

КАБІНЕТ МІНІСТРІВ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

КИРИЧЕНКО ВОЛОДИМИР КОСТЯНТИНОВИЧ

УДК 504.5:628.4.047:614.8.086.5

**РАДІОЕКОЛОГІЧНА НЕБЕЗПЕКА ТА ДОДАТКОВЕ ДОЗОВЕ
НАВАНТАЖЕННЯ НА НАСЕЛЕННЯ ВІД ХВОСТОСХОВИЩ
ПРИДНІПРОВСЬКОГО ХІМІЧНОГО ЗАВОДУ**

03.00.01 – радіобіологія

Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня
кандидата біологічних наук

Київ – 2015

Дисертацією є рукопис

Робота виконана в Українському науково-дослідному інституті сільськогосподарської радіології Національного університету біоресурсів і природокористування України Кабінету Міністрів України

Науковий керівник доктор біологічних наук, професор
Кашпаров Валерій Олександрович,
Національний університет біоресурсів і
природокористування України,
директор Українського науково-дослідного інституту
сільськогосподарської радіології

Офіційні опоненти: доктор біологічних наук, старший науковий співробітник
Перепелятніков Георгій Петрович,
Український науково-дослідний інститут
цивільного захисту,
головний науковий співробітник відділу техногенної
безпеки Науково-дослідного центру цивільного захисту

кандидат технічних наук, старший науковий співробітник
Одінцов Олексій Олексійович,
Інститут проблем безпеки атомних електростанцій
НАН України,
завідувач сектору фізико-хімічних методів аналізу

Захист відбудеться «04» червня 2015 р. о 13.00 годині на засіданні спеціалізованої вченої ради Д 26.004.19 у Національному університеті біоресурсів і природокористування України за адресою: 03041, м. Київ-41, вул. Генерала Родімцева, 19, навчальний корпус № 1, кімната 97.

Поштова адреса: 03041, м. Київ, вул. Героїв Оборони, 13.

З дисертацією можна ознайомитись у бібліотеці Національного університету біоресурсів і природокористування України за адресою: 03041, м. Київ-41, вул. Героїв Оборони, 13, навчальний корпус № 4, кімната 41-а.

Автореферат розісланий «__» квітня 2015 р.

Учений секретар
спеціалізованої вченої ради

М. М. Лазарев

ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА РОБОТИ

Актуальність теми. Світова практика переробки і захоронення відходів уранового виробництва у більшості випадків являє собою виробництво значних кількостей (мільйонів тон) низькоактивних радіоактивних відходів, які містять довгоживучі радіонукліди біля кожної шахти чи переробного заводу. Найпоширенішим способом захоронення таких відходів є заповнення від'ємних форм рельєфу неподалік від місця виробництва (ІАЕА-ТЕСДОС-1403, 2004).

В Україні функціонують підприємства з видобутку та переробки уранових руд, що призвело до утворення хвостосховищ із високим вмістом радіонуклідів. Розміщені у районах із розвиненим сільським господарством підприємства з видобутку та переробки уранових руд є потенційними джерелами радіаційної небезпеки. Через небезпеку цього явища виникає задача оцінки впливу хвостосховищ на прилеглі території та потреби їх реабілітації.

Розміщені у м. Дніпродзержинськ (250 тис. осіб) та поруч із населеними пунктами Карнаухівка (6.5 тис. осіб), Таромське (15 тис. осіб), річкою Коноплянка та береговою лінією р. Дніпро, відвали Придніпровського хімічного заводу є потенційними джерелами безперервного і тривалого радіоактивного забруднення довкілля. Важкі природні радіонукліди з хвостосховищ (^{238}U , $^{230,232}\text{Th}$, ^{226}Ra , ^{210}Po , ^{210}Pb) потрапляють до поверхневих і підземних вод, унаслідок вимивання з відвалів атмосферними опадами і поверхневими водотоками; до атмосфери – за рахунок виділення (еманації) радону, який шляхом дифузії і конвекції переноситься на великі відстані (понад 4–5 км), радіоактивного пилу, який утворюється в результаті фізико-хімічного вивітрювання і вітрової ерозії приповерхневого шару відвалів. Радіоактивні аерозольні випадання можуть формувати підвищені рівні забруднення ґрунтів і, відповідно, деяких продуктів харчування.

Вивченням поведінки важких природних радіонуклідів у навколишньому середовищі, їх надходженню у сільськогосподарську продукцію і внутрішнім опроміненням від такого надходження займалися вітчизняні та зарубіжні вчені (Моїсєєв А. А., 1990, Алексахін Р. М., 1990, Іванов Ю. О., 1998, Прістер Б. С., 2003, Перепелятніков Г. П., 2008, Коваленко Г. Д., 2008 та ін.). Проте, навіть із урахуванням соціально-психологічної ситуації в регіоні Придніпровського хімічного заводу не було оцінено радіологічного ризику додаткового опромінення населення як наслідку споживання води і продуктів харчування місцевого виробництва.

Таким чином, актуальність роботи обумовлена необхідністю оцінки дозового навантаження на населення від хвостосховищ Придніпровського хімічного заводу, оцінки міграційної здатності радіонуклідів у матеріалах хвостосховищ, можливості використання прилеглих сільськогосподарських угідь за призначенням без обмежень, моніторингу вмісту важких природних радіонуклідів у воді, нижче за течією від хвостосховищ та необхідності проведення реабілітаційних заходів на сільськогосподарських угіддях.

Зв'язок роботи за науковими програмами, планами, темами. Дисертаційну роботу виконано відповідно до плану науково-дослідних робіт

Національного університету біоресурсів і природокористування України (УкрНДІСГР НУБіП України), вона є фрагментом наукових тем Українського науково-дослідного інституту сільськогосподарської радіології: «Розроблення концепції реабілітації сільгоспугідь, забруднених важкими природними радіонуклідами» (номер державної реєстрації 0108U000883 (2008–2012 рр.) та Державної цільової екологічної програми № 1846 від 26.11.2003 «Приведення в безпечний стан уранових об'єктів виробничого об'єднання «Придніпровський хімічний завод» (номер державної реєстрації 0109U004930).

Мета і завдання дослідження. Метою роботи є визначення додаткового дозового навантаження на населення, яке проживає в прилеглих до хвостосховищ Придніпровського хімічного заводу населених пунктах на основі оцінки міграційної здатності радіонуклідів у тілі хвостосховищ і навколишньому середовищі.

Відповідно до мети визначено задачі дослідження:

1. Оцінити вміст та міграційну здатність важких природних радіонуклідів у тілі хвостосховищ.

2. Провести оцінку рівнів забруднення продуктів сільського господарства, вирощених на ділянках, які знаходяться у найменшому віддаленні від Придніпровського хімічного заводу та його хвостосховищ.

3. Визначити дози опромінення населення, спричинені пероральним надходженням радіонуклідів через споживання продуктів сільського господарства місцевого виробництва і води.

4. Оцінити значущість перорального надходження радіонуклідів до організму людини з місцевими і привозними продуктами харчування та питною водою.

5. Оцінити ступінь радіоекологічної небезпеки хвостосховищ Придніпровського хімічного заводу.

Об'єкт дослідження – міграція важких природних радіонуклідів у навколишньому середовищі і формування дозових навантажень населення прилеглих до Придніпровського хімічного заводу та його хвостосховищ територій за рахунок перорального надходження важких природних радіонуклідів з продуктами харчування та питній воді.

Предмет дослідження – важкі природні радіонукліди уранового і торієвого ряду (^{210}Po , ^{210}Pb , $^{230,232}\text{Th}$, ^{226}Ra , ^{238}U) та їх фізико-хімічні властивості у шихті хвостосховищ; питома активність радіонуклідів у ґрунті, сільськогосподарських культурах та води; ефективні дози внутрішнього опромінення населення, отримані внаслідок перорального надходження в організм людини важких природних радіонуклідів.

Методи дослідження: спектрометричні (визначення активності важких природних радіонуклідів у зразках), метод атомно-адсорбційної спектрофотометрії (визначення вмісту металів у шихті хвостосховищ), потенціометричний (визначення показників рН), колонковий (визначення водопроникності зразків шихти), гранулометричний, статистичні.

Наукова новизна одержаних результатів. Виконані експериментальні дослідження вперше в Україні дозволили комплексно оцінити вплив хвостосховищ уранового виробництва Придніпровського хімічного заводу на додаткове опромінення населення за рахунок перорального надходження важких природних радіонуклідів. У результаті дослідження визначено:

- міграційну здатність важких природних радіонуклідів у шихті хвостосховищ Придніпровського хімічного заводу;
- вміст рухомих форм металів у шихті хвостосховищ;
- вміст важких природних радіонуклідів у продукції сільського господарства, що отримана на прилеглих до Придніпровського хімічного заводу та його хвостосховищ ділянках;
- ефективні дози опромінення населення, спричинені пероральним надходженням важких природних радіонуклідів.

Практичне значення одержаних результатів. Результати досліджень можуть бути використані для радіаційного захисту населення, визначення необхідності реабілітації сільськогосподарських угідь, забруднених важкими природними радіонуклідами, а також стратегії поводження з хвостосховищами Придніпровського хімічного заводу у майбутньому (невтручання, перезахоронення, проведення захисних заходів).

Показано, що в теперішній час радіоактивне забруднення місцевої сільськогосподарської продукції та питної води істотно не впливає на додаткове опромінення населення на прилеглий до Придніпровського хімічного заводу території.

Особистий внесок здобувача. Здобувачем самостійно виконано теоретичний аналіз літературних джерел із теми дисертації, сплановано та проведено основний обсяг експериментальних досліджень – відбір проб, підготовку приладів до роботи, безпосереднє проведення вимірів, аналіз отриманих результатів, виконання розрахунків доз та написання наукових публікацій.

Дослідження міграційної здатності важких природних радіонуклідів у шихті хвостосховищ виконувалися спільно із співробітниками Інституту геохімії навколишнього середовища НАН України.

Апробація результатів дисертації. Результати роботи обговорювалися на: XVIII та XIX Щорічних наукових конференціях Інституту ядерних досліджень НАН України (Київ, 25–28 січня 2011 р. та 24–27 січня 2012 р.); Міжнародній науково-практичній конференції молодих вчених «Актуальні проблеми наук про життя та природокористування» у НУБіП (м. Київ, 25-26 жовтня 2011 р.); VII Всеукраїнській науково-практичній конференції «Охорона навколишнього середовища промислових регіонів, як умова сталого розвитку України» в Запорізькій Державній Інженерній Академії (м. Запоріжжя, 15 грудня 2011 р.).

Публікації. За матеріалами дисертації опубліковано 9 наукових праць, у тому числі 5 статей у наукових фахових виданнях України, 4 з яких входять до міжнародних наукометричних баз даних та 4 тези доповідей у матеріалах вітчизняних та міжнародних конференцій.

Структура та обсяг роботи. Дисертаційна робота складається зі вступу, огляду літератури, матеріалів і методів дослідження, двох розділів із результатами власних досліджень і їх обговорення, висновків та списку використаних джерел літератури, що включає 148 найменувань, з яких 54 латиницею. Роботу викладено на 143 сторінках комп'ютерного тексту, проілюстровано 48 таблицями і 39 рисунками.

ОСНОВНИЙ ЗМІСТ РОБОТИ

Огляд наукової літератури. Проаналізовано результати досліджень вітчизняних та іноземних авторів стосовно радіоекологічних особливостей важких природних радіонуклідів, умов переробки урану на виробництві та утворення хвостосховищ.

У дисертаційній роботі розглядався кореневий шлях надходження важких природних радіонуклідів (ВПРН) до рослин. З оглядом на ґрунтові умови місцевості було використано сучасні коефіцієнти накопичення (K_H) ВПРН до рослин, рекомендовані Міжнародним агентством з атомної енергії (IAEA TRS-472, 2010). На основі опрацювання інформаційних джерел щодо активності ВПРН у різноманітних сільськогосподарських рослинах було встановлено, що K_H ВПРН можуть змінюватися у межах п'яти числових порядків у залежності від їх фізико-хімічних форм, властивостей ґрунту і виду рослин. ВПРН по ступеню зменшення K_H у системі ґрунт-рослина розміщені у ряді: $^{226}\text{Ra} > ^{238}\text{U} > ^{210}\text{Pb} > ^{210}\text{Po} > ^{232}\text{Th}$. Значення K_H для Ra та U лежать у межах $n \cdot 10^{-1} - n \cdot 10^{-3}$, а для Pb, Po та Th у межах $n \cdot 10^{-2} - n \cdot 10^{-5}$.

Важкі природні радіонукліди, наявні у продуктах харчування і воді вносять близько 3 % у середньорічну ефективну дозу опромінення населення від джерел природного походження. Річна ефективна доза від ^{238}U та ^{232}Th у Дніпропетровській області є однією з найвищих в Україні і становить відповідно 2.8 та 0.25 мЗв/рік.

Річне надходження ВПРН не повинно перевищувати $^{238}\text{U} - 3000$, ^{232}Th та $^{226}\text{Ra} - 200$, $^{210}\text{Po} - 40$, $^{210}\text{Pb} - 100$ (Бк/рік). Квоти граничних значень дози бралися для уранових шахт, гідрометалургійних заводів із переробки уранових руд. Річна ефективна доза для населення, спричинена ВПРН не може перевищувати 0.12 мЗв на рік.

МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Виробниче об'єднання «Придніпровський хімічний завод» (ПХЗ) розміщено на території м. Дніпродзержинська (населення – 250 тис. осіб) на правому березі р. Дніпро. За період його роботи з 1949 по 1991 рр. було утворено 9 сховищ відходів уранового виробництва загальною площею 268 га (рис.1)

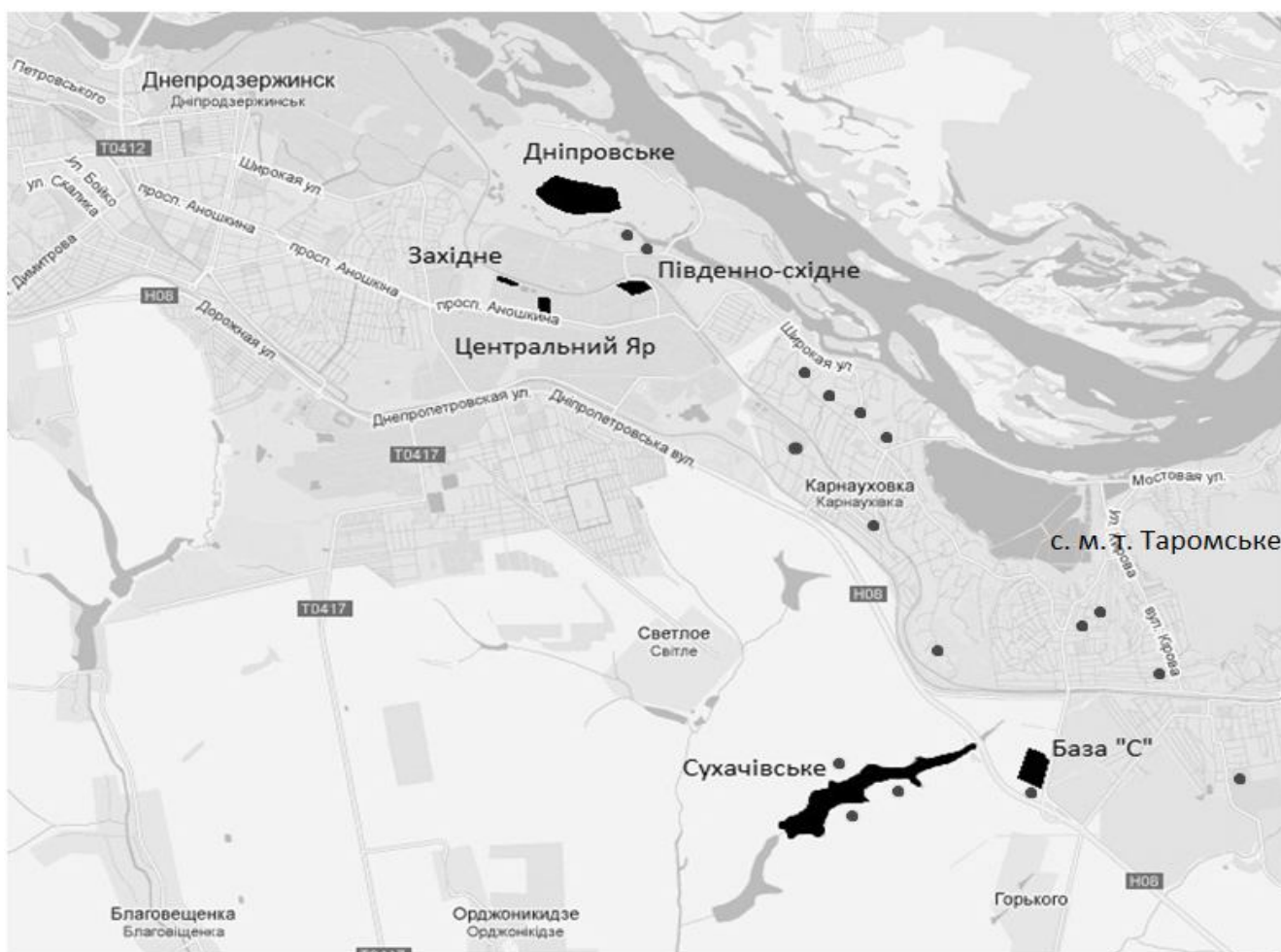


Рис. 1. Положення хвостосховищ (виділено чорним) та місць пробовідбору (сірі точки) відносно населених пунктів

На території заводу розміщено хвостосховища: «Південно-Східне», «Центральний Яр», «Західне». На північ від заводу – «Дніпровське», на південь від м. Дніпродзержинськ – «Сухачівське», до якого входять сховище «ДП-6» та «Лантанова фракція». На північ та на схід від хвостосховища «Сухачівське» розміщені с. м. т. Карнаухівка (6.5 тис. осіб) і Таромське (15 тис. осіб). У безпосередній близькості до с. м. т. Таромське розміщене хвостосховище «База «С»».

У хвостосховищах ПХЗ депоновано близько 40 млн. т відходів загальною активністю $3.14 \cdot 10^{15}$ Бк (табл. 1). Місцями для проведення досліджень були обрані хвостосховища, городи та сільськогосподарські ділянки, неподалік від хвостосховищ «Дніпровське», «Сухачівське» та «База «С»», а також городи та присадибні ділянки мешканців с. м. т. Карнаухівка і Таромське.

За допомогою шнекового буріння було відібрано більше 20 зразків шихти хвостосховищ із глибини 2–23 м. Вибір місця пробовідбору сільськогосподарської продукції та ґрунту відбувався з урахуванням положення ділянки щодо хвостосховища. Всього було відібрано понад 40 проб ґрунту (чорнозем звичайний, малогумусний), колодязної води та сільськогосподарських рослин (пшениця, буряк, картопля, томати, морква). Відбір проб ґрунту і рослин проводився згідно СОУ 74.14-37-425:2006 «Якість ґрунту. Методи відбору проб

грунту для радіаційного контролю» та СОУ 01.1-37-426:2006 «Якість продукції рослинництва. Методи відбору проб для Радіаційного контролю». Відбір проб води здійснювався за методикою ДСТУ ISO 5667-1–2003 Якість води. Відбирання проб.

Таблиця 1

**Основні характеристики хвостосховищ Придніпровського хімічного заводу
(Войцехович О.В., 2009)**

№	Назва хвостосховища	Період експлуатації	Площа, га	Маса відходів, млн. тон	Об'єм відходів, млн. м ³	Загальна активність, ТБк
1	Західне	1949–1954	4	0.77	0.35	180
2	Центральний Яр	1950–1954	2.4	0.22	0.10	104
3	Південно-Східне	1956–1990	3.6	0.33	0.15	67
4	Дніпровське	1954–1968	73	12	5.9	1400
5	№ 602 (Лантанова фракція)	1965–1988	0.06	0.007	–	0.86
6	Доменна піч 6	1962–1982	0.2	0.04	–	1.3
7	База «С»	1960–1991	25	0.3	0.15	440
8	Сухачівське секція 1	1968–1983	90	19	8.6	710
9	Сухачівське секція 2	1983	70	5.6	2.8	270

Дослідні ділянки для відбору проб ґрунту та істівних частин рослин охоплювали найближчі до хвостосховищ сільськогосподарські поля та присадибні ділянки мешканців с. м. т. Карнаухівка і Таромське. Всі криниці місцевих мешканців, із яких відбиралися проби питної води знаходяться нижче за течією щодо хвостосховищ.

Підготовлені до аналізу матеріали хвостосховищ – це дрібно- чи середньодисперсні порошки кольору від сірого і білого до коричневого і пісково-жовтого. Визначення питомої активності радіонуклідів у зразках, відібраних із різних горизонтів хвостосховищ проводилося з використанням радіохімічних методів виділення радіонуклідів, γ -спектрометричного аналізу, α -спектрометрії та β -радіометрії.

Оцінка коефіцієнтів розподілу (K_d) радіонуклідів ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{238}U між твердою фазою і водним розчином шламу проводилося у співвідношенні фаз 1:5. Уран і торій визначали α -спектрометричним методом після іонообмінного виділення. Радіометричне визначення ^{210}Pb проводили за дочірнім ^{210}Bi ; ^{226}Ra визначали після випарювання в сухому залишку. γ -Спектрометрію зразків проводили з використанням детектора Canberra з високочистого германію, модель 7229P. ^{210}Po визначався за допомогою α -спектрометрії після його електрохімічного осадження на нікелевій пластині. α -Спектрометрію виконували

на спектрометрі фірми EG&G ORTEC OCTETE PC з кремнієвими детекторами серії BU-017-450-100 ULTRA.

Фільтраційні властивості хвостосховищ визначали шляхом вимірювання швидкості току води в колонках, заповнених шихтою. Для фільтрату використовували дистильовану воду як імітатор атмосферних опадів. Вимірювання швидкості фільтрації проводили після встановлення динамічної рівноваги току.

Визначення концентрації металів у зразках шихти після їх вилуговування проводили за допомогою атомно-адсорбційного спектрофотометру Varian SpectrAA-250 Plus. При цьому аналізували елементи: Sr, Cu, Fe, Ca, Pb, Na, K, Mg, Mn та Cd. Екстракцію рухомих форм металів проводили 1 М HNO₃ у співвідношенні твердої фази та розчину 1:10.

Для гранулометричного складу матеріалу хвостосховищ використовували лазерний аналізатор розміру частинок Analysette 22 COMFORT виробництва Fritsch GmbH (Німеччина).

Вимірювання активності ВПРН у зразках води, ґрунту і їстівних частин рослин проводили на γ -спектрометрі ADCAM-300 з напівпровідниковим детектором GEM-30185. Визначення активності ²¹⁰Po, ²¹⁰Pb, ²³²Th, ²²⁶Ra, ^{235,238}U здійснювали шляхом реєстрації γ -випромінювання дочірніх продуктів розпаду, які знаходяться із зазначеними вище ізотопами у стані вікової рівноваги. Вміст ВПРН у досліджуваних ґрунтах було визначено прямим вимірюванням зразків у лабораторії УкрНДІСГР НУБіП України (табл. 2). Отримані значення вмісту ВПРН є типовими для чорноземних ґрунтів (Алексахін Р. М. 1990).

Таблиця 2

**Вміст радіонуклідів в ґрунті в околицях
Придніпровського хімічного заводу, Бк/кг**

№	Назва майданчика та характеристика	²¹⁰ Pb	²²⁶ Ra	²³² Th	²³⁸ U
1	Баглайський кар'єр – ділянка Городи мешканців н.п. Карнаухівка	15–26	14–22	15–26	14–22
2	Присадибні ділянки (городи) мешканців с. Таромське	51–63	30–41	37–38	25
3	Хвостосховище «Сухачівське». Прилеглі сільськогосподарські поля	24	24	30	31–33
4	Хвостосховище «База «С». Прилеглі сільськогосподарські поля	43	43	37	60
Значення, прийняте для розрахунків		40	30	34	30

Визначення вмісту ВПРН у продуктах харчування проводили безпосередньо або розрахунковим методом із використанням коефіцієнтів накопичення (K_H), рекомендованих МАГАТЕ. Для оцінки надходження ВПРН з продуктами

харчування та водою в організм людини використовували набір продуктів харчування, затверджений постановою Кабінету Міністрів України № 656 від 14 квітня 2000 р. Оцінка радіаційного впливу хвостосховищ ПХЗ на населення досліджуваних територій проводилася згідно з нормами радіаційної безпеки України (НРБУ-97). Досліджуване населення належить до категорії «В» – все населення», а умови – «уранові шахти, гідрометалургійні заводи з переробки уранових руд.

Добуток питомої активності продуктів харчування і маси споживаних за рік продуктів харчування і питної води становить величину річного надходження того чи іншого радіонукліду. Використовуючи дозові коефіцієнти, наведені в НРБУ-97, обчислювали річні ефективні дози на населення від перорального надходження ВПРН. За аналогічною методикою зроблено прогноз щодо можливого використання хвостосховищ як земель сільськогосподарського призначення у майбутньому.

РЕЗУЛЬТАТИ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Оцінка форм знаходження ВПРН та ВМ у шихті хвостосховищ. Оцінка форм знаходження ВПРН і важких металів у хвостосховищах ПХЗ є необхідною для виконання завдань дисертаційної роботи та розуміння їхньої радіоекологічної небезпеки. Зважаючи на те, що офіційну документацію про технологічні процеси переробки уранових руд було вивезено наприкінці 80-х років ХХ століття, стан і склад матеріалів хвостосховищ є малодослідженим.

Для оцінки міграційних параметрів ВПРН було проведено виміри активності у зразках шихти, відібраних із хвостосховищ. Результати вимірів представлено у табл. 3.

Таблиця 3

Питома активність зразків шихти хвостосховищ Придніпровського хімічного заводу, кБк/кг

Глибина, м.	^{238}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Po	^{210}Pb
Дніпровське					
7.0-7.5	3.2 ± 1.0	60 ± 10	20 ± 1		16 ± 6
8.0-8.5	8.8 ± 1.2	149 ± 11	38 ± 1		29 ± 10
10.5-11	11.8 ± 2.8	190 ± 27	42 ± 2		16 ± 5
11.0-11.5	5.7 ± 2.5	166 ± 27	48 ± 2		18 ± 12
Сухачівське					
2-3	2.1 ± 1.0	28 ± 9	7.1 ± 0.4	2.7 ± 0.2	6.2 ± 1.0
12-13	3.4 ± 0.8	61 ± 8	16.8 ± 0.9	10 ± 1	16 ± 8
19-20	2.7 ± 0.5	60 ± 15	18 ± 1	7.8 ± 0.6	10 ± 2
22-23	0.7 ± 0.2	7 ± 4	1.27 ± 0.07		
23-24	0.18 ± 0.05	1.0 ± 0.5	0.06 ± 0.01		
Південно-східне					
3.5-4.0	1.6 ± 0.3	20.5 ± 11.0	4.2 ± 0.3		3.4 ± 1.0

Продовження табл. 2

1	2	3	4	5	6
7.0-7.5	2.5 ± 0.2	16.2 ± 4.1	1.15 ± 0.08		3.2 ± 1.0
8.5-9.0	2.0 ± 0.2	11.0 ± 4.5	1.28 ± 0.08		3.3 ± 1.0
11.5-12.0	0.70 ± 0.07	4.7 ± 1.7	0.63 ± 0.04		
16.8-17.0	1.8 ± 0.2	11.4 ± 4.0	1.27 ± 0.08		
Західне					
6.5-7.0	2.9 ± 0.6	23.6 ± 4.2	4.6 ± 0.2		6.2 ± 1.0
10.0-10.5	2.0 ± 0.8	35 ± 8	6.1 ± 0.3		3.6 ± 0.7
12.0-12.5	1.8 ± 0.8	28 ± 7	6.1 ± 0.3		4.0 ± 0.5
Центральний Яр					
3.5-4.0	12.9 ± 1.5	399 ± 21	88 ± 5		26 ± 8
9.0-9.5	14.2 ± 3.0	215 ± 27	122 ± 3		36 ± 13
16.0-16.5	14.5 ± 2.5	351 ± 28	78 ± 6		26 ± 16

Найбільша питома активність радіонуклідів – у зразках шихти з хвостосховища «Центральний Яр» (^{230}Th до 400 кБк/кг, ^{226}Ra до 130 кБк/кг, ^{238}U до 15 кБк/кг), а найменша – з «Південно-східного» (^{230}Th до 16 кБк/кг, ^{226}Ra до 1.3 кБк/кг, ^{238}U до 3 кБк/кг). Слід зауважити, що для хвостосховища «Південно-східне», на відміну від інших, активність ^{226}Ra у зразках менше активності ^{238}U . Зважаючи на промивний режим, – водопроникність 118 см/добу, можна припустити, що ^{226}Ra є досить мобільним в умовах даного хвостосховища. Питома активність ВПРН у зразках коливається у досить широких межах: від 0.057 кБк/кг ^{226}Ra (хвостосховище «Сухачівське»), до 351 кБк/кг ^{230}Th (хвостосховище «Центральний Яр»).

Вирішальну роль у водній міграції відіграють форми знаходження радіонуклідів у відвалах і склад розчинів, що фільтруються через хвостосховище. Отримані результати щодо відсоткового вмісту різних за розчинністю форм важких природних радіонуклідів у матеріалах хвостосховищ ПХЗ наочно свідчать про можливу міграцію радіонуклідів із тіла хвостосховища та є вихідними даними для прогнозування забруднення ґрунтових вод ВПРН. Вміст різних форм знаходження ВПРН у хвостосховищах суттєво різниться (табл. 4).

Таблиця 4

Діапазон значень вмісту розчинних форм важких природних радіонуклідів у хвостосховищах

Радіонуклід	Вміст форм знаходження ВПРН, %		
	Водорозчинні	Обмінні	Кислоторозчинні
^{238}U	0.6–11	2.4–30.0	2.5–54.0
^{230}Th	7–30	1–53	7–43
^{226}Ra	0.02–7.6	0.1–8.0	0.02–26.0
^{210}Pb	0.2–3.2	0.5–31.9	4.2–65.0

Загально-низький відсоток урану, радію та свинцю які знаходяться у водорозчинній формі пояснюється тим, що руди, під час збагачення ПХЗ, було оброблено агресивними хімічними реагентами, і більшу частину розчинних ВПРН видалено.

Міграційна здатність радіонуклідів у хвостосховищах в значній мірі визначається параметрами середовища. У зв'язку зі складністю урахування всіх факторів, що визначають сукупність елементарних актів сорбції та десорбції радіонуклідів на компонентах твердої фази, виникає необхідність створення спрощених моделей сорбційної взаємодії. Коефіцієнт (K_d) визначає співвідношення концентрації радіонуклідів, що адсорбовані на твердій фазі та у розчині після того, як система досягла рівноваги. Результати визначення K_d представлені в табл. 5.

Таблиця 5

Коефіцієнт розподілу (K_d) радіонуклідів у тілі хвостосховищ

Хвостосховище	Глибина відбору, м	K_d , л/кг		
		^{238}U	^{230}Th	^{226}Ra
Дніпровське	7.0-7.5	37 ± 12	58300 ± 13400	
	8.0-8.5	55 ± 10	106500 ± 24500	290 ± 90
	10.5-11.0	149 ± 41	135700 ± 27200	750 ± 220
	11.0-11.5	49 ± 23	145000 ± 34800	
	8.0-8.5	82 ± 48	188500 ± 43300	
	9.5-10.0	550 ± 220	413300 ± 86800	
	12.0-12.5	304 ± 93	327300 ± 72000	
Сухачівське	2-3	140 ± 69	3200 ± 800	
	12-13	227 ± 61	8200 ± 1600	
	19-20	123 ± 28	6250 ± 1440	409 ± 123
	22-23	77 ± 25	4290 ± 1030	
	23-24	316 ± 88	9090 ± 2360	
Південно-Східне	7.0-7.5	490 ± 13	33060 ± 8260	7.7 ± 2.6
	8.5-9.0	250 ± 39	25000 ± 6000	
	11.5-12.0	77 ± 21	31300 ± 6300	19.1 ± 5.8
	16.5-17.0	214 ± 39	45600 ± 9200	
Західне	6.5-7.0	18.6 ± 4.5	1030 ± 260	
	10.0-10.5	29 ± 12	13380 ± 3080	
	12.0-12.5	32 ± 15	16470 ± 3850	
Центральний Яр	3.5-4.0	26 ± 4	32 ± 7	1910 ± 470
	9.0-9.5	19.1 ± 4.5	890 ± 180	2540 ± 610
	16.0-16.5	5.4 ± 1.3	290 ± 60	1450 ± 430

Значення K_d для кожного з радіонуклідів може варіювати у досить широких межах. Так, для ^{238}U змінюється від 5.4 (сховище Центральний Яр) до 550 (сховище Дніпровське). Для ^{230}Th K_d змінюється від 3.2 (сховище Центральний Яр) до 413300 (сховище Дніпровське). Для торію характерні високі значення K_d , тобто низька рухливість по профілю хвостосховищ. Найменші значення K_d для

²²⁶Ra було зафіксовано у хвостосховищі Сухачівське – 7.7, а найвищі – 2540 у хвостосховищі Центральний Яр.

Як свідчать результати вимірів, хвостосховища є потенційним джерелом надходження важких металів (ВМ) у навколишнє середовище. У процесі дослідження було одержано результати вмісту рухомих форм металів для 4 свердловин 3 хвостосховищ. Найбільший вміст металів спостерігався у хвостосховищі «Дніпровське» (табл.6).

Таблиця 6

Концентрація рухомих форм металів у хвостосховищі «Дніпровське»

Глибина, м	Концентрація рухомих форм, г/кг					
	Sr	Cu	Fe	Pb	Mn	Cd
8.25	3.7	0.15	21	0.02	0.16	0.003
9.75	0.9	0.4	43	0.01	0.26	0.002
12.25	1.1	0.03	6.5	0.01	1.08	0.002
ГДК у питній воді	0.007	0.0001	0.001	0.0001	0.0001	$1 \cdot 10^{-6}$

Результати аналізу шихти з інших хвостосховищ вказують на значно вищий за ГДК (до 3–4 порядків) у питній воді вміст рухомих форм ВМ. У випадку порушення гідроізоляційних властивостей хвостосховищ вони можуть стати джерелом довготривалого забруднення ВМ ґрунтових, підземних та поверхневих вод.

Проведення колонкових експериментів мало на меті дослідження фільтраційних властивостей шихти хвостосховищ, а саме швидкості конвективного переносу вологи, що є одним із параметрів моделювання міграції радіонуклідів по профілю хвостосховищ, а також дослідженню динаміки виносу радіонуклідів током води. Було виготовлено 5 колонок, після встановлення динамічної рівноваги току води в колонках визначено швидкість фільтрації. Для зразків шихти з хвостосховищ «Сухачівське», «Дніпровське», «Центральний Яр» та «Західне» вона виявилась досить низькою (табл. 7). Найвищою швидкістю фільтрації відрізняється шихта з хвостосховища «Південно-Східне». Отримані результати узгоджуються з результатами дослідження гранулометричного складу частинок шихти, чим більший вміст частинок < 1 мкм, тим нижча швидкість фільтрації.

Таблиця 7

Швидкість фільтрації води у хвостосховищах ПХЗ

Зразок шихти з хвостосховища	Швидкість фільтрації, см/добу
Дніпровське	3.17
Центральний Яр	3.30
Сухачівське	3.24
Західне	3.06
Південно-Східне	118

Радіоактивне забруднення сільськогосподарської продукції, питної води та продуктів харчування населення важкими природними радіонуклідами. Вихідними даними для прогнозування надходження ВПРН до організму досліджуваної групи населення є вміст ВПРН у ґрунтах угідь, на яких вирощується сільськогосподарська продукція для споживання населення. Результати визначення активності ВПРН у ґрунтах досліджуваних ділянок наведено в табл. 2.

У 2008, 2009 та 2013 роках було здійснено відбір проб ґрунтів і рослин на експериментальних майданчиках, більшість із яких знаходяться у безпосередній близькості до захисної межі хвостосховищ. Рівні забруднення більшої частини сільськогосподарської продукції є досить низькими, чи такими, що були нижче рівня мінімально детектованої активності приладів, тому для обчислень надходження ВПРН у роботі використовувалися як результати експериментальних вимірів, так і розрахункові оцінки. Найбільший вміст ^{238}U було отримано в криничній воді (0.83 ± 0.41 Бк/л), ^{232}Th в озимій пшениці – 0.05 ± 0.01 Бк/кг та ^{226}Ra в ячмені – 0.24 ± 0.12 Бк/кг з територіально найближчих полів до хвостосховищ: «Сухачівське» та «База «С».

Для розрахунку активності ВПРН у продуктах харчування (табл. 7) використано коефіцієнти накопичення (K_H), рекомендовані МАГАТЕ (IAEA TRS-472, 2009).

Розрахункові дані щодо забруднення сільськогосподарської продукції виявилися вищими, ніж отримані в результаті прямих вимірів, що гарантує консервативну оцінку ефективних доз опромінення населення.

Результати, наведені в табл. 8 застосовано для прогнозування забруднення продукції тваринництва, а також знаходження величини перорального надходження ВПРН до організму людей, які проживають на досліджуваних територіях.

Таблиця 8

Розрахункова/фактична питома активність ВПРН сільськогосподарської продукції, отриманої на чорноземах, що обумовлена кореневим надходженням радіонуклідів для досліджуваного регіону, Бк/кг (природна вологість)

Радіо-нуклід	Листові овочі	Корене-плоди	Фрукти (овочі)	Зерно	Кормові трави
^{238}U	0.1	0.1	0.1	0.2	2.2
^{232}Th	0.002	0.001	0.014	$0.08/0.05 \pm 0.01$	3.4
^{226}Ra	0.3	0.06	0.004	$0.76/0.24 \pm 0.12$	0.26
^{210}Po	0.02	0.02	0.0002	0.008	4.8
^{210}Pb	0.12	0.0003	0.0003	0.38	3.7

Вплив ВПРН, що містяться у хвостосховищах на кореневе забруднення рослин може проявитися тільки за рахунок їх вітрового переносу з промайданчику. Користуючись даними про щорічне значення аерозольних

радіоактивних випадань (Войцехович О. В. 2009) та проведених за цими даними розрахунків, можна припустити, що вплив хвостосховищ ПХЗ наразі не має за його межами якого-небудь значущого впливу на збільшення природного вмісту ВПРН в орному шарі поблизу розташованих ґрунтів сільськогосподарського призначення (менше 0.01% за рік для ^{238}U , ^{230}Th , ^{226}Ra та менше 1 % для ^{210}Pb і ^{210}Po), та, як наслідок, і на кореневе забруднення сільськогосподарських рослин та продукції тваринництва. Результати безпосереднього вимірювання питомої активності ВПРН у ґрунтах сільськогосподарських угідь біля ПХЗ принципово не відрізняються від фонового вмісту, що дає підстави для ігнорування вітрового переносу у забруднення сільськогосподарської продукції.

Мірою нагромадження радіонуклідів в організмі тварин є коефіцієнт переходу ($K_{\text{п}}$), – це співвідношення кількості радіонукліду в одиниці маси органів (молока, м'яса) (Бк/кг(л)) до його добового надходження (раціоні) (Бк/доба). У дослідженні використано коефіцієнти, рекомендовані МАГАТЕ та PNNL (IAEA TRS-364, PNNL-13421). Прогнозні оцінки активності ВПРН у продукції тваринництва, отриманої в околицях ПХЗ та його хвостосховищ наведено в табл 9.

Таблиця 9

Прогнозовані рівні забруднення продукції тваринництва, Бк/кг

Елемент	Яловичина	Молоко	Птиця	Яйця	Свинина
U	0.007	0.03	0.2	0.2	0.12
Th	0.005	0.0001	$6 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^{-4}$	0.04
Ra	0.16	0.02	0.002	$4 \cdot 10^{-6}$	0.03
Po	0.3	0.01	0.002	$4 \cdot 10^{-6}$	0.001
Pb	0.1	0.03	0.04	0.0002	0.001

Як видно з таблиці, активність молока і м'яса не буде перевищувати $n \cdot 10^{-1}$ Бк/кг, а птиці та яєць – відповідно $n \cdot 10^{-2}$ Бк/кг. Місцеві мешканці користуються криничною водою для пиття, зрошення та приготування їжі. В окремих криницях спостерігали значну активність ^{238}U – до 1.2 Бк/л. Після звернення до органів місцевого самоврядування, у с.м.т. Таромське було проведено водопровід, вода в якому має значно нижче забруднення – 0.016 Бк/л ^{238}U .

Важкі природні радіонукліди хвостосховищах ПХЗ можуть потрапляти до організму людини наступними шляхами: аеральним – через вдихання радіоактивного пилу і радону, що виділяється з поверхні хвостосховищ, і пероральним – із продуктами харчування та водою.

Відповідно до поставлених завдань, оцінка дозового навантаження від іонізуючого випромінювання для досліджуваної категорії населення розглядали лише за умов перорального надходження. В основу раціону харчування мешканців досліджуваних територій було покладений раціон, затверджений у 2000 році Кабінетом Міністрів України, який використовується для розрахунку ефективних доз опромінення. Раціон придатний для обрахування надходження

ВПРН для груп населення за віком: – діти 0–6 років; діти 6–17 років; доросле населення; непрацездатне населення. На основі розрахункових оцінок, результатів прямих вимірювань щодо забруднення ВПРН продуктів харчування розраховано річне надходження ВПРН до місцевих мешканців. Результати наведено в табл.10.

Рівні річного перорального надходження ВПРН з продуктами харчування для мешканців околиць ПХЗ та його хвостосховищ не перевищують допустимі рівні надходження, зазначені у НРБУ-97. Надходження ^{210}Pb ^{210}Po ^{226}Ra ^{232}Th ^{238}U навіть при споживанні колодязної води становлять відповідно 97 %; 31; 24; 30; та 24 % від максимально допустимого.

Таблиця 10

Річне надходження важких природних радіонуклідів до організму дорослого населення/дітей 0-6 років, Бк/рік

Радіонуклід	^{210}Pb	^{210}Po	^{226}Ra	^{232}Th	^{238}U
Місцеві продукти	16.1/12.8	10.2/8.2	27.0/20.5	2.0/2.6	41.7/38.6
Привозні продукти	13.8/8.2	18.0/14.9	15.5/8.5	1.7/1.3	7.7/7.3
Вода з криниць	8/3	2.4/0.9	4.8/1.8	56/21	664/249
Сумарне надходження (кринична вода)	37.9 24.0	30.6/24.0	47.3/30.8	59.7/24.9	713/295
Сумарне надходження (водопровід)	29.9/20.8	28.3/23.1	47.3/31.0	3.7/3.9	62.2/50.7
Допустимий рівень надходження (НРБУ-97/Д-2000)	40	100	200	200	3000

Використовуючи дозові коефіцієнти для біологічно доступних форм радіонуклідів (IAEA GSR part 3, 2011), було обраховано річні ефективні дози від перорального надходження для різних груп населення, які мешкають в околицях ПХЗ та його хвостосховищ (табл.11).

Таблиця 11

Річні ефективні дози опромінення досліджуваних груп населення від перорального надходження важких природних радіонуклідів, мЗв/рік

Вікова група	2-7 Років	7-18 Років	Працездатне населення	Непрацездатне населення
Доза з водою	0.004	0.06	0.003	0.003
Доза з продуктами харчування	0.06	0.006	0.026	0.016
Сумарна доза	0.07	0.07	0.03	0.02

Сумарна доза внутрішнього опромінення від надходження до організму людини працездатного віку від ВПРН із продуктами харчування та водою, яка проживає у сфері впливу ПХЗ та його хвостосховищ, оцінюється величиною 0.03 мЗв/рік. Для порівняння слід відмітити, що середня доза внутрішнього

опромінення від надходження до організму людини ВПРН із питною водою оцінюється величиною 0.1 мЗв/рік (Павленко Т. О., 2008).

Отримані значення доз принципово не відрізняються від величин в інших регіонах України. Так середньозважена ефективна доза опромінення населення України, яка обумовлена пероральним надходженням із продуктами харчування U^{238} і Th^{232} складає приблизно 0.1 мкЗв/рік. Діапазон значень ефективної дози від U^{238} становить 2 порядки величин – мінімальні значення ефективної дози характерні для населення Рівненської області (0.08 мкЗв/рік), максимальні – для Хмельницької (3.43 мкЗв/рік). Діапазон значень ефективної дози від Th^{232} суттєво менший – мінімальні значення характерні для Сумської обл. (0.11 мкЗв/рік), максимальне – для Одеської обл. (0.25 мкЗв/рік). Згідно літературних даних (Лось І. П., 2008), для Дніпропетровської обл. дози внутрішнього опромінення людини, обумовлені надходженням із їжею для ^{232}Th і ^{238}U становлять – 0.24 та 2.75 мкЗв/рік, що добре узгоджується із отриманими результатами.

Таким чином, оцінки доз опромінення населення, внаслідок забруднення ВПРН сільськогосподарських продуктів у околицях ПХЗ та його хвостосховищ, будуть нижчими встановлених НРБУ-97 для підприємств по переробці уранових руд дозових квот опромінення населення – 0.12 мЗв/рік. При цьому дози опромінення обумовлені природними фоновими рівнями, а не впливом безпосередньо хвостосховищ.

Згідно НРБУ-97/Д-2000 може розглядатися сценарій руйнування хвостосховищ у віддаленому майбутньому та використання даної території під вирощування сільськогосподарських культур. Вважається, що питома активність радіонуклідів в орному шарі ґрунту може досягати 10 % від її вмісту в хвостосховищах. Оскільки хвостосховище «Сухачівське» знаходиться за межами м. Дніпродзержинськ та розміщене за промисловою зоною в оточенні сільськогосподарських угідь, та єдине, де проводили вимірювання активності усіх п'яти досліджуваних ВПРН у зразках шихти, саме воно було обране для побудови вищевказаного прогнозу. Користуючись попередньо описаною методикою, було отримано оціночні рівні річного перорального надходження ВПРН до мешканців прилеглих до ПХЗ і його хвостосховищ територій (табл. 12).

Таблиця 12

Порівняння річного перорального надходження ВПРН до організму дорослої людини за умов руйнування хвостосховищ із допустимими НРБУ-97 рівнями, Бк/рік

Радіонуклід	^{210}Pb	^{210}Po	^{226}Ra	^{232}Th	^{238}U
Річне надходження	270	91	643	175	1519
ДР НРБУ-97	40	100	200	200	3000
Перевищення ДР НРБУ-97, разів	6.75	0.9	3.2	0.87	0.5

Отже, через багаторазове перевищення річного надходження ^{210}Pb та ^{226}Ra (відповідно у 7.4 та 3.2 рази), хвостосховища ПХЗ непридатні до використання як сільськогосподарські угіддя. Крім того, було оцінено очікувані річні ефективні

доза від ВПРН, які можуть отримувати дорослі мешканці досліджуваних територій за умов руйнування хвостосховищ та використання їх за сільськогосподарським призначенням (табл.13).

Таблиця 13

Річні ефективні дози для дорослого населення від ВПРН за умов руйнування хвостосховища «Сухачівське», мЗв/рік

Радіонуклід	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²²⁶ Ra	²³⁰ Th	²³⁸ U	Сумарна доза
Доза за умов руйнування	0.037	0.055	0.036	$2 \cdot 10^{-5}$	0.0014	0.13
Доза за сучасних умов	0.001	0.001	$3 \cdot 10^{-4}$	$6 \cdot 10^{-6}$	$6 \cdot 10^{-4}$	0.02

Як видно з результатів, представлених в табл. 13, за умов руйнування хвостосховищ та ведення сільськогосподарської діяльності на їх території, доза, обумовлена пероральним надходженням ВПРН може становити 0.13 мЗв/рік, що у 6.5 разів перевищує аналогічну дозу за сучасних умов. Встановлено, що використання хвостосховищ для ведення сільськогосподарської діяльності небезпечно не тільки як джерело перорального надходження ВПРН, а й через вплив експозиційної дози та небезпеки інгаляційного надходження радону і радіоактивних пилових частинок, що обов'язково спричинить додаткове опромінення.

ВИСНОВКИ

1. Оцінено ступінь радіоекологічної небезпеки хвостосховищ Придніпровського хімічного заводу за рахунок радіоактивного забруднення прилеглих територій і перорального надходження важких природних радіонуклідів до організму людей – мешканців досліджуваних територій.

2. Визначено активність важких природних радіонуклідів у тілі хвостосховищ на різних глибинах (²³⁸U – від 0.18 до 14.5 кБк/кг; ²³²Th – від 1 до 399 кБк/кг; ²²⁶Ra – від 0.06 до 122 кБк/кг; ²¹⁰Po від 2.7 до 10 кБк/кг; ²¹⁰Pb від 3.2 до 36 кБк/кг) і виявлено рухомі форми цих радіонуклідів.

3. Вміст рухомих форм важких металів у тілі хвостосховищ перевищує на один чи декілька порядків гранично допустиму концентрацію у питній воді, тому хвостосховища Придніпровського хімічного заводу є потенційними джерелами забруднення ґрунтових і поверхневих вод.

4. Визначені коефіцієнти розподілу (K_d) важких природних радіонуклідів у шихті хвостосховищ, які змінюються в межах від 5.4 л/кг (²³⁸U) до 413000 л/кг (²³⁰Th) та вказують на міграційну здатність важких природних радіонуклідів. Найменші значення K_d для ²³⁸U та ²³⁰Th отримано у хвостосховищі «Центральний Яр», середовище якого має кислу реакцію, хоча для ²²⁶Ra такі показники – найвищі. Тому для цього хвостосховища порівняно з іншими, слід очікувати, на один-два порядки більш інтенсивну водну міграцію для урану та торію і меншу – для радію в ґрунтові води, що становить потенційну загрозу для водоспоживання.

5. Оцінено вміст важких природних радіонуклідів у сільськогосподарській продукції і надходження ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{238}U до організму людей різних вікових груп через органи травлення, які мешкають поруч із хвостосховищами. Показано, що в основному ^{238}U та ^{232}Th надходять до організму з питною водою (до 95%), а ^{226}Ra , ^{210}Po , ^{210}Pb – з місцевими і привозними продуктами харчування та питною водою приблизно у однакових частках. Сумарне пероральне надходження для дорослого населення за умови споживання колодезної води становить (Бк/рік): ^{238}U – 713, ^{232}Th – 60, ^{226}Ra – 47, ^{210}Po – 31, ^{210}Pb – 38.

6. Встановлено, що перевищення регламентованої НРБУ-97 допустимої величини річного надходження важких природних радіонуклідів до організму людини через органи травлення не відбувається. Річна ефективна доза від перорального надходження важких природних радіонуклідів для дорослого населення досліджуваних територій становить 0.03 мЗв/рік, що не перевищує відповідні значення для інших регіонів України і регламентованих НРБУ-97 величин для підприємств із гідрометалургійної переробки уранових руд.

7. Продукція сільського господарства, вироблена на досліджуваних ділянках у теперішній час не є критичною з радіологічної точки зору і не здійснює значущого впливу на додаткове опромінення населення. Доведено, що сільськогосподарські угіддя та присадибні ділянки поруч із Придніпровським хімічним заводом і його хвостосховищами не потребують проведення захисних заходів для зменшення забруднення ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{238}U сільськогосподарської продукції.

8. Обрахунок прогнозних рівнів забруднення сільськогосподарської продукції та дозового навантаження на населення за умов руйнування хвостосховища Сухачівське показав, що в цьому випадку ефективна доза опромінення населення за рахунок споживання сільськогосподарської продукції може складати 0.13 мЗв/рік.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті у наукових фахових виданнях

1. Хомутінін Ю. В. Оцінка необхідності проведення контрзаходів для реабілітації сільгоспугідь, забруднених важкими природними радіонуклідами / Ю. В. Хомутінін, Ю. О. Іванов, **В. К. Кириченко** // Ядерна фізика та енергетика. – 2011. – Т. 12. – № 3. – С. 281–285. (*Здобувачем опрацьовано літературні джерела, здійснений відбір та підготовка проб до аналізу*).

2. Кириченко В. К. Оцінка радіоекологічної безпеки хвостосховищ Придніпровського хімічного заводу / **В. К. Кириченко**, В. К. Кашпаров // Ядерна фізика та енергетика. – 2012. – Т. 13, № 3. – С. 297–305. (*Здобувачем опрацьовано літературні джерела, здійснено відбір та підготовку проб до аналізу*).

3. Кириченко В. К. Вплив хвостосховищ уранового виробництва на забруднення сільськогосподарської продукції / **В. К. Кириченко** // Вісник аграрної науки. – 2012. – № 10. – С. 73–75.

4. Процак В. П. Оцінка параметрів міграції радіонуклідів уранового ряду у хвостосховищах Придніпровського хімічного заводу / В. П. Процак, В. О. Кашпаров, **В. К. Кириченко**, І. Л. Колябіна, О. В. Марініч, І. М. Малоштан, С. Є. Левчук, Н. М. Прокопчук // Ядерна фізика та енергетика. – 2013. – Т. 14, № 1. – С. 55–63. (*Здобувачем проведено відбір, підготовку та аналіз проб, підготовку приладу до роботи, аналіз результатів*).

5. Хомутінін Ю. В. Алгоритм прийняття рішень про реабілітацію земель сільськогосподарського призначення, забруднених важкими природними радіонуклідами / Ю. В. Хомутінін, Ю. О. Іванов, **В. К. Кириченко** // Ядерна фізика та енергетика. – 2013. – №2. – С. 183–193. (*Здобувачем опрацьовано літературні джерела, проведено аналіз отриманих даних*).

Матеріали та тези конференцій

6. Кириченко В. К. Оцінка радіаційної та екологічної небезпеки Придніпровського хімічного заводу [Електронний ресурс] / **В. К. Кириченко** // 18-та Щорічна наук. конф. Інституту ядерних досліджень, 25–28 січ. 2011 р. : тези доп. – Київ, 2011. – С. 30. – Режим доступу: http://www.kinr.kiev.ua/Annual_Conferences/KINR2011/pdf

7. Кириченко В. К. Оцінка коефіцієнтів розподілу для ^{238}U , ^{230}Th , ^{226}Ra у хвостосховищах Придніпровського хімічного заводу / **В. К. Кириченко** // 7-ма Всеукраїнська наук.-практ. конф. [«Охорона навколишнього середовища промислових міст України як умова сталого розвитку країни»]. – 10–11 груд. 2011 р. : тези доп. – Запоріжжя, 2011. – С. 278–279.

8. Кириченко В. К. Оптимізація контрзаходів при реабілітації сільгоспугідь, забруднених важкими природними радіонуклідами / **В. К. Кириченко**, В. О. Кашпаров // Міжнар. наук.-практ. конф. молодих вчених [«Актуальні проблеми наук про життя та природокористування»], 26–29 жовт. 2011р. : прогр. конф. – Київ, 2011. – С. 9.

9. Кириченко В. К. Визначення коефіцієнтів розподілу радіонуклідів уран-торієвого ряду у хвостосховищах Придніпровського хімічного заводу / **В. К. Кириченко**, В. О. Кашпаров // 19-та Щорічна наук. конф. Інституту ядерних досліджень, 24–27 січ. 2012 р.: тези доп. – Київ, 2012. – С. 140–141.

АНОТАЦІЯ

Кириченко В. К. Радіоекологічна небезпека та додаткове дозове навантаження на населення від хвостосховищ Придніпровського хімічного заводу. – На правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеню кандидата біологічних наук за спеціальністю 03.00.01 – радіобіологія. – Національний університет біоресурсів та природокористування України, Київ, 2015.

Дисертація є оригінальним дослідженням різних факторів радіоекологічного впливу хвостосховищ Придніпровського хімічного заводу, яке проводилося на території м. Дніпродзержинськ та його околиць. На основі лабораторних

досліджень оцінено міграційну здатність важких природних радіонуклідів та металів у тілі хвостосховищ, а також пероральне дозове навантаження на населення, яке проживає неподалік від хвостосховищ.

Результати оцінювання вмісту рухомих форм металів та важких природних радіонуклідів у хвостосховищах показали, що вони є потенційними джерелами потужного та довготривалого забруднення ґрунтових вод та супутніх річок. Пероральне надходження важких природних радіонуклідів для дорослого населення становить, Бк/рік: ^{210}Pb – 38.8, ^{210}Po – 30.6, ^{226}Ra – 47.3, ^{232}Th – 9.7, ^{238}U – 713.4, що не перевищує нормативи, встановлені НРБУ-97/Д-2000. Доза опромінення від важких природних радіонуклідів від перорального надходження вищевказаної групи населення становить 0.03 мЗв/рік, (норматив НРБУ-97/Д-2000 – 0.12 мЗв/рік), що є безпечним. Обрахунок прогнозних рівнів забруднення сільськогосподарської продукції та дозового навантаження на населення за умов руйнування хвостосховища «Сухачівське» показав, що воно є непридатним для ведення сільського господарства.

Ключові слова: важкі природні радіонукліди, важкі метали, рухомі форми, пероральне надходження, ефективні дози опромінення, хвостосховища, Придніпровський хімічний завод.

АННОТАЦІЯ

Кириченко В. К. Радиоэкологическая опасность и добавочная дозовая нагрузка на население от хвостохранилищ Приднепровского химического завода. – На правах рукописи.

Диссертация на соискание научной степени кандидата биологических наук по специальности 03.00.01 – радиобиология – Национальный университет биоресурсов и природопользования Украины, Киев, 2015.

Диссертация представляет собой оригинальное исследование различных факторов радиоэкологического воздействия хвостохранилищ Приднепровского химического завода, которое проводилось на территории г. Днепропетровск и его окрестностях. Лабораторными исследованиями были определены параметры, которые позволили оценить миграционную способность тяжёлых природных радионуклидов и металлов в хвостохранилищах, а также рассчитать поступление и дозовую нагрузку на население от тяжёлых естественных радионуклидов.

Установлены коэффициенты распределения K_d для тяжёлых естественных радионуклидов. Полученные значения этого коэффициента для каждого из радионуклидов варьируют в достаточно широком диапазоне. Для ^{238}U значения K_d составляют (л/кг) от 5.4 (хвостохранилище «Центральный Яр») до 550 (хвостохранилище «Днепропетровское»). Для ^{230}Th K_d изменяется от 32 (хвостохранилище «Центральный Яр») до 413300 (хвостохранилище «Днепропетровское»). Для тория характерны самые высокие среди других тяжёлых естественных радионуклидов значения K_d , то есть низкая подвижность по профилю хвостохранилищ. Наименьшие значения K_d для ^{226}Ra были обнаружены

в хвостохранилище «Сухачевское» – 7.7, а наибольшие – 2540 в хвостохранилище «Центральный Яр». Установлено, что наибольшее влияние на K_d , а, следовательно, и на подвижность тяжёлых естественных радионуклидов играет рН среды. Щелочная и нейтральная среды способствуют повышению подвижности ^{226}Ra и уменьшению подвижности ^{238}U и ^{230}Th . В кислой среде наблюдается обратная ситуация.

Оценка содержания подвижных форм металлов и тяжёлых естественных радионуклидов в хвостохранилищах показала, что они являются потенциальными источниками мощного и продолжительного загрязнения грунтовых вод и местных рек (Коноплянка и Днепр). Так, как у большинства хвостохранилищ нет экранированного дна, потенциальную опасность представляют также тяжёлые металлы. Концентрации подвижных форм некоторых достигает: (г/кг) Mn – 6.1, Cu – 0.4, Pb – 0.5, Sr – 3.6, Cd – 0.01. Значения превосходят предельно допустимую концентрацию в питьевой воде на 3–4 порядка.

Измерения активности тяжёлых естественных радионуклидов в исследуемых почвах показали, что уровни загрязнения почв статистически не отличаются от фоновых, а уровни загрязнения съедобных частей растений, как правило, ниже минимально детектируемой активности гамма-спектрометра. В колодцах местных жителей активность ^{238}U достигала 1.2 Бк/л, что указывает на водную миграцию тяжёлых естественных радионуклидов из хвостохранилищ.

В основу рациона питания жителей исследуемых территорий был взят рацион, утверждённый в 2000 г. Кабинетом Министров Украины, используемый для расчёта эффективных доз облучения. Используя расчётные и экспериментальные данные активности тяжёлых естественных радионуклидов в продуктах питания и основываясь на вышеуказанном рационе питания, было оценено годовое пероральное поступление тяжёлых естественных радионуклидов для четырёх возрастных групп населения п.г.т. Карнауховка и Таромское, прилежащих к Днепродзержинску. Результаты исследования показали, что пероральное поступление тяжёлых естественных радионуклидов для взрослого человека составляет, Бк/год: ^{210}Pb – 38.8, ^{210}Po – 30.6, ^{226}Ra – 47.3, ^{232}Th – 59.7, ^{238}U – 713.4, что составляет соответственно 97 %; 31; 24; 30; и 24 % от допустимого. Поступление тяжёлых естественных радионуклидов для различных категорий населения принципиально не отличается. Основная часть (95%) ^{232}Th и ^{238}U попадает в организм вместе с водой.

Доза облучения от перорального поступления тяжёлых естественных радионуклидов для следующих категорий населения составляет (мЗв/год): дети возрастом 2-7 лет – 0.07, дети возрастом 7-18 лет – 0.08, трудоспособное население – 0.03, нетрудоспособное население – 0.02. Эффективная доза от перорального поступления тяжёлых естественных радионуклидов не превышает норматив НРБУ-97/Д-2000 (0.12 мЗв/год), а также является ниже средней по Украине – 0.1 мЗв/год. Продукция, сельского хозяйства, произведённая на исследуемых территориях не является критической с радиологической точки зрения, современные уровни загрязнения этой продукции тяжёлыми естественными радионуклидами не приведут к переоблучению населения.

Прогноз уровней загрязнения сельскохозяйственной продукции и дозовых нагрузок на населения при условии разрушения хвостохранилища «Сухачёвское» показал, что оно непригодно для ведения сельского хозяйства.

Днепродзержинск и его окрестности находятся в сложной экологической обстановке. Из-за сосредоточения металлургических, коксохимических, нефтехимических и других предприятий 10 отраслей промышленности оценить отдельный экологический фактор невозможно. При общении с жителями п.г.т. Карнауховка и Таромское по поводу хвостохранилищ ощущается обеспокоенность и отсутствие информированности. Социально-психологические последствия в рассмотренной ситуации могут быть более опасными по сравнению с радиологическими, о чём свидетельствуют выводы Чернобыльского форума Международного агентства по атомной энергии.

Ключевые слова: тяжёлые естественные радионуклиды, тяжёлые металлы, подвижные формы, пероральное поступление, эффективные дозы облучения, хвостохранилища, Приднепровский химический завод.

SUMMARY

Kirichenko V. K. Radioecological threat and additive radiation doses for the population from Pridneprovsky Chemical Plant tailings. – Manuscript.

Thesis is submitted for the scientific degree of candidate of biological sciences, specialty 03.00.01 – radiobiology. – National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine, Kyiv, 2015.

Thesis is an original study of the various factors of radioecological influence from the tailings of Pridneprovsky Chemical Plant, which has been held in the Dniprodzerzhynsk city and its nearby settlements. During the laboratory studies parameters of the migration ability of naturally occurring radioactive materials and metals in tailings were evaluated. Also the radiation dose for the population from the ingestion of naturally occurring radioactive materials was calculated.

The evaluation of the content of mobile forms of metals and naturally occurring radioactive materials in the tailings has shown that tailings are the potential sources of the intense and prolonged pollution of groundwater and local rivers. The ingestion of naturally occurring radioactive materials for adult population is: ^{210}Pb – 38.8, ^{210}Po – 30.6, ^{226}Ra – 47.3, ^{232}Th – 59.7, ^{238}U – 713.4 Bq/year, that is lower, than Norms of Radioactive Safety of Ukraine. The effective dose from the ingestion of naturally occurring radioactive materials is 0.03 mSv/year, which is safe because it is less than levels provided by the Norms of Radioactive Safety of Ukraine (0.12 mSv/year) and the average effective dose in Ukraine – 0.1 mSv/year. The calculation of the predictive contamination levels for the agricultural production and the radiation dose for the population in the conditions of the destruction of the «Sukhachevskoye» tailing showed that the last was unacceptable for agriculture.

Keywords: naturally occurring radioactive materials, heavy metals, mobile forms, ingestion, effective radiation dose, tailings, Pridneprovsky Chemical Plant.