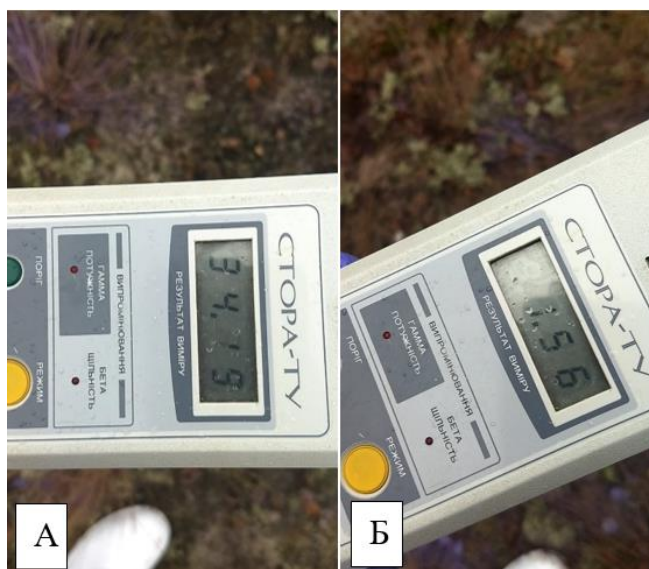


Рис. 7. Зображення дозиметра РКС-01 «СТОРА-TV» під-час проведення вимірювань на 2-му полігоні: А – точка ЧЗВ max; Б – точка ЧЗВ min.

В таблиці 4 розмішені результати вимірювання потужності еквівалентної дози гамма випромінювання, питома активність ^{137}Cs та ^{90}Sr , розрахована потужність поглинутої дози на мікробіоту і координати точок заклад А рослинного матеріалу та відбору Б для обох дослідних полігонів. Для полігону 1 показник еквівалентної дози гамма випромінювання змінювався в межах від $0,127 \pm 0,013$ до $0,737 \pm 0,042$ мкЗв/год. Для полігону 2 в зоні відчуження Чорнобильської АЕС зміна даного показника була в межах від $1,672 \pm 0,041$ до $34,64 \pm 0,581$ мкЗв/год. Тобто для всього дослідження зміна даного параметра складала більше 270 разів.

Назва точки	Координати		Середнє значення потужності еквівалентної дози гамма-випромінювання, мкЗв/год	Питома активність ^{137}Cs у ґрунті, Бк/кг	Питома активність ^{90}Sr у ґрунті, Бк/кг	Сумарна потужність поглиненої дози, мкГр/год ($^{137}\text{Cs}+^{90}\text{Sr}$)
Народичі Min	N51,24076°	E29,21497°	$0,127 \pm 0,013$	600 ± 45	33 ± 4	0,20

Народичі Med	N51,24029°	E29,22043°	0,411 ± 0,034	2900 ± 80	180 ± 15	1,00
Народичі Max	N51,23815°	E29,22245°	0,737 ± 0,042	4600 ± 110	270 ± 12	1,57
ЧЗВ Min	N51,38595°	E30,03035°	1,672 ± 0,041	25000 ± 3750	8000 ± 120	12,79
ЧЗВ Max	N51,38231°	E30,03298°	34,64 ± 0,581	490000 ± 23500	120000 ± 1800	226,84

4. Координати та значення радіологічних показників у точках закладки рослинного матеріалу

Також значними є відмінності в рівнях забруднення ґрунту радіоактивними ізотопами. Для 1-го полігону значення питомої активності ^{137}Cs в ґрунті знаходиться в межах від 600 ± 45 Бк/кг до 4600 ± 110 Бк/кг. Цей же показник для 2-го полігону в зоні відчуження є значно вищим – від 25000 ± 3750 Бк/кг до 490000 ± 23500 Бк/кг. Різниця між значеннями точок Народичі Min та ЧЗВ Max для питомої активності ^{137}Cs сягає більше, ніж 800 разів. Забруднення ^{90}Sr теж значно відрізняється в межах кожного окремого полігону. 1-й полігон має 33 ± 4 Бк/кг в точці Народичі Min та 270 ± 12 Бк/кг в точці Народичі Max. Різниця між значеннями питомої активності ^{90}Sr точок Народичі Min та ЧЗВ Max складає більше 3500 разів. Мікрофлора ґрунту, що розвивається за такого рівня радіонуклідного забруднення отримує значні поглинуті дози іонізуючого випромінювання, які були розраховані в межах цього дослідження. За нашими оцінками сумарна потужність поглиненої дози, яку отримують мікроорганізми за такого рівня забруднення ^{137}Cs та ^{90}Sr в точках Народичі Min та ЧЗВ Max складає $0,2$ мкГр/год та $226,84$ мкГр/год відповідно, що відрізняється більше, ніж в 1100 разів.

Такий градієнт в радіологічних характеристиках ґрунту дозволить оцінити результати саме впливу радіаційної ситуації на активність мікроорганізмів.

Також були оцінені агрохімічні характеристики ґрунту дослідних полігонів і, за умовами, що наведені вище, показники агрохімічних характеристик повинні бути близькими для всіх ділянок.

У таблиці 5 наведено основні агрохімічні показники ґрунту на першому експериментальному полігоні. З результатів досліджень наглядно видно, що агрохімічні показники близькі за значеннями і задовольняють умови проведення експерименту.

5. Агрохімічна характеристика точок для закладки рослинного субстрату

Агрохімічні показники	Перший полігон			
	Народичі Min	Народичі Med	Народичі Max	
кислотність обмінна (рН _{KCl})	6,2±0,05	6,2±0,02	6,3±0,5	
кислотність гідролітична (Н _Г) г-екв (100 г ґрунту)	1,23±0,04	1,23±0,03	1,25±0,04	
сума ввібраних основ мг-екв/100 г ґрунту	8,7±1,3	9,5±0,7	9,8±0,8	
рухомі фосфати, мг/кг ґрунту (за Кірсановим)	428±90	434±20	444±59	
обмінний калій, мг/кг ґрунту (за Кірсановим)	164±18	161±20	196±78	
гумус, %	2,3±0,1	2,6±0,2	2,7±0,1	
азот легко-гідро-лізований, мг/кг	75±8	80±11	81±2	
нітратний азот мг/кг	6,2±4,1	7,5±4,3	5,4±3,5	
загальний азот, %	0,09±0,01	0,1±0,02	0,09±0,01	
обмінні катіони, ммоль/100	кальцій	4,4±0,4	4,7±0,5	4,9±0,3
	магній	0,8±0,05	0,9±0,04	1,0±0,04

Для другого полігону в зоні відчуження Чорнобильської АЕС теж були відібрані проби ґрунту для визначення агрохімічних характеристик, проте на момент підготовки матеріалів до публікації ще тривала робота з їх аналізу.

Зміна швидкості руйнування рослинних решток мікроорганізмами ґрунту та визначення параметрів ТВА індексу.

На відібраних та обстежених полігонах радіоактивно забруднених територій Полісся України закладені зразки рослинного субстрату для визначення активності целюлозноруйнуючих мікроорганізмів в польових умовах (рис. 8 та рис. 9).

За визначеною методикою рослинні субстратит були закладені на глибину 8 см (рис. 8А), у зроблений буром отвір (рис. 8Б,В,Г) і поряд відбирався зразок ґрунту.



А



Б



В



Г

Рис. 8. Закладка рослинних субстратів у зоні безумовного (обовязкового) відселення.



А



Б

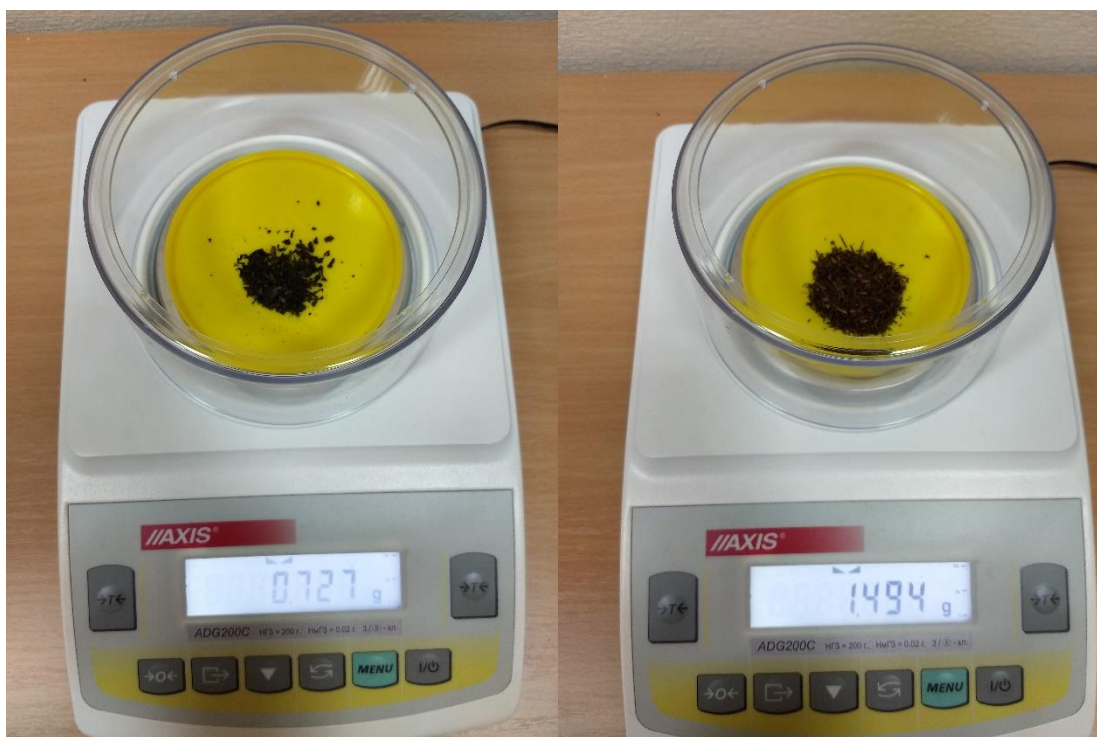
Рис. 9. Фото закладки субстратів рослинних зразків на радіоактивно забруднених територіях Чорнобильської зони відчуження: А- маркування ділянки; Б – закладка рослинних субстратів.

Після закладки чайних пакетиків, їх залишили в ґрунті на 90 днів, відкопали та привезли в лабораторію. Тут після підготовки провели повторне зважування чаю для визначення маси чаю, що розклалася за час перебування чайного пакетика в ґрунті. Після першої закладки у жовтні місяці, забір зразків для аналізу проводився у січні. Наступна партія була закладена в березні та перебувала на інкубації до червня. Остання закладка рослинного субстрату відбулася у червні місяці і відбір її відбудеться у вересні.

Після закінчення терміну інкубації, зразки були відкопані та перевезені в лабораторію, де їх висушили за температури 70 °С (рис. 10) та повторно зважено (рис. 11).



Рис. 10. Висушування рослинного субстрату.



А

Б

Рис. 11. Зважування рослинного субстрату: А – зелений чай; Б – ройбуш.

Результати досліджень целюлозноруйнуючої активності мікрофлори ґрунту на полігоні ЗБ (О)В представлені у таблицях 6-7.

6. Зміна показників ТВІ індексу залежно від рівня забруднення радіонуклідами на дослідному полігоні с. Христинівка (інкубація з жовтня 2020 по січень 2021)

Показники	Перший полігон		
	Народичі Min	Народичі Med	Народичі Max
Сумарна потужність дози, мкГр/год ($^{137}\text{Cs}+^{90}\text{Sr}$)	0,20	1,00	1,57
Коефіцієнт стабілізації (S)	0,588±0,020	0,494±0,001	0,456±0,032
Коефіцієнт мінералізації (k)	0,0105±0,0026	0,0175±0,0059	0,0113±0,0006
Зменшення маси зеленого чаю, %	34,7±1,68	42,6±0,12	45,8±2,74
Зменшення маси чаю ройбуш, %	13,6±2,5	21,4±3,4	18,9±1,6

Розраховані коефіцієнти S та k для зразків чаю (табл. 6), що були в ґрунті 88 днів при найнижчій активності радіоактивних ізотопів складають $0,588 \pm 0,020$ та $0,0105 \pm 0,0026$, при середній активності – $0,494 \pm 0,001$ та $0,0175 \pm 0,0059$, та при найвищій активності – $0,456 \pm 0,032$ та $0,0113 \pm 0,0006$.

Аналізуючи отримані результати щодо швидкості розкладання зеленого чаю на цьому дослідному полігоні, варто відмітити, що при однакових ґрунтово-кліматичних умовах, найшвидше процес розкладання рослинного матеріалу проходив у точці з найвищим рівнем забруднення (Народичі Мах). Щодо розкладання більш стійкого субстрату – ройбушу, то видно найнижчу швидкість розкладання в точці з найнижчим рівнем забруднення радіонуклідами.

Результати вимірювання другої закладки рослинного матеріалу на цьому ж полігоні показують підвищення швидкості розкладання, хоча і не таке значне як очікувалось. Також відмічено, тенденцію до зростання коефіцієнта мінералізації (k) при підвищенні потужності дози іонізуючого випромінювання.

7. Зміна показників ТВІ індексу залежно від рівня забруднення радіонуклідами на дослідному полігоні с. Христинівка (інкубація з березня 2021 по червень 2021)

Показники	Перший полігон		
	Народичі Min	Народичі Min	Народичі Min
Сумарна потужність дози, мкГр/год ($^{137}\text{Cs} + ^{90}\text{Sr}$)	0,20	1,00	1,57
Коефіцієнт стабілізації (S)	$0,442 \pm 0,056$	$0,407 \pm 0,034$	$0,428 \pm 0,044$
Коефіцієнт мінералізації (k)	$0,0073 \pm 0,0018$	$0,0259 \pm 0,0156$	$0,0166 \pm 0,0022$
Зменшення маси зеленого чаю, %	$47,0 \pm 4,7$	$49,9 \pm 2,8$	$48,1 \pm 0,3$
Зменшення маси чаю ройбуш, %	$14,4 \pm 2,7$	$27,7 \pm 4,8$	$24,1 \pm 0,3$

Отримані результати, свідчать, що на обраному експериментальному полігоні 1 дотримано умови проведення експерименту, а саме - наявність достовірного градієнту радіоактивного забруднення ґрунту. Питома активність радіонуклідів у різних точках відрізняється у рази і, логічно, що доза опромінення ґрунтової мікрофлори буде відрізнятися у рази. Такий градієнт радіологічної характеристики дозволить оцінити результати саме впливу радіаційної ситуації на активність целюлозоруйнуючих мікроорганізмів як такі, що обумовлені виключно радіологічними характеристиками.

Роботи на дослідному полігоні ЗБ (О)В представлені на рисунку 12.

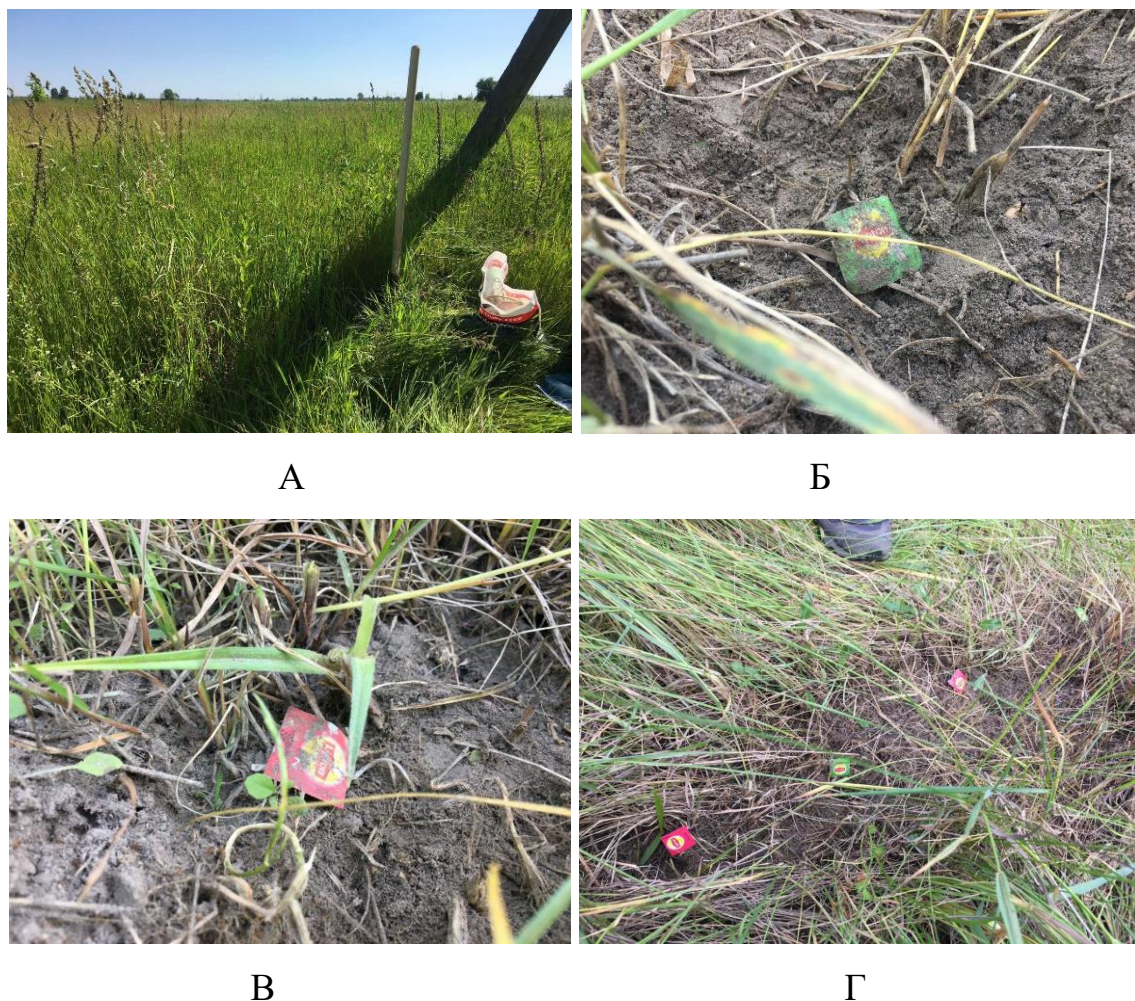


Рис. 12. А – загальний вигляд полігону; Б, В – відбір рослинного матеріалу; Г – закладка нової партії.

Результати досліджень целюлозноруйнуючої активності мікрофлори ґрунту на другому полігоні зони відчуження (ЗВ) ЧАЕС представлені у таблицях 8-9.

8. Зміна показників ТВІ індексу залежно від рівня забруднення радіонуклідами на дослідних майданчиках ЗВ ЧАЕС (інкубація з грудня 2020 по березень 2021)

Показники	Другий полігон	
	ЧЗВ Min	ЧЗВ Max
Сумарна потужність дози, мкГр/год ($^{137}\text{Cs}+^{90}\text{Sr}$)	5,5	142,8
Коефіцієнт стабілізації (S)	0,463±0,035	0,486±0,058
Коефіцієнт мінералізації (k)	0,0083±0,0009	0,0071±0,0018
Зменшення маси зеленого чаю, %	45,2±2,9	43,3±4,9
Зменшення маси чаю ройбуш, %	16,4±1,8	13,8±1,1

Для першої інкубації рослинного матеріалу на полігоні в ЗВ визначені наступні значення коефіцієнтів ТВІ індексу (табл. 8). При найнижчій активності 0,486±0,058 та 0,007±0,002, та при найвищій активності - 0,463±0,035 та 0,008±0,001 відповідно.

Для зеленого чаю швидкість розкладання знаходиться на рівні зі значеннями для першого експериментального полігону в точці Народичі Мах табл. 6. А швидкість розкладання ройбушу була дещо нижчою. Порівняння результатів з двох ділянок є не зовсім коректне, адже вони мають різні ґрунтово-кліматичні умови. А як відомо, то саме вони є визначними у зміні швидкості процесів розкладання. Хоча, з отриманих результатів можна констатувати – радіонуклідне забруднення також вносить зміни у досліджуваний процес. Проте вплив цього фактору не є визначальним, а більш сильно впливає, наприклад, вологість, температура та наявність доступних поживних елементів в ґрунті.

9. Зміна показників ТВІ індексу залежно від рівня забруднення радіонуклідами на дослідному полігоні ЗВ ЧАЕС (інкубація з березня-квітня 2021 по липень 2021)

Показники	Другий полігон	
	ЧЗВ Min	ЧЗВ Min
Сумарна потужність дози, мкГр/год ($^{137}\text{Cs}+^{90}\text{Sr}$)	5,5	142,8
Коефіцієнт стабілізації (S)	0,213±0,025	0,226±0,072
Коефіцієнт мінералізації (k)	0,0035±0,0017	0,0033±0,0012
Зменшення маси зеленого чаю, %	66,3±2,1	65,2±6,1
Зменшення маси чаю ройбуш, %	14,8±5,9	13,7±3,7

Для дослідного полігону, що розміщений в ЗВ ЧАЕС (табл. 8 і 9) відмічено закономірність зниження целюлозоруйнуючої активності мікрофлори при збільшенні рівня забруднення.

З отриманих даних ми бачимо, що зафіксовані зміни коефіцієнтів целюлозолітичної активності мікрофлори (ТВІ) для дослідних ділянок підтверджують вплив іонізуючого випромінювання на активність мікрофлори ґрунту. Найвищу активність розкладання зафіксовано на ділянці з найвищим рівнем радіонуклідного забруднення. Разом з тим ці процеси потребують подальшого дослідження, зокрема аналізу зразків ґрунту мікробіологічними методами для уточнення стану мікробоценозу. Хоча з уже отриманих даних видно, що вплив іонізуючого випромінювання на целюлозоруйнівну мікрофлору ґрунту за досліджуваних рівнів забруднення радіонуклідами не є основним чинником. Більш сильно впливає температура та вологість.

Роботи на дослідному полігоні ЗВ ЧАЕС представлені на рисунку 13.



А



Б



В



Г

Рис. 13. Фото закладки субстратів рослинних зразків на радіоактивно забруднених територіях Чорнобильської зони відчуження: А- відбір

рослинного матеріалу; Б – контроль температури ґрунту на глибині 8 см; В – вимірювання вологості ґрунту вологоміром МГ-44; Г – нова партія рослинного матеріалу в ґрунті.

Чисельність груп мікроорганізмів. Активність біологічних процесів за різного рівня забруднення радіонуклідами.

Для отримання більш детальної картини щодо функціонування мікробоценозу в ґрунті дослідних майданчиків були також виконані мікробіологічні дослідження на облік функціональних груп мікроорганізмів та активність процесів. Отримані результати представлені нижче у таблицях 10-15 для першого полігону. Відібрані зразки з другого полігону ЗВ ЧАЕС перебували в процесі лабораторних досліджень при підготовці матеріалів до публікації.

10. Чисельність мікроорганізмів на МПА і КАА.

Точка	Амоніфікатори (мікроорганізми, що засвоюють переважно органічний азот) на МПА, млн./г	Мікроорганізми, що засвоюють переважно мінеральні сполуки азоту (на КАА), млн./г
Народичі Min	3,800 ± 0,195	2,167 ± 0,150
Народичі Med	6,950 ± 0,450	0,900 ± 0,083
Народичі Max	2,367 ± 0,381	7,867 ± 0,470

11. Мікроорганізми на ґрунтовому агарі.

Точка	Чисельність, млн./г
Народичі Min	0,933 ± 0,022
Народичі Med	0,277 ± 0,013
Народичі Max	2,280 ± 0,184

12. Гриби на середовищі Чапека.

Точка	Чисельність, тис./г
Народичі Min	120,0 ± 0,090
Народичі Med	33,333 ± 0,004
Народичі Max	433,0 ± 0,310

13. Целюлозолітичні бактерії на середовищі Імшенецького-Солнцевої.

Точка	Чисельність*, тис./г
Народичі Min	0,459
Народичі Med	0,450
Народичі Max	95,000

14. Фосфатмобілізівні бактерії на середовищі Муромцева.

Точка	Чисельність, млн./г
Народичі Min	0,433
Народичі Med	0,400
Народичі Max	2,533

15. Чисельність азотфіксаторів і денітрифікаторів.

Точка	Азотфіксатори на середовищі Ешбі*, тис./г	Денітрифікатори на середовищі Гільтая*, млн./г
Народичі Min	0,459	2,500
Народичі Med	0,459	0,950
Народичі Max	45,000	25,000

*) облік мікроорганізмів на рідких середовищах (Імшенецького-Солнцевої, Гільтая) і напіврідких (Ешбі) передбачає процедуру визначення чисельності за методом граничних розведень і таблицями Мак-Креді, які розроблено за використання статистичних методів, тож статистична обробка результатів не потрібна.

Чисельність представників усіх еколого-трофічних груп мікроорганізмів є найвищою у точці Народичі Max (за виключенням амоніфікаторів). На другому місці за чисельністю більшості досліджених мікроорганізмів – точка Народичі Min. Щодо амоніфікаторів і грибів, то отримані дані потребують додаткових аналізів.

Також було проведено визначення активності біологічних процесів у зразках ґрунту. Результати наведені в таблицях 16-19.

16. Емісія CO₂.

Точка	Емісія CO ₂ , нмоль CO ₂ /г ґрунту/годину			
Народичі Max	848,3	Дсер.	839,0	839,0
	880,1	Квадр. Відх.	46,4	±
	788,7	Середн. Пох.	26,8	26,8
Народичі Med	760,9	Дсер.	730,4	730,4
	705,3	Квадр. Відх.	28,2	±
	725,1	Середн. Пох.	16,3	16,3
Народичі Min	751,0	Дсер.	764,9	764,9
	772,8	Квадр. Відх.	12,1	±
	770,8	Середн. Пох.	7,0	7,0

За результатами таблиці 3.11, варіант Народичі Мах або багатий на органічну речовину, або ж ґрунт знаходиться під впливом мінерального азоту в умовах дефіциту органічної речовини. Можливо також (якщо агрохімічні показники однакові), тут просліджується вплив якогось чинника. Отримані результати будуть уточнені в наступних експериментах.

17. Потенційна активність денітрифікації.

Точка	Потенційна активність денітрифікації, нмоль N ₂ O/г ґрунту/годину			
Народичі Мах	35,8	Дсер.	41,81	41,81
	44,4	Квадр. Відх.	5,22	±
	45,2	Середн. Пох.	3,01	3,01
Народичі Мед	21,0	Дсер.	19,42	19,42
	19,1	Квадр. Відх.	1,49	±
	18,1	Середн. Пох.	0,86	0,86
Народичі Мін	33,0	Дсер.	32,98	32,98
	30,6	Квадр. Відх.	2,39	±
	35,4	Середн. Пох.	1,38	1,38

Найбільшою активність процесу денітрифікації є у варіанті Народичі Мах, найменша – у варіанті Народичі Мед.

18. Потенційна активність азотфіксації.

Точка	Потенційна активність азотфіксації, нмоль етилену/г ґрунту/годину			
Народичі Мах	86,5	Дсер.	95,4	95,4
	82,7	Квадр. Відх.	18,9	±
	117,2	Середн. Пох.	10,9	10,9
Народичі Мед	10,5	Дсер.	10,0	10,0
	12,4	Квадр. Відх.	2,7	±
	7,0	Середн. Пох.	1,6	1,6
Народичі Мін	25,1	Дсер.	16,8	16,8
	14,1	Квадр. Відх.	7,4	±
	11,1	Середн. Пох.	4,3	4,38

Активність азотфіксації значна у варіанті Народичі Мах. У варіантах Народичі Мед і Народичі Мін вона нижча у 9,5 і 5,7 раза відповідно.

19. Питомі втрати N₂O на одиницю емісійного CO₂.

№ варіантів	Співвідношення N ₂ O/CO ₂
Народичі Мах	0,050
Народичі Мед	0,027
Народичі Мін	0,043

Згідно з отриманими результатами можна відмітити, що активність біологічних процесів у варіанті Народичі Мах є найвищою. Складається враження, що у варіанті Народичі Мед процеси або приглушені, або ж у варіанті Народичі Мах вони стимулюються. Варіант Народичі Мін займає проміжне положення, проте більшою мірою наближається до варіанта Народичі Мед.

Висновки і перспективи.

На основі результатів власних досліджень оцінено роль окремих штамів мікроорганізмів у переході ^{137}Cs і ^{90}Sr у рослини. Описано зміни активності мікрофлори за різних рівнів радіонуклідного забруднення ґрунту. Запропоновано використання інокуляції насіння сільськогосподарських рослин бактеріальними препаратами за умов вирощування на забрудненому радіонуклідами ґрунті як додаткового заходу щодо зменшення накопичення радіонуклідів у зеленій масі рослин.

1. Результати послідовної екстракції форм ^{137}Cs із дерново-підзолистого ґрунту свідчать, що більш як 92 % загальної активності радіонукліда перебуває у фіксованій, недоступній для рослин та мікроорганізмів формі. При цьому статистично значущої різниці не спостерігали для варіантів з інокуляцією мікроорганізмами.

2. Застосування комплексів препаратів на основі штамів бактерій *Agrobacterium radiobacter* ІМВ В-7246 та *A. chroococcum* УКМ В-6082 для інокуляції насіння ріпаку й *Azotobacter chroococcum* УКМ В-6003, *A. chroococcum* УКМ В-6082 та *R. leguminosarum* для інокуляції насіння вики посівної можна розглядати як додатковий радіозахисний спосіб блокування надходження ^{137}Cs у ці види сільськогосподарських рослин.

3. У зоні безумовного (обов'язкового) відселення відібрано та обстежено полігон з показниками радіаційного фону – 0,14; 0,4; 0,8 мкЗв/год відповідно на 1,2,3 точках. Радіоактивність ґрунту характеризується такими параметрами:

по ^{137}Cs – 600 ± 45 ; 2900 ± 80 ; 4600 ± 110 Бк/кг відповідно в точках 1-3, по ^{90}Sr – 33 ± 4 ; 180 ± 15 ; 270 ± 12 Бк/кг в цих же точках.

4. У зоні відчуження Чорнобильської АЕС відібрано та обстежено полігон з показниками радіаційного фону – 1,7; 34,8 мкЗв/год відповідно на 1,2 точках. Радіоактивність ґрунту характеризується такими параметрами: по ^{137}Cs – 25000 ± 3750 ; 490000 ± 23500 Бк/кг відповідно в точках 1-2, по ^{90}Sr – 8000 ± 120 ; 120000 ± 1800 Бк/кг в цих же точках.

5. Аналіз агрохімічних показників на першому дослідному полігоні показав, що достовірних відмін між різними точками немає, що задовольняє умовам проведення подальших експериментальних робіт.

6. Зафіксовані зміни коефіцієнтів целюлозоруйнівної активності мікрофлори (ТВІ) підтверджують вплив іонізуючого випромінювання на активність мікрофлори ґрунту. Найвищу активність розкладання для першого полігону зафіксовано на ділянці з найвищим рівнем радіонуклідного забруднення. Разом з тим встановлено зниження активності целюлозолітичної мікрофлори на полігоні в зоні відчуження Чорнобильської АЕС у точці з найвищою потужністю поглинутої дози.

7. Значна активність біологічних процесів також відмічена для ділянки з найвищим рівнем забруднення. Разом з тим ці процеси потребують подальшого дослідження, зокрема аналізу зразків з територій (ЧЗВ) з проміжними рівнями забруднення для встановлення рівнів забруднення при яких відбувається пригнічення активності ґрунтової мікрофлори.

Список використаних джерел

1. Ілленко В. В., Паренюк О. Ю., Шаванова К. Є., Нестерова Н. Г., Рубан Ю. В., Шпирка Н. Ф., Гудков І. М. Надходження ^{137}Cs у рослини бобової культури (*Vicia sativa* L.) за впливу комплексних бактеріальних препаратів. Фактори експериментальної еволюції організмів. 2019. Вип. 24. С. 98–103.
2. Illienko V. V., Shavanova K. E., Ruban Y. V., Pareniuk O. Y. Надходження ^{137}Cs у рослини зернових культур за впливу комплексних бактеріальних

- препаратів. Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна серія «Екологія». 2020. № 23. С. 139–148.
3. Berg B., Meentemeyer V. Litter quality in a north European transect versus carbon storage potential. *Plant and Soil*. 2002. Вып. 242, № 1. С. 83–92.
 4. Trofymow J. A., Moore T. R., Titus B., Prescott C., Morrison I., Siltanen M., Smith S., Fyles J., Wein R., Camiré C., Duschene L., Kozak L., Kranabetter M., Visser S. Rates of litter decomposition over 6 years in Canadian forests: influence of litter quality and climate. *Canadian Journal of Forest Research*. 2002. Вып. 32, № 5. С. 789–804.
 5. Parton W., Silver W. L., Burke I. C., Grassens L., Harmon M. E., Currie W. S., King J. Y., Adair E. C., Brandt L. A., Hart S. C., Fasth B. Global-Scale Similarities in Nitrogen Release Patterns During Long-Term Decomposition. *Science*. 2007. Вып. 315, № 5810. С. 361–364.
 6. Keuskamp J. A., Dingemans B. J. J., Lehtinen T., Sarneel J. M., Hefting M. M. Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. *Methods in Ecology and Evolution*. 2013. Вып. 4, № 11. С. 1070–1075.
 7. Калашникова З. В., Корчак Г. И., Карачев И. И. Оценка доступности радионуклидов растениям при разных условиях жизнедеятельности микробиоценозов почвы. Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения. 1996. Вып. 3. С. 168–174.
 8. Григор'єва Л. В., Корчак Г. И., Єрусалимска Л. Ф. Вплив різних рівнів радіаційного забруднення ґрунту на індикаторні та патогенні мікроорганізми. Довкілля та здоров'я. 1999. № 1. С. 53–56.
 9. Кравченко И. К., Семенов А. М., Дедыш С. Н., Сизова М. В., Панков Н. С. Анализ природных популяций микроорганизмов в почвах, подвергнутых воздействию аварии на ЧАЭС. Биоиндикация радиоактивных загрязнений. 1999. С. 313–323.

10. Avery S. V. Caesium accumulation by microorganisms: uptake mechanisms, cation competition, compartmentalization and toxicity. *Journal of Industrial Microbiology*. 1995. Вып. 14, № 2. С. 76–84.
11. Avery S. V. Fate of caesium in the environment: Distribution between the abiotic and biotic components of aquatic and terrestrial ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1996. Вып. 30, № 2. С. 139–171.
12. Avery S. V., Codd G. A., Gadd G. M. Y. 1993. Transport kinetics, cation inhibition and intracellular location of accumulated caesium in the green microalga *Chlorella salina*. *Microbiology*. Вып. 139, № 4. С. 827–834.
13. Avery S. V., Smith S. L., Ghazi A. M., Hoptruff M. J. Stimulation of Strontium Accumulation in Linoleate-Enriched *Saccharomyces cerevisiae* Is a Result of Reduced Sr²⁺ Efflux. *Applied and Environmental Microbiology*. 1999. Вып. 65, № 3. С. 1191–1197.
14. Avery S. V., Tobin J. M. Mechanisms of strontium uptake by laboratory and brewing strains of *Saccharomyces cerevisiae*. *Applied and Environmental Microbiology*. 1992. Вып. 58, № 12. С. 3883–3889.
15. Zhdanova N. N., Zakharchenko V. A., Vember V. V., Nakonechnaya L. T. Fungi from Chernobyl: mycobiota of the inner regions of the containment structures of the damaged nuclear reactor. *Mycological Research*. 2000. Вып. 104, № 12. С. 1421–1426.
16. Tugay T. I., Zheltonozhskaya M. V., Sadovnikov L. V., Tugay A. V., Farfán E. B. Effects of ionizing radiation on the antioxidant system of microscopic fungi with radioadaptive properties found in the Chernobyl exclusion zone. *Health Physics*. 2011. Вып. 101, № 4. С. 375–382.
17. Павлоцкая Ф. И. Формы нахождения и миграции радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.:1981. 50 с.
18. He Z. L., Yang X. E., Stoffella P. J. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*. 2005. Вып. 19, № 2. С. 125–140.

19. Kravets O. Радіологічні наслідки радіонуклідного забруднення агроценозів. 2008. ISBN 978-966-171-035-0.
20. Паренюк О. Ю., Ілленко В. В., Гудков І. М. Мікрофлора забруднених радіонуклідами ґрунтів. Київ: Нац. ун-т біоресурсів і природокористування України, 2018. 201 с.
21. Ілленко В. В., Паренюк О.Ю., Гудков І. М. Зміна біодоступності ^{137}Cs для рослин під впливом інокуляції насіння бактеріями. Матеріали Науково-практичної конференції «Радіоекологія-2015»: Радіоекологічні і радіобіологічні аспекти наслідків Чорнобильської катастрофи (Київ, 24–26 квітня 2015 р.). – Житомир: Вид-во ЖДУ, 2015. – С. 35-37.
22. ed. В. Г. Бар'яхтар Чорнобильська катастрофа. Київ:Наукова думка, 1996. 575 с. ISBN 5-12-004061-6.

11. КАФЕДРА РАДІОБІОЛОГІЇ ТА РАДІОЕКОЛОГІЇ В ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ

І.М. Гудков

Кафедра загальної екології, радіобіології та безпеки життєдіяльності

НУБіП України

Коротко розглянута науково-дослідницька діяльність кафедри радіобіології та радіоекології протягом 34 років в Чорнобильській зоні відчуження та на прилеглих територіях.

Department of radiobiology and radioecology in Chernobyl exclusive zone

The research activity of radiobiology and radioecology department during 34 years in Chernobyl exclusive zone and adjoined territories are reviewed briefly.

Аварію на Чорнобильській АЕС назвали сільськогосподарською катастрофою. І це тому, що головний її удар прийшовся на сільськогосподарську сферу – землю, рослини, луки, пасовиська, господарські водойма, на які випали з радіоактивних хмар продукти поділу урану. Дотепер населення забруднених радіонуклідами регіонів, а це майже 10% території України, на якій мешкає 2,3 млн. осіб до 90% дози опромінення іонізуючою радіацією одержує за рахунок внутрішнього опромінення, котре формують продукти харчування – продукція тваринництва і рослинництва. Отже, відповідальність за радіаційну безпеку населення, як у перші роки після аварії, так і у теперішній час фактично покладається на виробників цієї продукції – працівників сільського господарства. І це було зрозуміло з самого початку. Саме тому перша вузькопрофільна кафедра радіобіології (пізніше кафедра радіобіології та радіоекології) була створена через рік після аварії у серпні 1987 року теж у нас – найбільшому аграрному вищому навчальному закладі на теренах колишнього СРСР – колишній Українській сільськогосподарській академії.

З перших місяців свого заснування кафедра активно включилася у співробітництво багатьох наукових і науково-навчальних сільськогосподарських закладів в межах державної цільової програми

„Сільськогосподарська радіологія”, завданням якої було вивчення і мінімізація наслідків аварії у аграрній сфері країни. Вже навесні 1988 року разом зі співробітниками УкрНДІ сільськогосподарської радіології були закладені польові дослідження в 30-кілометровій Чорнобильській зоні відчуження, або просто в „зоні”, а точніше лише у 2,5 кілометрах на південь від АЕС на землях з високою радіоактивністю. Метою їх було вивчення впливу різних рівнів мінерального живлення на перехід радіонуклідів в сільськогосподарські культури. Ці дослідження тривали протягом 5 років. Ними зокрема, була встановлена радіозахисна роль деяких мікроелементів, яких так не вистачає на опідзолених заболочених ґрунтах Полісся, щодо надходження радіонуклідів в сільськогосподарські рослини і організм сільськогосподарських тварин [6, 7, 8].



Перша «команда» кафедри на виїзді у Чорнобильську зону відчуження для закладки польового дослідження: асистенти С.М. Грисюк і О.А. Вербовікова, завідувач кафедри І.М. Гудков (квітень 1988 року).



Розчищення місця для дослідних ділянок на угіддях с. Копачі у 2,5 км на південь від ЧАЕС (С.М. Грисюк і І.М. Гудков).

Пізніше спільно з Інститутом фізіології рослин, Інститутом клітинної біології і генної інженерії НАН України та деякими іншими науково-дослідними закладами вивчалась динаміка переходу радіонуклідів з кормів, а також безпосередньо з ґрунтом на пасовищах, в організм великої рогатої худоби, вплив додавання до раціону мікроелементів, деяких ентеросорбентів на накопичення радіонуклідів в молоці і м'ясі тварин, реакції рослин на опромінення в умовах тривалого надходження радіонуклідів, цитогенетичні ефекти.

Результати цих досліджень знайшли відображення у низці рекомендацій і пам'яток працівникам сільського господарства, у багатьох наукових публікаціях, в тому числі таких монографічних виданнях, як „Чорнобильська катастрофа [2], яка була перекладена на російську та англійську мови, „Чорнобиль: зона відчуження” [3] та інших. Вони постійно використовуються в навчальному процесі у якості ілюстративного матеріалу для багатьох розділів радіобіології та радіоекології, зокрема при вивченні особливостей ведення сільського господарства на забруднених радіонуклідами територіях.

За наукові роботи у „зоні” в п'яту річницю з дня аварії шестеро співробітників кафедри були удостоєні звань „Учасник ліквідації наслідків

аварії на Чорнобильській АЕС”. Це – завідувач кафедри професор І.М. Гудков, доценти Г.М. Ткаченко, В.О. Кіцно, С.М. Грисюк, О.А. Вербовікова і старший лаборант В. Г. Обертас.



Перший склад кафедри (1987 р.): стоять – лаборант О.І. Абрамов, асистент С.М. Грисюк, доцент Г.М. Ткаченко, доцент В.О. Кіцно; сидять – старший лаборант В.Г. Обертас, завідувач кафедри І.М. Гудков, асистент О.А. Вербовікова.

На території «зони», а також на ділянках з високими рівнями радіонуклідного забруднення за її межами аспіранти і співробітники кафедри виконали цілий цикл наукових робіт з розробки прийомів і заходів щодо зменшення надходження і накопичення радіонуклідів в продукції рослинництва і тваринництва. Так, випускник факультету ветеринарної медицини аспірант кафедри Т.М. Сень в умовах постійного утримання великої рогатої худоби на спецфермі у 10-кілометровій зоні Чорнобильської АЕС показав, що додавання природного ентеросорбенту цеоліту з розрахунку 0,5 г на 1 кг живої маси тварин зменшує у 2-2,5 рази перехід ^{137}Cs в молоко корів. При цьому покращується фізіологічний стан корів і, відповідно, на 10% зростає їх продуктивність [18].

Випускник факультету тваринництва аспірант І.В. Чижевський встановив, що в умовах пасовищного утримання корів в зоні відчуження ЧАЕС важливим фактором радіонуклідного забруднення продукції є

механічне захоплення тваринами ґрунту. Таким шляхом може надходити до 1-1,5 кг ґрунту за добу, суттєво збільшуючи надходження в організм як ^{137}Cs , так і ^{90}Sr . Працюючи з новими штучними синтетичними ентросорбентами аспірант встановив, що за їх допомогою можна в 2-4 разів і навіть більше зменшити перехід ^{137}Cs у молоко і м'язову тканину тварин [19, 20].



Аспірант І.В. Чижевський (у центрі): відбір крові у теляти в експериментальній віварії (5-км зона, 1995 р.).

Продовжуючи розпочаті ще у 1980-х роках роботи співробітників кафедри з використання мікроелементів для зменшення переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини, випускник агрономічного факультету аспірант В.В. Груша показав їх ефективність не тільки при внесенні в ґрунт, але й при позакореновому внесенні. У деяких композиціях розчинів солей мікроелементів їх застосування дозволяє на фоні суттєвого зменшення розходу дорогих препаратів, помітно підвищити продуктивність рослин і зменшити перехід в них як ^{137}Cs , так і ^{90}Sr [4, 5].

З організацією в університеті спеціальності екологія, випускники, що отримали дипломи цього напрямку, стали основними постачальниками кадрів в аспірантуру, викладачів на кафедрі, наукових співробітників в УкрНДІСГР. Цікаву й важливу роботу з порівняльного вивчення накопичення радіонуклідів

різними деревними породами зони відчуження виконав випускник факультету екології аспірант К.Ф. Шитюк. Вона відіграла певну роль в розробці рекомендацій з оцінки можливостей лісокористування на забруднених радіонуклідами територіях [21].

Аспірантка Ю.О. Бондар в реальних умовах Чорнобильської зони відчуження на пізній стадії аварії досліджувала радіобіологічні ефекти зовнішнього і внутрішнього хронічного опромінення сосни за різних потужностей поглинених доз. Вона показала, що навіть через 25 років після аварії на забруднених радіонуклідами територіях прослідковуються досить чіткі дозові залежності щодо утворення морфозів і цитогенетичних уражень [1].

Проводячи моніторинг вмісту ^{90}Sr в зерновій продукції на паливних слідах чорнобильських радіоактивних випадіннь, аспірантка Л.М. Отрешко виявила перевищення його значень, регламентованих допустимими рівнями у віддалений період після аварії (2012–2015 рр.), чого не спостерігалось раніше [14].

Дотепер тривають дослідження в „зоні” віддалених наслідків аварії. Так, доцент М.М. Лазарєв продовжує роботи з розробки нових прийомів з мінімізації надходження радіонуклідів в рослини і організм сільськогосподарських тварин та продукцію тваринництва – одного із основних наукових напрямів кафедри [15, 16].

Вихованка кафедри, нині докторант О.Ю. Паренюк, вивчає вплив радіонуклідного забруднення на склад мікробоценозів ґрунтів зони відчуження [15]. За ці роботи у 2019 році вона була удостоєна премії президента України для молодих науковців. З нею співпрацюють старший науковий співробітник К.Є. Шаванова та аспірант Ю.В. Рубан.



Старші наукові співробітники К.Є. Шаванова і О.Ю. Паренюк на полігоні «Буряківка» (10-км зона, 2018 р.).

Вихованець кафедри, а нині старший викладач В.В. Ілленко, вивчає процеси трансформації фізико-хімічного стану радіонуклідів в ґрунті, розробляє прийоми зменшення їх надходження в рослини за допомогою комплексних бактеріальних препаратів [10].

Аспірантка О.В. Кашпарова, яка вже готується до захисту дисертації, вивчає шляхи і механізми накопичення і виведення радіонуклідів в органах риб водойм зони відчуження [11, 12]. З нею співпрацює аспірантка П.М. Павленко.



Відбір зразків риби з озера Глибоке в Чорнобильській зоні відчуження: В.С. Морозова, І.М. Гудков, О.В. Кашпарова (2018 р.).

Вивченню закономірностей розвитку змін, що відбуваються в статевих клітинах еукаріотів за умов локального і тотального опромінення іонізуючою радіацією, присвячена докторська дисертація теперішнього завідувача кафедри А.В. Клепко [13].

Продовжує досліджувати радіобіологічні ефекти у фітоценозах в зоні радіаційного впливу аварії професор І.М. Гудков [9].

Як і раніше, наукові дослідження співробітників кафедри проводяться разом з науковцями УкрНДІСГР, дехто з котрих поділяють роботу в інституті з викладацькою роботою. Зокрема директор інституту професор В.О. Кашпаров довгий час викладав студентам спецкурси з радіобіологічних дисциплін, дотепер приймає участь у проведенні спільних досліджень, написанні підручників і навчальних посібників, підготовці аспірантів.



Через 30 років після першого виїзду співробітників кафедри в зону відчуження: В.С. Морозова, І.М. Гудков, В.О. Кашпаров, О.В. Кашпарова (2018 р.).

За 34-річний період існування кафедри співробітники представляли наукові праці на понад ста міжнародних і регіональних наукових конференціях, з'їздах, симпозіумах як в межах України, так і за кордоном, низка аспірантів і співробітників пройшли стажування у лабораторіях провідних університетів і наукових закладах світу: Австрії, Великої Британії, Німеччини, Норвегії, США, Швеції, Японії та інших країн, прийняли участь в

організації і проведенні низки міжнародних конференцій, семінарів, у тому числі й на території Чорнобильської зони відчуження.



Співробітника кафедри серед учасників Міжнародного польового семінару «Експериментальна радіоекологія» в Чорнобильській зоні відчуження (2018 рік).

Науковий доробок кафедри складає понад 600 навчально-наукових і наукових публікацій, серед котрих десятки робіт, опублікованих у зарубіжних фахових виданнях, понад три десятки монографій, підручників, навчальних посібників. Всі вони у тій чи іншій мірі пов'язані з науковою чорнобильською тематикою.

Наукові дослідження співробітників кафедри в Чорнобильській зоні відчуження тривають. «Зона» надовго стала однією з науково-дослідницьких лабораторій кафедри.



Кафедра у 2018 році – сидять: с.н.с. О.Ю. Паренюк, завідувач кафедри професор І.М. Гудков, с.н.с. К.Є. Шаванова; стоять: доцент Н.М. Білера, докторант А.В. Клепко, інженер Н.Ф. Шпирка, аспірант Ю.В. Рубан, доцент М.М. Лазарєв, доцент С.М. Грисюк, аспірант О.В. Кашпарова, старший викладач В.В. Ілленко, інженер О.М. Веремій, докторант Л.В. Грубська (відсутня доцент Ю.О. Бондар).

Література

1. Бондар Ю.О., Грисюк С.М., Йощенко В.І. Особливості впливу хронічного опромінення насадження сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) в зоні відчуження Чорнобильської АЕС. К.: ЦП «Компрінт», 2013. 122 с.
2. Гродзинський Д.М., Булах А.А., Гудков І.М. Радіобіологічні ефекти у рослин // Чорнобильська катастрофа. К.: Наук. думка. 1996. С. 311–326.
3. Гродзинський Д.М., Гудков І.М. Радіобіологічні ефекти у рослин на забрудненій радіонуклідами території // Чорнобиль. Зона відчуження. К.: Наук. думка. 2001. С. 325–377.
4. Груша В.В. Вплив позакореневого підживлення мікроелементами на надходження і накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr кормовими рослинами // Автореферат

дисертації на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук. К.: Київський національний університет імені Тараса Шевченка. 2007. 19 с.

5. Груша В.В., Гудков І.М. Вплив мікроелементів на продуктивність рослин і зниження накопичення радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr // Хімія. Агронімія. Сервіс. 2007. № 19–20. С. 6–7.

6. Гудков И.Н., Грисюк С.Н., Кицно В.Е. Роль минерального питания в предотвращении поступления стронция-90 и цезия-137 в сельскохозяйственные растения // Ионный транспорт и усвоение элементов минерального питания растениями. – К.: Наук. думка. 1991. С. 97–100.

7. Гудков І.М., Грисюк С.М., Кіцно В.О., Ткаченко Г.М., Вербовікова О.А. Зменшення надходження стронцію-90 і цезію-137 в сільськогосподарські рослини під впливом мікроелементів // Науковий вісник НАУ. 1998. № 10. С. 264–269.

8. Гудков И.Н., Кицно В.Е., Грисюк С.Н., Ткаченко Г.М., Иванова Е.А., Гуральчук Ж.З. Противолучевая защита растений с помощью солей металлов в условиях радиоактивного загрязнения территории // Радиационная биология. Радиоэкология. 1999. Т. 39. № 2–3. С. 349–353.

9. Гудков І.М. Реакції рослин на опромінення в зоні аварії на Чорнобильській АЕС. Київ-Херсон: Олді-Плюс, 2020. 164 с.

10. Ілленко В.В. Трансформація фізико-хімічного стану радіонуклідів у ґрунті та їх надходження до сільськогосподарських рослин за впливу комплексних бактеріальних препаратів. Автореф. на здобуття вченого ступеня канд. біол. наук. К.: НУБіП України, 2017. 24 с.

11. Кашпарова О.В., Павленко П.М., Левчук С.Є., Гудков І.М. Виведення ^{137}Cs з організму карася сріблястого (*Carassius gibelio*) при різній температурі води у природних умовах Чорнобильської зони відчуження Наукові доповіді НУБіП України. 2020. № 6 (88). С. 1–10.

12. Кашпарова О.В. Павленко П.М., Кашпарова О., Левчук С.Є., Гречанюк М.О., Гудков І.М., Кашпаров В. Вплив додаткового «чистого» годування на вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs в карасях сріблястих (*Carassius gibelio*) в

Чорнобильській зоні відчуження. Ядерна фізика та енергетика. 2021. Т. 22, № 3 (in press).

13. Клепко А.В. Молекулярні особливості реалізації ефектів, індукованих в гаметах ссавців іонізуючим випромінюванням // Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня доктора біологічних наук. – К.: НУБіП України, 2021. 48 с.

14. Отрешко Л.М., Левчук С.Є., Кашпаров В.О., Йощенко Л.В. Забруднення ^{90}Sr зернових культур в регіонах, прилеглих до зони відчуження Чорнобильської АЕС // Вісник Житомирського національного агроекологічного університету. 2013. Т. 1, № 1 (36). С. 281–289.

15. Паренюк О.Ю., Ілленко В.В., Гудков І.М. Мікрофлора забруднених радіонуклідами ґрунтів. К.: НУБіП України, 2018. 202 с.

16. Лазарєв М. Перехід радіонуклідів (^{137}Cs і ^{90}Sr) в продукти харчування при технологічній переробці молока та м'яса // Вісник аграрної науки, спец. вип. квітень 2001 р. С. 90–96.

17. Левчук С.Є. Лазарєв М.М., Павлюченко В.В. Сучасний стан із забрудненням молока корів ^{137}Cs у північних регіонах України // Ядерна фізика та енергетика. 2016. Т 17, № 1. С. 69–75.

18. Сень Т.М. Вплив цеоліту на перехід ^{137}Cs з раціону в молоко корів при їх знаходженні в постійному радіаційному полі. Автореф. на здобуття вченого ступеня канд. біол. наук. К.: Ін-т експериментальної патології, онкології і радіобіології АН України. 1993. 14 с.

19. Чижевський І.В. Оценка количественных показателей перехода ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu , ^{241}Am из загрязненной почвы с желудочным и кишечным соками коров // Радиационная биология. Радиоэкология. 2001. Т. 41, № 4. С. 431–434.

20. Чижевський І.В. Оцінка параметрів переходу ^{90}Sr і ^{137}Cs до організму та продукції великої рогатої худоби при пасічному утриманні тварин (на прикладі зони відчуження Чорнобильської АЕС // Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук. К.: Київський національний університет імені Тараса Шевченка. 2004. 20 с.

21. Шитюк К.Ф., Орлов О.О., Мельничук С.Д. Порівняльна оцінка розподілу ^{137}Cs в екосистемах соснових та сосново-дубових лісів Українського Полісся // Ядерна фізика та енергетика. 2010. Т. 11, № 1. С. 74–81.