

Національна академія наук України
Інститут геологічних наук

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

Заноз Богдан Юрійович

УДК 502:504:556.3

ДИСЕРТАЦІЯ

**АНАЛІЗ ГЕОМІГРАЦІЙНИХ ПРОЦЕСІВ І ОЦІНКИ ВПЛИВУ
РАДІОАКТИВНОГО І ХІМІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ
ВОД НА УРАНОВИХ СПАДКОВИХ ОБ'ЄКТАХ НА ДОВКІЛЛЯ І
НАСЕЛЕННЯ**

Галузь знань 10 – Природничі науки

Спеціальність 103 – Науки про Землю

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей,
результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

Б.Ю. Заноз

Науковий керівник: Бугай Дмитро Олександрович, кандидат фізико-
математичних наук

Київ-2024

АНОТАЦІЯ

Заноз Б.Ю. Аналіз геоміграційних процесів і оцінки впливу радіоактивного і хімічного забруднення підземних вод на уранових спадкових об'єктах на довкілля і населення. Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 10 – Природничі науки (103 – Науки про Землю). – Інститут геологічних наук НАН України, Київ, 2024.

Дисертація присвячена експериментальним дослідженням та прогнозному моделюванню негативного впливу уранових спадкових об'єктів на гідрогеологічне середовище та населення. Дослідження виконані на прикладі уранового хвостосховища «Західне», яке є найбільш серйозним джерелом радіоактивного і хімічного забруднення підземних вод на майданчику Придніпровського хімічного заводу, м.Камянське. Для об'єкту дослідження виконано комплекс моніторингових і дослідно-фільтраційних робіт, які дозволили виконати гідрогеологічну схематизацію. На основі даних моніторингу та геохімічного моделювання було виконано аналіз геохімічних умов міграції забруднювачів (радіонукліди, токсичні метали) в підземних водах. В результаті моніторингових досліджень (у 2020-2021 рр.) було одержано актуальні дані про забруднення підземних вод в зоні впливу об'єктів ПХЗ радіонуклідами ряду урану-238 і токсичними металами, а також про геохімічні умови в підземних водах. Головними забруднювачами підземних вод є уран (238, 234), токсичні метали (марганець, нікель, свинець, миш'як, ртуть), макроіони (зокрема, сульфат). На основі водобалансних розрахунків було визначено, що забруднення водоносного горизонту в алювіальних відкладах, вірогідно, сформувалося в експлуатаційний період хвостосховища, в результаті чого сформувалося вторинне джерело радіоактивного забруднення в водоносному горизонті в алювіальних відкладах. За

1 результатами геохімічного моделювання міграція забруднювачів із
2 хвостосховища відбувається переважно в окислювальних умовах. Уран мігрує
3 у валентній формі $6+$ у вигляді карбонатних комплексів уранілу (UO_2^{2+}), в т.ч.
4 у вигляді негативно заряджених комплексів, що обумовлює його високу
5 мобільність. Для інших радіонуклідів ряду урану-238 інтенсивної міграції не
6 спостерігається. Для радіонуклідів ряду урану-238 були розраховані *in situ*
7 значення Kd хвостового матеріалу (уран-238 — 2,5–12 л/кг, радій-226 — 200–
8 7500 л/кг, свинець-210 — 500–21000), що є ключовим параметром для
9 прогнозування геоміграційних процесів. На основі узагальнення даних
10 гідрогеологічного моніторингу, проведених дослідно-фільтраційних робіт і
11 геохімічного моделювання для хвостосховища «Західне» було побудовано
12 концептуальну модель негативних впливів цього екологічно-небезпечного
13 об'єкту на довкілля і людину, яка враховує шляхи міграції забруднювачів в
14 геологічному середовищі, захисні фактори (сорбцію, дисперсію,
15 радіоактивний розпад і ін.), і можливі сценарії використання підземних і
16 поверхневих вод місцевим населенням (питне постачання, зрошення городу і
17 ін.). Ця концептуальна модель стала основою для подальшої побудови
18 прогнозних математичних моделей негативних впливів хвостосховища на
19 довкілля і людину у поточних та прогнозних умовах. За результатами
20 розробки комплексу дозових моделей для оцінки впливів від забруднених вод
21 з використанням програми NORMALYSA, в поточних умовах використання
22 підземних і поверхневих вод (р.Коноплянка, р.Дніпро) в зоні впливу об'єктів
23 ПХЗ (за межами проммайданчику) не несе неприйнятних радіологічних
24 впливів для населення. За результатами консервативних токсикологічних
25 оцінок потенційно небезпечним є споживання питної води із свердловин
26 внаслідок забруднення ураном та споживання риби з р.Коноплянка внаслідок
27 її забруднення манганом. Із використанням даних гідрогеологічного
28 моніторингу для хвостосховища «Західне» було побудовано і відкалібровано
29 гео-фільтраційну (на основі Visual Modflow) та гео-міграційну (на основі
30 Ecolego / NORMALYSA) моделі. Результати прогнозного моделювання

показали, що ореол забруднених ураном (>100 Бк/л) підземних вод мігрує за межі промислового майданчику ПХЗ через $420 (\pm 100)$ років, і досягне р. Коноплянка через $580 (\pm 120)$ років. Результати моделювання свідчать про необхідність довгострокових обмежень на водокористування підземними водами нижче за потоком від хвостосховища в межах промислового майданчику ПХЗ, а в більш довгостроковій перспективі – і за його межами. Результати моделювання ряду варіантів ремедіаційних заходів показали, що сценарій вилучення хвостів із хвостосховища (і їх перезахоронення на інший пункт зберігання) не буде ефективним заходом з позицій захисту підземних вод внаслідок значного впливу на гідрогеологічне середовище вторинного осередку забруднення, який сформувався під хвостосховищем в алювіальному горизонті в період експлуатації. Згідно фільтраційних розрахунків, ремонт водопровідних мереж на проммайданчику ПХЗ з метою зменшення техногенної компоненти інфільтраційного живлення може призвести до помітного зменшення швидкостей фільтрації, і сприяє кращій захищеності підземних і поверхневих вод від радіоактивного забруднення. Зазначені результати можуть бути враховані при розробці планів ремедіації і ревіталізації промислового майданчика ПХЗ. Розроблені і апробовані методики аналізу геоміграційних процесів і моделювання можуть бути застосовані до аналогічних уранових об'єктів ядерного спадку.

ABSTRACT

Zanoz B.Yu. Analysis of groundwater flow and transport processes and assessment of impacts of radioactive and chemical contamination of groundwater at uranium production legacy sites on environment and population. Scientific Thesis paper on the rights of manuscript.

Thesis paper for the scientific degree of PhD in the field speciality 10 – Natural History (103 – Earth Sciences). – Institute of Geological Sciences of National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, 2024.

The dissertation is devoted to experimental studies and modeling predictions of the negative impact of uranium production legacy sites on the hydrogeological environment and the population. The studies were conducted on the example of the «Zahidne» uranium mill tailing, which is the most serious source of radioactive and chemical contamination of groundwater at the site of the Prydniprovsky Chemical Plant, Kamianske. A set of monitoring and experimental hydraulic field tests was carried out for the study site, which allowed to perform hydrogeological schematization. Based on the monitoring data and geochemical modeling, geochemical conditions of pollutant (radionuclides, toxic metals) migration in groundwater were analysed. As a result of monitoring studies (in 2020-2021), actual data of groundwater contamination in the zone of influence of PChP site with radionuclides of the uranium-238 series and toxic metals and geochemical conditions in groundwater were obtained. The main groundwater contaminants are uranium (238, 234), toxic metals (manganese, nickel, lead, arsenic, mercury), and macroions (in particular, sulfate). On the basis of water balance methods it is estimated that contamination of the aquifer in alluvial deposits probably formed during the operational period of the uranium mill tailing, resulting in the formation of a secondary source of radioactive contamination in the aquifer in alluvial deposits. According to geochemical modeling, the migration of contaminants from the tailings occurs mainly in oxidizing conditions. Uranium migrates in the valence form 6+ in uranyl carbonate complexes (UO_2^{2+}), including negatively charged complexes, which causes its high mobility. No intensive migration was observed for other radionuclides of the uranium-238 series. The K_d of tailing material for radionuclides of uranium-238 decay series was estimated (U-238 – 2.5-12 l/kg, Ra-226 – 200-7500 l/kg, Pb-210 – 500-21000 l/kg), which is a key parameter for predicting geomigration processes. On the basis of hydrogeological monitoring data, hydraulic testing and geochemical modeling a conceptual model of «Zahidne» uranium mill

1 tailing as a source of hazardous impacts on the environment and population was
2 developed. This model takes into account the pathways of contaminant migration in
3 the geological environment, protective factors (sorption, dispersion, radioactive
4 decay, etc.), and possible scenarios for the use of groundwater and surface water by
5 the local population (drinking water supply, garden irrigation, etc.). This conceptual
6 model became the basis for further development of mathematical modeling
7 predictions of the negative impacts of the tailings on the environment and population
8 under current and long-term conditions. As a result of development of a set of dose
9 models for assessing impacts from contaminated water using the NORMALYSA
10 software, under current conditions, using of groundwater and surface water
11 (Konoplyanka River, Dnipro River) in the zone of influence of the PChP site (outside
12 the industrial site) does not pose unacceptable radiological risks to the population.
13 According to conservative toxicological assessments drinking water consumption
14 from wells is potentially dangerous due to uranium contamination, and consumption
15 of fish from the Konoplyanka River is potentially dangerous due to manganese
16 contamination. Groundwater monitoring data were used to develop and calibrate the
17 groundwater flow model (based on Visual Modflow software) and transport model
18 (based on Ecolego / NORMALYSA software) of «Zahidne» uranium mill tailing.
19 Modeling results shows that the main front (>100 Bq/l) of uranium-contaminated
20 groundwater will migrate outside the PChP industrial site in 420 (± 100) years, and
21 reaches the Konoplyanka River in 580 (± 120) years. The modeling results indicate
22 the need for long-term restrictions on the use of groundwater downstream of the
23 uranium mill tailings within the PChP industrial site, and in the longer term - beyond
24 the PChP site. As a result of modelling of several remediation scenarios the retrieval
25 of wastes from the uranium mill tailing and their re-disposal to another facility will
26 not be an efficient measure from the point of view of groundwater protection due to
27 the contamination source in the alluvial aquifer formed during the operation period
28 of uranium mill tailing. According to flow calculations, reconstruction of water
29 supply networks at the PChP site to reduce the technogenic component of infiltration
30 recharge can provide to a significant reduction in flow velocity rates and contribute

1 to better protection of groundwater and surface water from radioactive
2 contamination.

3 The developed and approbated monitoring and modeling techniques can be
4 applied to similar uranium production legacy sites.

5 Keywords: uranium production legacy sites, uranium mill tailings, groundwater,
6 geomigration processes, hydrogeological monitoring, radiological and toxicological
7 risk assessment for environment and population.

8

ЗМІСТ

АНОТАЦІЯ	2
ABSTRACT	4
Вступ	11
Розділ 1. Огляд проблеми впливу уранових спадкових об'єктів на забруднення гідрогеологічного середовища.....	16
1.1 Огляд характеристик, потенційних шляхів впливу та поводження з урановими хвостосховищами.....	16
1.1.1 Характеристики відходів виробництва урану і методи їх зберігання.....	16
1.1.2 Вплив уранових об'єктів ядерного спадку на гідрогеологічне середовище	19
1.1.3 Потенційні шляхи впливу уранових об'єктів на населення	20
1.1.4 Нормативне регулювання щодо забезпечення безпеки уранових об'єктів ядерного спадку для населення та довкілля.....	23
1.2 Опис техногенних, антропогенних , природних умов, узагальнення і аналіз даних моніторингу підземних вод колишнього ВО ПХЗ	27
1.2.1 Розташування, антропогенні і природні умови	27
1.2.2 Історія функціонування (період експлуатації).....	29
1.2.3 Інфраструктура території «ПХЗ» (хвостосховища, ставки-шламовідстійники, виробничі цехи, майданчик розвантаження уранової руди, мережа каналізаційних колекторів, мережа гідрогеологічного моніторингу)	30
1.2.4 Огляд проектів з ремедіації ПХЗ і поточна ситуація.....	33
1.2.5 Загальний опис хвостосховища «Західне». Історія створення та експлуатації. Інженерні характеристики.....	35
1.2.6 Гідрогеологічні умови території ПХЗ.....	37
1.2.7 Роботи з інвентаризації запасів радіонуклідів в хвостосховищах	38
1.2.8 Геохімічні дослідження хвостового матеріалу	40
1.2.9 Моніторинг забруднення природного середовища території «ПХЗ»	41
1.2.10 Оцінки радіологічних впливів від об'єктів ПХЗ для населення та довкілля	45
1.2.11 Висновки до розділу 1	46
Розділ 2. Вдосконалення системи моніторингу підземних вод, створення бази даних спостережень і польові гідрогеологічні дослідження на проммайданчику ПХЗ	50
2.1 Реконструкція системи гідрогеологічного моніторингу території ПХЗ.....	50
2.2 Польові моніторингові дослідження.....	55
2.2.1 Розподіл макроіонів в підземних водах	56
2.2.2 Вміст радіонуклідів ряду урану-238 в підземних водах.....	61
2.2.3 Розподіл токсичних металів в підземних водах.....	62
2.2.4 Спостереження за рівнями ґрунтових вод	65
2.3 Дослідно-фільтраційні роботи	66

1	2.3.1 Визначення коефіцієнта фільтрації порід алювіального водоносного горизонту методом	
2	експрес-наливів	66
3	2.3.2 Трасерний експеримент для визначення швидкості фільтрації підземних вод	67
4	2.4 База даних гідрогеологічного моніторингу	69
5	2.5 Висновки до розділу 2.....	72
6	Розділ 3. Гідрогеологічна схематизація, аналіз геохімічних умов і побудова концептуальної моделі	
7	хвостосховища «Західне», як джерела негативних впливів на геологічне середовище	75
8	3.1 Схематизація гідрогеологічних умов хвостосховища «Західне».....	75
9	3.1.1 Водобалансні розрахунки	75
10	3.1.2 Методи оцінки інфільтраційного живлення підземних вод	79
11	3.2 Аналіз геохімічних умов хвостосховища «Західне» (на основі даних моніторингу і	
12	моделювання PHREEQC).....	82
13	3.2.1 Гідрохімічні дослідження та геохімічне моделювання	82
14	3.2.2 Оцінки in situ Kd радіонуклідів для хвостового матеріалу	86
15	3.2.3 Аналіз моніторингових даних	87
16	3.3 Концептуальна модель уранового хвостосховища «Західне», як джерела негативних впливів	
17	на довкілля і людину	89
18	3.4 Висновки до розділу 3	91
19	Розділ 4. Оцінки радіологічних та токсикологічних впливів на населення від різних сценаріїв	
20	водовикористання в поточних умовах	93
21	4.1 Вхідні дані для дозових оцінок	93
22	4.1.1 Дані моніторингу підземних та поверхневих вод.....	93
23	4.1.2 Сценарії водокористування.....	95
24	4.2 Методологія оцінок радіологічних та токсикологічних впливів на населення	98
25	4.2.1 Загальний підхід до розрахунку доз.....	98
26	4.2.2 Моделювання радіологічних впливів	98
27	4.2.3 Моделювання токсикологічних впливів	99
28	4.2.4 Параметризація дозових моделей	100
29	4.3 Результати дозових оцінок.....	101
30	4.3.1 Результати оцінок радіологічних впливів.....	101
31	4.3.2 Результати оцінок токсикологічних впливів	103
32	4.4 Спрощена методика розрахунку дозових впливів на населення з використанням дозових	
33	коефіцієнтів	105
34	4.5 Висновки до розділу 4.....	106
35	Розділ 5. Прогнозування довгострокових негативних впливів хвостосховища «Західне» на	
36	довкілля і людину	108
37	5.1 Моделювання геофільтраційних процесів.....	108
38	5.1.1 Методика моделювання геофільтраційних процесів	108

1	5.1.2 Результати калібрування моделі і розрахунки геофільтраційних процесів (поточні умови)	
2		108
3	5.2 Прогнозне моделювання геоміграційних процесів	111
4	5.2.1 Створення геоміграційної моделі хвостосховища «Західне».....	111
5	5.2.2 Методика моделювання довгострокових радіологічних та токсикологічних впливів на	
6	населення від різних сценаріїв водовикористання.....	112
7	5.2.3 Калібрування гео-міграційної моделі і довгостроковий прогноз міграції радіонуклідів	
8		112
9	5.2.4 Аналіз чутливості результатів прогнозу до значень параметрів K_d і α_L	120
10	5.2.5 Довгострокові радіологічні та токсикологічні впливи на населення від різних сценаріїв	
11	водовикористання	122
12	5.2.6 Вплив можливих ремедіаційних заходів на стан забруднення гідрогеологічного	
13	середовища та гідродинамічні умови міграції радіоактивних забруднювачів із хвостосховища	
14		123
15	5.3 Висновки до розділу 5.....	127
16	Висновки	129
17	Список літератури.....	132
18	СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ.....	153
19	ДОДАТОК А. Дозові коефіцієнти радіонуклідів і токсичних металів для проаналізованих сценаріїв	
20	водокористування підземними і поверхневими водами в зоні ПХЗ	156
21		
22		
23		

Вступ

Дисертація присвячена експериментальному вивченню, побудові геофільтраційних і геоміграційних моделей і прогнозного моделюванню негативного впливу окремої категорії об'єктів ядерного спадку – уранових хвостосховищ, на гідрогеологічне середовище та населення. Це радіаційно та екологічно небезпечні об'єкти, які характеризуються великим об'ємом відходів (так званих «уранових хвостів») з низькою радіоактивністю, специфічними фізичними і хімічними характеристиками захоронених матеріалів, недостатньо надійними інженерними бар'єрами. У хвостосховищах зберігаються сотні тисяч кубічних метрів відходів. Ці об'єкти є джерелами забруднення підземних та поверхневих вод радіонуклідами ряду урану-238, урану-235, торію-232, хімічними макро-елементами (хлоридами, сульфатами тощо), токсичними металами (марганець, свинець та ін.), які несуть потенційні негативні впливи на населення і довкілля внаслідок споживання води із забруднених водоносних горизонтів і водойм. Місце розташування, конструктивні особливості об'єктів, тип та технологія переробки руди, характеристики захоронених відходів є унікальними для кожного об'єкта. Все це визначає фактори міграції забруднювачів у довкіллі, шляхи та потенційні негативні впливи на довкілля та населення. Дослідження виконані на прикладі уранового хвостосховища «Західне», яке є найбільш серйозним джерелом радіоактивного і хімічного забруднення підземних вод на майданчику Придніпровського хімічного заводу, м. Кам'янське.

Актуальність теми: визначається тим, що забруднені радіонуклідами та хімічними токсичними елементами підземні та поверхневі води в зоні впливу уранових об'єктів ядерного спадку (зокрема на колишньому ВО «Придніпровських хімічний завод (ПХЗ)» м. Кам'янське) є потенційним джерелом небезпечних впливів на довкілля і населення. Це вимагає розвитку методів аналізу геоміграційних процесів, прогнозування негативних впливів і

розробки, в разі необхідності, ремедіаційних заходів з приведення спадкових об'єктів в екологічно-безпечний стан.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами:

Дисертаційна робота була скоординована з виконанням бюджетної теми III-11-20 «Моніторинг, прогнозування і оцінка ризиків небезпечних гідрогеологічних процесів у складних природно-техногенних і інженерних умовах», та проектом технічної допомоги Норвезького агентства радіаційного захисту для ДП «Бар'єр» № 6181269 «Зменшення ризику та вдосконалення системи моніторингу на майданчику Придніпровського хімічного заводу, Україна».

Об'єкт дослідження: об'єкт ядерного спадку - колишнє виробниче об'єднання «Придніпровський хімічний завод» (ПХЗ) м. Кам'янське, зокрема хвостосховище Західне, яке є найбільш серйозним джерелом радіоактивного і хімічного забруднення гідрогеологічного середовища.

Предмет дослідження: процеси фільтрації підземних вод і міграції радіонуклідів і хімічних токсикантів в підземних водах з врахуванням взаємодії гідрофізичних і геохімічних процесів. Процеси (потенційного) негативного впливу радіоактивного і хімічного забруднених підземних вод на довкілля і населення .

Мета і завдання дослідження: на основі експериментальних досліджень побудова і параметризація геофільтраційних і геоміграційних моделей, прогнозування гідрогеологічних умов оцінки негативних впливів спадкових уранових об'єктів на гідрогеологічне середовище і населення, та обґрунтування на цій основі ремедіаційних заходів.

Методи дослідження: в ході дисертаційних досліджень були використані польові методи відбору зразків для визначення радіоактивного та хімічного забруднення підземних вод, дослідно-фільтраційні та водно-балансні методи. Математичне моделювання гео-фільтраційних процесів виконано за допомогою програми Visual Modflow (<https://www.waterloohydrogeologic.com/products/visual-modflow-flex/>). Для

1 моделювання геохімічних умов в підземних водах використана програма
2 PHREEQC (<https://www.usgs.gov/software/phreeqc-version-3>). Для
3 моделювання геоміграційних процесів і оцінки радіологічних впливів на
4 населення залучені методики, рекомендовані МАГАТЕ і МКРЗ, на основі
5 використання програмного забезпечення NORMALYSA
6 (<http://project.facilia.se/normalysa/software.html>). Для оцінки токсикологічних
7 впливів на населення використані методики, рекомендовані Агентством
8 охорони навколишнього середовища США (US EPA).

9 **Наукова новизна:**

10 1. На основі моніторингових досліджень, дослідно-фільтраційних робіт,
11 балансових методів та геохімічного моделювання виконано схематизацію
12 гідрогеологічних умов та аналіз геохімічних умов для уранового
13 хвостосховища «Західне»: оцінено інфільтраційне живлення підземних вод на
14 різних геоморфологічних ділянках, інфільтраційні витoki із хвостосховища,
15 швидкість фільтрації підземних вод, виконано зонування редокс-умов,
16 виділено ключові забруднювачі підземних вод.

17 2. Побудовано концептуальну модель і комплексну математичну модель
18 для прогнозування небезпечних впливів досліджуваного об'єкту на
19 гідрогеологічне середовище і населення, що поєднує: фільтраційну модель
20 (Visual Modflow), геохімічну модель (PHREEQC), геоміграційну модель
21 (NORMALYSA), моделі радіологічних і токсикологічних впливів (з
22 використанням моделей рекомендованих МАГАТЕ, МКРЗ, Агентства з
23 охорони навколишнього середовища США).

24 3. Методами аналізу розподілу забруднювачів in-situ в системі «матриця
25 – порові розчини» і калібрування геоміграційної моделі одержано оцінки
26 ключових міграційних параметрів - сорбційних коефіцієнтів розподілу (K_d)
27 для радіоактивних забруднювачів для хвостового матеріалу і ґрунтів
28 водоносного горизонту для хвостосховища «Західне».

29 4. Для поточних умов виконані оцінки радіологічних та токсикологічних
30 впливів для населення (від токсичних металів), спричинених радіоактивним і

хімічним забрудненням підземних і поверхневих вод (р.Коноплянка, р.Дніпро) в зоні впливу об'єктів ПХЗ.

5. Виконано довгострокові прогнози міграції радіоактивних забруднювачів із уранового хвостосховища «Західне» в підземні і поверхневі води (р.Коноплянка), оцінено результуючі радіологічні і токсикологічні впливи (від урану) для вірогідних сценаріїв використання забруднених вод місцевим населенням.

6. Проведено аналіз ефективності ремедіаційних заходів, що плануються на проммайданчику ПХЗ, щодо мінімізації негативного впливу хвостосховища «Західне» на підземні і поверхневі води.

Практичне значення отриманих результатів. Полягає у обґрунтуванні стратегії поводження з спадковими урановими об'єктами, що націлена на попередження (або мінімізацію) негативного впливу забруднених підземних вод на довкілля і населення .

Особистий внесок здобувача. Дисертаційну роботу скоординовано з дослідженнями в рамках бюджетної теми Інституту геологічних наук НАН України у відділі інженерної геології. Автор брав участь у плануванні реконструкції мережі гідрогеологічного моніторингу на території ПХЗ а також безпосередньо у моніторингових дослідженнях і дослідно-фільтраційних роботах, проведених у 2019-2023 роках. Автором узагальнено масив моніторингових даних про радіоактивне і хімічне забруднення підземних вод з 2005 року. Підготовлено вхідні дані для геохімічного моделювання умов в зоні впливу хвостосховища за допомогою програми PHREEQC. Розраховано величини інфільтраційного живлення для різних геоморфологічних ділянок на території ПХЗ, та величину інфільтраційних витоків із хвостосховища «Західне». Побудовано і відкалібровано прогнозні гео-фільтраційну та гео-міграційну моделі для уранового хвостосховища «Західне». Змодельовано радіологічні та токсикологічні впливи на населення для різних сценаріїв використання підземних та поверхневих вод для поточних та прогнозних умов в зоні впливу ПХЗ. Виконано довгострокові гідрогеологічні прогнози і

проаналізовано ефективність ремедіаційних заходів для хвостосховища «Західне».

Апробація результатів досліджень. Основні положення дисертації доповідалися та обговорювалися під час роботи низки наукових міжнародних і всеукраїнських конференцій: Гідрогеологія: наука, освіта, практика (м. Харків, 25-26 березня 2020р.); Сучасні інформаційні технології управління екологічною безпекою, природокористуванням, заходами в надзвичайних ситуаціях: тенденції 2020 року (м. Київ, 6-7 жовтня 2020р.); Геологічна наука в незалежній Україні (м. Київ, 8-9 вересня 2021р.); Проблеми природокористування, сталого розвитку та техногенної безпеки регіонів (м. Дніпро, 6-7 жовтня 2021 р.); IX Всеукраїнська молодіжна наукова конференція «Ідеї та новації в системі наук про Землю» (м. Київ , 21-22 червня 2022 р.); XVI Міжнародна наукова конференція «Моніторинг геологічних процесів та екологічного стану середовища» (м.Київ, 15–18 листопада 2022 р.).

Публікації. Результати дисертаційних досліджень опубліковані у 12 наукових роботах, серед яких 6 статей у наукових фахових виданнях (3 з них – у виданні України, які включені до міжнародних наукометричних баз), 1 – в матеріалах конференції, які індексуються у наукометричній базі Scopus, 5 – в матеріалах та тезах науково-практичних конференцій.

Структура та обсяг дисертації. Дисертація складається зі вступу, п'яти розділів, висновків, списку використаних джерел та додатків. Загальний обсяг роботи – 163 сторінок. Дисертація містить 18 таблиць, 37 рисунків, 1 додаток. У списку використаних джерел 162 найменування.

Розділ 1. Огляд проблеми впливу уранових спадкових об'єктів на забруднення гідрогеологічного середовища

У розділі 1 представлено короткий огляд проблеми негативного впливу на гідрогеологічне середовище і населення окремої категорії уранових спадкових об'єктів, а саме уранових хвостосховищ. Перша частина розділу присвячена огляду характеристик подібних об'єктів, шляхів потенційних негативних впливів, огляду нормативного регулювання у сфері забезпечення безпеки уранових спадкових об'єктів для довкілля та населення. Друга частина розділу присвячена огляду проблематики та попередніх досліджень важливого національного об'єкту ядерного спадку – розташованого в м. Кам'янське Дніпропетровської області - колишнього ВО «Придніпровський хімічний завод», та уранового хвостосховища «Західне», яке є основним об'єктом дисертаційного дослідження. При підготовці розділу 1 використано матеріали публікацій дисертанта із співавторами (Ткаченко та ін., 2020; Заноз, 2022).

1.1 Огляд характеристик, потенційних шляхів впливу та поводження з урановими хвостосховищами

1.1.1 Характеристики відходів виробництва урану і методи їх зберігання

Видобуті уранові руди направлялися на спеціалізовані підприємства для виробництва уранового концентрату або так званого жовтого кеку (що складається переважно з U_3O_8). Для виробництва використовують гідрометалургійну обробку руди або купчасте вилуговування для бідних руд. У процесі гідрометалургійної обробки руда проходила через декілька стадій: подрібнення, кислотне або лужне вилуговування, екстракція та осадження. Процес виробництва уранового концентрату описано у (ІАЕА, 1992), загальну схему процесу виробництва показано на рис. 1.

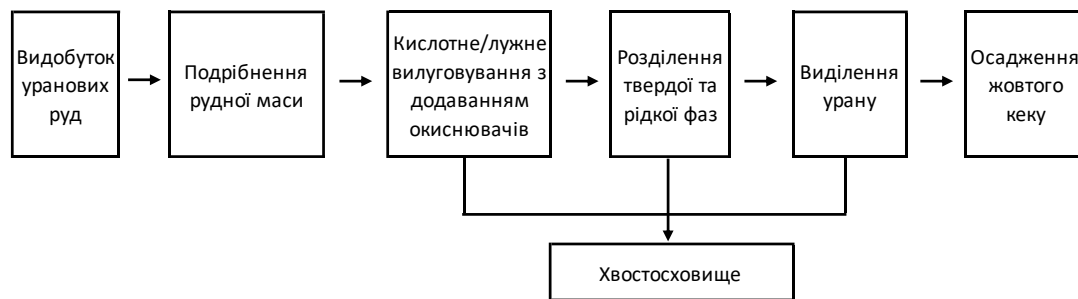


Рис. 1. Блок-схема процесу виробництва уранового концентрату (ІАЕА, 1992).

В результаті описаного вище виробництва утворюються відходи - уранові хвости, які є низькоактивною сумішшю залишків подрібненої руди і хімічних реагентів, що застосовувалися в виробничому процесі. Уранові хвости можуть направлятися у хвостосховище у сухому вигляді або у вигляді пульпи. Сильно кислі розчини перед скиданням можуть нейтралізуватися (наприклад, вапном, аміаком). Після видалення урану у хвостах зазвичай залишається 65–95% радіонуклідів ряду урану-238 (уран-234, торій-232, радій-226, свинець-210, полоній-210), урану-235 (паладій-231, актиній-227) та торію-232 (радій-228, торій-228), які виведено зі стану вікової рівноваги (Landa, 2004). Ця залишкова радіоактивність визначає радіологічну небезпеку хвостів. Концентрація природних радіонуклідів уран-торієвих рядів (ПРН) у хвостах залежить від вихідної руди і може коливатися у межах сотень-тисяч Бк/г (Landa, 2004; Carvalho et al., 2007; Tuovinen et al., 2016). Для радіонуклідів ряду урану-238 встановлено критерій вилучення 1 Бк/г (ІАЕА, 2014), який визначає можливість звільнення радіоактивного матеріалу від регуляторного контролю. Таким чином, активності ПРН у хвостах можуть перевищувати критерії вилучення в десятки-сотні разів. Також у хвостах містяться залишки реагентів, які використовувалися у виробничому процесі (кислоти, окиснювачі, реагенти для виділення урану із пульпи, нейтралізатори) та супутні елементи, що містилися у руді. Радіонукліди, залишки реагентів та метали, які містяться як супутні рудні елементи у хвостах, можуть бути небезпечними забруднювачами підземних вод (Carvalho, 2011).

Хвостосховища - великі за об'ємом (сотні тисяч м³) інженерні споруди, розміщені у природних (пониження рельєфу, яри) та техногенних (відпрацьовані кар'єри, «чаші» створені методом обвалування) об'єктах (рис. 2) (Huang et al., 2016).

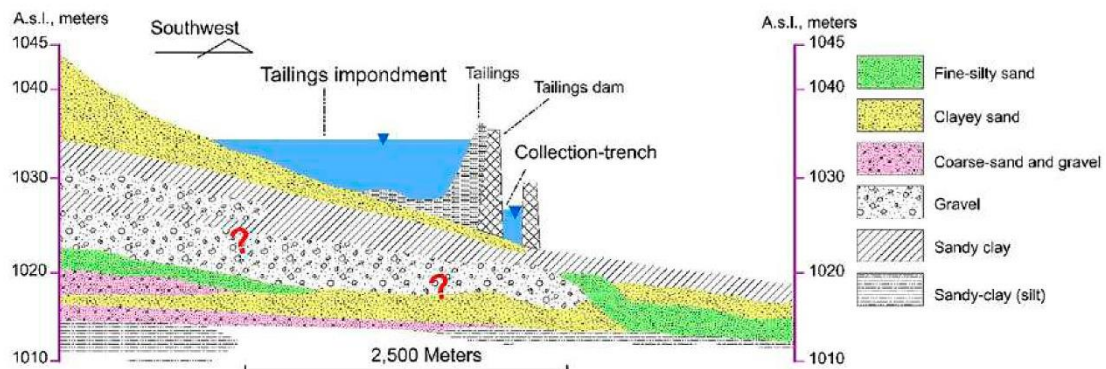


Рис. 2. Геологічний розріз уранового хвостосховища Баян-Обо (Китай) (Huang et al., 2016)

На початку ядерної ери за відсутності досвіду експлуатації уранові хвостосховища у багатьох випадках мали недостатньо надійні інженерні бар'єри, що призводило до забруднення довкілля через інфільтрацію забруднених вод із тіла хвостосховища або вітрове перенесення дрібних частинок із поверхонь хвостосховищ. Таким чином, уранові хвостосховища утворюють окрему категорію радіаційно та екологічно небезпечних об'єктів, які характеризуються рядом особливостей порівняно, наприклад, із сховищами радіоактивних відходів (РАВ) АЕС або РАВ промислового і медичного походження. До таких особливостей належать наступні:

- специфічні фізичні і хімічні властивості радіоактивних матеріалів, обумовлені складом уранової руди і технологією її переробки;
- радіонуклідний склад (природні радіонукліди ряду урану-238, урану-235, торію-232) і відносно низькі рівні питомої радіоактивності хвостів;

- наявність хімічних забруднень (супутні елементи в уранових рудах, хімічні реагенти);
- зазвичай дуже великий об'єм відходів у хвостосховищах;
- недостатньо надійні інженерні бар'єри таких сховищ радіоактивних матеріалів.

1.1.2 Вплив уранових об'єктів ядерного спадку на гідрогеологічне середовище

Через відсутність спеціальних інженерних бар'єрів (таких як гідроізоляція дна або облаштування непроникного для інфільтрації опадів покриття на поверхні) і характер похованого матеріалу в несприятливих гідрогеологічних умовах забруднені порові розчини з часом можуть інфільтруватися у нижчезалягаюче гідрогеологічне середовище, забруднюючи ґрунти та підземні води. Основними потенційними забруднювачами гідрогеологічного середовища є ПРН, хімічні макроелементи (хлориди, сульфати, нітрати та ін.), а також важкі метали (зокрема, марганець, свинець, арсен, цинк, нікель та ін.).

До найбільш небезпечних забруднювачів підземних вод належать уран та радій. Існує дві основні форми окиснення урану в розчинах — U^{4+} та U^{6+} . U^{4+} випадає в осад у відновних умовах у вигляді нерозчинної форми UO_2 , та інших нерозчинних сполук (наприклад, при достатній концентрації кремнію - у вигляді кофініту). В окислювальних умовах уран знаходиться у формі U^{6+} та присутній у вигляді ураніл-іону UO_2^{2+} . За нейтральних або лужних умов ураніл-іон може утворювати ураніл-карбонатні комплекси (Carvalho, 2011). Мобільність форми U^{6+} залежить від рН, наявності катіонів (Ca^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+}), аніонів (карбонатних, фосфатних, сульфатних), кремнезему, природних породоутворюючих мінералів. При низькому рН домінують сульфатні комплекси, у нейтральних та лужних умовах превалюють U^{6+} -карбонатні та

Ca-U⁶⁺-карбонатні потрійні комплекси (Campbell et al., 2014; Romanchuk et al., 2020).

Радій існує у ступені окиснення 2+, переходить із руди у хвости майже в повному обсязі, зазвичай адсорбується або співосаджується з оксигідрооксидами Fe-Mn, гіпсом, баритом. Також важливу роль в утриманні радію-226 може відігравати співосадження з аморфним кремнеземом (Landa 2004). В той же час за певних умов радій-226 може вилугувуватись із уранових хвостів за допомогою сульфат-відновлювальних бактерій і вивільнюватись у фільтрат хвостів (Carvalho, 2011).

Як зазначалося, гідрогеологічне середовище також можуть забруднювати хімічні елементи. Зокрема, підземні води на уранових об'єктах часто зазнають забруднення мобільними аніонними сполуками (хлориди, сульфати, нітрати), які походять з хімікатів, що використовуються в технологічних процесах переробки уранової руди. Зазначені аніонні сполуки слабо утримуються (сорбуються) породами водоносних горизонтів і рухаються в підземному середовищі із швидкістю, що відповідає швидкості фільтрації підземних вод (ІАЕА, 1992). Також підземні води можуть бути забруднені важкими металами та металоїдами (свинець, арсен, цинк, нікель та ін.) (Carvalho et al., 2017; Robertson et al., 2019; Byrne et al., 2021).

Приклади забруднення ґрунтових і поверхневих вод внаслідок міграції радіоактивних і хімічних забруднювачів із хвостосховищ представлено в роботах (Huang et al., 2016; Dam et al., 2017; Ma et al., 2020; Byrne et al., 2021).

1.1.3 Потенційні шляхи впливу уранових об'єктів на населення

Надходження в організм людини радіонуклідів або важких металів, джерелом яких може бути урановий об'єкт, у небезпечній кількості може спричинити в залежності від типу і ступеню накопичення токсиканта ушкодження внутрішніх органів (печінки, нирок, кишечника та ін.), розлади психіки, імунітету та онкологічні захворювання (Tomno et al., 2020; Mehra et

al., 2021). Головні шляхи негативного впливу уранових об'єктів на людину і довкілля включають (Vandenhove et al., 2006; Carvalho et al., 2011):

- зовнішнє опромінення від хвостового матеріалу (у випадку відкритого доступу населення на майданчик);
- ексгаляції (виділення) з хвостового матеріалу та атмосферну дисперсію радіоактивного газу радону (дочірнього продукту радію-226) з поверхні хвостосховища;
- вітрове перенесення радіоактивно забрудненого пилу з відкритих поверхонь хвостового матеріалу;
- забруднення підземних та поверхневих вод радіонуклідами та токсичними елементами.

Характерні шляхи радіологічних впливів радіонуклідів ряду урану-238, що присутні в хвостовому матеріалі, перелічені в табл. 1.

Таблиця 1. Основні радіонукліди ряду урану-238 та характерні шляхи опромінення

РН	Період піврозпаду	Мобільність у підземних водах	Основний тип випромінювання	Шляхи опромінення (Важливість Так/Ні)		
				Зовнішнє	Інгаляційне	Споживання води/їжі (м'ясо, риба, овочі)
U-238	4,5x10 ⁶ р.	Відносно висока	Альфа	Ні	Так	Так
Th-230	75000 р.	Низька	Альфа	Ні	Так	Так
Ra-226	1600 р.	Низька	Альфа, гамма	Так	Так	Так
Rn-222	3,8 діб	-	Альфа	Ні	Так	Ні
Pb-210	22,2 р.	Низька	Бета	Ні	Так	Так
Po-210	138 діб	Низька	Альфа	Ні	Так	Так

Розглянемо більш детально шляхи впливу уранових об'єктів, обумовлені забрудненням підземних вод, що є основним предметом даного

дисертаційного дослідження. Потенційні шляхи небезпечного впливу забруднених підземних вод на людину включають (Fernandes et al, 1998; Vandenhove et al., 2006):

- споживання забруднених підземних вод для питного водопостачання;
- використання підземних вод для поливу сільгоспугідь і для водопоя свійських тварин;
- розвантаження забруднених підземних вод до поверхневих водойм і відповідні негативні впливи на населення (наприклад, за рахунок споживання риби з забрудненої водойми та ін.).

Для оцінки радіологічних впливів радіаційно небезпечних об'єктів на людину і довкілля МАГАТЕ розроблено методологію ISAM (International Safety Assessment Methodology) (IAEA, 2004). Методологія ISAM включає наступні основні кроки:

- Опис контексту оцінювання безпеки.
- Опис системи, що є джерелом радіаційних впливів.
- Обґрунтування сценаріїв впливу об'єкта на людину і довкілля.
- Побудова математичних моделей міграції забруднювачів у довкіллі і дозових моделей, параметризація цих моделей.
- Проведення розрахунків.
- Порівняння із критеріями безпеки.

Математичні моделі міграції радіонуклідів у довкіллі (атмосфера, підземні і поверхневі води, система «грунт-рослина » тощо) і моделі дозових впливів на людину описані у документах МАГАТЕ (IAEA SRS-19; IAEA SRS-44; IAEA TECDOC 1375 та ін.). Для параметризації моделей необхідні радіоекологічні параметри (коефіцієнти накопичення радіонуклідів у продуктах рослинного і тваринного походження, сорбційні коефіцієнти та ін.). Ці параметри мають визначатися для кожного конкретного майданчика. За відсутності специфічних даних для майданчика можна використовувати узагальнені дані, які скомпільовані у звітах МАГАТЕ (TRS-472; SRS-19 та ін.).

Кінцевим параметром для радіологічних дозових розрахунків є річна ефективна доза через всі відповідні шляхи для опромінюваної репрезентативної особи. Згідно з визначенням, репрезентативна особа - це особа, котра отримує дозу (зазнає впливу), яка є представницькою для найбільш сильно опромінених осіб у відповідній спільноті людей (ІАЕА, 2022). Для інтерпретації результатів розрахунків отримані значення порівнюються з відповідними дозовими нормативами і критеріями.

Методологія оцінки впливів токсичних елементів на людину є загалом подібною до оцінок радіологічних впливів. Для токсикологічних оцінок може бути використана методологія Агентства з охорони навколишнього середовища США (US EPA, 1989). Відповідна методологія більш детально описана в наступних розділах звіту.

Для обґрунтування стратегії поводження з об'єктами ядерного спадку необхідна інформація щодо радіологічних та токсикологічних впливів цих об'єктів на населення. Приклади проведення відповідних оцінок наведені в роботах (Salbu et al., 2012; Ruedig, Johnson, 2015; Carvalho, 2018). Огляд літературних даних показує, що механізми міграції забруднювачів у довкіллі, шляхи впливів, важливі токсиканти і результуючі впливи є специфічними для кожного уранового об'єкта, і залежать від конкретного поєднання техногенних умов (конструкція об'єкта, характеристики уранової руди, технологія переробки руди та ін.), природних умов (гідрогеологічні, кліматичні тощо) та антропогенних факторів (розподіл населення в зоні об'єкта, його звички, використання водних ресурсів).

1.1.4 Нормативне регулювання щодо забезпечення безпеки уранових об'єктів ядерного спадку для населення та довкілля

У міжнародній практиці радіоактивно забруднені об'єкти, що являють собою «історичну спадщину» від минулої діяльності, зазвичай називають «майданчиками ядерної спадщини». Майданчик ядерної спадщини - це

1 майданчик (об'єкт), що містить залишковий радіоактивний матеріал, який
2 утворився в результаті діяльності в минулому (що не регулювалося у
3 відповідності до сучасних стандартів безпеки) чи внаслідок аварій (NEA-
4 OECD, 2019). Майданчики ядерної спадщини мають бути приведені в
5 безпечний стан для людей та довкілля. Залишковий радіоактивний матеріал на
6 майданчиках ядерної спадщини спричиняє «існуючу ситуацію опромінення»
7 (ICRP, 2007; IAEA, 2014; IAEA 2022). Існуюча ситуація опромінення - це
8 ситуація опромінення від залишкових радіоактивних матеріалів, яка має місце,
9 коли необхідно прийняти рішення щодо необхідності заходів з управління або
10 втручання в зазначену ситуацію з метою радіаційного захисту. Зокрема,
11 існуючі ситуації опромінення включають ситуації опромінення, спричинені
12 залишковим радіоактивним матеріалом, який походить від минулої діяльності,
13 що не підлягала регуляторному контролю (у відповідності до сучасних вимог),
14 або який залишився після ситуації аварійного опромінення (ICRP, 2007; IAEA,
15 2014). Наразі регулювання радіаційної безпеки в Україні щодо «ситуацій
16 існуючого опромінення» є недостатньо розробленим, а відповідні нормативні
17 документи знаходяться в стадії опрацювання і гармонізації з міжнародними
18 рекомендаціями. В умовах перехідного періоду до вдосконалених документів
19 українські регуляторні органи в галузі радіаційної безпеки заохочують
20 використання сучасних підходів, викладених у відповідних рекомендаціях
21 МКРЗ і МАГАТЕ (ICRP, 2007; IAEA, 2014, 2022). Для нормативного
22 регулювання «ситуацій існуючого опромінення» застосовується поняття
23 «референтний рівень». Референтний рівень - це верхня межа індивідуальних
24 доз опромінення населення, котра використовується як початковий критерій
25 для оптимізації захисту, безпеки та визначення прийнятних варіантів
26 втручання (ремедіації). Відповідно до міжнародних підходів значення
27 референтного рівня в одиницях відповідної річної ефективної дози
28 встановлюється для кожної існуючої ситуації окремо. Відповідно до
29 рекомендацій Публікації № 103 МКРЗ (Міжнародна комісія з радіаційного
30 захисту), референтний рівень повинен знаходитися в діапазоні 1-20 мЗв/рік

(ICRP, 2007). В Публікації № 103 МКРЗ зазначено, що оскільки довгостроковою метою радіаційного захисту в існуючих ситуаціях опромінення є «зменшення опромінення до рівнів, близьких або подібних до ситуацій, які вважаються нормальними» (ICRP, 2007, пункт 288), референтний рівень для оптимізації захисту на радіоактивно забруднених майданчиках слід вибирати з нижньої частини діапазону 1-20 мЗв/ рік. Зокрема, минулий досвід показав, що типові значення, яке використовується для обмеження процесу оптимізації у довгострокових ситуаціях після аварій, становить 1 мЗв/рік (ICRP, 2009). Ряд нещодавно завершених проєктів з ремедіації в Україні, спрямованих на розробку стратегій управління «спадковими» сховищами радіоактивних відходів, пов'язаних з аварією на Чорнобильській АЕС (зокрема, проєкт ЄК ІСЯБ U4.01/10D «Дослідження захоронень радіоактивних відходів та місць тимчасового зберігання в Чорнобильській зоні відчуження» (Molitor et al., 2017) та проєкт ЄК ІСЯБ U4.01/12BCD «Покращення інфраструктури для поводження з радіоактивними відходами, відновлення забруднених територій та виведення з експлуатації в Україні» (Bugai et al., 2019)), використовували референтний рівень 1 мЗв/рік, який був погоджений регулюючим органом (ДІЯР) України. Керівництвом МАГАТЕ (ІАЕА, 2022) надано рекомендації щодо планування та реалізації заходів з ремедіації (відновлення) об'єктів і територій з метою забезпечення належного рівня безпеки населення і довкілля, які підпадають під визначення об'єктів ядерного спадку, на основі систематичного, поетапного підходу з оцінки впливів і оптимізації, враховуючи специфічні характеристики конкретної ситуації та обставини, що склалися (рис. 3).

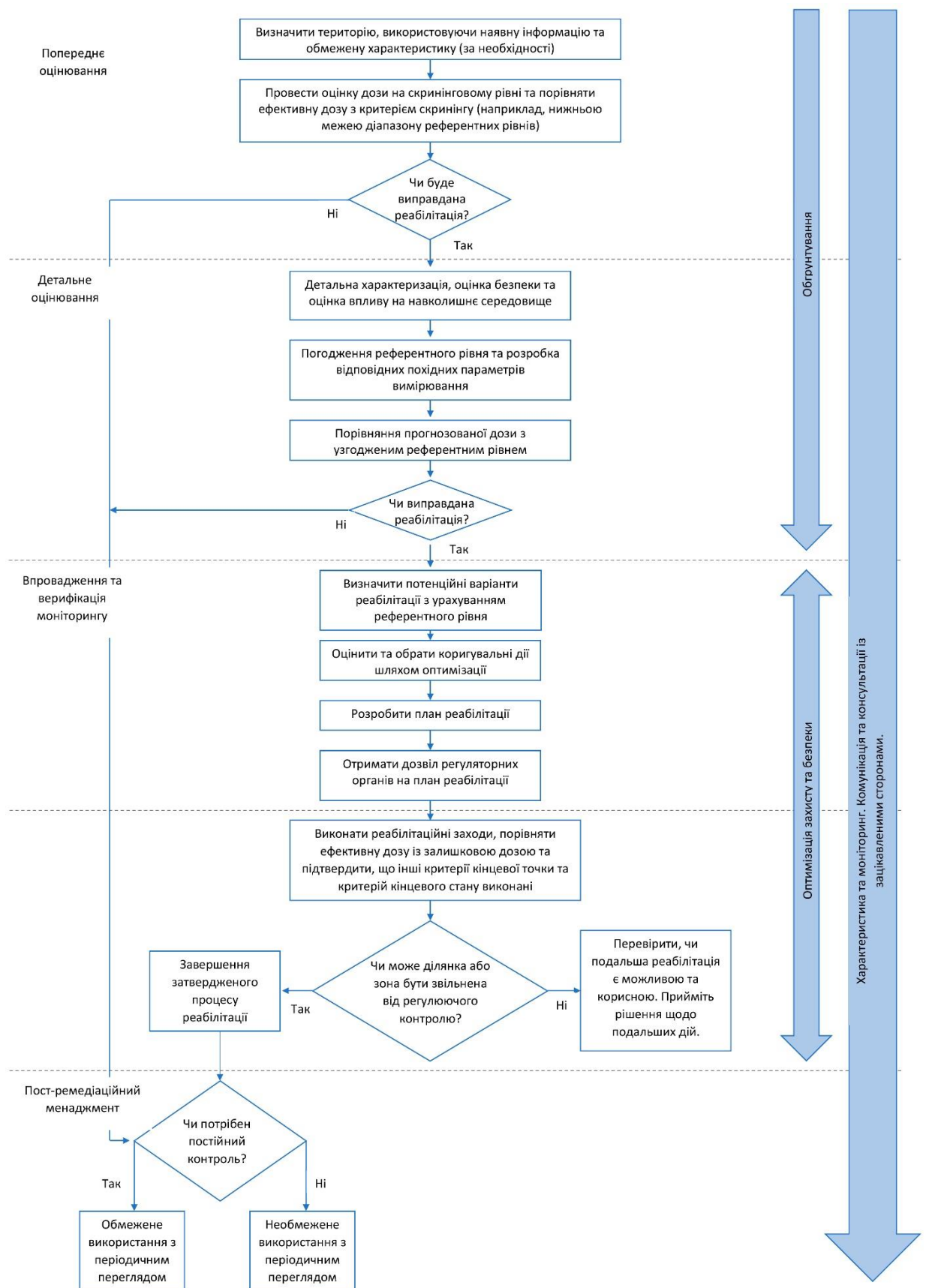


Рис. 3. Типова схема проведення ремедіації забрудненої території (ІАЕА, 2022)

1.2 Опис техногенних, антропогенних, природних умов, узагальнення і аналіз даних моніторингу підземних вод колишнього ВО ПХЗ

1.2.1 Розташування, антропогенні і природні умови

Колишнє виробниче об'єднання Придніпровський хімічний завод (ВО ПХЗ) розташоване у Південному районі м. Кам'янське (Дніпропетровська область, координати: 48.4929030, 34.6808605).

Площа міста Кам'янське складає 138 км². За адміністративним устроєм до міста входить с.м.т. Карнаухівка, яке знаходиться на південному сході від території ПХЗ (Рис. 4).

Станом на 2015 рік у місті проживало близько 240 000 осіб (<https://kam.gov.ua/>). Відстань від території ПХЗ до найближчих житлових масивів 1-2 км.

Клімат району помірно-континентальний, характеризується спекотним літом та холодною зимою. Найхолодніший місяць – січень (-5,5°C), найтепліший – липень (+26,7° C). Середня мінімальна температура повітря самого холодного місяця – січня (-8,4° C). Річна кількість опадів складає 513 мм. Середня річна відносна вологість – 74 % (Дніпропетровська ОВА, 2022).

Міська територія знаходиться під значним екологічним навантаженням. Цьому сприяють потужні викиди забруднюючих речовин місцевих підприємств у атмосферу та їх розсіювання, особливості рельєфу місцевості, розташування підприємств у районі житлової забудови. Головними забруднювачами атмосферного повітря є - ПАТ «Дніпровський металургійний комбінат», ПрАТ «ЮЖКОКС», ПрАТ «Дніпровський коксохімзавод» та ПАТ «ДНІПРОАЗОТ». Стоки місцевих підприємств забруднені нітратами, нітритами, хлоридами, сульфатами, фосфатами, важкими металами, органічними та хлорорганічними сполуками, завислими речовинами. Місцеві ґрунти забруднені макроіонами та важкими металами (Багрій, 2000; Цветкова, Дубина, 2008; Бастгиріна та ін., 2015).

Проммайданчик ПХЗ розташований на правому березі р. Дніпро в межах першої та другої надзаплавних терас. Місцевий геологічний розріз складений докембрійськими кристалічними породами, палеогеновими, неогеновими та четвертинними відкладами. Докембрійські породи представлені гранітогнейсами, гнейсами і гранітами. Їх перекривають продукти вивітрювання палеозой-кайнозойського віку представлених первинними каолінами та дресвою. Палеогенові відклади представлені переважно дрібнозернистими глинистими пісками. Неогенові відклади представлені різнозернистими пісками, слабозцементованими пісковиками, верствами сірих та строкатих глин перекритих шаром червоно-бурих глин (Багрій, 2000).

В зоні впливу ПХЗ протікають р. Коноплянка та р. Дніпро (Рис. 4). Річка Коноплянка протікає на відстані близько 1 км на північ від території ПХЗ та впадає у р. Дніпро. Басейн р. Коноплянка розташований у межах промислової та міської забудови м. Кам'янське, довжина річки 13,6 км. Значна частина русла річки протікає уздовж хвостосховища «Дніпровське» в штучному каналі шириною в середньому 8—10 м, глибиною 0,2—0,8 м, із швидкістю течії 0,1—0,2 м/с і середньою витратою 0,5—1,0 м³/с (до 3,5 м³/с у багатоводні роки). Річка відділена від р. Дніпро ставком-відстійником з дамбою, обладнаними водопропускними трубами. Режим Дніпра біля Кам'янського зарегульований Середньодніпровською (стара назва Дніпродзержинською) ГЕС (Багрій, 2000). Середньорічні витрати р. Дніпро становлять 1700 м³/добу (Бугай та ін., 2008).



Рис. 4. Ситуаційна схема промислового майданчика ПХЗ і хвостосховища «Дніпровське»: 1 — хвостосховище «Західне»; 2 — відстійник № 220; 3 — відстійник № 230; 4 — хвостосховище «Центральний Яр»; 5 — комплекс радіохімічних цехів; 6 — майданчик розвантаження уранової руди; 7 — хвостосховище «Південно-східне»; 8 — «історичний» відстійник на Північному майданчику

1.2.2 Історія функціонування (період експлуатації)

Підприємство було створене в 1947 р. - 1949 р. для реалізації радянської атомної програми (Кузувовов, 1997). У різний період тут переробляли уранові руди з України, Німеччини, Чехії, Казахстану (Процак та ін., 2013). Також на базі ПХЗ відбувалося супутнє хімічне виробництво (іонообмінні смоли, цирконій, азотні добрива) (Кузовов, 1997; Процак та ін., 2013; Войцехович, 2016).

У 1992 році відбулася зупинка підприємства без необхідної підготовки та проведення очистки цехів. Це призвело до того, що в деяких будівлях досі зберігаються технологічні апарати, обладнання з високим вмістом залишків радіоактивних матеріалів. В результаті відбулася дисперсія радіоактивних матеріалів як в будівлях, так і за їх межі створюючи тим самим додаткові ризики для персоналу, що продовжує працювати на промайданчику ПХЗ (Войцехович, 2016).

У межах ПХЗ також продовжують працювати деякі державні та приватні підприємства, які використовують будівлі та території забруднені у роки діяльності «ПХЗ» (ДП «Смоли», ПАТ «Дніпровський завод мінеральних добрив», та ін.).

1.2.3 Інфраструктура території «ПХЗ» (хвостосховища, ставки-шламовідстійники, виробничі цехи, майданчик розвантаження уранової руди, мережа каналізаційних колекторів, мережа гідрогеологічного моніторингу)

У межах території ПХЗ розташовано об'єкти, які входили у цикл виробництва урану: залізничний вузол доставки, майданчики зберігання руди, цехи для сортування та розмелювання, кислотного вилуговування і осадження, екстракції, торієвого очищення, афінажу і рафінування уранових концентратів, об'єкти для зберігання готової продукції, станції перекачки відходів, ставки шламовідстійники, хвостосховища, мережа каналізаційних колекторів та зливної каналізації. Цикл виробництва урану показано на рисунку 5.

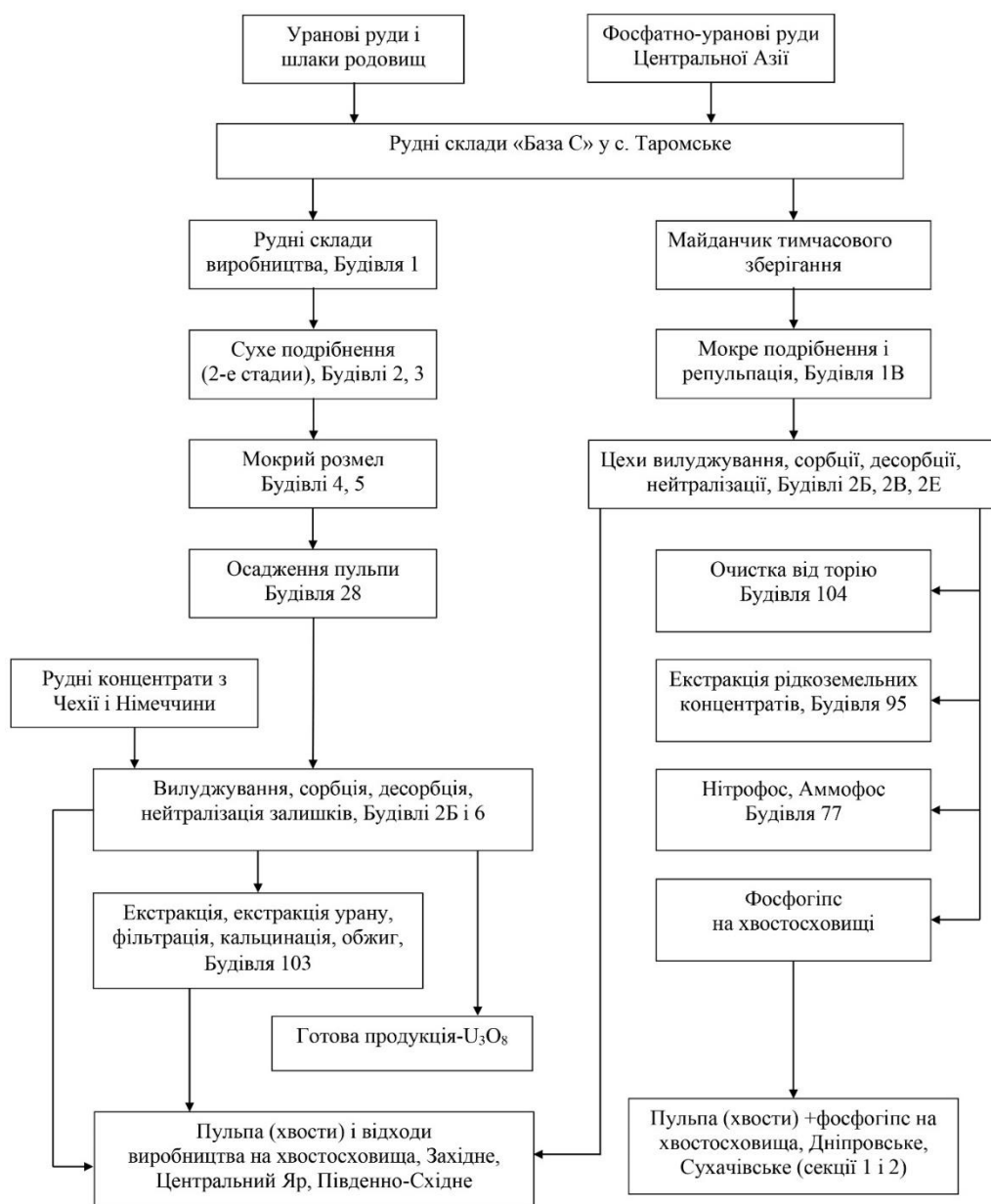


Рис. 5. Технологічний цикл переробки уранових руд на колишньому ВО Придніпровський хімічний завод (Лаврова Т., 2021)

Відходи уранового виробництва направлялися у хвостосховища пульпопроводами. В межах основного проммайданчику ПХЗ таких хвостосховищ - 3 («Західне», експлуатувалося з 1949 р. до 1954 р.; «Центральний яр», експлуатувалося з 1950 р. до 1954 р.; «Південно-східне», експлуатувалося з 1956 р. до 1990 р.), ці об'єкти облаштовані у відпрацьованих глиняних кар'єрах у межах майданчику ПХЗ. Поруч із територією ПХЗ у заплаві р. Дніпро методом обвалування місцевості було створене

хвостосховище «Дніпровське» (експлуатувалося з 1953 р. до 1968 р.). Ці хвостосховища споруджені без облаштування спеціальних захисних інженерних екранів (Кириченко, Кашпаров, 2012).

В експлуатаційний період на території ПХЗ була створена система зливової каналізації, яка складається з дощоприймальних лотків, колодязів та заглиблених трубопроводів – колекторів (Рис. 6). До неї також надходять водні скиди з деяких діючих підприємств. Стічні води з цієї мережі потрапляють в р. Коноплянка. Крім системи колекторів територію проммайданчика ПХЗ перетинають два каналізаційні колектори з території підприємства «Дніпроазот», яке розташовано на терасі вище ПХЗ.

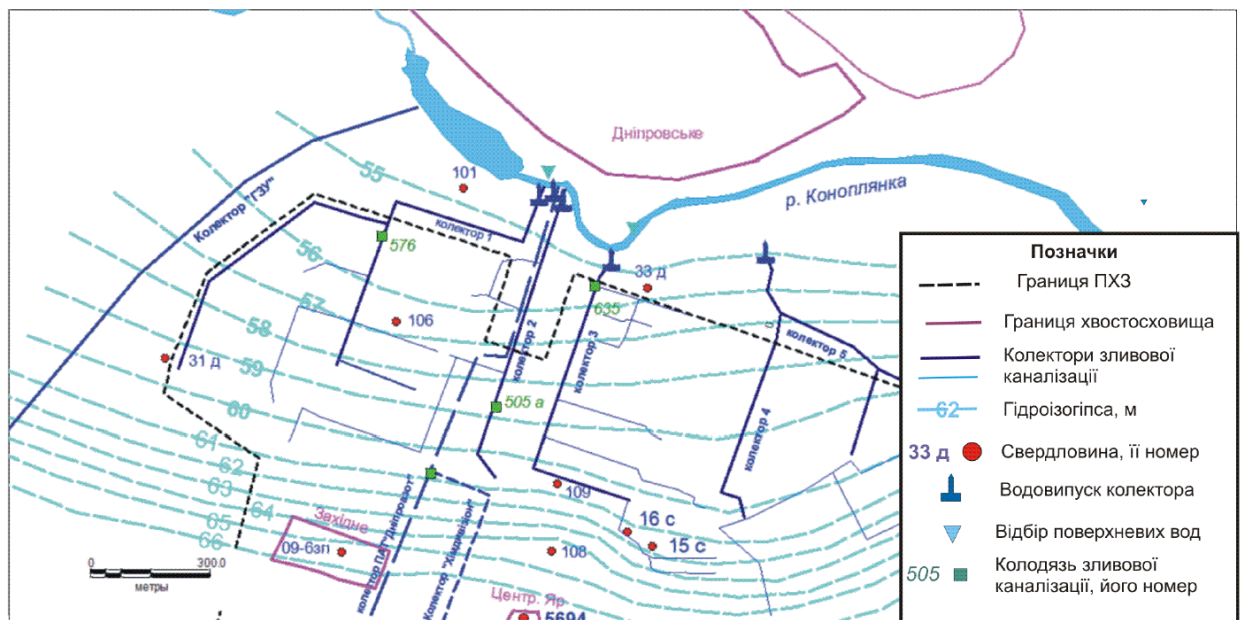


Рис. 6. Схема колекторів зливостоків території ПХЗ (ІГН, 2014)

Мережа моніторингу підземних вод на території ПХЗ споруджувалася у декілька етапів. В 1999-2000 рр., було пробурено свердловини з індексом «Д» і «ЗП». В 2009-2012 було пробурено свердловини № 101 - 110, 09-06, 09-23, 12-1.

Інвентаризація 2017 року проведена співробітниками ДП «Бар'єр» та ТОВ «Екомонітор» показала що частина свердловин вийшла з ладу. У

моніторингових дослідженнях 2013 року було задіяно 21 свердловину, фільтри яких знаходяться у техногенному, алювіальному та кристалічному водоносних горизонтах.

1.2.4 Огляд проектів з ремедіації ПХЗ і поточна ситуація

Реабілітація території ПХЗ розпочалася у 2000 році з створення організації, яка є оператором майданчику ПХЗ - ДП «Бар'єр». Фінансування робіт проводиться за державний кошт, а також в останнє десятиріччя - значною мірою за кошти від зарубіжних донорів (зокрема Європейської комісії - ЄК).

У 2003 році було створено першу Державну програму приведення майданчику ПХЗ у екологічно-безпечний стан. В 2005 році почалося впровадження першого етапу робіт з приведення території ПХЗ у безпечний стан. Здійснено демонтаж та складування пульпопроводів, виконано ремонт дамб та захисного покриття хвостосховищ (Войцехович, Лаврова, 2009). У 2005 році почали відновлювати комплексні моніторингові дослідження території ПХЗ та зони його впливу.

В рамках другої фази виконання Державної програми приведення майданчику ПХЗ у екологічно-безпечний стан у 2009-2011 роках було проведено інвентаризацію стану найбільш забруднених будівель, проведено оцінку радіоактивних характеристик матеріалів похованих у хвостосховищах, модернізовано наявну систему моніторингу підземних вод, отримано попередні оцінки стану забруднення території ПХЗ, поверхневих та підземних вод. Фінансування державних програм ремедіації ПХЗ значно скоротилися починаючи з 2013 року.

Протягом 2007-2013 років продовжено обстеження території ПХЗ і оцінки радіаційних ризиків від його об'єктів в рамках шведсько-українських проектів технічної допомоги ENSURE-I і ENSURE-II (Skalskyu et al., 2011; Кириченко, Кашпаров, 2012; Lavrova and Voitsekhovitch, 2013).

1 В 2014 р. розпочалася системна міжнародна підтримка з боку ЄС України
2 для проведення робіт з ремедіації ПХЗ в рамках програми технічної допомоги
3 в галузі радіаційної безпеки EC INSC Program (www.jso.kiev.ua).

4 Для проммайданчику ПХЗ було розроблено загальну стратегію
5 ремедіації та концептуальні плани ремедіації для першочергових об'єктів
6 (забруднені будівлі, хвостосховища), реалізовано термінові заходи щодо
7 обмеження безпосередніх радіаційних ризиків для персоналу на майданчику
8 ПХЗ від забруднених об'єктів, проведено навчання персоналу ДП «Бар'єр» та
9 інформування населення міста про радіаційну небезпеку об'єктів ПХЗ.

10 Найвищий пріоритет було приділено роботам з виконання термінових
11 заходів щодо обмеження безпосередніх ризиків для персоналу ПХЗ і
12 підвищенню спроможності ДП «Бар'єр» виконувати свої функції. Основні
13 напрямки робіт включали:

- 14 • покращення законодавчої та регуляторної бази в Україні в сфері
15 поводження з об'єктами ядерного спадку;
- 16 • стабілізація і локалізація джерел радіологічної небезпеки на
17 промисловому майданчику ПХЗ (забруднені будівлі, хвостосховища –
18 спорудження огорож);
- 19 • постачання терміново необхідного моніторингового обладнання
20 для ДП «Бар'єр».

21 На період 2022-2025 років в рамках національної та міжнародних
22 програм технічної допомоги заплановано ряд проектів, які включають
23 покращення нормативно-правової бази поводження з об'єктами ядерного
24 спадку, залучення місцевої влади до реалізації ремедіаційних заходів,
25 розробка довготривалої стратегії управління майданчиком ПХЗ, розробку
26 стратегії поводження з радіоактивними відходами, підготовка інфраструктури
27 (майданчик зберігання, пункти захоронення, тощо) для поводження з
28 відходами, що будуть утворені під час ремедіаційних робіт на ПХЗ
29 (www.jso.kiev.ua).

1.2.5 Загальний опис хвостосховища «Західне». Історія створення та експлуатації. Інженерні характеристики

Уранове хвостосховище «Західне» знаходиться у західній частині промайданчику колишнього ВО ПХЗ в межах другої тераси р.Дніпро, у відпрацьованому глиняному кар'єрі відгородженому насипними ґрунтовими дамбами (рис. 4). Площа хвостосховища складає 40,2 тис.м². Об'єм відходів накопичений у хвостосховищі – 0,25 млн м³. Потужність шару відходів коливається у межах 1-12,5 м. Південна частина хвостосховища вкрита асфальтним покриттям, північна частина вкрита інженерним захисним екраном засіяним технічними травами (рис. 7). Захисний екран призначений для зниження експозиції радону та зовнішнього опромінення, а також для зниження рівня інфільтрації атмосферних опадів у тіло хвостосховища. (Кириченко, Кашпаров, 2012; Bugai et al., 2015).

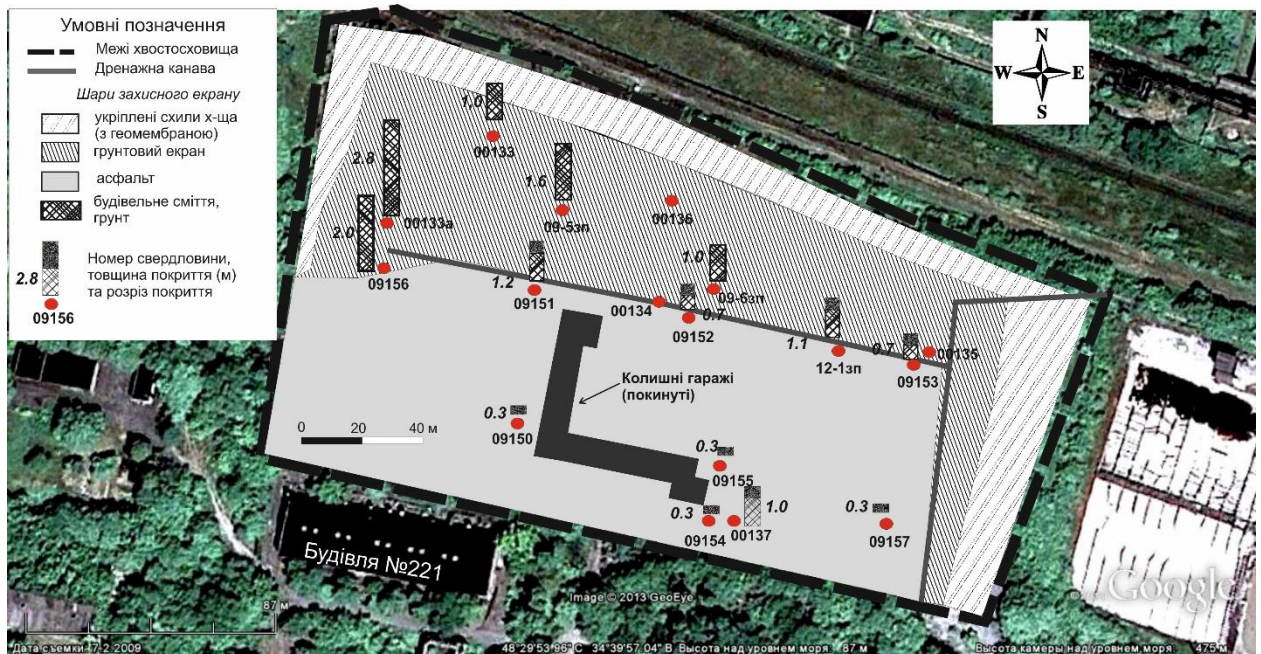


Рис. 7. Схема захисного покриття хвостосховища «Західне»

В період експлуатації (1949 – 1954 р.р.) відходи направлялись у хвостосховище у сухому вигляді або у вигляді пульпи. У перші роки

експлуатації сюди скидалися хвости утворені із шлаків ДМК. До 1951 року зневоднені хвости спрямовувались у хвостосховище конвеєром із будівлі №6, у наступні роки – у вигляді пульпи спеціальним трубопроводом.

За хімічним складом відходи включають основні мінерали уранвмісної сировини (кварц, польовий шпат, гідрослюди і каолінит), та супутні реагенти які використовувалися у процесі екстракції урану. Через те, що у перші роки на ПХЗ перероблялися доменні шлаки, у хвостах присутня велика кількість заліза. Через нейтралізацію відходів (вапном, аміаком, та ін.) у хвостосховищі сформувалися лужні гідрохімічні умови (рН 8,5-9,5) (Процак та ін., 2013; Bugai et al., 2015; Facilia, 2015). Фізичні характеристики хвостів наведено у таблиці 2.

Таблиця 2. Фізичні характеристики хвостів уранового хвостосховища «Західне» (Процак та ін., 2013)

Глибина відбору	Щільність Твердої фази, т/м ³	Насипна щільність, т/м ³	Пористість, %	Вологість, %	Коефіцієнт фільтрації, м/добу
6,5-7	2,8	1,44	40	18	0,03
10-10,5	2,8	1,22	47	22	
12-12,5	2,9	1,2	51	30	

На початку 2000-х років на хвостосховищі було проведено ряд рекультиваційних та ремонтних робіт. В результаті, північну частину об'єкту було вкрито шаром суглинистих ґрунтів, споруджено систему водозбірних лотків. У 2005 році були проведені ремонтні роботи спрямовані на ліквідацію ерозії та зсувів поверхні і схилів хвостосховища, які відбулися через дощові зливи. Ці роботи включали засипку еродованих ділянок глинистим ґрунтом та укріплення схилів геотехнічним полімерним сітчастим матеріалом. Далі

поверхню було вкрито органічним шаром ґрунту та засіяно травами. Також в ході робіт було відремонтовано дренажну систему (Кириченко, Кашпаров, 2012).

1.2.6 Гідрогеологічні умови території ПХЗ

Гідрогеологічні умови проммайданчику ПХЗ характеризуються комплексом взаємопов'язаних водоносних горизонтів у «техногенних відкладах» (відходи уранових руд, переміщені насипні ґрунти), четвертинних відкладах (піски, супіски), неогенових відкладах (піски, супіски), палеогенових відкладах (піски, глини) і тріщинуватих докембрійських кристалічних породах з корою вивітрювання (ІГН, 2014). Приклад геологічних колонок різних геоморфологічних ділянок території ПХЗ наведений на рисунку 8. Найбільшу роль у латеральній міграції радіоактивних і хімічних забруднювачів від хвостосховищ у напрямку річок Коноплянка і Дніпро відіграє безнапірний водоносний горизонт у четвертинних алювіальних піщаних відкладах і верхній частині підстилаючих їх кристалічних порід. У хвостосховищі «Західне» відходи переробки уранових руд знаходяться у частково водонасиченому стані. Тут у хвостосховищі сформувався «техногенний» водоносний горизонт типу «верховодка». Відходи хвостосховища «Центральний Яр» знаходяться в ненасичених умовах. «Техногенний» горизонт у водонасиченому хвостовому матеріалі також розвинений на ділянці хвостосховища «Дніпровське», де похований хвостовий матеріал безпосередньо підстиляється водонасиченими четвертинними алювіальними відкладами заплави р. Дніпро. Техногенні горизонти в хвостовому матеріалі мають відносно низькі фільтраційні властивості ($K_f \approx 0,03$ м/добу) (Процак та ін., 2013).

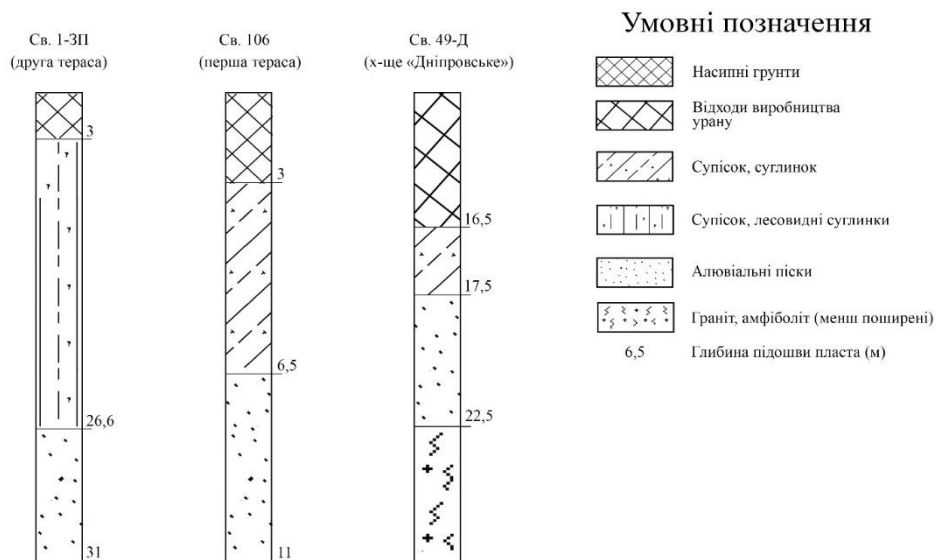


Рис. 8. Приклад геологічного розрізу по свердловинам, розташованим в межах різних геоморфологічних елементів досліджуваної території. Розташування свердловин показано на рисунку 4 (ІГН, 2014)

1.2.7 Роботи з інвентаризації запасів радіонуклідів в хвостосховищах

Роботи з інвентаризації запасів радіонуклідів на об'єктах ПХЗ проводилися в 2001, 2009 та 2012 роках. В різні роки ці роботи проводилися співробітниками Українського науково-дослідного та проектно-розвідувального інституту промислової технології (УкрНДПРІ промтехнології, м.Жовті Води), Інституту геологічних наук, Українського гідрометеорологічного інституту, ТОВ «Екомонітор», Науково-дослідного інституту сільгоспрадіології НУБіП України, Інституту геохімії навколишнього середовища. Ці дослідження дозволили охарактеризувати радіаційні параметри, об'єм і фізико-хімічні характеристики радіоактивних матеріалів, локалізованих в хвостосховищах і інших об'єктах ПХЗ. Також були складені карти поверхневого радіоактивного забруднення ґрунтів на території ПХЗ, і проведені обстеження радіоактивно-забруднених будівель,

зокрема буд.№103, 104. 2Б і інших). (ТОВ «Екомонітор», 2005-2009; Lavrova and Voitsekhovitch, 2012; Процак та ін., 2013; Bugai et al, 2015).

Для хвостосховища «Західне» було уточнено об'єм похованих відходів (253 400 м³) та сумарний запас радіонуклідів ряду урану-238 (14,1 ТБк (± 1,4)). Статистичні характеристики радіонуклідів похованих у хвостосховищі «Західне» наведено у таблиці 3. Розподіл урану-238 у тілі хвостосховища за даними гео-статистичного моделювання показано на рисунку 9 (Bugai et al., 2015).

Таблиця 3. Статистичні характеристики параметрів інвентаризації запасів радіонуклідів для хвостосховища «Західне» (Bugai et al., 2015)

Параметр	Активність радіонуклідів, кБк/кг				Потужність гамма випромінювання, мкР/год
	Pb-210	Ra-226	Th-230	U-238	
Кількість зразків	39	39	39	77	172
Мінімум	0,98	1,03	1,6	0,3	80
Максимум	16,0	16,2	34,8	7,7	3202
Середнє	5,8	5,9	12,7	1,7	732
Стандартне відхилення	3.6	3.5	7.8	1.3	598

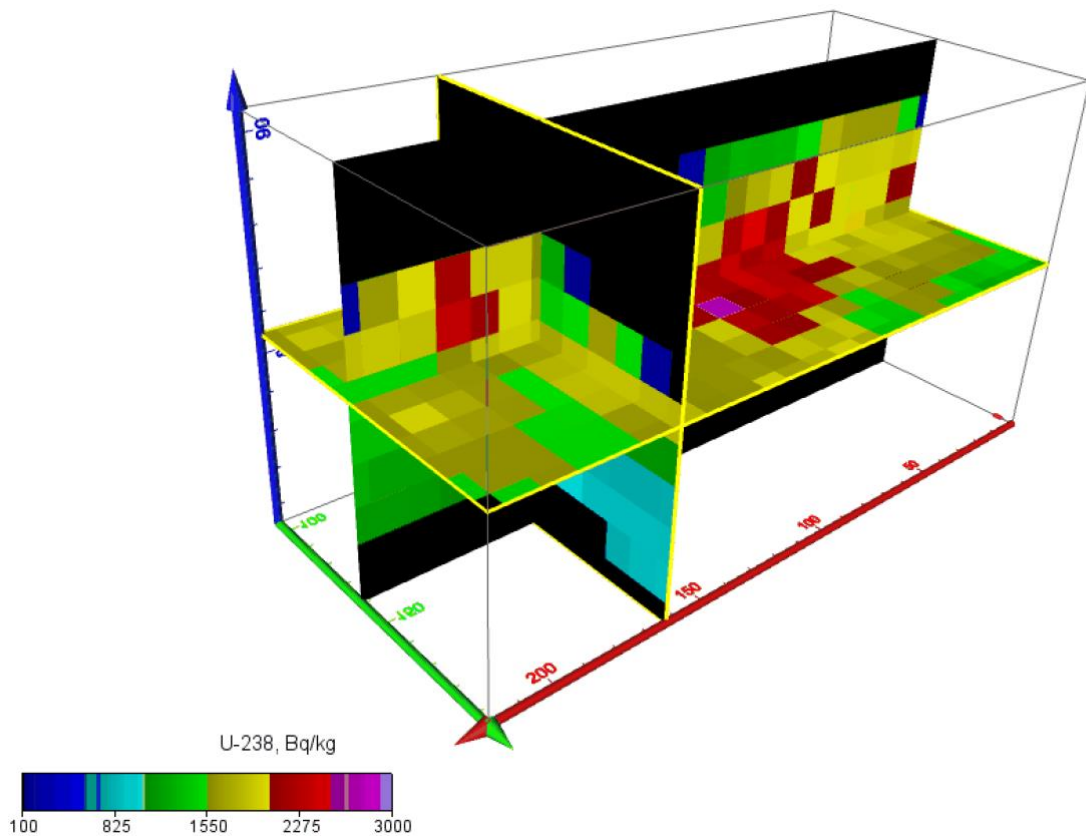


Рис. 9. Розподіл активності урану-328 у хвостосховищі «Західне» (3D візуалізація інтерпольованих значень за допомогою вертикальних і горизонтальних «зрізів») (Ecomonitor, 2012)

1.2.8 Геохімічні дослідження хвостового матеріалу

Співробітниками Інституту сільгоспрадіології та Інституту геохімії навколишнього середовища було проведено ряд лабораторних досліджень хвостостового матеріалу, які включали визначення фізико-хімічних властивостей (рН, вмісту води, щільності твердої фази, ефективної пористості, фільтраційних властивостей, дисперсного складу) та визначено значення коефіцієнтів розподілу (K_d) для радіонуклідів ряду урану-238. K_d визначалося за допомогою статичних лабораторних експериментів у пробірках («in batch» методу), при співвідношенні між твердою фазою та водним розчином 1:5. Для зразків відібраних із хвостосховища «Західне», K_d урану-238 були оцінені у межах 18,6 – 32 л/кг, торію-230 – 1030-16470 л/кг

(Protsak et al., 2011). О.В. Марініч із співавторами (2012) провели дослідження із визначення фізико-хімічних форм знаходження для свинцю-210 та полонію-210 у хвостовому матеріалі похованому у хвостосховищах «Західне» та «Сухачівське» (перша секція). Лабораторні дослідження показали найбільший вміст кислото-розчинних форм, для свинцю-210 – 6,4-36%, полонію-210 – 8-91,5%. Вміст іон-обмінних та водорозчинних форм становив <1% для обох радіонуклідів (Марініч та ін., 2012). І.Л. Колябіною (2015) та О.В. Марініч (2016) із співавторами було досліджено інтенсивність вилуговування важких металів марганцю, нікелю, міді, свинцю, заліза, кобальту, хрому, цинку із хвостового матеріалу хвостосховищ «Західне», «Центральний яр» та «Дніпровське». За результатами лабораторних досліджень було встановлено що марганець, залізо та цинк найбільш активно вилуговуються із хвостосховища «Центральний яр», свинець – із хвостосховищ «Дніпровське» та «Центральний яр», нікель - із хвостосховища «Західне». К. Кориченський разом з співавторами (2018) дослідив розподіл урану-238 у хвостосховищі «Центральний яр», фізико-хімічні форми та чинники міграції радіонуклідів із хвостосховища у гідрогеологічне середовище. Зокрема, було встановлено що найбільш мобільним радіонуклідом є уран-238. Градація рухомих форм має наступний вигляд: уран-238>свинець-210>радій-226. Більша частина урану (40%), похованого у хвостосховищі, знаходиться у легкообмінній формі, яка включає оксиди, карбонати, хлориди і сульфати урану (Korychenskyi et al., 2018).

1.2.9 Моніторинг забруднення природного середовища території «ПХЗ»

Починаючи з 2005 року з базовою періодичністю 1-2 рази на рік ДП «Бар'єр» на території ПХЗ за договорами підряду з науковими установами проводив моніторинг підземних та поверхневих вод, радіоактивного забруднення атмосферного повітря (радіоактивні аерозолі, радон), а також моніторинг поверхневого забруднення ґрунтів (науковим керівником

відповідних робіт в 2005-2016 рр. був О. Войцехович) (ТОВ «Екомонітор», 2005-2009).

Результати моніторингу забруднення довкілля в межах території ПХЗ, зокрема, узагальнено в роботах (Lavrova, Voitsekhovych, 2013; Лаврова та ін., 2021). У цих роботах приведено дані про стан забруднення атмосферного повітря радіонуклідами (торій-232, радій-226, радон-222, свинець-210), рівні експозиції радону-222 у межах хвостосховищ розташованих як на території ПХЗ та за його межами, стан забруднення ґрунтів і природних вод радіонуклідами ряду урану-238.

Співробітниками Інституту геохімії навколишнього середовища НАН України (Бастригіна Т.М., Колябіна І.Л., Марініч О.В., Тищенко О.Ю.) було проведено дослідження мікроелементного складу верхнього шару ґрунту в зоні впливу уранових хвостосховищ та промислових об'єктів міста Кам'янське (Бастригіна та ін., 2015).

Основну увагу нижче приділено короткому огляду даних моніторингу підземних і поверхневих вод.

Гідрогеологічний моніторинг території ПХЗ проводився співробітниками ТОВ «Екомонітор» та Інституту геологічних наук (Екомонітор 2005-2011; ІГН, 2014). До проведення моніторингових робіт та подальшого аналізу даних були причетні співробітники ІГН (О.С. Скальський, Д.О. Бугай, К.Ю. Ткаченко, Ю.І. Кубко, В.Ю. Саприкін), та УкрНДГМІ (О.В. Войцехович, Т.В. Лаврова, К.О. Кориченський) (Бугай та ін., 2008; Skalskji et al., 2011; Lavrova, Voitsekhovych, 2013; ІГН, 2014).

Останні комплексні роботи з гідрогеологічного моніторингу ПХЗ, що передували дисертаційним дослідженням, було проведено у 2012-2013 роках. Дослідження показали, що одним з головних джерел забруднення підземних вод в межах промислового майданчику ПХЗ є хвостосховище «Західне».

У техногенному водоносному горизонті хвостосховища «Західне» було виявлено перевищення ГДК для питної води для мінералізації, основних іонів

(Na, K, NH₄, Cl, SO₄, NO₂) а сумарні концентрації урану (238 та 234) перевищували допустимі активності у сотні раз.

У алювіальному водоносному горизонті у зоні впливу хвостосховища «Західне» було виявлено перевищення допустимого рівня мінералізації (1000 мг/л) в усіх свердловинах. Найбільше значення (>15000 мг/л) було зафіксовано у св. 3-ЗП. Концентрація сульфату нижче за потоком від хвостосховища досягала значень 1700—2200 мг/л (при ГДК 500 мг/л), концентрація магнію знаходилась у межах 200—480 мг/л (при ГДК 80 мг/л). Концентрації іонів кальцію (ГДК 130 мг/л), натрію (ГДК 200 мг/л) та нітратів (ГДК 50 мг/л) перевищували значення ГДК для питної води вздовж всієї стрічки току від хвостосховища «Західне» до р. Коноплянка. Концентрація кальцію в підземних водах у св. 3-ЗП була близька до 600 мг/л, і спадала нижче за потоком (~200 мг/л у св. 106, ГДК – 160 мг/л). Сумарна концентрація калію та натрію перевищила 3000 мг/л (св. 3-ЗП), а в св. 106 знизилася ~ до 350 мг/л (ГДК – 200 мг/л). Для магнію було зафіксовано значення ~ 450 мг/л (св. 3-ЗП), і ~ 150 мг/л у св. 106 (ГДК – 80 мг/л). В свердловинах з відновними редокс-умовами (св. 09-6-ЗП та 2-ЗП), спостерігалось значне перевищення ГДК для нітритів (32,5 мг/л та 1,7 мг/л при ГДК 50 мг/л) та амонію (30 мг/л та 12 мг/л при ГДК 0,5 мг/л).

Максимальна сумарна активність урану досягала майже 800 Бк/л у св. 3-ЗП. Загалом, перевищення допустимої сумарної активності урану фіксувалося вздовж всієї стрічки току від хвостосховища «Західне» до р. Коноплянка.

В підземних водах було визначено вміст марганцю, кадмію, свинцю, кобальту та нікелю. Для марганцю було зафіксовано перевищення ГДК по всій стрічці току підземних вод до р. Коноплянка. У св. 101, найближчій до р. Коноплянка, ГДК (0,05 мг/л) було перевищено більше ніж у 15 раз.

Аналіз даних багаторічних спостережень за рівнем забруднення підземних вод в зоні впливу хвостосховищ колишнього ВО ПХЗ, проведений Т.Лавровою з співавторами (2022) показав наступні результати. Рівень мінералізації у техногенному горизонті знижується протягом останніх 10

1 років. Рівень мінералізації у алювіальному горизонті на відстані 60 м від
2 хвостосховища складає 10-11 г/дм³, і поступово спадає до рівня 3-4,5 г/дм³ на
3 відстані 500-820 м від хвостосховища. У хімічному складі вод техногенного
4 горизонту переважаючими були хлориди і сульфати, на відстані 520 м від
5 хвостосховища переважаючими стали сульфати і карбонати. Підземним водам
6 надано 5-6 клас забруднення (екстремально-, та дуже забруднені), з
7 тенденцією до зменшення класу забруднення у 2016-2021 роках. Ореол
8 забруднення ураном-238 перемістився максимум на 300 м від хвостосховища
9 «Західне», і поки що не досяг зони розвантаження у р. Коноплянка на відстані
10 1200 м (Лаврова та ін., 2022).

11 У р. Коноплянка протягом 2006-2014 років спостерігалися відносно
12 високі концентрації сульфату (67-337 мг/л ГДК для питної води 500 мг/л)
13 нітрату (10-30 мг/л, ГДК 50 мг/л) та амонію (0,4-0,5 мг/л, ГДК 0,5 мг/л). Також
14 фіксувалися перевищення ГДК для марганцю (0,22 мг/л, ГДК 0,05 мг/л). Серед
15 радіонуклідів найбільші рівні забруднення спостерігалися для ізотопів урану,
16 Так, сумарна концентрація активності урану-238 та урану-234 в річці в 2006 –
17 2009 рр. складала 0,3-0,6 Бк/л, за даними останніх спостережень (2013 р.) – 0,3
18 Бк/л (Lavrova, Voitsekhovych, 2013; ІГН, 2014).

19 Моніторинг стану р. Дніпро 2012-2013 років показав що концентрації
20 більшості основних іонів знаходились у межах ГДК для питної води. Для
21 амонію було виявлено перевищення ГДК для питної води, концентрації
22 знаходились у межах 0,1-0,8 мг/л (ГДК – 0,5 мг/л). Сумарна активність урану-
23 238 та урану-234 у затоці р. Дніпро (нижче за потоком від ПХЗ) знаходилась у
24 межах 0,04-0,08 Бк/л. Концентрації важких металів нижчі за ГДК для питної
25 води. Концентрація марганцю у різних пунктах відбору була нижче 0,005 мг/л
26 (ГДК 0,01 мг/л), концентрація свинцю знаходилась у межах 0,033-0,055 (ГДК
27 – 0,05 мг/л) (ІГН, 2014).

28 В 2014-2019 рр. через скорочення фінансування регулярні моніторингові
29 роботи на території ПХЗ не проводилися (Войцехович, 2016).

Моделюванням гідрогеологічних умов території проммайданчику ПХЗ та зони його впливу із використанням планових гео-фільтраційних моделей на основі програми MODFLOW займалися науковці Інституту геологічних наук (Д.О. Бугай, О.С. Скальський, Ю.І. Кубко) та УкрНДПРІ промтехнології (Н. Ісаєва, Ю.М. Сорока). (УкрНДПРІ промтехнології, 2007; ІГН, 2014-б). Для гео-міграційних розрахунків співробітниками ІГН використовувалася програма ECOLEGO.

Для проммайданчику ПХЗ було створено планову гео-фільтраційну модель. Також для території проммайданчику ПХЗ, хвостосховищ «Дніпровське» та «Сухачівське» було виконано скрінінгові оцінки міграції радіонуклідів у підземних водах у напрямку р. Коноплянка та р. Дніпро із застосуванням програми ECOLEGO (Бугай та ін., 2008; ГЕК, 2009; Skalskji et al., 2011; ІГН, 2014-б).

В зазначених роботах з моделювання за браком експериментальних даних для ряду гідрогеологічних і гео-міграційних параметрів були використані значення на основі літературних даних і експертних оцінок.

1.2.10 Оцінки радіологічних впливів від об'єктів ПХЗ на довкілля та населення

Виконані раніше дослідження з оцінки впливів для території ПХЗ розглядали в основному радіологічні аспекти проблеми і розглядали шляхи впливу на населення обумовлені атмосферною дисперсією радону із хвостосховищ, поверхневим радіоактивним забруднення ґрунтів і споруд на території ПХЗ. Зокрема, Т.В. Лавровою і О.В. Войцеховичем було проведено дозові оцінки для персоналу, який працює у будівлях на території ПХЗ, або займається обстеженням хвостосховищ і інших об'єктів (Lavrova, Voitsekhovych, 2013). Було показано що персонал території ПХЗ потенційно може отримати річну ефективну дозу до 0,5 мЗв/рік при роботі у незабруднених будівлях, робота у забруднених будівлях та обстеження

хвостосховищ може призвести до отримання річної ефективної дози у межах 1-12 мЗв/рік.

В.К. Кириченко і В.О. Кашпаровим (2012) було розраховано дозові навантаження населення від споживання сільськогосподарської продукції вирощеної на забруднених ґрунтах в межах впливу хвостосховищ ПХЗ. За результатами оцінок вживання сільськогосподарської продукції не несе неприйнятних радіологічних впливів.

І.В. Ковалець (Інститут проблем математичних машин і систем НАН України) у співавторстві з іншими науковцями виконав моделювання атмосферної дисперсії радону-222 у межах території ПХЗ та хвостосховища «Сухічівське» (Kovalets et al., 2017). За результатами моделювання зроблено висновок, що в межах території ПХЗ окрім хвостосховищ можуть бути наявні інші джерела експозиції радону (забруднені ґрунти, будівлі, тощо), що вимагає проведення досліджень з ідентифікації і моніторингу відповідних джерел радону.

Ю.М. Сорокою із співавторами (2016) були розраховані можливі дозові навантаження спричинені забрудненням ґрунтів берегової лінії та річкового мулу для персоналу який може бути залучений для розчищення р. Коноплянка. Було показано що персонал задіяний для цих робіт може отримати відносно малу річну ефективну дозу $\sim 0,11$ мЗв/рік.

1.2.11 Висновки до розділу 1

Проблема безпечного поводження з урановими об'єктами ядерного спадку, зокрема урановими хвостосховищами, є актуальною для багатьох країн світу. Для уранових об'єктів характерний великий об'єм похованих відходів, у багатьох випадках слабкі інженерні бар'єри, а також відносно низька питома активність (порівняно із сховищами РАВ АЕС або промислового походження), що обумовлена природними радіонуклідами рядів

урану-238, урану-235, торію-232. Уранові хвостосховища зазвичай характеризуються дуже складними геохімічними умовами.

Забруднення гідрогеологічного середовища радіоактивними і хімічними забруднювачами часто є одним із основних шляхів впливу уранових об'єктів на довкілля і людину.

Тому для уранових об'єктів актуальними є гідрогеологічні моніторингові дослідження, оцінки впливів для місцевого населення, та реалізація (у разі необхідності) ремедіаційних заходів для обмеження або попередження відповідних негативних впливів.

Для проведення оцінок радіологічних впливів може бути використана методологія МАГАТЕ ISAM, з використанням рекомендованих МАГАТЕ моделей і баз даних радіоекологічних параметрів.

Огляд літературних даних показує, що механізми міграції забруднювачів у довкіллі, шляхи впливів, важливі токсиканти і результуючі впливи є специфічними для кожного уранового об'єкту і залежать від конкретного поєднання техногенних умов (конструкція об'єкту, характеристики уранової руди, технологія переробки руди і ін.), природних умов (гідрогеологічні, кліматичні умови, і ін.) і антропогенних факторів (розподіл населення в зоні об'єкту, його звички, використання водних ресурсів).

Уранові об'єкти відносяться до категорії радіаційно-небезпечних об'єктів, які визначаються як «майданчики ядерної спадщини». Залишковий радіоактивний матеріал на майданчиках ядерної спадщини спричиняє "існуючу ситуацію опромінення". Наразі регулювання радіаційної безпеки в Україні щодо «існуючих ситуацій опромінення» є недостатньо розробленим. В умовах перехідного періоду українські регуляторні органи заохочують використання сучасних підходів, викладених у відповідних рекомендаціях МКРЗ і МАГАТЕ.

Наведені вище дані попередніх радіаційних обстежень і моніторингових досліджень, виконаних на території промислової зони і в зоні впливу

важливого національного об'єкту ядерного спадку – Придніпровського хімічного заводу, а також дані попереднього моделювання і дозових розрахунків дозволяють зробити наступні висновки.

В межах промислового майданчику колишнього ВО ПХЗ в хвостосховищах, забруднених ґрунтах, виробничих приміщеннях локалізовані значні запаси радіоактивно- та хімічно- забруднених відходів, що являють собою потенційне джерело небезпечних радіологічних та токсикологічних впливів на довкілля, персонал ПХЗ та населення м. Кам'янське.

Підземні води в межах проммайданчику ПХЗ забруднені ураном-234/238, сульфатом, нітратами та іншими елементами. Одним з найбільш важливих джерел радіоактивного і хімічного забруднення є уранове хвостосховище «Західне».

В попередні роки було проведено ряд моніторингових досліджень території ПХЗ, але вони спочатку були скорочені у 2013 році, а в 2016 були припинені через брак фінансування. У подальший період відбулася деградація існуючої мережі гідрогеологічного моніторингу через замулення фільтрів, руйнування свердловин, тощо.

Проведені раніше оцінки впливів в основному стосувалися радіологічного аспекту проблеми і розглядали шляхи впливу на населення обумовлені атмосферою дисперсією радону із хвостосховищ, поверхневим радіоактивним забруднення ґрунтів і споруд на території ПХЗ, забрудненням сільгоспугідь внаслідок атмосферної дисперсії радіонуклідів із хвостосховищ. Детальні і систематичні оцінки радіаційних і токсикологічних впливів на населення для водних шляхів опромінення в попередні роки не проводились.

Тому, на початку дисертаційної роботи були визначені наступні актуальні задачі:

- узагальнення і аналіз даних попередніх гідрогеологічних досліджень території ПХЗ, створення бази даних гідрогеологічної інформації;
- реконструкція і розвиток мережі гідрогеологічного моніторингу;

- 1 • відновлення регулярних гідрогеологічних спостережень на території
2 ПХЗ і відповідно на хвостосховищі «Західне»;
- 3 • експериментальні визначення і оцінки розрахунковими методами
4 гідрогеологічних параметрів, аналіз геохімічних умов міграції забруднювачів
5 для хвостосховища «Західне»;
- 6 • створення детальних гео-фільтраційних і гео-міграційних моделей для
7 хвостосховища «Західне», з урахуванням уточнених оцінок параметрів і
8 актуальних даних моніторингу;
- 9 • проведення прогнозних розрахунків міграції забруднювачів із
10 хвостосховища «Західне», оцінки радіологічних і токсикологічних впливів від
11 забруднених підземних вод для різних сценаріїв водокористування, для
12 обґрунтування стратегії поводження з цим екологічно-небезпечним об'єктом.

13

14

Розділ 2. Вдосконалення системи моніторингу підземних вод, створення бази даних спостережень і польові гідрогеологічні дослідження на проммайданчику ПХЗ

У розділі 2 описано результати робіт з відновлення і розвитку системи гідрогеологічного моніторингу на майданчику ПХЗ і обстеження підземних вод із залученням вдосконаленої мережі свердловин. Також представлено результати дослідно-фільтраційних робіт, націлених на уточнення фільтраційних характеристик водоносного горизонту в алювіальних відкладах. Описано створену в рамках дисертаційних досліджень базу даних гідрогеологічної інформації для ПХЗ, що є основою для подальших робіт з моделювання фільтраційних і гео-міграційних процесів, і для оцінки впливу забруднювачів підземних вод на довкілля і людину. При підготовці розділу 2 використано матеріали публікацій дисертанта з співавторами (Бугай та ін., 2020; Бугай та ін., 2021; Заноз, Бугай, 2023).

2.1 Реконструкція системи гідрогеологічного моніторингу території ПХЗ

Станом на 2019-й рік мережа спостережних свердловин на території ПХЗ частково деградувала і потребувала відновлення, що обумовило актуальність реконструкції мережі моніторингу.

При плануванні робіт з вдосконалення системи гідрогеологічного моніторингу ПХЗ враховувалося, що ця система повинна охарактеризувати такі параметри:

- розподіл рівнів підземних вод у межах промислового майданчика ПХЗ та хвостосховища «Дніпровське» з метою оцінки напрямків руху підземних вод (та міграції забруднювачів);
- умови забруднення підземних вод у безпосередній близькості до основних потенційних джерел промислового забруднення (уранові

хвостосховища, ставки-шламонакопичувачі, забруднені поверхневі ґрунти тощо);

- просторовий розподіл забруднюючих речовин у ореолах забруднення підземних вод, що сформувалися від промислових джерел, за допомогою профілів спостережних свердловин, орієнтованих вздовж потоку ґрунтових вод;

- фонові умови забруднення підземних вод (у пунктах спостережень вище за течією від джерел);

- винос забруднюючих речовин у підземних водах за межі промислового майданчика ПХЗ та хвостосховища «Дніпровське» у напрямку поверхневих водних об'єктів — річок Коноплянка та Дніпро.

Реконструкцію та розвиток системи моніторингу підземних вод спадкових уранових об'єктів ПХЗ було сплановано як поетапний процес (зважаючи на поточну інформацію про гідрогеологічні умови, а також беручи до уваги бюджетні обмеження на відповідні роботи). Станом на 2019—2020 рр. в якості пріоритету було визначено відновлення спостережних свердловин, що мають довгі ряди моніторингових спостережень за попередній період, які були пошкоджені або вийшли з ладу за останній період після 2011—2013 рр. (зокрема, в зонах впливу хвостосховищ «Західне» і «Дніпровське»). Також було визначено доцільним охарактеризувати гідрогеологічні умови для ряду пріоритетних потенційно небезпечних промислових джерел (наприклад, ставків-шламовідстійників, комплексу забруднених радіохімічних цехів тощо (Fasilia AB, 2015), де станом на 2019-2020 рр. спостережні гідрогеологічні свердловини були взагалі відсутні. При проектуванні розвитку мережі моніторингу були враховані геологічні та гідрогеологічні умови, включаючи залягання та потужність водонасиченої товщі алювіального водоносного горизонту на території ПХЗ та очікувані напрямки фільтрації підземних вод згідно з моделюванням на фільтраційній моделі ПХЗ (Skalskji et al., 2011). Місце розташування нових моніторингових свердловин обиралося за межами зони можливих земляних робіт (з облаштування екранів хвостосховищ,

вилучення забруднених ґрунтів тощо), що заплановано в рамках «дорожньої карти» ремедіації ПХЗ (Facilia AB, 2015).

Роботи з вдосконалення мережі моніторингових свердловин ПХЗ згідно описаних вище запропонованих принципів були реалізовані в рамках гранту технічної допомоги «Зменшення ризику та вдосконалення системи моніторингу на майданчику ПХЗ, Україна», наданого Норвезьким агентством радіаційного захисту (DSA) оператору ПХЗ ДП «Бар'єр».

Бурові роботи з обладнання нових спостережних свердловин були виконані інститутом ДП «УКРНТІ ПРОМТЕХНОЛОГІЯ» (м. Жовті Води), що має багаторічний досвід проведення подібних робіт на майданчику ПХЗ. Застосовано колонкове буріння самохідною буровою установкою УГБ-1ВС діаметром 191 мм із промиванням водою. Для обсадних колон використані труби НПВХ діаметром 110 мм, обладнані фільтром з поліпропіленовим покриттям на перфорованому трубному каркасі із одношаровим гравійним обсіпанням. Після обладнання свердловини здійснено її прокачування до освітлення води протягом 3 годин за допомогою заглибного електронасосу. Приклад паспорту свердловини 1-2019, розташованої нижче за потоком від хвостосховища «Західне», показано на рис. 10 (УкрНДПРІ, 2020).

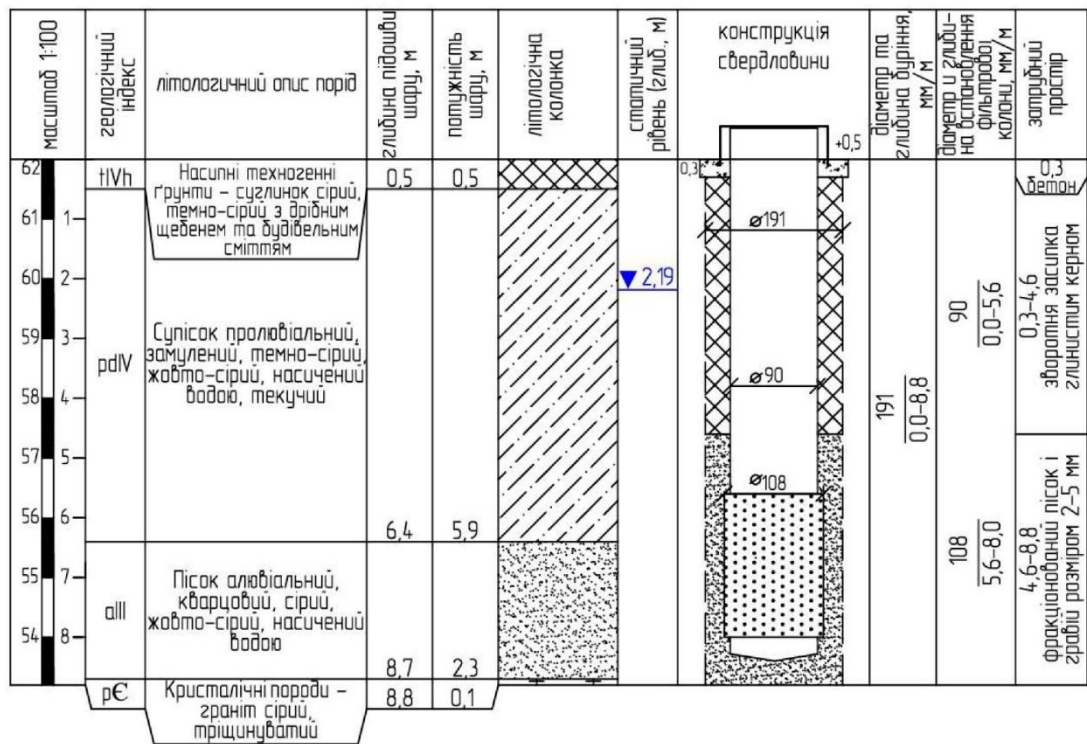


Рис. 10. Приклад паспорту свердловини 1-2019 розташованої нижче хвососховища «Західне».

На першому етапі робіт з реконструкції системи моніторингу підземних вод ПХЗ у листопаді 2019 р. для тестування технології буріння та облаштування свердловин були пробурені дві «пілотні» свердловини № 1-2019 (в зоні впливу хвостосховища «Західне») та 2-2019 (в зоні впливу об'єкта № 220). У листопаді 2020 - січні 2021 рр. у рамках другого етапу робіт з реалізації описаної концепції розвитку мережі моніторингу підземних вод ПХЗ було споруджено ще десять моніторингових свердловин: в зонах впливу хвостосховищ «Західне», «Дніпровське», об'єкта № 230, основного комплексу забруднених будівель у центральній частині Південного майданчика ПХЗ, ділянки розвантаження уранової руди, в зоні «історичного» відстійника нижче хвостосховища «Центральний Яр», а також уздовж північної огорожі промислового майданчика ПХЗ (для моніторингу витоків у напрямку р. Коноплянка).

Загалом було пробурено 12 моніторингових свердловин в зонах впливу хвостосховищ «Західне», «Дніпровське», об'єктів №220 та 230, основного комплексу забруднених будівель у центральній частині Південного майданчика ПХЗ, ділянки розвантаження уранової руди, в зоні «історичного» відстійника нижче хвостосховища «Центральний Яр», а також уздовж північної огорожі промислового майданчика ПХЗ (Рис. 4).

Одержані при бурінні дані дозволили уточнити геологічну будову майданчика ПХЗ. Зокрема, вони були використані при побудові геологічного розрізу ПХЗ, наведеного на рис. 11.



Рис. 11. Геологічний розріз промислового майданчика ПХЗ по лінії хвостосховище «Західне» - р. Коноплянка - хвостосховище «Дніпровське» (лінія розрізу показана на рис. 4).

Новостворені свердловини були включені ДП «Бар'єр» до мережі режимних гідрогеологічних спостережень в межах впливу об'єктів спадщини уранового виробництва ПХЗ. Поточний регламент моніторингу території ПХЗ передбачає проведення подальшому режимних гідрогеологічних спостережень (рівні підземних вод, хімічний і радіаційний склад підземних вод) з періодичністю 1 раз на рік. Планується, що мережа моніторингу підземних вод ПХЗ у подальшому має реконструюватися і розширюватися у міру виконання робіт з ремедіації окремих об'єктів. Зокрема, «дорожня карта» ремедіації ПХЗ (Facilia AB, 2015) передбачає створення (або реконструкцію) інженерних ґрунтових екранів на хвостосховищах «Західне», «Центральний Яр» та «Дніпровське». Такі роботи вимагатимуть перепланування об'єктних мереж свердловин для моніторингу підземних вод, розташованих у межах відповідних хвостосховищ. Нововиявлені джерела забруднення ґрунтових вод у межах майданчика ПХЗ в майбутньому мають бути обладнані створами свердловин нижче за потоком підземних вод для дослідження стану гідрогеологічного середовища на відповідних ділянках і прогнозування розвитку ореолів забруднення.

2.2 Польові моніторингові дослідження

У 2021 році після довгої перерви було проведено моніторингові дослідження, які включали вимірювання рівнів ґрунтових вод, відбір проб води для дослідження радіоактивного та хімічного забруднення, визначення фізико-хімічних параметрів (рН, Eh), дослідно-фільтраційні роботи. Проби відбиралися з використанням ручного обладнання (клапанного насоса і стандартної тefлонової желонки об'ємом 1 л).

Перед відбором проб підземних вод свердловини попередньо прокачували для видалення застійної води з обсадної колони свердловини до стабілізації фізико-хімічних параметрів води (температура, рН, електропровідність). На кожній свердловині визначали рівень ґрунтових вод

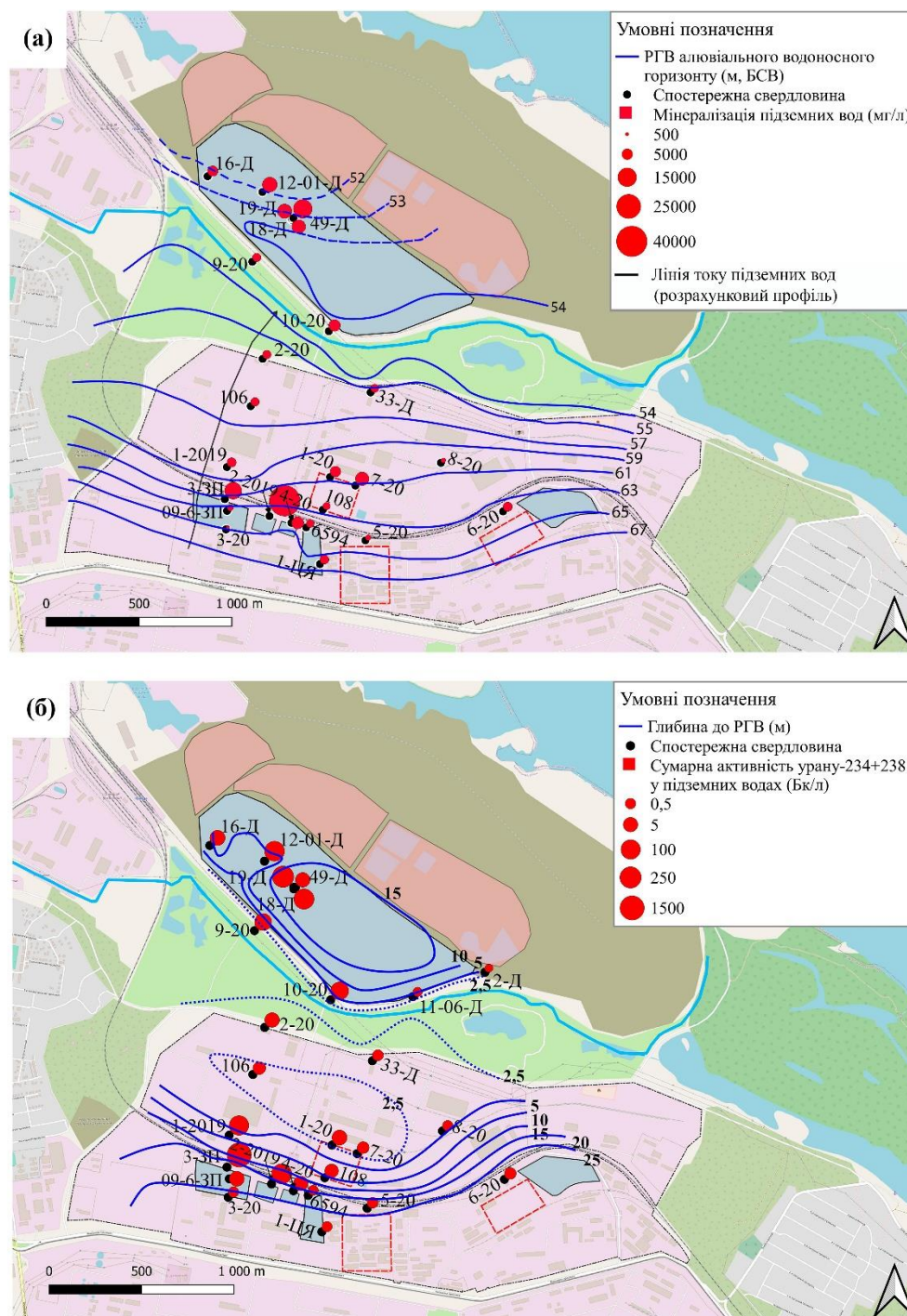
(РГВ), фізико-хімічні параметри (рН, Eh, температура, електропровідність). Під час відбору проби фільтрували через проточний касетний фільтр з порами розміром 1 мкм. Проби об'ємом 2 л для визначення вмісту радіонуклідів урану-(238,234), радію-226 було законсервовано 7М азотною кислотою до рН 1. Проби для визначення ізоотопів свинцю-210, полонію-210 об'ємом 1 л було законсервовано 6М соляною кислотою до рН 1. Проби води об'ємом 1,5 л для визначення гідрохімічного складу, вмісту важких металів не підкислювались.

Відібрані зразки підземних вод були проаналізовані на вміст макро-іонів, радіонуклідів ряду розпаду урану-238 і токсичних металів. Дослідження вмісту токсичних металів включало розширений перелік забруднювачів: ванадій, хром, селен, кадмій, кобальт, титан, марганець, нікель, миш'як, ртуть, свинець. Концентрації основних іонів, важких металів, визначення сумарної альфа- і бета-активності, активності ізоотопів урану-238, урану-234 у зразках води вимірювалися в аналітичній лабораторії відділу радіаційного моніторингу природного середовища УкрГМІ (<https://uhmi.org.ua/dep/rm>).

2.2.1 Розподіл макроіонів в підземних водах

Аналітичні методи. Визначення вмісту головних макро-іонів: катіонів (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NH_4^+) та аніонів (Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , NO_3^-) виконано в лабораторії УкрГМІ за відповідними стандартними гідрохімічними методами аналізу. Концентрацію Cl^- визначали титруванням AgNO_3 (ДСТУ ISO 9297:2007), вміст SO_4^{2-} - ваговим методом осадження сульфату барію (ГОСТ 4389-72), вміст NO_3^- - калориметричним аналізом, використовуючи фенілдисульфовий реагент (ГОСТ 18826-73). Вміст K^+ і Na^+ вимірювався методом полум'яної фотометрії (ГОСТ 23268.6-78). Для визначення концентрацій Ca^{2+} і Mg^{2+} була використана комплексонометрія (ДСТУ ISO 6058:2003). Концентрація HCO_3^- - визначалася титруванням соляною кислотою в присутності індикатора метилоранжу (ДСТУ ISO 9963-2:2007).

Результати. Дані про вміст основних іонів у підземних водах, наведені в таблиці 4, вказують на повсюдне забруднення підземних вод у зоні об'єктів ПХЗ натрієм, хлорид-іоном, сульфат-іоном, амонієм, нітратами та іншими макро-компонентами. Ці дані загалом збігаються з результатами попередніх моніторингових досліджень 2012 року. Дуже високі (навіть екстремальні, сухий залишок - до 40 г/л!) рівні хімічного забруднення (зокрема, Na і Cl іонами) виявлені на ділянці відстійників № 220 і 230. Гідрохімічний склад води в св. 1-2019 відповідає гідрохімічному складу води відстійника № 220 за даними обстеження ТОВ «Екомонітор» (Войцехович и др., 2016). Це підтверджує, що забруднення геологічного середовища на цій ділянці сформовано витоками розчинів із відстійників. Найбільш високими рівнями хімічного забруднення характеризується західна частина промислового майданчика і хвостосховище «Дніпровське» (див. рис. 12 а).



1
 2 Рис. 12. Дані гідрогеологічного моніторингу ПХЗ (березень 2021 р.): а -
 3 двовимірні карта РГВ і розподілу мінералізації підземних вод; б - двовимірні
 4 карта глибин РГВ і вмісту урану-234 + 238 в підземних водах
 5

1 Таблица 4. Макро-іонний склад підземних вод та території ПХЗ за даними опробування в березні 2021 р.

№ св.	Горизонт*	Сухий залишок, мг/л	рН	Еh, мВ	Катіони, мг/л					Аніони, мг/л			
					Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NH ₄ ⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻
	Хвостосховище "Дніпровське"												
9-20	Алюв.	5719	6,8	309	587	36,1	561	321	42,6	212	805	2840	309
10-20	Алюв.	3170	6,8	239	256	7,6	331	147	110	85	634	1597	3,08
16-Д	Алюв.	4627	6,8	90	396	10,5	240	333	226	355	537	2346	112
12-1Д	Техног.	9378	7,2	141	372	32,3	531	1227	23,2	64	1000	6125	3,6
18-Д	Техног.	8110	6,9	97	401	88,8	591	371	632	35,5	1976	3915	1,6
19-Д	Алюв.	8792	6,7	111	540	34,5	551	495	576	50	2463	3978	2,1
49Д	Алюв.	14961	5,8	244	1370	24,3	551	1118	693	617	268	8507	1205
	Профіль від хвостосховища "Західне"												
3-20**	Алюв.	585	7,9	376	53,3	4	26,1	57,1	0,6	39	189	182	30
09-6 ЗП	Алюв.	1785	7,8	159	311	1,7	48,1	105	2,6	85,1	605	500	126
3-ЗП	Алюв.	12090	7,2	368	2492	4,7	473	369	2,8	780	3201	2416	2351
1-2019	Алюв.	3745	7,5	372	630	3,5	175	159	76	404	872	990	433
106	Алюв.	3150	7	356	341	25,1	391	97	1,5	106	744	992	449
	Профіль від хвостосховища "Центральний яр"												
1ЦЯ	Алюв.	3435	7,3	329	457	15,4	245	85	227	886	646	545	323
6594	Алюв.	2755	8,6	131	115	13,9	361	107	169	106	122	1755	5,1
108	Алюв.	2335	8,2	341	237	7,3	96,2	210	47,8	369	335	557	476
	Ділянка «історичного» відстійника нижче хвостосховища "Центральний яр"												
1-20	Алюв.	4944	7,4	368	213	8,5	633	405	8,9	500	329	2029	817
7-20	Алюв.	7805	7	364	629	8,5	469	688	169	737	1012	2922	1167

2

1 Продовження таблиці 4.

№ св.	Горизонт	Сухий залишок, мг/л	рН	Еh, мВ	Катіони, мг/л					Аніони, мг/л			
					Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NH ₄ ⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻
	Шламовідстійник №220												
2-2019	Алюв.	39865	8,4	-123	14280	16,6	55	191	486	21915	2646	270	2,9
	Шламовідстійник №230												
4-20	Алюв.	6450	7	337	580	132	416	112	526	340	610	1741	1990
	Ділянка розвантаження уранової руди												
6-20	Алюв.	3685	7,5	391	166	3,4	412	335	9,9	507	809	1118	323
	Будівля №104												
5-20	Алюв.	1335	7,4	428	56	4,9	150	109	1,6	63,8	280	426	239
	Будівля №815												
8-20	Алюв.	992	7,5	39	88,9	3,2	82	70,8	1,7	103	500	120	21,5
	Вздовж північної огорожі "ПХЗ"												
33Д	Алюв.	2905	7,3	231	177	29,8	331	188	19,6	220	500	850	586
2-20	Алюв.	3167	7,1	375	327	12,7	351	135	4,8	99	854	926	458
ГДК***		1000	6,5-8,5		200	10	130	80	0,5	250		500	50

2 Примітки:

3 * - Водоносний горизонт: Алюв - алювіальний, Техн – техногенний;

4 ** -свердловина 3-20 характеризує фонові умови;

5 *** - ГДК (Гранична допустима концентрація) згідно СанПін224-171-10

2.2.2 Вміст радіонуклідів ряду урану-238 в підземних водах

Аналітичні методи. Визначення активності ізотопів урану (238, 234), свинцю-210 і полонію-210 проведено альфа-спектрометричним методом із відповідною радіохімічною підготовкою (Бахур и др.. 2003, 2007, 2009). Для контролю втрат активності в ході виконання радіохімічних процедур використано атестовані розчини ізотопного індикатора U-232 і Po-209, відповідно. Вимірювання виконано із застосуванням низькофонового УМФ-2000 із спектрометричною платою та альфа-спектрометричного комплексу «Прогрес-альфа». Для визначення активності ізотопів радію-226 використано методику на основі рідинно-сцинтиляційної спектрометрії із вимірюваннями на спектрометрі Triathler фірми Hidex (Методичні..., 2005). Мінімальна детектована активність (МДА) при довірчій ймовірності 0,95 для ізотопів урану (238, 234) визначена на рівні 0,001 Бк/л, для радію-226 — 0,002 Бк/л (при часі експозиції 10 000 с), для полонію-210 - 0,003 Бк/л, свинцю-210 — 0,006 Бк/л (при експозиції 50 000 с). Контроль точності виконано для кожної серії з п'яти проб шляхом додавання до повторних аліквот однієї з проб окремо зразкових радіоактивних розчинів свинцю-210, радію-226 (у рівновазі з продуктами розпаду). Для перевірки достовірності вимірювань лабораторія Українського гідрометеорологічного інституту, де проведено вимірювання, щорічно бере участь у професійному тестуванні Міжнародного агентства атомної енергії (МАГАТЕ) з визначення природних і штучних радіонуклідів у модельних водних пробах, пробах ґрунтів і біоті (ІАЕА, 2010).

Результати. Серед радіонуклідів найбільша мобільність в підземних водах притаманна ізотопам урану-238/234 (див. табл. 5). Підвищені концентрації урану в підземних водах спостерігаються в підземних водах у зоні впливу хвостосховищ «Західне» і «Дніпровське». Також високі концентрації цього радіонукліда виявлені на ділянці відстійників № 220 і 230. Концентрації урану з перевищеними фоновими значеннями спостерігаються на ділянці «історичного» відстійника нижче хвостосховища «Центральний

Яр» (св. 1-20, 108). У ряді свердловин виявлені перевищення ГДК для радіо-
226 (в межах хвостосховища «Дніпровське»). Також в окремих свердловинах
відмічаються перевищення ГДК для полонію-210 і свинцю-210 (як правило,
відповідні зразки мають також підвищені концентрації урану (див. табл. 5).
Загалом, найбільшими рівнями радіоактивного забруднення (так само як
хімічного забруднення) характеризуються західна частина промислового
майданчика ПХЗ і хвостосховище «Дніпровське» (див. рис. 12, б).

2.2.3 Розподіл токсичних металів в підземних водах

Аналітичні методи. Для визначення токсичних металів (As, Cd, Co, Cr, Hg, Mn, Ni, Pb, Se, Ti, V) застосовувався енергодисперсійний рентген-флуоресцентний аналізатор EDX-8100 з модулем продувки гелієм (Shimadzu, Японія). Пробопідготовка для аналізу включала в себе випаровування зразків води до сухого залишку та пресування в таблетки на підложку з солі борної кислоти. Для кількісного аналізу сухого залишку після випаровування використовувались еталонні матеріали виробництва МАГАТЕ (SL-1, SL-3, IAEA-158, IAEA-405, IAEA-457, RGU-1, RGTh-1) та WEPAL (ISE-954).

Результати. Дослідження вмісту токсичних металів у підземних водах підтвердили дані попередніх моніторингових робіт 2012 року про повсюдне забруднення марганцем із значним перевищенням питних нормативів, а також досить часті перевищення ГДК для нікелю, а в окремих випадках для свинцю. Крім того, в ряді свердловин були ідентифіковані миш'як і ртуть в концентраціях, що перевищують питні нормативи. За результатами досліджень концентрації ванадію, хрому, селену, кадмію, кобальту у підземних водах є нижчими за ГДК, тому ці елементи виключені з табл. 5.

- 1 Таблиця 5. Концентрації радіонуклідів і токсичних металів підземних вод та території ПХЗ за даними опробування в
- 2 березні 2021 р.

№ св.	Горизонт	Радіонукліди **, Бк/л					Токсичні метали ***, мг/л					
		U-238	U-234	Ra-226	Pb-210	Po-210	Ti	Mn	Ni	As	Hg	Pb
Хвостосховище "Дніпровське"												
9-20	Алюв.	16,3	16,6	0,126	0,52	0,015	-***	4,4	0,02	0,01	-	-
10-20	Алюв.	11,1	10,4	0,12	0,045	0,015	-	4,95	0,01	-	-	-
2-Д	Алюв.	0,05	0,06	0,12	0,63	0,165	-	0,02	-	-	-	-
11-06 Д	Техног.	0,12	0,13	0,18	0,44	0,2	-	0,07	0,01	-	-	0,01
16-Д	Алюв.	3,8	3,4	0,13	13,7	4,1	-	6,3	0,02	-	-	-
12-1Д	Техног.	57,2	54,5	6,4	35,9	0,55	0,04	6,5	0,09	0,16	0,01	-
18-Д	Техног.	65,3	73,3	5,6	39,7	0,05	-	3,1	0,05	0,47	0,02	-
19-Д	Алюв.	128	129	2,2	20,5	0,6	-	8,1	0,02	0,08	0,01	-
49Д	Алюв.	2,6	2,5	0,2	0,6	0,065	-	46,6	0,08	-	-	-
Профіль від хвостосховища "Західне"												
3-20****	Алюв.	0,27	0,22	0,21	0,16	0,05	-	0,01	-	-	-	-
09-6 ЗП	Алюв.	3,1	2,95	0,17	1,4	1,1	-	0,3	-	-	-	-
3-ЗП	Алюв.	732	675	0,09	3,1	1,3	-	0,1	0,04	-	-	0,01
1-2019	Алюв.	46,1	43	0,09	0,045	0,015	0,01	1,4	0,01	-	-	-
106	Алюв.	0,8	0,93	0,08	2,2	2,6	0,02	1,0	0,01	-	-	-
Профіль від хвостосховища "Центральний яр"												
1ЦЯ	Алюв.	0,21	0,21	0,095	1,2	0,63	0,01	0,06	-	-	-	-
6594	Алюв.	0,18	0,18	0,15	0,13	0,06	-	0,23	0,01	-	-	-
108	Алюв.	1,5	1,5	0,14	0,16	0,02	-	0,47	0,01	-	0,01	-
Історичний відстійник нижче хвостосховища "Центральний яр"												
1-20	Алюв.	3,2	3,1	0,13	0,045	0,015	-	0,18	0,03	-	0,01	-
7-20	Алюв.	0,48	0,57	0,13	0,03	0,015	0,02	0,77	0,02	-	-	-

1

2 Продовження таблиці 5

№ св.	Горизонт*	Радіонукліди, Бк/л **					Токсичні метали, мг/л ***					
		U-238	U-234	Ra-226	Pb-210	Po-210	Ti	Mn	Ni	As	Hg	Pb
Шламовідстійник №220												
2-2019	Алюв.	69,8	57,8	0,17	0,96	0,55	0,12	-	0,17	4,6	-	-
Шламовідстійник №230												
4-20	Алюв.	2,5	2,6	0,25	0,395	0,005	0,04	2,25	0,03	0,07	-	-
Ділянка розвантаження уранової руди												
6-20	Алюв.	0,45	0,5	0,12	0,16	0,095	0,01	0,07	-	-	-	-
Будівля №104												
5-20	Алюв.	0,29	0,3	0,095	0,55	0,145	0,01	0,01	-	-	-	-
Будівля №815												
8-20	Алюв.	0,24	0,22	0,17	0,045	0,02	0,01	0,58	-	-	-	-
Вздовж північної огорожі "ПХЗ"												
33Д	Алюв.	0,28	0,34	0,11	0,065	0,012	0,01	0,46	0,01	-	-	-
2-20	Алюв.	2,6	2,7	0,07	0,075	0,035	0,02	1,44	0,01	-	-	-
ГДК*****		1		1	0,5	0,2	0,13	0,05	0,02	0,01	0,0005	0,01

3 Примітки: * - Водоносний горизонт: Алюв - алювіальний, Техн – техногенний;

4 ** - аналітична похибка вимірювання U-234/238 – 15-20%, інші радіонукліди – 20-25%;

5 *** - рискою позначені визначення менше МДК (мінімальної детектованої концентрації) – Ti, Mn, Ni, As - 0,001 мг/л, Pb - 0,0001 мг/л, Hg –
6 0,00005 мг/л;

7 ***** -свердловина 3-20 характеризує фонові умови;

8 ***** ГДК (Гранично-допустима концентрація) згідно СанПіН224-171-10, СанПіН4630-88.

2.2.4 Спостереження за рівнями ґрунтових вод

У рамках розвитку і модернізації системи моніторингу підземних вод ПХЗ три нові спостережних свердловини (З-20, 1-2019, 9-20) в межах різних геоморфологічних елементів території були обладнані автоматичними електронними датчиками температури і тиску води TD-Diver (<https://www.vanessen.com/products/data-loggers/td-diver/>).

Дані автоматизованого моніторингу РГВ дозволили уточнити величину інфільтраційного живлення підземних вод (див. розділ 3.1.2).

Дані спостережень в 2020- 2023 рр. по св. 1-2019, що розташована на Північному майданчику ПХЗ у межах першої надзаплавної тераси р. Дніпро (глибина до РГВ становить 1-2,5 м), наведені на рис. 13. Одержані дані про режим підземних вод на цій ділянці загалом узгоджуються з сезонними метеорологічними факторами (літня - осіння межень і наступний підйом РГВ внаслідок осінніх опадів і сніготанення), що свідчить про тісний зв'язок водоносного горизонту з атмосферними чинниками.

Дані про розподіл рівнів водоносного горизонту в алювіальних відкладах станом на березень 2021 р. представлені на рис. 12, а. Режим РГВ горизонту в алювіальних відкладах у період 2005-2021 рр. у межах промислового майданчика ПХЗ характеризується відносною стабільністю. Спостерігається фільтрація в північному напрямку до р. Коноплянка, що дренає зазначений водоносний горизонт. Однак, у північно-західній частині хвостосховища «Дніпровське» починаючи з 2005 р. спостерігається значне (до 3-4 м) пониження РГВ, що, вірогідно, пов'язано з промисловою розробкою і вийманням шламів з відстійників Дніпровського коксохімічного заводу (ДКХЗ), що межують з даною ділянкою.

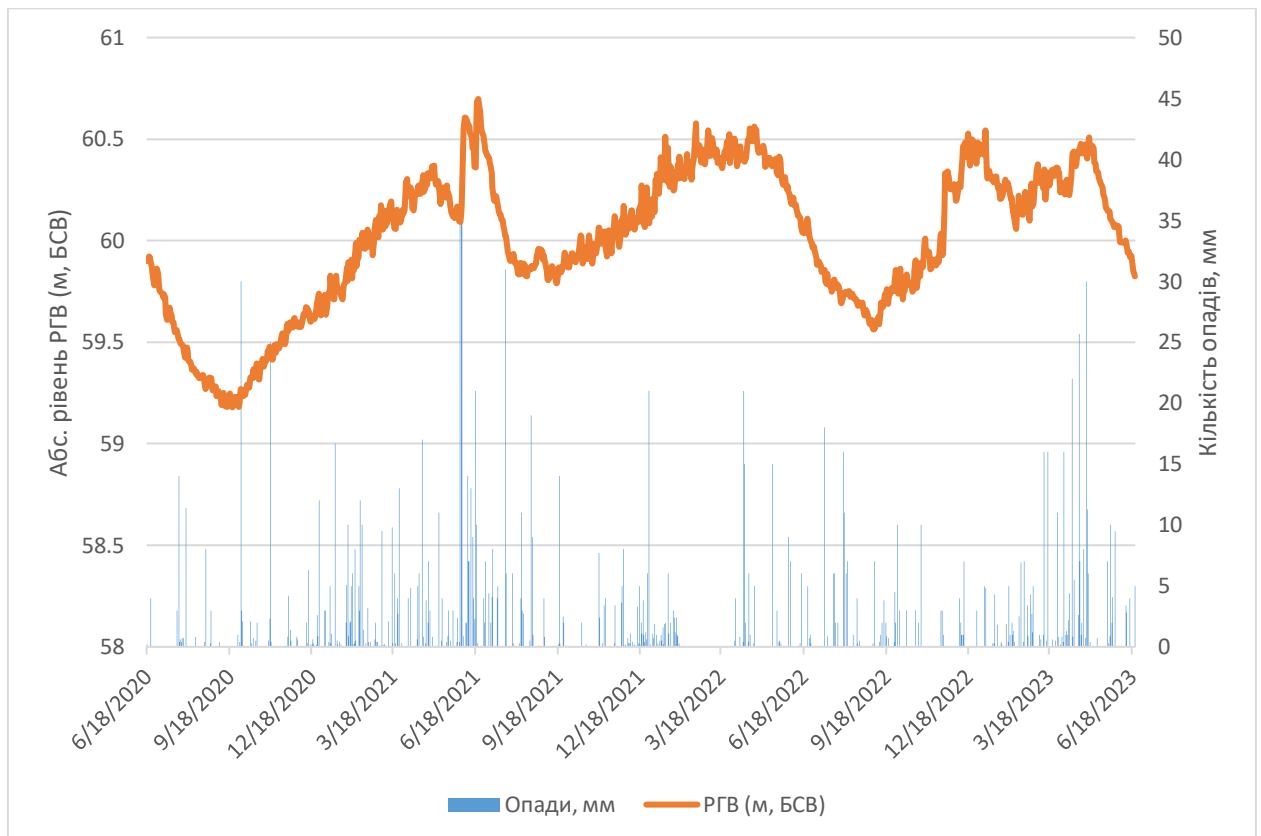


Рис. 13. Графік рівня ґрунтових вод по св.1-2019, одержаний за допомогою датчика TD-Diver (дані про опади з метеостанції в м. Дніпро, 40 км від м. Кам'янське (http://pogoda-service.ru/archive_gsod.php)).

2.3 Дослідно-фільтраційні роботи

Представлені нижче дослідно-фільтраційні роботи мали на меті уточнення фільтраційних параметрів водоносного горизонту в алювіальних відкладах.

2.3.1 Визначення коефіцієнта фільтрації порід алювіального водоносного горизонту методом експрес-наливів

Методика досліджень. Для проведення експрес-наливів для реєстрації рівня (тиску) води у свердловині використано електронні програмовані датчики TD-Diver (Van Essen Instruments, Нідерланди) (<https://www.vanessen.com/products/data-loggers/td-diver/>). Крок реєстрації

рівня води становив 1-5 с. Коефіцієнт фільтрації визначено за допомогою методу Боуера-Райса (Bouwer, Rice, 1976). Для обробки результатів польових робіт було використано аналітичний інструмент, створений на основі таблиць Excel (<https://sourceforge.net/projects/hydrotools/>).

Результати. За результатами виконаних експрес-наливів коефіцієнт фільтрації (Кф) водоносного горизонту в алювіальних відкладах у межах другої тераси в середньому становить 0,8 м/добу (діапазон 0,7–0,9 м/добу), а в межах першої тераси - в середньому 1,4 м/добу (0,6–4,1 м/добу). Отримані значення дещо нижчі від таких, що використовувалися в попередніх дослідженнях з моделювання фільтраційних процесів у зоні ПХЗ (Skalskji et al., 2011).

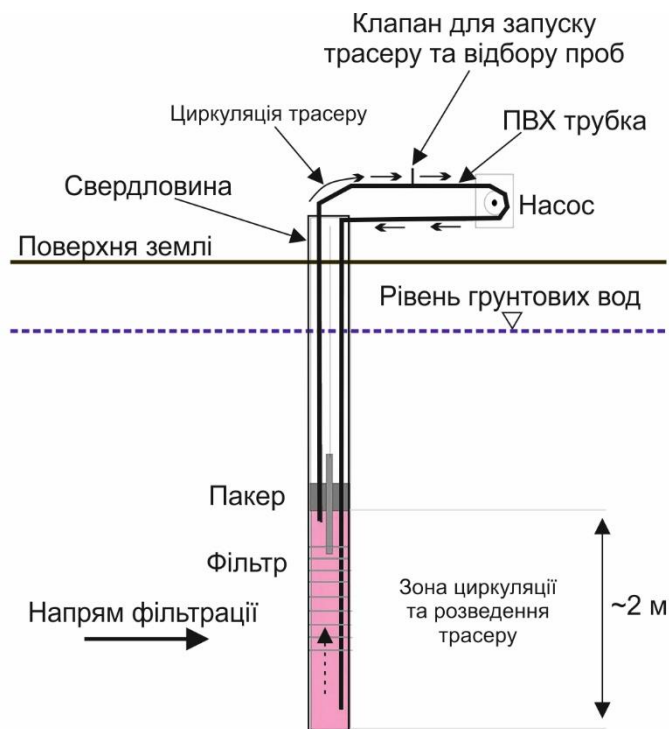
2.3.2 Трасерний експеримент для визначення швидкості фільтрації підземних вод

Методика досліджень. Експериментальний підхід до визначення фільтрації підземних вод за допомогою трасерного експерименту заснований на введенні індикатора (трасера) в свердловину, а потім спостереження за зниженням концентрації індикатора в часі внаслідок розбавлення потоком підземних вод через свердловину. Швидкість зменшення концентрації індикатора використовується для визначення швидкості потоку підземних вод через екран свердловини та розрахунку відповідної дійсної швидкості фільтрації потоку підземних вод у водоносному горизонті (Чураєв та Ільїн, 1967).

При проведенні експерименту зона циркуляції та розбавлення трасера в свердловині ізолювалася за допомогою пакера, встановленого в зоні фільтру свердловини (це дозволяє зменшити об'єм циркуляції індикатора та термін проведення досліджу). Циркуляція води і гомогенізація трасеру в об'ємі пакеру забезпечувалася за допомогою перистальтичного насоса (Рис. 14). В якості трасеру використовувався розчин родаміну. Концентрацію родаміну

1 вимірювали за допомогою портативного флуориметра моделі 10-AU-005-CE
2 («Turner Design Instruments», США).

3



4

5 Рис.14. Схема трасерного експерименту для визначення швидкості фільтрації
6 підземних вод.

7

8 Результати. Трасерний експеримент був проведений на св.106 в жовтні
9 2012 р. Для початку експерименту в нижню частину свердловини, ізольовану
10 пакером, було внесено 4 мл концентрованого розчину родаміну. Ізольований
11 пакером об'єм свердловини з індикатором становив 19 л. Довжина фільтру
12 свердловини - 2 м. Після введення індикатора розчин перемішувався
13 перистальтичним насосом (швидкість покачування 0,5 л/хв) протягом 1
14 години для гомогенізації концентрації індикатора в об'ємі пакеру. У
15 наступний період в ході експерименту розчин індикатора відбирали проби
16 кожні 15 – 30 хв. Одержаний в ході експерименту графік зниження
17 концентрації індикатора в свердловині показаний на рис. 15.

18

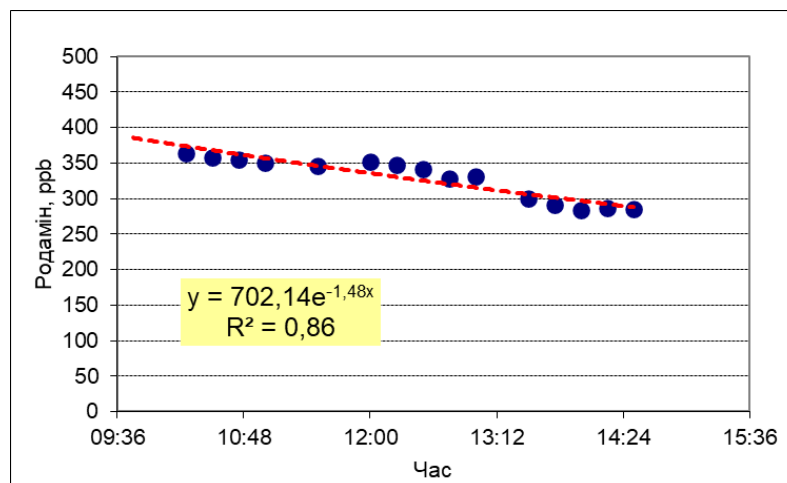


Рисунок 15. Результати трасерного експерименту в св.106.

Застосування схеми розрахунку згідно роботи (Чураєв та Ільїн, 1967) в залежності від припущення про ширину зони перехвату фільтраційного потоку свердловиною (1 або 2 діаметри свердловини) дає оцінку дійсної швидкості фільтрації в діапазоні 0,26 – 0,52 м/добу. При цьому приймалося що пористість порід водоносного горизонту дорівнює 0,3. Враховуючи, що на момент проведення експерименту градієнт напору підземних вод на ділянці св.106 складав 0,01, відповідні значення коефіцієнту фільтрації водоносного горизонту оцінюється в діапазоні 7,8 – 15,6 м/добу.

2.4 База даних гідрогеологічного моніторингу

Базу даних (БД) і геоінформаційну систему (ГІС) гідрогеологічної інформації ПХЗ створено в рамках робіт з розвитку і оптимізації програми моніторингу підземних вод промислового майданчику ПХЗ, що виконуються в рамках гранту технічної допомоги «Зменшення ризику, контроль радіоактивного забруднення та вдосконалення системи моніторингу навколишнього середовища на Придніпровському хімічному заводі в Україні», наданого Україні Норвезьким агентством радіаційного захисту (DSA).

Метою створення БД і ГІС є розробка програмного інструменту для збереження, візуалізації і аналізу інформації про технічні характеристики спостережних свердловин, дані про геологічну будову, та дані радіаційного і хімічного моніторингу підземних вод ПХЗ.

Система ГІС розроблена з використанням геоінформаційної системи QGIS (<https://qgis.org/ru/site/>). та програмного інструменту Midvatten (<https://github.com/jkall/qgis-midvatten-plugin>), що являє собою плагін для QGIS спрямований на підтримку моніторингу підземних вод. Для обробки даних використовується система управління базами даних SQLite (<https://www.sqlite.org/index.html>). Важливою перевагою є те, що зазначені програми є безкоштовними та розповсюджуються за загальною публічною (громадською) ліцензією.

Досвід використання описаних програмних продуктів показав, що загалом вони дозволяють ефективно вирішувати поставлені завдання збереження, візуалізації і аналізу гідрогеологічної інформації. БД- ГІС містить наступні основні таблиці:

- технічні характеристики спостережних свердловин;
- опис геологічних колонок свердловин;
- показники рівня ґрунтових вод (ручні, автоматичні вимірювання);
- польові параметри підземних вод (рН, Eh, і ін.);,
- геохімічні лабораторні аналізи.

Користувач може візуалізувати геологічні дані (колонки, розрізи), дані моніторингу підземних вод у форматі часових графіків, виконувати гідрохімічний аналіз (діаграми Пайпера), та друкувати звіти у вигляді таблиць. Приклад візуалізації моніторингових свердловин показано на рисунку 16, приклад візуалізації стратиграфії показано на рис. 17.

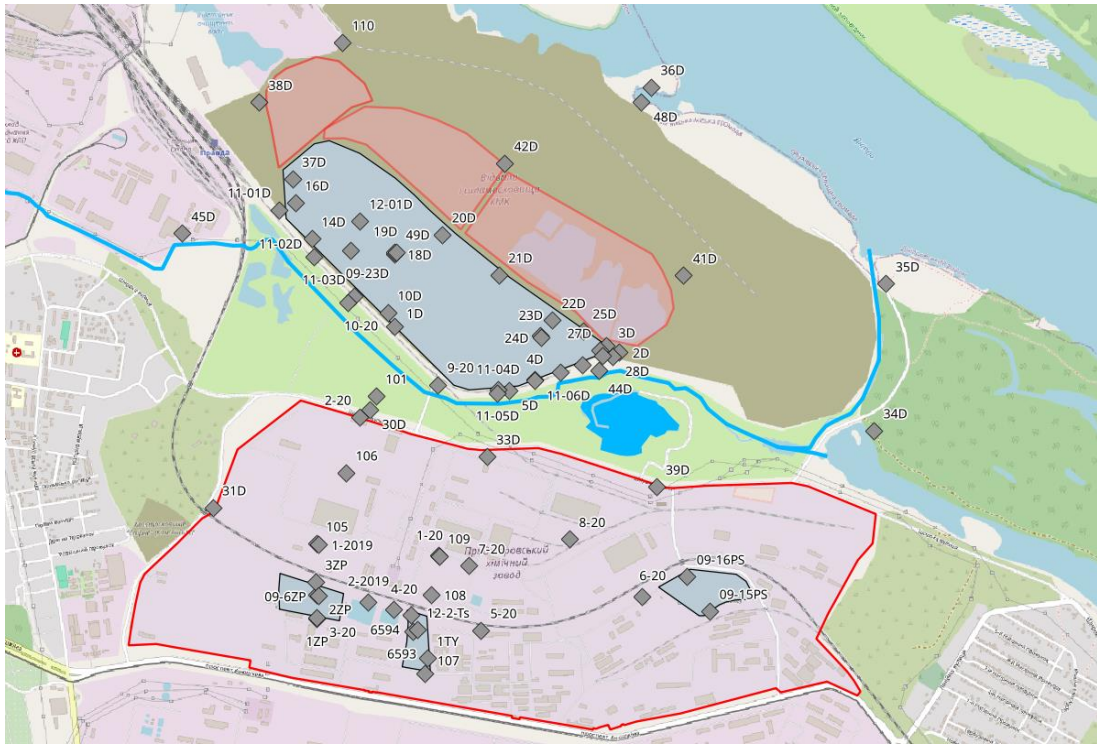


Рис. 16. Приклад візуалізації мережі гідрогеологічного моніторингу території
ПХЗ.

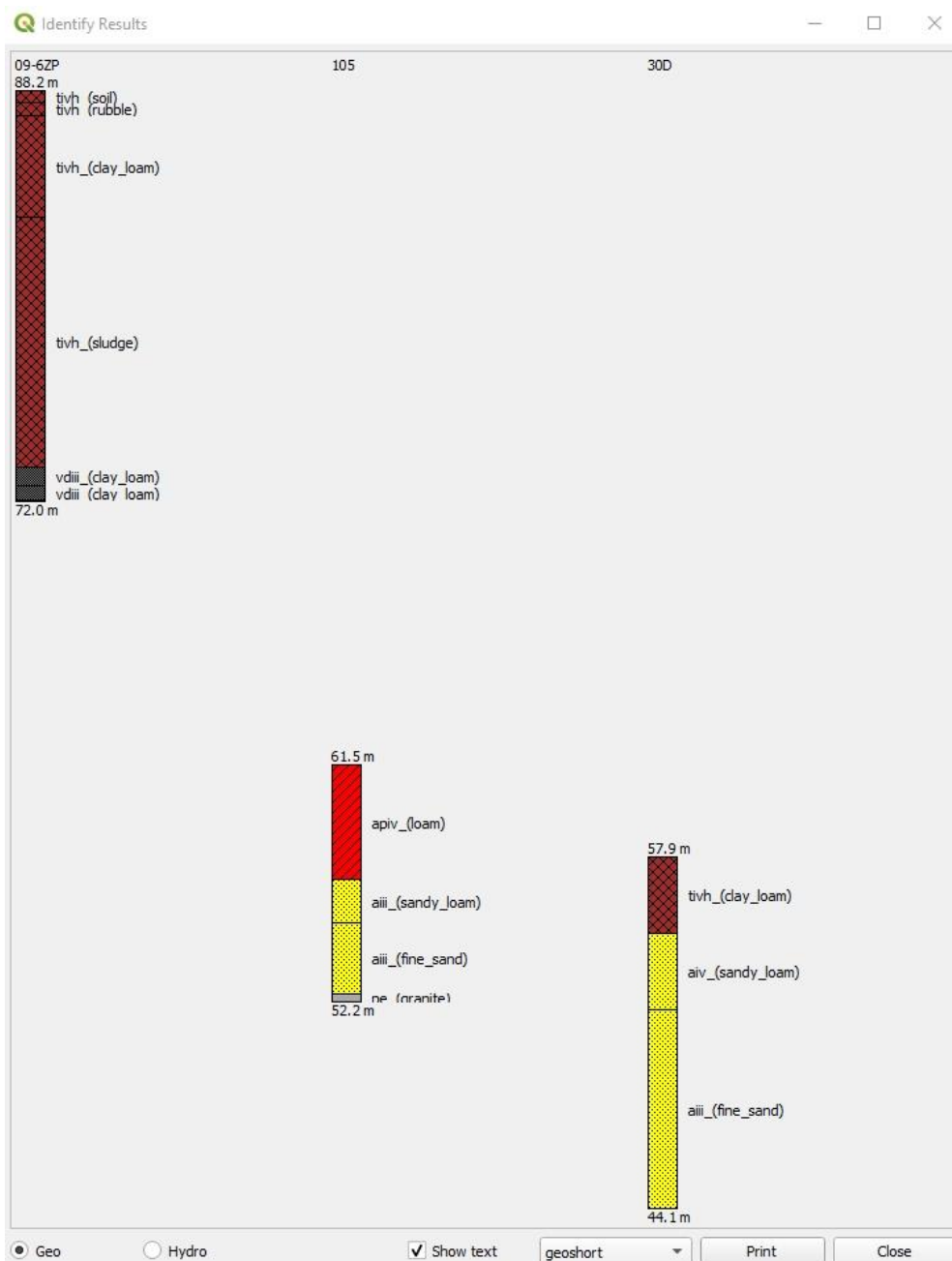


Рис. 17. Приклад візуалізації геологічних розрізів свердловин 09-62п, 105 та 30Д на майданчику ПХЗ з використанням меню «Діаграма стратиграфії» бази даних Midvatten.

2.5 Висновки до розділу 2

В результаті виконаних досліджень з облаштування та опробування нових гідрогеологічних спостережних свердловин виявлені нові джерела серйозного хімічного і радіоактивного забруднення геологічного середовища

на Південному майданчику ПХЗ, зокрема в зоні басейнів-відстійників № 220 і 230. Радіоактивне забруднення може бути пов'язано з тим, що, за даними звітів ТОВ «Екомонітор» (Войцехович и др., 2016) і свідченнями колишніх співробітників ПХЗ (усні повідомлення В. Литвиненка та Л. Царенка), в період функціонування підприємства ці споруди використовували в якості буферних ємностей для технологічних розчинів вилуговування урану та інших відходів, для повторного застосування рідини в виробничому циклі та/або перед направленням відходів на хвостосховища ПХЗ. Також на цій ділянці мали місце числені розливи технологічних розчинів з напірних пульпопроводів. Інфільтрація радіоактивно і хімічно забруднених технологічних розчинів в експлуатаційний період ПХЗ, вірогідно, сформувала забруднення підземних вод, що фіксується в теперішній час. На підставі обстеження виявлено, що основні джерела техногенного забруднення підземних вод зосереджені в західній частині промислового майданчика ПХЗ (хвостосховище «Західне», відстійники № 220 і 230). Відносно низькі рівні забруднення ґрунтових вод у зоні впливу ділянок забруднених ґрунтів у центральній і східній частинах Південного майданчика (комплекс радіохімічних цехів, ділянка розвантаження уранової руди) зумовлені наявністю потужної (20-25 м) зони аерації (див. рис. 12, б) і тим, що тут не відбувалися скиди рідких радіоактивно забруднених розчинів (відходи у хвостосховище «Південно-східне» завантажувалися у сухий спосіб; те ж саме стосується розташованої поруч ділянки розвантаження уранової руди із залізниці). Обстеження підтвердило, що серед радіонуклідів найбільша мобільність в підземних водах притаманна ізотопам урану-238/234, сумарна концентрація ізотопів якого в алювіальному горизонті в зоні хвостосховища «Західне» сягала 1377 Бк/л (U-238+234). Зазначимо також, що на додаток до відомих хімічних токсикантів (Mn, Ni, Pb) у результаті проведених моніторингових робіт виявлено забруднення підземних вод у зоні впливу об'єктів ПХЗ миш'яком і ртуттю. Таким чином, забруднення підземних вод на промисловому майданчику ПХЗ формується під

1 впливом більшої кількості техногенних джерел спадщини уранового
2 виробництва, ніж вважалося раніше.

3
4 Створена БД гідрогеологічної інформації, яка включає нові дані
5 моніторингових досліджень 2020-2021 рр., використані в наступних розділах
6 дисертації для оцінки можливих негативних впливів об'єктів ПХЗ на здоров'я
7 населення (розділ 4). Отримані дані про геологічну будову майданчика і
8 оцінки гео-фільтраційних параметрів були використані в подальших
9 дослідженнях для схематизації гідрогеологічних умов хвостосховища
10 «Західне» (розділ 3.1) і калібрування гео-фільтраційної моделі (розділ 5.1).

Розділ 3. Гідрогеологічна схематизація, аналіз геохімічних умов і побудова концептуальної моделі хвостосховища «Західне», як джерела негативних впливів на геологічне середовище

У цьому розділі описано гідрогеологічну схематизацію і виконано аналіз геохімічних умов уранового хвостосховища «Західне». Отримані результати в подальшому використані при розробці математичних моделей фільтрації та міграції радіонуклідів із хвостосховища (описаних в розд. 5). У кінці розділу представлено концептуальну модель негативних впливів об'єкту дослідження на гідрогеологічне середовище та населення, яка була використана при оцінках відповідних радіологічних та токсикологічних впливів (наведених в розд. 4 і 5). При підготовці розділу 3 використано матеріали публікацій дисертанта із співавторами (Заноз та ін., 2021; Заноз, Бугай, 2023).

3.1 Схематизація гідрогеологічних умов хвостосховища «Західне»

Основою для прогнозного моделювання гео-фільтраційних процесів є схематизація гідрогеологічних умов хвостосховища, зокрема визначення граничних умов фільтраційної моделі.

3.1.1 Водобалансні розрахунки

Водно-балансні розрахунки мали на меті оцінити інфільтраційні витoki із хвостосховища до водоносного горизонту в алювіальних відкладах на різних етапах його функціонування.

Ретроспективні оцінки скидів води у хвостосховище в експлуатаційний період (H_{exp} , мм/рік) були виконані на основі швидкості накопичення шару хвостів (H_{waste} , мм/рік), пористості хвостів (n , безр.) і співвідношення «тверде: рідке» в пульпі ($1:N$, безр.):

$$H_{exp} = N \times H_{waste} / (1+n).$$

Відходи видобування урану направляли у хвостосховище «Західне» протягом 1951–1954 рр. у вигляді пульпи із співвідношенням твердої частини до рідкої 1:2–1:3. Виходячи із того, що середня потужність шару відходів у хвостосховищі сягає 6,3 м (Bugai et al., 2015), а пористість хвостів становить 0,4–0,51 (Процак та ін., 2013), розраховано, що у зазначений період експлуатації до хвостосховища щорічно скидалося від 2,1 до 3,4 м/рік шару води. Основна частина цієї води (за винятком різниці між витратами на випаровування та опадами), вірогідно, інфільтрувалася до водоносного горизонту в алювіальних відкладах.

В післяексплуатаційний період спостерігалось поступове зниження рівня води в техногенному горизонті хвостосховища «Західне», зумовлене, вірогідно, осушенням хвостів унаслідок гравітаційного відтоку води в розташовані нижче геологічні шари (рис. 18). Це дозволяє розрахувати зменшення запасу (шару) води в хвостосховищі (Q_{drenag} , мм/рік) із застосуванням такої формули:

$$Q_{\text{drenag}} = \mu \times \Delta z,$$

де μ - коефіцієнт водовіддачі хвостового матеріалу (безр.); Δz - зниження рівня води в техногенному горизонті (мм/рік).

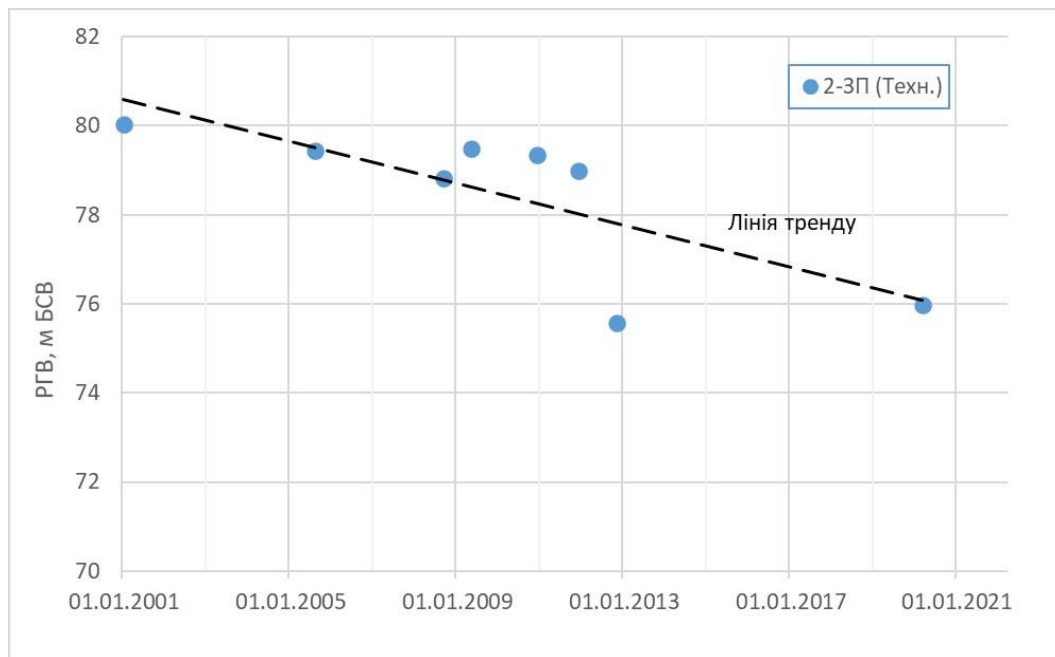


Рис. 18. Графік і часовий тренд зниження РГВ у техногенному водоносному горизонті в хвостосховищі «Західне».

Ще один метод розрахунків інфільтраційних витоків із хвостосховища ґрунтується на тому, що порові води хвостосховища характеризуються підвищеним вмістом хлорид-іона, що значно перевищує фоновий вміст у водоносному горизонті в алювіальних відкладах. Відомо, що підкислений розчин хлориду натрію, зокрема, використовувався в технологічних процесах виробництва «жовтого кеку» для елюювання урану із іонно-обмінної смоли. Це дозволяє оцінити інфільтраційний потік із хвостосховища (Q_{inf} , мм/рік) на основі концентрацій хлорид-іона в хвостосховищі (C_1 , мг/л), вище за потоком підземних вод (C_2 , мг/л) і нижче за потоком підземних вод (C_3 , мг/л). Основне балансне рівняння має вигляд:

$$Q_{gw} \times C_3 = Q_{gw} \times C_2 + Q_{inf} \times L \times C_3, \quad Q_{gw} = H_{aq} V_{darcy},$$

звідки отримуємо:

$$Q_{inf} = Q_{gw} (C_3 - C_2) / (C_3 \times L),$$

де Q_{gw} - погонний (на 1 м) потік підземних вод у водоносному горизонті ($m^2/рік$); L - ширина хвостосховища за потоком підземних вод (м); H_{aq} - потужність водоносного горизонту (м); V_{darcy} - швидкість фільтрації Дарсі ($m/рік$).

Результати розрахунків інфільтрації порових вод із хвостосховища в пост-експлуатаційний період наведені в таблиці 6. Оцінки інфільтраційних витрат по зниженню РГВ у техногенному горизонті становлять 48–57 мм/рік. Ці значення загалом узгоджуються з розрахунками із використанням балансу хлор-іона, які дають значення витрат 19–47 мм/рік. Ці оцінки показують, що забруднення водоносного горизонту в алювіальних відкладах, вірогідно, значною мірою сформувалося в основному в експлуатаційний період (загальний шар скинутої води за цей період оцінюється до 13,5 м), а впродовж останніх десятиліть інфільтрація з тіла хвостосховища (за нашими оцінками 0,02–0,06 м/рік) суттєво зменшувалася за рахунок облаштування захисного покриття і поступового гравітаційного зневоднення хвостового матеріалу.

Таблиця 6. Оцінка інтенсивності інфільтрації порових розчинів із техногенного водоносного горизонту хвостосховища «Західне» до водоносного горизонту в алювіальних відкладах.

Параметр	Розмірність	Значення/ діапазон значень	Посилання
1. Оцінки інфільтрації порових розчинів із хвостосховища по зниженню РГВ			
Вхідні дані			
Швидкість зниження РГВ техногенного горизонту в хвостосховищі (2000 - 2021 р.), Δz	м/рік	0,23	БД *
Коефіцієнт водовіддачі для хвостового матеріалу, μ	-	0,21-0,25	Процак та ін., 2013
Результати розрахунків			

Зменшення запасу (шару) води в хвостосховищі, Q_{drenag}	мм/рік	48-57	
2. Оцінки інфільтрації порових розчинів із хвостосховища за балансом хлорид-іону			
Вхідні дані			
Середній градієнт напору ґрунтових вод в межах 2-ої тераси, I		0,08	БД
Середня потужність алювіального горизонту, H	м	5,83	Дані по св. 09-6-3П, 3-3П
Ширина дна хв-ща «Західне», L	м	105	Картографічні дані
Середня концентрація хлорид-іону у підземних водах вище за потоком (2005р.-2013р.), C_1	мг/л	58	БД, св.1-3П
Середня концентрація хлорид-іону у підземних водах нижче за потоком (2005р.-2013р.), C_2	мг/л	517	БД, св. 3-3П
Середня концентрація хлорид-іону у підземних водах у тілі хвостосховища (2005р.-2013р.), C_3	мг/л	29783	БД, св. 2-3П
Коефіцієнт фільтрації (друга тераса) р. Дніпро, K_f	м/добу	0,8 - 2	Згідно оцінок цієї роботи
Результати розрахунків			
Середня величина інфільтраційних витоків із тіла хвостосховища (2005-2013 рр.), E	мм/рік	19 - 47	

Примітка: БД – параметр оцінений згідно бази даних гідрогеологічних моніторингових спостережень ПХЗ за період 2005-2021 рр.

3.1.2 Методи оцінки інфільтраційного живлення підземних вод

Інфільтраційне живлення підземних вод в межах досліджуваної ділянки було оцінене із застосуванням методу аналізу коливань РГВ в спостережних свердловинах (water table fluctuation method – WTF) (Helay and Cook, 2002). Була використана модифікація методу MRC (master recession curve) (Gumuła-Kawęcka et al., 2022). Ця модифікація WTF, на відміну від стандартного

варіанту методу, враховує, що швидкості рецесії РГВ ($\Delta H/\Delta t$) не є константою, а залежить від значення рівня підземної води (H), зменшуючись із зниженням H .

При розрахунках були використані дані автоматизованих спостережень за РГВ на території ПХЗ з періодичністю 2 рази на добу, одержані в 2020-2023 рр. за допомогою електронних п'єзометричних датчиків TD-Diver. Зокрема, такими датчиками рівня були обладнані свердловини №1-19 (в межах 1-ої тераси) і №3-20 (2-а тераса), пробурені на створі спостережних свердловин в зоні впливу хвостосховища «Західне» (див. розд. 2.1).

Оцінена згідно методики MRC швидкість рецесії РГВ складала в середньому від $\Delta H/\Delta t = 5$ мм/добу ($H=59$ м) до 17 мм/добу ($H=60,5$ м) (Рис. 19).

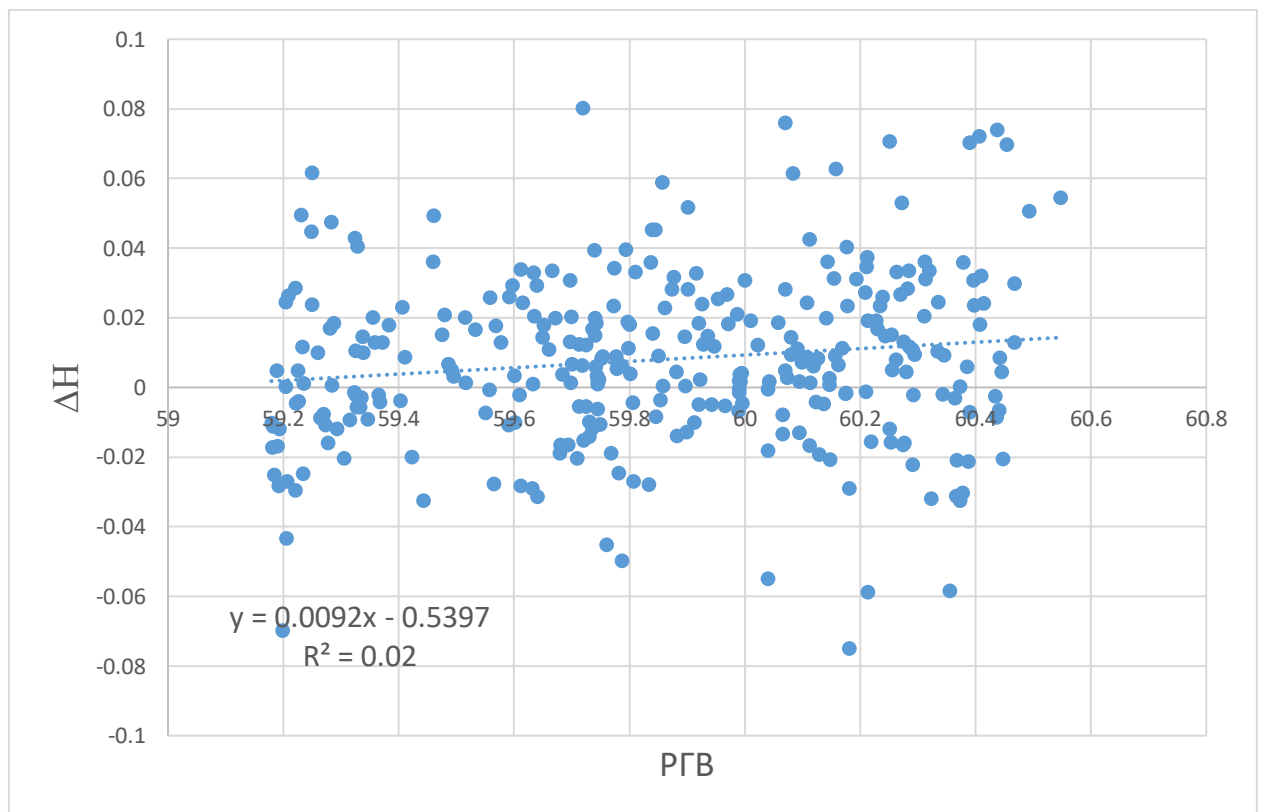


Рис. 19. Графік залежності швидкості рецесії від зміни РГВ

Коефіцієнт водовіддачі супісків, що складають верхню частину геологічного розрізу в зоні коливань РГВ, при розрахунках був прийнятий 0,06 – 0,08 (Johnson, 1967). Результуюче середнє за 3 роки спостережень (2020-2023) інфільтраційне живлення безнапірного горизонту для умов

1 проммайданчику ПХЗ в межах першої тераси оцінюється 190 – 300 мм/рік.
2 Аналогічний розрахунок для другої тераси ПХЗ з використанням даних
3 моніторингу РГВ по св. 3-20 дає оцінку інфільтраційного живлення в діапазоні
4 150 – 220 мм/рік. Зазначені оцінки включають як природну складову
5 (інфільтрація атмосферних опадів), так і техногенну складову (витоки із мереж
6 водопостачання, зливової каналізації, тощо).

7 Отримані оцінки узгоджуються з літературними даними, зокрема з
8 дослідженням Саприкіна і ін. (2019), де для природніх умов промайданчика
9 ПХЗ методом моделювання за допомогою програми HYDRUS1D було
10 оцінено, в залежності від літології ґрунтів зони аерації і наявності рослинного
11 покриття, інфільтраційне живлення підземних вод за рахунок інфільтрації
12 опадів в діапазоні 110-220 мм/рік. Зазначимо, що пан-Європейська карта
13 інфільтраційного живлення для аналогічних ПХЗ широтних, топографічних і
14 ландшафтних умов показує значення інфільтраційного живлення в діапазоні
15 100 – 300 м/рік (Martinsen et al., 2022).

16 В попередніх роботах з моделювання фільтрації на регіональній моделі
17 території ПХЗ Скальским і ін. (2011) використовувалися помітно менші
18 значення інфільтраційного живлення: 100 мм/рік для першої тераси, 75 мм/рік
19 – для другої тераси р.Дніпро, які були експертними оцінками.

20 Узагальнені результати схематизації гідрогеологічних умов
21 хвостосховища (з урахуванням даних розд. 2.3) представлені на рис. 20.

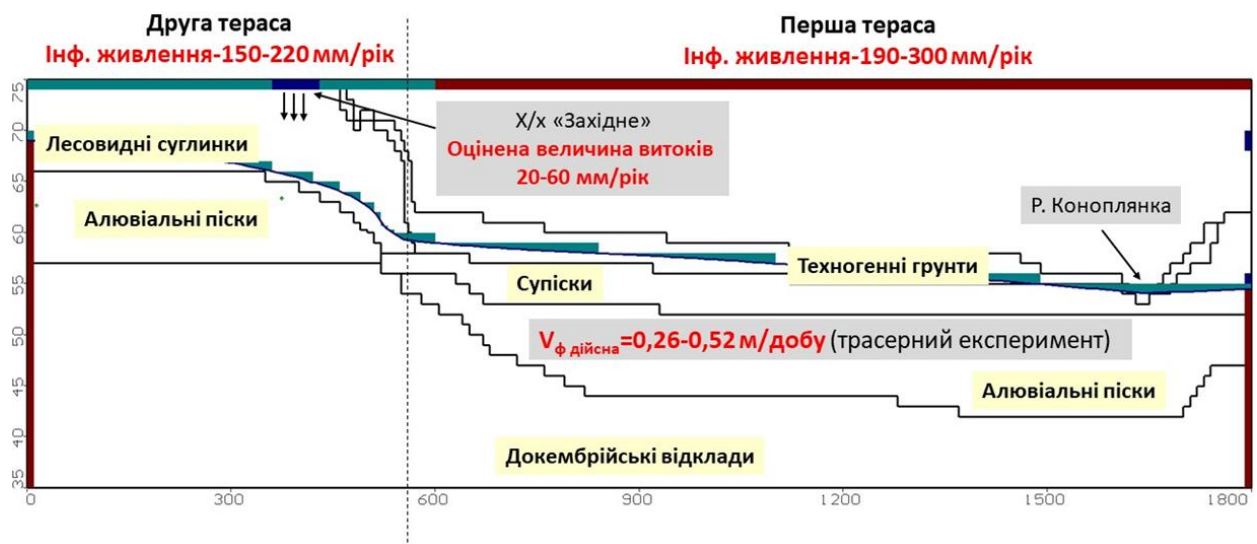


Рис.20. Дискретизований геологічний розріз хвостосховища «Західне» з основними граничними умовами

3.2 Аналіз геохімічних умов хвостосховища «Західне» (на основі даних моніторингу і моделювання PHREEQC)

Аналіз геохімічних умов у хвостосховищі «Західне» був виконаний на основі аналізу моніторингових даних (див. розділ 2) і геохімічного моделювання за допомогою PHREEQC, версія 3.0 (<https://www.usgs.gov/software/phreeqc-version-3>) з використанням банку даних wateq4f.dat (https://wwwbrr.cr.usgs.gov/projects/GWC_chemtherm/software.htm). Геохімічне моделювання виконано у співпраці з канд.хім.наук К.Ю.Ткаченко.

3.2.1 Гідрохімічні дослідження та геохімічне моделювання

При моделюванні результати польових вимірювань рН та Eh та лабораторні дані про концентрації основних іонів, марганцю та урану в зразках води (див. розд. 2.2) закладали до програми PHREEQC як вихідні, що дозволило розрахувати основні форми існування (комплекси чи іонні асоціати) радіонуклідів і токсичних елементів у водних розчинах, а також

індекси насичення відносно основних породотворних мінералів (тобто визначити, осадження яких мінералів є можливим).

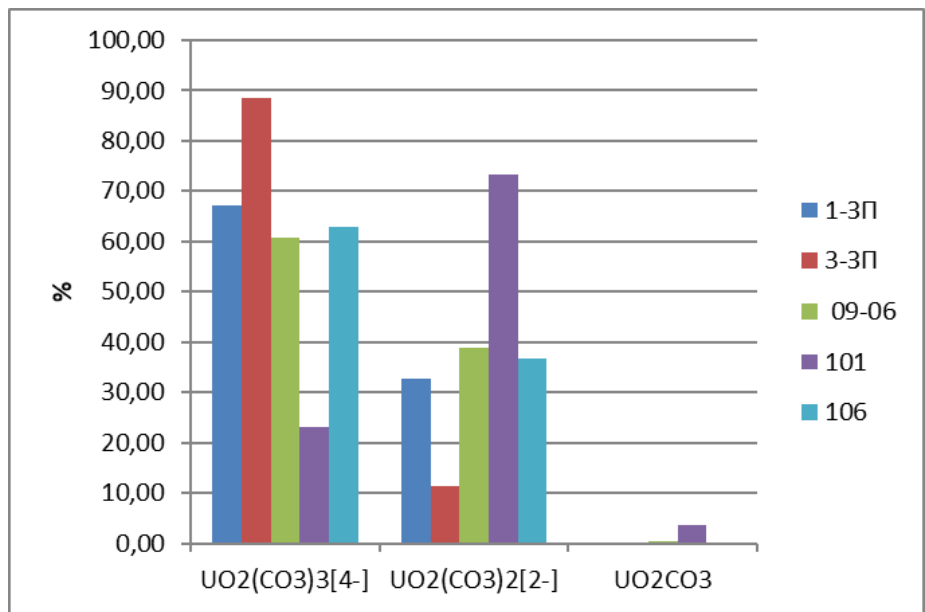
Міграційна поведінка радіоактивних і хімічних забруднювачів у ґрунтових водах значною мірою визначається рН та окисно-відновними (редокс-) умовами в підземному середовищі. В таблиці 7 представлені результати вимірювання в польових умовах параметрів рН і Eh, а також значень концентрацій іонів амонію, загального вмісту заліза, тривалентного заліза та лужності, які опосередковано характеризують редокс-умови вздовж лінії току підземних вод від хвостосховища до р. Коноплянка.

У воді техногенного горизонту (св. 2-зп) рН має підвищені (лужні) значення. Однак у горизонті в алювіальних відкладах в зоні впливу хвостосховища значення рН у всіх свердловинах близькі до нейтральних, що відповідає фоновому значенню (св. 1-зп). Щодо редокс-умов, то помірно окислювальні умови у воді фонового складу (св. 1-зп) під хвостосховищем зміщуються у бік відновлювальних (св. 9–06) внаслідок інфільтрації води із техногенного горизонту (св. 2-зп). Це можна пояснити високим вмістом похованої органічної речовини у техногенному горизонті хвостосховища, що, зокрема, проявляється у високих значеннях концентрацій розчинного органічного вуглецю (наприклад, 21 мг/л у св. 9–06 в жовтні 2012 р. (ІГН, 2014)). Такі умови сприяють розчиненню похованих у цьому хвостосховищі залізомістких шлаків (за розрахунками за допомогою PHREEQC індексів насичення $\text{Fe}(\text{OH})_3$ та $\text{Fe}_3(\text{OH})_8$. Таким чином, редокс-умови в техногенному та алювіальному горизонтах безпосередньо під хвостосховищами визначаються редокс-рівновагою $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$, що проявляється в високому вмісті заліза (див. табл. 7). При віддаленні від хвостосховища і далі за потоком підземних вод відновні умови змінюються на більш окисні (E_h 130 мВ у св. 3-зп). На цьому редокс-бар'єрі за розрахунками за програмою PHREEQC можуть випадати гідроокиси тривалентного заліза, які є сорбентами для багатьох важких металів. Далі за потоком підземних вод окисні умови ще зростають (до E_h 242 мВ у св. 106, див. табл. 7). Дані розрахунку форм

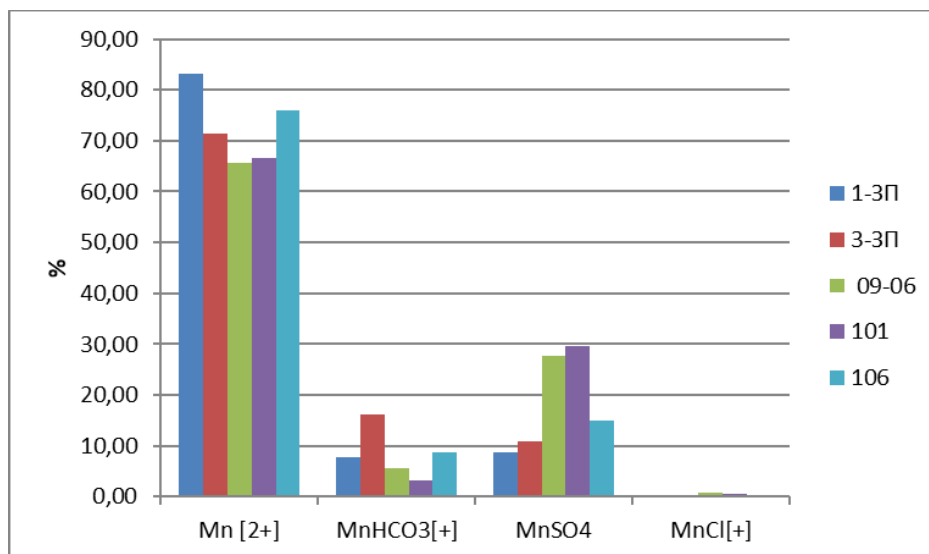
існування забруднювачів у підземних водах за допомогою програми PHREEQC представлені на рис. 21. Згідно з моделюванням уран (ступінь окиснення +6) мігрує у вигляді карбонатних комплексів уранілу (UO_2^{2+}), в тому числі у вигляді негативно заряджених комплексів. Висока мінералізація води у тілі хвостосховища і в безпосередній близькості від нього сприяє підвищеній рухливості зазначених іонних сполук. На основі геохімічного моделювання марганець у фонових умовах існує у вигляді вільного іона Mn^{2+} . В умовах підвищеної мінералізації порових вод у зоні впливу хвостів марганець частково переходить у комплексні сполуки (карбонатні, сульфатні, гідрокарбонатні). При цьому нейтральні сульфатні комплекси марганцю можуть мати підвищену рухливість. Зі зменшенням мінералізації підземних вод нижче за потоком вплив зазначених факторів стає все менш значущим, результатом чого може бути збільшення утримання забруднювачів геологічними відкладами. Крім того, як зазначалося, утримання і урану, і марганцю може відбуватися при зміні редокс-умов до більш окисних, що може супроводжуватися випадінням гідроокисів заліза, свіжеутворена поверхня яких є ефективним сорбентом катіонів важких металів.

Таблиця 7. Хімічний склад підземних вод в зоні впливу хвостосховища «Західне», що характеризує розподіл редокс-умов вздовж стрічки току підземних вод (червень 2013 р.).

Свердл.	Горизонт	pH	Eh, мВ	Концентрація елементів, мг/л			
				NH_4^+	Fe загальн.	Fe (3+)	HCO_3^-
1-зп (фонова)	Алюв.	7,2	70	1	8	8	855,4
2-зп (хвостосх.)	Техн.	8,2	-33	25	22,5	10	
09-06 (під хвостосх.)	Алюв.	6,9	-67	8	20	10	1051
3-зп (15 м від хвост.)	Алюв.	7,2	130	Не визн.	<0,25	Не визн.	Не визн.
106 (500 м від хвост.)	Алюв.	6,9	242	<0,2	12,5-16	5,5	1002
101 (900 м від хвост.)	Алюв.	6,9	14	Не визн.	3,3	3,3	843



А



Б

Рис. 21. Форми існування забруднювачів у підземних водах у зоні впливу хвостосховища «Західне» в спостережних свердловинах уздовж потоку підземних вод за даними геохімічного моделювання за програмою PHREEQC: а - уран-234/238, б - марганець. В якості вхідних даних використані дані моніторингових спостережень за хімічним складом підземних вод у 2013 р.

3.2.2 Оцінки in situ Kd радіонуклідів для хвостового матеріалу

Для хвостового матеріалу виконані розрахунки сорбційних коефіцієнтів розподілу (K_d , л/кг) радіонуклідів із використанням даних моніторингу підземних вод у св. 2-3П (що опробує водоносний горизонт у техногенних відкладах) і дані досліджень вмісту забруднювачів у твердій фазі:

$$K_d = C_{\text{waste}}/C_{\text{gw}},$$

де C_{waste} - концентрація радіонукліду в хвостовому матеріалі (Бк/кг); C_{gw} - концентрація радіонукліду в підземній воді (Бк/л).

Розрахунки in situ значень сорбційних коефіцієнтів розподілу (K_d) радіонуклідів ряду урану-238 для хвостового матеріалу на основі даних про вміст радіонуклідів у техногенному водоносному горизонті хвостосховища «Західне» в 2005–2013 рр. (за БД режимних спостережень) і даних про середній вміст радіонуклідів у хвостах (див. розд. 1.2.7) наведені в таблиці 8. Відносно низькі значення сорбційних коефіцієнтів розподілу для урану в діапазоні 2,5–12,6 л/кг (у середньому 5,2 л/кг) відповідають нижньому діапазону значень K_d згідно сорбційних БД (ІАЕА, 2010). Така висока мобільність урану в техногенному горизонті, вірогідно, зумовлена лужним середовищем та утворенням нейтральних і негативно заряджених карбонатних комплексів уранілу (див. розділ 3.2.1). Варто зазначити, що одержані значення K_d урану in situ є помітно нижчими, ніж визначені в лабораторних дослідах K_d урану в діапазоні 18–32 л/кг за даними (Процак та ін., 2013). Це може бути пов'язано із відмінностями у співвідношенні «тверда:рідка фаза» і у гідрохімічному складі розчинів у лабораторних і натурних умовах. Можна очікувати зростання K_d урану нижче за потоком у водоносному горизонті в алювіальних відкладах порівняно з техногенним горизонтом унаслідок зниження рН до нейтральних значень, що згідно з літературними даними

призводить до збільшення утримання урану матрицею ґрунтів (Процак та ін., 2013; IAEA, 2010; Kumar et al., 2013). Одержані високі значення K_d радію-226 і свинцю-210 (див. табл. 8) узгоджуються з літературними даними про низьку рухливість цих радіонуклідів у ґрунтах і підземних водах (IAEA, 2010).

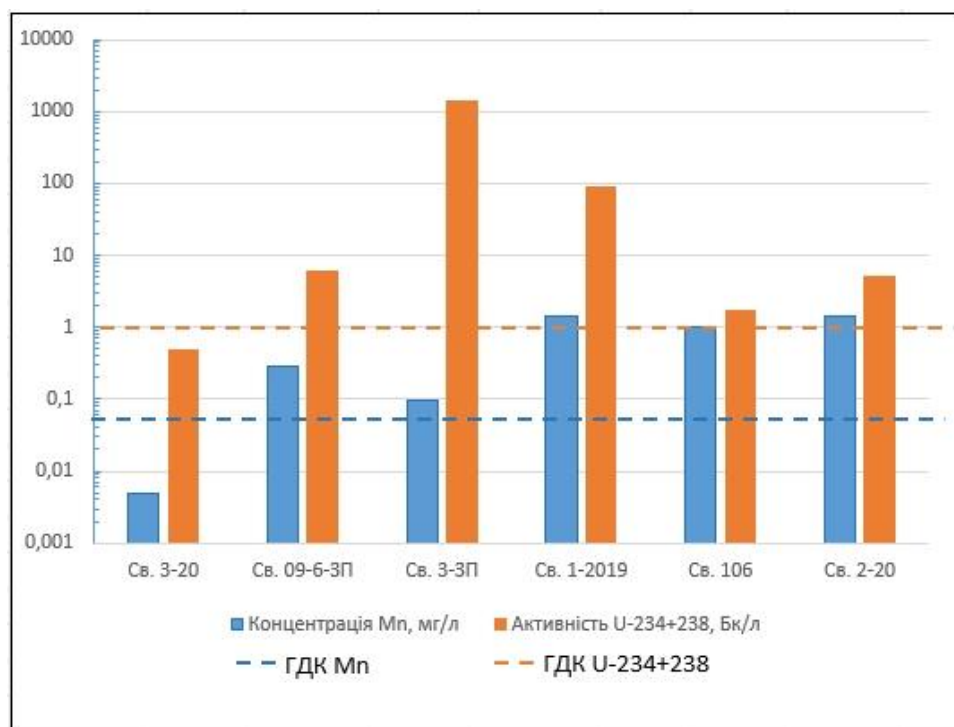
Таблиця 8. Розрахунок in-situ сорбційних коефіцієнтів розподілення (K_d) радіонуклідів ряду урану-238 для матеріалу хвостосховища «Західне».

Радіонуклід	U-238	Ra-226	Pb-210
Вміст радіонуклідів в хвостах (середн.), Бк/кг	1700	5900	5800
Вміст радіонуклідів у підземних водах, Бк/л			
Середній	326	7,3	3,2
Мінімальний	135	0,78	0,28
Максимальний	670	29	12
K_d для хвостового матеріалу, л/кг			
Середній	5,2	805	1838
Мінімальний	2,5	206	504
Максимальний	12,6	7565	21091

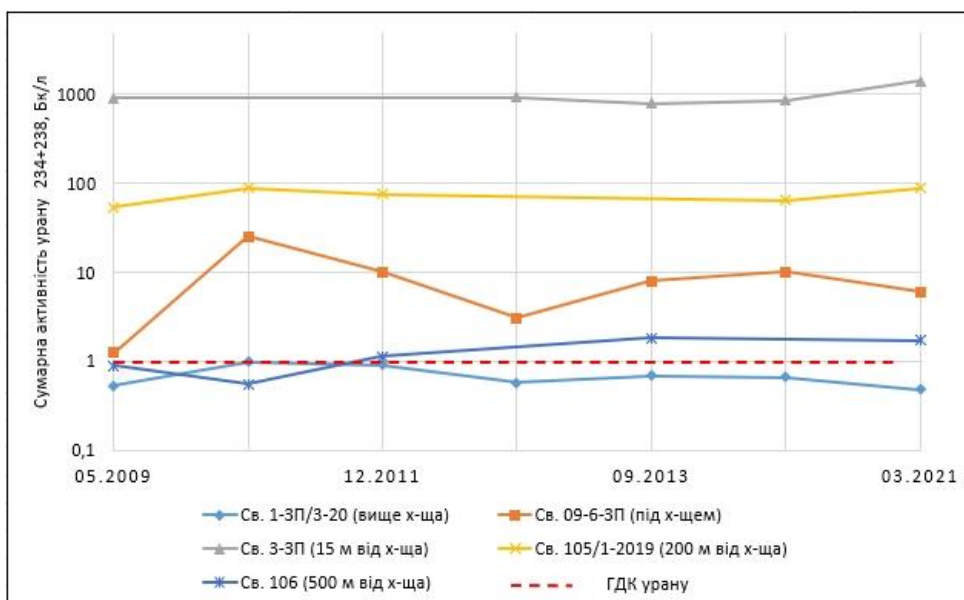
3.2.3 Аналіз моніторингових даних

Інформація про розподіл урану-238/234 і марганцю вздовж стрічки току підземних вод від хвостосховища «Західне» до р. Коноплянка станом на 2021 р. наведена на рис. 22, а. Дані режимних спостережень за вмістом урану по відповідних свердловинах подані на рис. 22, б. Границя ореолу забруднення підземних вод ураном спостерігається в св. 1-2019 на відстані близько 200 м від хвостосховища (див. рис. 22, а). При цьому в останнє десятиліття рівні вмісту урану в спостережних свердловинах уздовж стрічки току є відносно стабільними, з вельми повільним подальшим розвитком (просуванням) ореолу забруднення урану (див. рис. 22, б). Уповільнення ореолу забруднення підземних вод ураном, вірогідно, зумовлене гідрогеологічними (зменшення

інфільтрації техногенних вод із хвостосховища) і геохімічними чинниками (зміна рН, мінералізації, наявний геохімічний бар'єр уздовж стрічки току підземних вод). Для марганцю спостерігається забруднення з перевищенням ГДК всієї стрічки току від хвостосховища до р. Коноплянка (див. рис. 22, а). Забруднення підземних вод марганцем відносно великими концентраціями в свердловинах у межах першої тераси на великій відстані від хвостосховища, що характеризується малою глибиною до РГВ, наводить на думку, що присутність марганцю в підземних водах може бути зумовлена не тільки латеральним перенесенням від хвостосховища, а також і міграцією марганцю із забрудненої поверхні ґрунтів, де відбувається накопичення цього забруднювача внаслідок регіональних атмосферних викидів металургійної та енергетичної промисловості (Цветкова, Дубина, 2008). Відповідні джерела марганцю мають бути враховані в гідрогеологічних прогнозах забруднення підземних вод для промислового майданчика ПХЗ.



А



Б

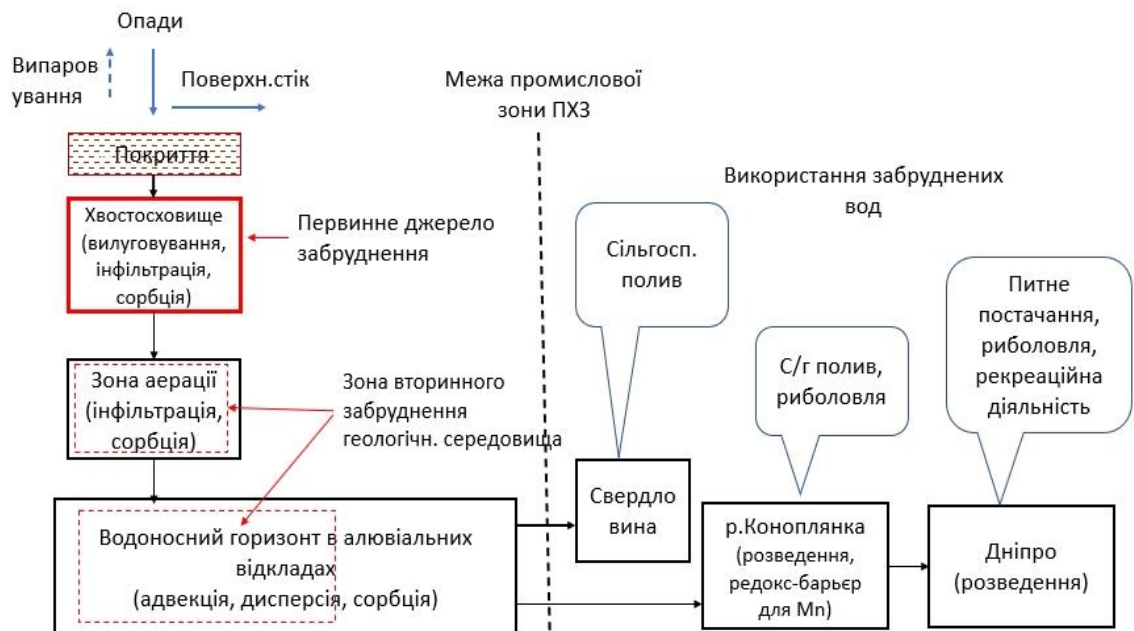
Рис. 22. Дані гідрогеологічного моніторингу вмісту урану-234/238 і марганцю в підземних водах у водоносному горизонті в алювіальних відкладах у зоні впливу хвостосховища «Західне»: а - розподіл забруднювачів уздовж стрічки току підземних вод (2021 р.); б - режимні спостереження вмісту урану 234/238 в підземних водах

3.3 Концептуальна модель уранового хвостосховища «Західне», як джерела негативних впливів на довкілля і людину

На рис. 23 представлено розроблену в рамках дисертаційних досліджень концептуальну модель уранового хвостосховища «Західне», як джерела негативних впливів на водне середовище. Схема показує шляхи міграції забруднювачів в геологічному середовищі (в зоні аерації, водоносному горизонті), розвантаження підземних вод в р.Коноплянка, яка в подальшому впадає в р.Дніпро, і потенційні негативні впливи забруднених підземних і поверхневих вод на населення.

Шляхи впливу від забруднених підземних або поверхневих вод ґрунтуються на спостереженнях за звичками населення, яке проживає у зоні впливу ПХЗ. На основі спостережень під час польових робіт на ПХЗ у 2005 - 2021 роках,

1 тераса річки Коноплянка, яка прилягає до майданчика ПХЗ з північного боку,
 2 використовувалася місцевим населенням для сільськогосподарської
 3 діяльності (полив овочевих культур на городах). Річки Коноплянка та Дніпро
 4 широко використовуються для риболовлі (Рис. 24). Береги Дніпра також
 5 використовуються місцевим населенням для рекреаційних цілей (кемпінги,
 6 пікніки тощо). Відповідно, шляхи впливу забруднених вод на населення,
 7 представлені на схемі на рис.23 включають: їх використання для
 8 сільськогосподарського поливу, що призводить до забруднення
 9 сільськогосподарської продукції, для питного споживання (для підземних
 10 вод), а також використання поверхневих водойм для риболовлі та
 11 рекреаційної діяльності. Більш детально сценарії і шляхи впливу забруднених
 12 вод описані в розділі 4. Також схема ілюструє захисні фактори геологічного
 13 середовища (до яких належать сорбція, дисперсія, значне розбавлення
 14 підземних вод у поверхневих водах), що обмежують негативні впливи
 15 забруднювачів на довкілля.



17
 18 Рис.23. Концептуальна модель уранового хвостосховища «Західне», як
 19 джерела негативних впливів на гідрогеологічне середовище і населення.

Відмітимо, що на основі аналізу даних гідрогеологічного моніторингу встановлено, що станом на 2005 рік сформувалися значні за об'ємом і просторовим розповсюдженням осередки вторинного забруднення геологічного середовища радіонуклідами і хімічними токсикантами у зоні аерації (під хвостосховищем) і у водоносному горизонті в алювіальних відкладах (нижче за потоком від хвостосховища). Зазначені компартменти являють собою актуальне джерело забруднення для прогнозних розрахунків.



а



б

Рис. 24. а - приватний город біля річки Коноплянка; б - "вікно" в очереті для риболовлі на річці Коноплянка (фотографії зроблені у вересні 2013 року).

3.4 Висновки до розділу 3

Виконані водно-балансні оцінки показують, що забруднення водоносного горизонту в алювіальних відкладах, вірогідно, сформувалося в основному в експлуатаційний період хвостосховища, а в останні роки інфільтрація з тіла хвостосховища суттєво зменшилася за рахунок

облаштування захисного покриття і гравітаційного зневоднення хвостового матеріалу.

Були уточнені значення інфільтраційного живлення підземних вод у зоні впливу хвостосховища «Західне» в межах першої тераси (оціночне значення 200 мм/рік) і другої тераси (150 мм/ рік). Це приблизно вдвічі вище, ніж значення, що використовувалися в попередніх дослідженнях з гідрогеологічного моделювання ПХЗ. Значна частка інфільтраційного живлення в межах промзони ПХЗ, вірогідно, обумовлена техногенними компонентами - витоками із деградованих водних комунікацій (водопровід, злизова каналізація тощо).

За даними геохімічного моделювання міграція забруднювачів із хвостосховища відбувається переважно в окислювальних умовах, причому уран мігрує у валентній формі $6+$ в карбонатних комплексах, а марганець - у формі катіону $2+$. На основі визначень *in situ* уточнено K_d хвостового матеріалу для радіонуклідів (U-238 - 2,5–12 л/кг, Ra-226 - 200– 7500 л/кг), що є ключовим параметром для прогнозування геоміграційних процесів. На даний момент спостерігається уповільнення ореолу забруднення урану у підземних водах, що може бути зумовлено зменшенням витоків порових розчинів із хвостосховища і наявним геохімічним бар'єром уздовж стрічки току підземних вод.

Розділ 4. Оцінки радіологічних та токсикологічних впливів на населення від різних сценаріїв водовикористання в поточних умовах

У цьому розділі представлено результати оцінки поточних радіологічних та токсикологічних впливів на населення, яке проживає поблизу промайданчика ВО ПХЗ, спричинених радіоактивним і хімічним забрудненням підземних і поверхневих вод (р. Коноплянка, р. Дніпро) внаслідок витоків забруднюючих речовин з уранових хвостосховищ та інших забруднених об'єктів, розташованих на промисловому майданчику ВО ПХЗ. Для розглянутих сценаріїв водокористування було розраховано набір дозових коефіцієнтів, за допомогою яких можна розраховувати потенційні радіологічні та токсикологічні впливи на населення за спрощеною методикою. При підготовці розділу 4 використано матеріали публікації дисертанта із співавторами (Zanoz et al., 2022).

4.1 Вхідні дані для дозових оцінок

4.1.1 Дані моніторингу підземних та поверхневих вод

Дані про рівні забруднення підземних і поверхневих вод у зоні впливу майданчика ВО ПХЗ, використані в оцінці негативних впливів на населення, наведені в таблиці 9 і ґрунтуються на результатах моніторингових досліджень, проведених у 2020 - 2021 роках (див. Розділ 2). Дані моніторингу підземних вод, наведені в таблиці 9, відповідають свердловинам з найвищими рівнями забруднення радіонуклідами та токсичними хімічними речовинами.

Таблиця 9. Дані про рівні забруднення водних об'єктів поблизу ПХЗ, що використовуються в оцінках негативних впливів на населення (дані за 2021 рік)

Елемент	Підземні води нижче за потокком від промислового майданчика ПХЗ (поточні умови,	Підземні води в межах промислового майданчика ПХЗ (прогнознi умови, сценарій SC-1F)	Річка Коноплянка (сценарій SC-2)	Річка Дніпро (сценарій SC-3)
Радіонукліди, Бк/м ³				
U-238	2560	46100	165	11
U-234	2740	43000	165	20
Ra-226	70	90	45	10
Pb-210	75	45	35	25
Po-210	35	15	5	5
Токсичні метали, мг/м ³ **				
Уран	206	58858	13.3	0.9
Марганець	1444	2250	18	69
Нікель	10	36	3	5
Хром	8.9	50,8	2.9	6.8
Свинець.	2.7	5.3	1.3	5.8

1 Примітка

2 Аналітична похибка вимірювання: * 238/234U - 15 - 20 %, 226Ra, 210Pb, 210Po
3 - 20 - 25 %.

4 ** Марганець - 10 %, нікель, хром - 20 %, свинець - 30 %.

5

6 Використані дані моніторингу репрезентативно відображають
7 багаторічні статистичні тенденції у відповідних точках моніторингу
8 (відхилення від середньостатистичних даних не бралися до уваги).
9 Розташування точок відбору проб підземних і поверхневих вод показано на
10 рис. 25. Слід зазначити, що мережа моніторингу за межами майданчика ПХЗ
11 на його північній периферії була досить обмеженою і станом на 2021 рік
12 складалася лише з двох спостережних свердловин.



Рис. 25. Карта території ПХЗ з точками відбору проб підземних і поверхневих вод та піктограмами, що відображають сценарії водокористування.

4.1.2 Сценарії водокористування

Для оцінки небезпечного впливу радіоактивного та хімічного забруднення на населення було використано методологію оцінки безпеки МАГАТЕ ISAM (International Safety Assessment Methodology) (IAEA, 2004). Було сформульовано декілька сценаріїв можливого використання забруднених водних ресурсів у зоні впливу ПХЗ гіпотетичними "репрезентативними особами" із числа місцевого населення, розроблено математичні моделі оцінки доз опромінення та оцінено наслідки реалізації сценаріїв водокористування (див.обговорення метододлогії ISAM в Розд.1). За визначенням, репрезентативна особа - це особа, яка отримує дозу (або зазнає токсикологічного впливу), що є репрезентативною для найбільш опромінених осіб у відповідній популяції (IAEA, 2022). Оцінки впливу враховують кілька

сценаріїв, що передбачають використання забруднених підземних вод з приповерхневого безнапірного водоносного горизонту в алювіальних відкладах або річкових вод (р. Коноплянка та р. Дніпро) у відповідності до концептуальної моделі, наведеної у розділі 3.3. Визначені сценарії водокористування описані в Таблиці 10.

Таблиця 10. Опис сценаріїв використання забруднених підземних і поверхневих вод поблизу майданчика ПХЗ

Сценарій (джерело води)	Шлях впливу (% річного споживання місцевих продуктів або тривалість впливу)			
	Питна вода	Зрошення сільськогосподарських культур	Споживання риби	Відпочинок на пляжі
SC-1 (підземні води)				
Реалістичний	10 %	100 % (картопля)	-	-
Консервативний	25 %	100 % (картопля), 50 % (овочі)	-	-
SC -2 (р. Коноплянка)		100 % (картопля)	100 %	-
Реалістичний	-	100 % (картопля), 50 % (овочі)	100 %	-
Консервативний	-			
SC-3 (річка Дніпро)				
Реалістичний	7 %	-	50 %	24 дні на рік (4 години на
Консервативний	14 %	-	100 %	40 днів на рік (8 год/день)

Сценарій SC-1 передбачає використання забруднених підземних вод з безнапірного водоносного горизонту зі свердловини, розташованої в зоні впливу джерела забруднення за межами огорожі ПХЗ, в якості поливної води для вирощування картоплі та овочів (наприклад, помідорів, огірків тощо) на городі. Також передбачається, що підземні води час від часу використовуються для пиття (наприклад, під час роботи на городі протягом

року). Це призводить до внутрішнього опромінення відповідної особи через споживання забрудненої сільськогосподарської продукції та води. Розрахунки для сценарію SC-1 проводяться для двох наборів даних вхідних параметрів. Набір даних, що відповідає "поточним умовам", використовує дані моніторингу зі свердловин, розташованих за межами території ВО ПХЗ (між парканом ВО ПХЗ та річкою Коноплянка) з вільним доступом для населення. Розрахунок для "майбутніх умов" (SC-1F) використовує дані моніторингу зі свердловин, розташованих на промисловому майданчику ВО ПХЗ. У цьому сценарії передбачається, що в майбутньому підземні води будуть мігрувати за межі території ПХЗ, або обмеження доступу на території промайданчика ПХЗ можуть бути зняті в довгостроковій перспективі, і ця територія стане доступною для місцевого населення.

Сценарій SC-2 розглядає використання забрудненої води з річки Коноплянки для поливу городу, як і в сценарії SC-1, а також споживання риби з цієї річки. Використання води з річки Коноплянки для питних цілей не розглядається, оскільки ця річка протікає через водно-болотні угіддя, а також отримує притоки з декількох дренажних і зливових колекторів з прилеглих міських і промислових територій.

Сценарій SC-3 розглядає використання місцевим населенням річки Дніпро поблизу майданчика ПХЗ нижче впадіння в неї річки Коноплянка в рекреаційних цілях: проведення часу на березі (пляжі), епізодичне споживання питної води та риби з річки. Передбачається, що релевантні особи відвідують берегову лінію річки Дніпро протягом трьох літніх місяців, проводячи всі доступні вихідні та відпустки біля річки. Шляхи впливу включають споживання забрудненої риби та води. Крім того, відпочиваючі піддаються впливу радіації на береговій лінії річки.

Слід зазначити, що наявні дані моніторингу не свідчать про значний вплив майданчика ВО ПХЗ на радіоактивність води в р. Дніпро (див. розд.1.2.9). Це пояснюється значним розбавленням річкового стоку з р. Коноплянки (середня витрата води 0,5 - 1,5 м³/с) річкою Дніпро (середня

витрата води 1700 м³/с). Тим не менш, цей сценарій розглядається нижче для кращого розуміння "загальної картини" радіологічних та інших токсикологічних впливів, спричинених використанням різних підземних і поверхневих водних джерел у безпосередній близькості від майданчика ВО ПХЗ.

У всіх наведених вище сценаріях розглядаються дві вікові групи репрезентативних осіб: (1) дорослий і (2) 10-річна дитина.

4.2 Методологія оцінок радіологічних та токсикологічних впливів на населення

4.2.1 Загальний підхід до розрахунку доз

Описані вище сценарії були змодельовані за допомогою програмного інструменту МАГАТЕ NORMALYSA (IAEA, 2023). NORMALYSA використовує рекомендовані МАГАТЕ моделі скринінгового рівня для міграції та перенесення радіонуклідів і розрахунку результуючих дозових впливів на населення (IAEA, 2001, IAEA, 2005). Стандартна бібліотека модулів NORMALYSA була доповнена в цьому дослідженні моделлю накопичення забруднювачів у зрошуваних культурах, описаною в (IAEA, 2005, с. 41). Ця модель враховує перехоплення зрошувальної води надземними частинами рослин, а також кореневе поглинання забруднюючих речовин. Для програмування та налаштування моделей було використано програмне забезпечення Ecolego 8.0 (<https://www.ecolego.se/>).

4.2.2 Моделювання радіологічних впливів

Кінцевою точкою для розрахунків радіологічних доз є річна ефективна доза опромінення репрезентативної особи всіма відповідними шляхами. Дози були розраховані для наступних радіонуклідів ряду розпаду урану-238: U-238,

U-234, Ra-226, Pb-210 та Po-210. Для розрахунків внутрішнього опромінення (пероральне надходження, інгаляційний шлях) використовувалися дозові коефіцієнти, рекомендовані в роботі (IAEA, 2014). За критерій радіаційної безпеки було прийнято, що річна ефективна доза для репрезентативних осіб не повинна перевищувати 1 мЗв/рік. Цей критерій відповідає нижній межі референтних рівнів для "існуючих ситуацій опромінення" (IAEA, 2022, IAEA, 2014) (див.обговорення в розд. 1.1.4).

4.2.3 Моделювання токсикологічних впливів

Токсикологічні впливи для здоров'я людини оцінюються за методикою, розробленою Агентством з охорони навколишнього середовища США для оцінки впливу неканцерогенних речовин (US EPA, 1989). Оцінка впливу здійснюється шляхом порівняння розрахованого накопичення токсичних речовин в організмі при пероральному шляху надходження з відповідним референтним дозовим критерієм (RfD) токсичного елемента (Wang et al., 2005). Згідно з визначенням, RfD це оціночне значення хронічного впливу (надходження до організму) хімічної речовини на людину (включаючи чутливі підгрупи), яке, ймовірно, буде нижчим за рівень, при якому протягом життя спостерігатиметься значний ризик шкідливих наслідків. Значення RfD доступні з бази даних Інтегрованої системи інформації про ризики (IRIS) (<https://www.epa.gov/iris>). Кінцевим параметром в токсикологічній оцінці є добове споживання токсичного елемента на кілограм маси тіла. Розраховане споживання репрезентативною особою хімічної речовини "i" ($Dose_i$) далі використовується для розрахунку "індексу небезпеки" (HI):

$$HI = Dose_i / RfD_i.$$

Якщо розраховане споживання хімічної речовини перевищує значення RfD ($HI > 1$), це означає, що вплив хімічної речовини призводить до ризику для здоров'я людини.

Проаналізовано токсикологічний вплив наступних елементів: уран (U, RfD = 0,003 мг/(кг-добу)), марганець (Mn, RfD = 0,14 мг/(кг-добу)), нікель (Ni, RfD = 0,02 мг/(кг-добу)), хром (Cr, RfD = 0,003 мг/(кг-добу)) та свинець (Pb, RfD = 0,004 мг/(кг-добу)). Ці елементи були визначені як потенційно важливі хімічні токсичні забруднювачі на основі попередніх досліджень та через їхню присутність у досліджуваних зразках води (ІГН, 2014, розділ 1.4.1).

4.2.4 Параметризація дозових моделей

Параметри радіоекологічної та дозової моделей були обрані відповідно до рекомендацій МАГАТЕ (ІАЕА, 2001, ІАЕА, 2005, ІАЕА- 2010; ІАЕА, 2023). Радіоекологічні параметри наведені в таблиці 11. Припускалося, що зрошення відбувається з нормою поливу 10 л/м² протягом 4 місяців на рік (весняно-літній період) з тижневими інтервалами, що призводить до зрошувальної норми 160 мм/рік (ІАЕА, 2001). Фізіологічні параметри та норми споживання продуктів харчування (овочів та риби) були визначені на основі (НРБУ-97, ДержСтат-2020).

Таблиця 11. Радіоекологічні параметри дозових моделей

Елемент	Коефіцієнт накопичення для сільськогосподарських культур						Kd, м /кг**3	
	Картопля		Овочі		Риба		Для суспендованих твердих частинок у річці	Для сільськогосподарських ґрунтів
	Реалістичний	Консервативний	Реалістичний	Консервативний	Реалістично	Консервативний		
U	2.8-10 ⁻²	8.0-10 ⁻²	2.3-10 ⁻²	4.7-10 ⁻²	9.6-10 ⁻⁴	2.0-10 ⁻²	5.0-10 ⁻²	2.0-10 ⁻¹
Ra	1.2-10 ⁻²	6.2-10 ⁻¹	4.8-10 ⁻²	3.4-10 ⁻¹	4.0-10 ⁻³	1.5-10 ⁻¹	7.4	2.5
Pb	5.2-10 ⁻⁴	2.3-10 ⁻³	1.5-10 ⁻²	3.9	2.5-10 ⁻²	2.7-10 ⁻¹	5.4-10 ²	2.0
Po	2.7-10 ⁻³	3.4-10 ⁻²	1.9-10 ⁻⁴	3.7-10 ⁻⁴	3.6-10 ⁻²	1.7-10 ⁻¹	3.5-10 ²	2.1-10 ⁻¹
Mn	3.6-10 ⁻²	7.6-10 ⁻²	3.1-10 ⁻¹	1.5	2.4-10 ⁻¹	1.4-10 ²	1.3-10 ²	1.2
Ni	4.0-10 ⁻²	4.0-10 ⁻¹	2.0-10 ⁻²	2.0-10 ⁻¹	2.1-10 ⁻²	4.4-10 ⁻²	2.8-10 ¹	2.8-10 ⁻¹
Cr	5.0-10 ⁻⁴		1.0-10 ⁻³		4.0-10 ⁻²	1.2-10 ⁻¹	1.0-10 ¹	4.0-10 ⁻²

* На основі (IAEA, 2010, Bergström et al., 1999).

** На основі (Avila et al., 2018, IAEA, 2010, Bergström et al., 1999).

Для розрахунків доз від відпочинку на березі річки була використана модель, описана в роботі (IAEA, 2023, с. 52). Розрахунки доз враховували зовнішнє опромінення від забрудненого пляжного ґрунту, вдихання пилу, ненавмисного проковтування дрібних фрагментів ґрунту, споживання питної води з річки та споживання риби. Для розрахунку потужності еквівалентної дози на пляжі використовується геометричний дозовий коефіцієнт 0,2 (Bellamy et al., 2019).

Вплив розраховувався для "реалістичного" та "консервативного" наборів вхідних параметрів. "Реалістичний" набір даних використовує середні значення коефіцієнтів накопичення забруднюючих речовин у сільськогосподарській продукції та риби (див. таблицю 11). У "консервативному" (песимістичному) сценарії використовуються максимальні значення (див. табл. 11), а також припущення про вищі темпи споживання забрудненої продукції та/або часу, проведеного на забрудненій території (див. табл. 10). Таким чином, консервативний набір параметрів забезпечує верхню межу для оцінки потенційних дозових впливів.

4.3 Результати дозових оцінок

4.3.1 Результати оцінок радіологічних впливів

Розрахунки радіологічних доз показують (див. табл. 12), що в сучасних умовах використання підземних і поверхневих вод у зоні впливу ПХЗ не створює неприйнятних радіологічних впливів на населення. Значення річної ефективної дози значно нижчі за референтний рівень 1 мЗв/рік як для "реалістичного", так і для "консервативного" набору даних.

Для гіпотетичного майбутнього опромінення, що відповідає використанню високозабруднених підземних вод на майданчику ВО ПХЗ (сценарій SC-1F, див. Таблицю 9), дози опромінення значно перевищують контрольний рівень в 1 мЗв/рік (див. табл. 12). Основним шляхом опромінення за цим сценарієм є споживання питної води (рис. 26), основними дозоутворюючими радіонуклідами є уран-238 та уран-234 (див. табл. 12).

Таблиця 12. Прогнозні дози опромінення від використання підземних та поверхневих вод поблизу ПХЗ в поточних умовах, мЗв/рік

Радіонуклід	SC-1 (використання підземних вод)		SC-2 (р. Коноплянка)		SC -3 (річка Дніпро)	
	Дорослий	Дитина	Дорослий	Дитина	Дорослий	Дитина
Реалістичний набір даних						
U-238	$1.5 \cdot 10^{-2}$	$1.5 \cdot 10^{-2}$	$2.9 \cdot 10^{-4}$	$3.0 \cdot 10^{-4}$	$2.8 \cdot 10^{-5}$	$2.7 \cdot 10^{-5}$
U-234	$1.8 \cdot 10^{-2}$	$1.7 \cdot 10^{-2}$	$3.1 \cdot 10^{-4}$	$3.3 \cdot 10^{-4}$	$5.6 \cdot 10^{-5}$	$5.3 \cdot 10^{-5}$
Ra-226	$2.6 \cdot 10^{-3}$	$4.8 \cdot 10^{-3}$	$5.4 \cdot 10^{-4}$	$1.1 \cdot 10^{-3}$	$2.2 \cdot 10^{-4}$	$3.7 \cdot 10^{-4}$
Pb-210	$6.9 \cdot 10^{-3}$	$1.2 \cdot 10^{-2}$	$1.7 \cdot 10^{-3}$	$3.3 \cdot 10^{-3}$	$2.0 \cdot 10^{-3}$	$4.7 \cdot 10^{-3}$
Po-210	$5.6 \cdot 10^{-3}$	$7.8 \cdot 10^{-3}$	$5.2 \cdot 10^{-4}$	$7.8 \cdot 10^{-4}$	$6.7 \cdot 10^{-4}$	$1.1 \cdot 10^{-3}$
Всього	$4.8 \cdot 10^{-2}$	$5.7 \cdot 10^{-2}$	$3.4 \cdot 10^{-3}$	$5.8 \cdot 10^{-3}$	$3.0 \cdot 10^{-3}$	$6.2 \cdot 10^{-3}$
Консервативний набір даних						
U-238	$2.9 \cdot 10^{-2}$	$2.8 \cdot 10^{-2}$	$8.6 \cdot 10^{-4}$	$9.1 \cdot 10^{-4}$	$7.1 \cdot 10^{-5}$	$7.0 \cdot 10^{-5}$
U-234	$3.3 \cdot 10^{-2}$	$3.2 \cdot 10^{-2}$	$9.3 \cdot 10^{-4}$	$9.9 \cdot 10^{-4}$	$1.4 \cdot 10^{-4}$	$1.4 \cdot 10^{-4}$
Ra-226	$5.0 \cdot 10^{-3}$	$9.2 \cdot 10^{-3}$	$6.0 \cdot 10^{-3}$	$1.2 \cdot 10^{-2}$	$1.6 \cdot 10^{-3}$	$2.9 \cdot 10^{-3}$
Pb-210	$1.4 \cdot 10^{-2}$	$2.4 \cdot 10^{-2}$	$2.0 \cdot 10^{-2}$	$3.8 \cdot 10^{-2}$	$1.7 \cdot 10^{-2}$	$3.5 \cdot 10^{-2}$
Po-210	$1.0 \cdot 10^{-2}$	$1.4 \cdot 10^{-2}$	$3.1 \cdot 10^{-3}$	$4.8 \cdot 10^{-3}$	$3.5 \cdot 10^{-3}$	$5.5 \cdot 10^{-3}$
Всього	$9.1 \cdot 10^{-2}$	$1.1 \cdot 10^{-1}$	$3.1 \cdot 10^{-2}$	$5.7 \cdot 10^{-2}$	$2.2 \cdot 10^{-2}$	$4.3 \cdot 10^{-2}$

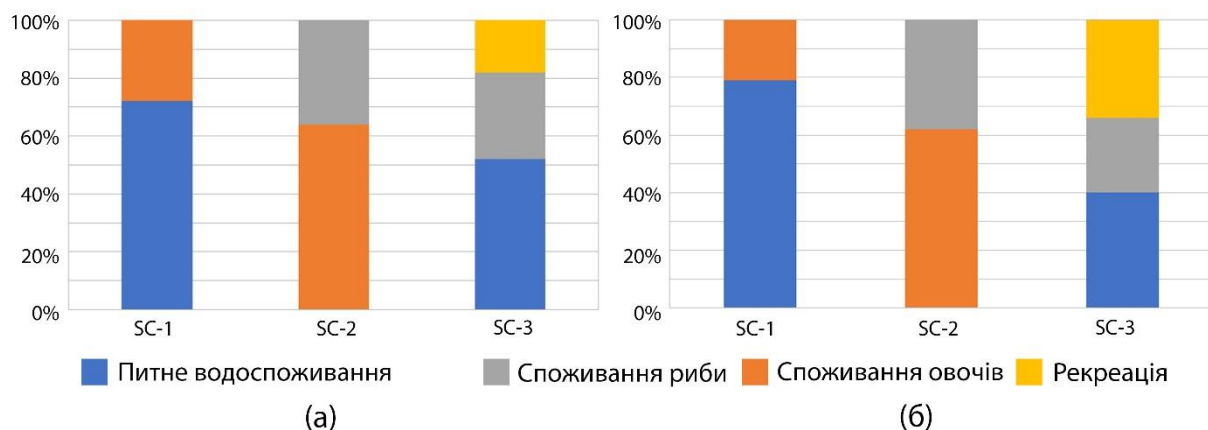


Рис. 26. Внесок різних шляхів опромінення в річну ефективну дозу для сценаріїв використання води (для дорослої людини): а - реалістичний набір даних; б - консервативний набір даних.

Для сценаріїв SC-2 і SC-3 основними дозоутворюючими радіонуклідами є свинець-210 і полоній-210 (див. табл. 12) через відносно високі коефіцієнти накопичення цих елементів у рибі.

4.3.2 Результати оцінок токсикологічних впливів

Для поточних умов водокористування для "реалістичного" набору вхідних даних всі сценарії водокористування не створюють неприйнятних токсикологічних впливів для всіх проаналізованих елементів.

Розрахунки впливів від використання води в сучасних умовах для "консервативного" набору вхідних даних показують, що індекс небезпеки для урану близький до 1 для сценарію SC-1 (див. табл. 13). Основний токсикологічний вплив спричиняє використання підземних вод для питного водоспоживання. Якщо припустити, що споживання питної води в цьому сценарії перевищує 25 % від річної норми, то індекс небезпеки для урану може перевищити 1.

У таблиці 13 показані також неприйнятні впливи від марганцю для сценаріїв, що враховують токсикологічний вплив від забруднення поверхневих вод річок Коноплянки та Дніпра для "консервативних" наборів даних. Основний токсикологічний вплив спричиняється споживанням риби з річки. Це пов'язано з тим, що в розрахунках для консервативного сценарію використовуються значення коефіцієнта накопичення до риби, який майже в 600 разів перевищує відповідний коефіцієнт для "реалістичного" набору даних (див. табл. 11). Таким чином, розрахунки токсикологічного впливу для марганцю мають значну невизначеність. Слід також зазначити, що район розташування ПХЗ характеризується високим вмістом марганцю в

1 навколишньому середовищі через регіональні викиди металургійної
2 промисловості (Цветкова, Дубина, 2008).

3 Для гіпотетичних майбутніх впливів, що відповідають умовам
4 використання високозабруднених підземних вод в межах майданчика ВО
5 "ПХЗ" (сценарій SC-1F, див. табл. 9), значення індексу небезпеки для урану
6 досягають 100 і більше, що свідчить про неприйнятні токсикологічні впливи
7 через забруднення підземних вод цим елементом (див. табл. 13).

8 Згідно з результатами розрахунків, вміст хрому, нікелю та свинцю в
9 природних водах поблизу майданчика ВО "ПХЗ" навіть за консервативних
10 припущень не становить неприйнятних токсикологічних впливів на населення
11 (для проаналізованих сценаріїв).

12

13 Таблиця 13. Токсикологічні впливи від використання підземних та
14 поверхневих вод поблизу ПХЗ (значення НІ)

Токсичний елемент	СЦ -1 (використання підземних вод)		СЦ -2 (р. Коноплянка)		СЦ -3 (річка Дніпро)	
	Дорослий	Дитина	Дорослий	Дитина	Дорослий	Дитина
Реалістичний набір даних						
U	$3.6 \cdot 10^{-1}$	$5.1 \cdot 10^{-1}$	$6.7 \cdot 10^{-3}$	$1.0 \cdot 10^{-2}$	$6.6 \cdot 10^{-4}$	$9.0 \cdot 10^{-4}$
Mn	$5.4 \cdot 10^{-2}$	$7.6 \cdot 10^{-2}$	$1.8 \cdot 10^{-3}$	$2.8 \cdot 10^{-3}$	$7.5 \cdot 10^{-3}$	$1.2 \cdot 10^{-2}$
Ni	$2.6 \cdot 10^{-3}$	$3.7 \cdot 10^{-3}$	$3.9 \cdot 10^{-4}$	$6.0 \cdot 10^{-4}$	$8.4 \cdot 10^{-4}$	$1.2 \cdot 10^{-3}$
Cr	$1.5 \cdot 10^{-2}$	$2.2 \cdot 10^{-2}$	$3.5 \cdot 10^{-3}$	$5.3 \cdot 10^{-3}$	$9.9 \cdot 10^{-3}$	$1.4 \cdot 10^{-2}$
Pb	$4.0 \cdot 10^{-3}$	$5.7 \cdot 10^{-3}$	$1.0 \cdot 10^{-3}$	$1.6 \cdot 10^{-3}$	$7.5 \cdot 10^{-3}$	$1.6 \cdot 10^{-2}$
Консервативний набір даних						
U	$6.7 \cdot 10^{-1}$	$9.4 \cdot 10^{-1}$	$2.0 \cdot 10^{-2}$	$3.1 \cdot 10^{-2}$	$1.6 \cdot 10^{-3}$	$2.3 \cdot 10^{-3}$
Mn	$1.0 \cdot 10^{-1}$	$1.4 \cdot 10^{-1}$	1.9	3.0	7.4	$1.1 \cdot 10^1$
Ni	$5.0 \cdot 10^{-3}$	$7.0 \cdot 10^{-3}$	$1.1 \cdot 10^{-3}$	$1.7 \cdot 10^{-3}$	$2.0 \cdot 10^{-3}$	$3.0 \cdot 10^{-3}$
Cr	$2.9 \cdot 10^{-2}$	$4.0 \cdot 10^{-2}$	$1.5 \cdot 10^{-2}$	$2.2 \cdot 10^{-2}$	$3.7 \cdot 10^{-2}$	$5.5 \cdot 10^{-2}$
Pb	$7.9 \cdot 10^{-3}$	$1.1 \cdot 10^{-2}$	$1.2 \cdot 10^{-2}$	$1.8 \cdot 10^{-2}$	$5.3 \cdot 10^{-2}$	$8.1 \cdot 10^{-2}$

15

4.4 Спрощена методика розрахунку дозових впливів на населення з використанням дозових коефіцієнтів

З використанням NORMALYSA були розраховані «дозові коефіцієнти» (або коефіцієнти надходження) для одиничних концентрацій (в одиницях активності або маси на м³) забруднювачів в воді, що використовується в відповідному сценарії. Розраховані дозові коефіцієнти наведені в ДОДАТКУ А до звіту.

При розрахунках радіологічних впливів дозові коефіцієнти для відповідного сценарію водокористування від радіоактивного забруднювача “і” ($Dose\ coeff_i$, (Зв/рік)/(Бк/м³)) представляють річну ефективну дозу опромінення, яка формується внаслідок концентрації 1 Бк/м³ у підземній або поверхневій воді.

При розрахунках токсикологічних впливів дозовий коефіцієнт для забруднювача “і” для сценарію водокористування ($Dose\ coeff_i$, (мг/(кг доба))/(мг/м³)) представляє собою добове надходження забруднювача пероральним шляхом на 1 кг маси тіла людини, яке є результатом концентрації 1 мг/м³ забруднювача “і” у воді.

Після підрахунку дозових коефіцієнтів дозу від конкретного сценарію використання забрудненої води можна обчислити, використовуючи наступний математичний вираз:

$$Dose = \sum_{i=1}^N C_i * Dose\ coeff_i$$

Де:

C_i - концентрація радіонукліду «і» в воді свердловини або поверхневої водойми, Бк/м³ (виміряна або прогнозна),

$Dose\ coeff_i$ – дозовий коефіцієнт для сценарію водокористування для конкретного забруднювача «і», (Зв/рік).(Бк/м³).

За допомогою цих дозових коефіцієнтів можна розраховувати потенційні радіологічні та токсикологічні впливи на населення для інших

майданчиків використовуючи дані про виміряні в ході моніторингу концентрації забруднювачів у підземних/поверхневих водах або при моделюванні довгострокових негативних впливів. Зокрема, зазначений спрощений підхід було використано в звіті за темою ПІ-11-20 при оцінках безпеки з метою обґрунтування стратегії ремедіації Північного майданчику ПХЗ (ІГН, 2023).

4.5 Висновки до розділу 4

Оцінка доз, проведена з використанням рекомендованих МАГАТЕ скринінгових моделей, показує, що в сучасних умовах використання підземних і поверхневих вод в зоні впливу ПХЗ не створює неприйнятних радіологічних впливів на населення.

Водночас, за консервативними оцінками, забруднення підземних вод ураном, а також поверхневих вод марганцем, в нинішніх умовах може бути потенційним джерелом неприйнятних токсикологічних впливів на населення.

Уран може створювати негативні впливи, насамперед, внаслідок споживання підземних вод для пиття. Марганець може бути потенційним джерелом негативних впливів на населення внаслідок накопичення в рибі (за умови, що в розрахунках використовуються максимальні літературні значення коефіцієнта накопичення цього елемента). За літературними даними (ІАЕА, 2010), марганець характеризується широким діапазоном коефіцієнту накопичення для риб. З метою зменшення невизначеності результатів токсикологічної оцінки для марганцю доцільно визначити конкретні значення коефіцієнту накопичення цього елемента в рибі для водних об'єктів, розташованих поблизу майданчика ПХЗ.

Токсикологічні впливи від хрому, нікелю та свинцю в підземних та поверхневих водах за нинішніх умов є низькими.

Використання підземних вод на промисловому майданчику ВО ПХЗ є потенційним джерелом негативних впливів на населення як з точки зору

1 радіологічних, так і токсикологічних позицій (зокрема, внаслідок високого
2 вмісту урану). Тому важливо здійснювати моніторинг підземного
3 розповсюдження ореолів забруднених підземних вод від джерел забруднення
4 на проммайданчику ВО ПХЗ за його межі в напрямку річки Коноплянка та
5 розробити адекватну мережу моніторингу підземних вод нижче за течією від
6 проммайданчика ВО ПХЗ.

7 Деякі плани реабілітації проммайданчика ПХЗ передбачають
8 дезактивацію північного сектору проммайданчика ПХЗ і звільнення цієї
9 території від контролю з боку регуляторних органів. Наведені розрахунки
10 показують, що навіть після дезактивації поверхневих ґрунтів, на
11 промисловому майданчику ВО ПХЗ залишаються ризики, пов'язані із
12 забрудненням підземних вод. Відповідно, будуть потрібні довгострокові
13 обмеження на використання підземних вод на цій території.

14 Для розглянутих сценаріїв було розраховано набір дозових коефіцієнтів,
15 які можна використовувати для оцінок радіологічних та токсикологічних
16 впливів на населення для інших майданчиків .

Розділ 5. Прогнозування довгострокових негативних впливів хвостосховища «Західне» на довкілля і людину

Для прогнозування довгострокових впливів хвостосховища «Західне» на забруднення підземних вод і р.Коноплянка було розроблено гео-фільтраційну і гео-міграційну моделі і виконано комплекс розрахунків прогнозних радіологічних і токсикологічних впливів на людину і довкілля, які наведені в цьому розділі дисертації. При підготовці розділу 4 використано матеріали публікацій дисертанта із співавторами (Заноз, Бугай, 2023; Zanoz, Bugai, 2024).

5.1 Моделювання геофільтраційних процесів

5.1.1 Методика моделювання геофільтраційних процесів

Для розрахунків фільтраційних процесів було використане програмне забезпечення Visual Modflow 3.0 (<https://www.waterloohydrogeologic.com/products/visual-modflow-flex/>), яке є пре-процесором / пост-процесором для програми MODFLOW (McDonald and Harbaugh, 1984). Розрахунки фільтрації виконувалися у профільній схематизації для умов сталої фільтрації підземних вод. Розрахунковий профіль показаний на рис. 12-а. Для калібрування (підбору параметрів) фільтраційної моделі на основі даних моніторингу РГВ у спостережних свердловинах використовувалася програма PEST (Doherty, Hunt, 2010) (www.pesthomepage.org).

5.1.2 Результати калібрування моделі і розрахунки геофільтраційних процесів (поточні умови)

Розрахункова сітка та граничні умови профільної геофільтраційної моделі, побудованої із застосуванням програми Visual Modflow 3.0, що описує

сталу фільтрацію підземних вод у системі «хвостосховище «Західне» - р. Коноплянка», показані на рис. 27, а. На південній і північній границях профілю задавалися граничні умови першого роду (значення напору підземних вод на основі даних спостережень). На р. Коноплянка задавалася гранична умова типу “River”. В межах хвостосховища задавалося значення інфільтраційного живлення 50 мм/рік, яке було оцінене методом балансу хлор-іону в підземних водах (див. розділ 3.1.1).

В межах першої і другої терас задавалися значення інфільтраційного живлення відповідно 200 і 150 мм/рік, що відповідає нижній межі з діапазону оцінок, одержаних із застосуванням WTF-методу (див. розділ 3.1.2). Використання більших значень інфільтраційного живлення призводило до завищених значень коефіцієнтів фільтрації при калібруванні моделі, які не узгоджуються з даними дослідно-фільтраційних робіт (див. розділ 2.3).

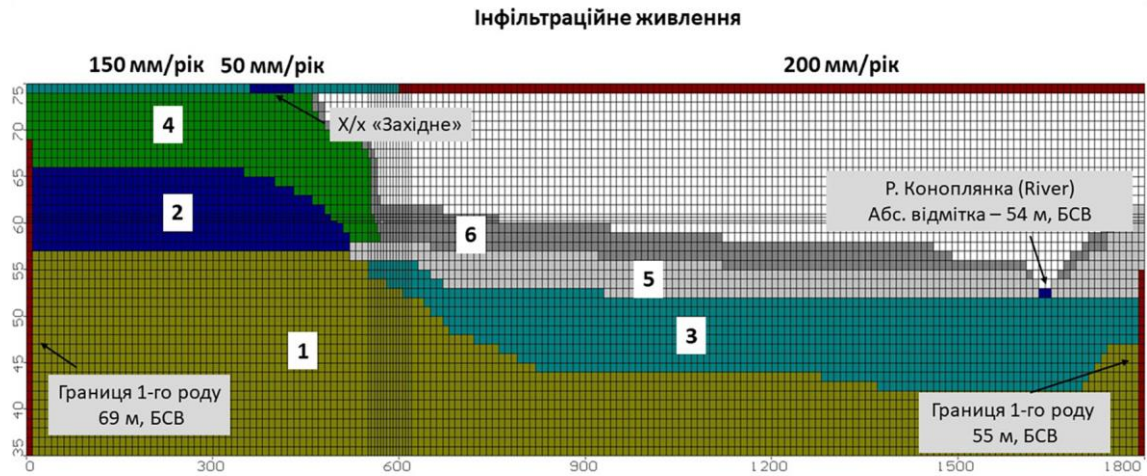
Калібрування фільтраційної моделі відбувалося шляхом підбору коефіцієнтів фільтрації (Кф) водоносного горизонту в алювіальних відкладах для ділянок першої і другої терас р. Дніпро (рис. 27, а). В якості критерію для калібрування використані середні за період спостережень (2005–2021 рр.) значення напору підземних вод у спостережних свердловинах між хвостосховищем і р. Коноплянка (див. рис. 28). Для інших різновидів порід застосовані оцінки Кф за даними попередніх досліджень з моделювання (Skalskij et al., 2011; Ткаченко та ін., 2020). За результатами калібрування моделі Кф для алювіальних пісків першої тераси оцінюється в 13 м/добу, для другої тераси - 1,3 м/добу.

Варто зазначити, що одержане при калібруванні фільтраційної моделі значення Кф для пісків першої тераси узгоджується з діапазонною оцінкою коефіцієнта фільтрації 7,8–15,6 м/добу, яка була одержана при проведенні трасерного експерименту в св. 106 (Див. розділ 2.3.2).

Гідродинамічна сітка фільтрації відкаліброваної моделі показана на рис. 27, б. Час фільтрації підземних вод від хвостосховища до р. Коноплянка оцінюється на відкаліброваній моделі в 13 років. Це помітно менше, ніж

1 попередні оцінки на регіональній фільтраційній моделі, де відповідний час
 2 фільтрації підземних вод оцінювався у 20 років.

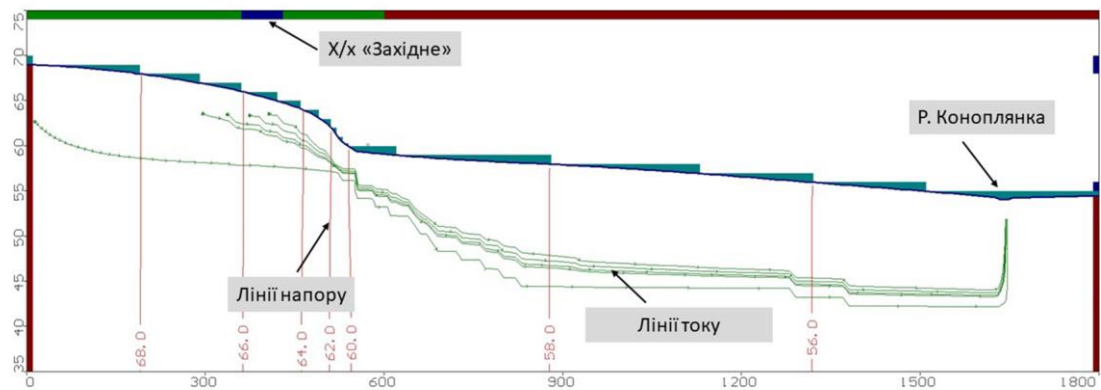
3



4

5

а



6

7

б

8 Рис. 27. а. - розрахункова сітка, коефіцієнти фільтрації і граничні умови
 9 профільної фільтраційної моделі хвостосховища «Західне»: 1 - тріщинуваті
 10 граніти, $K_f = 0.0001$ м/добу; 2 - алювіальні піски (друга тераса), $K_f = 1.3$
 11 м/добу; 3 - алювіальні піски (перша тераса), $K_f = 13$ м/добу; 4 - лесові
 12 суглинки, $K_f = 0.1$ м/добу; 5 - супіски, $K_f = 2.5$ м/добу; 6 - техногенні ґрунти,
 13 $K_f = 0,3$ м/добу). б. - Гідродинамічна сітка фільтрації за даними моделювання
 14 для відкаліброваної моделі.

15

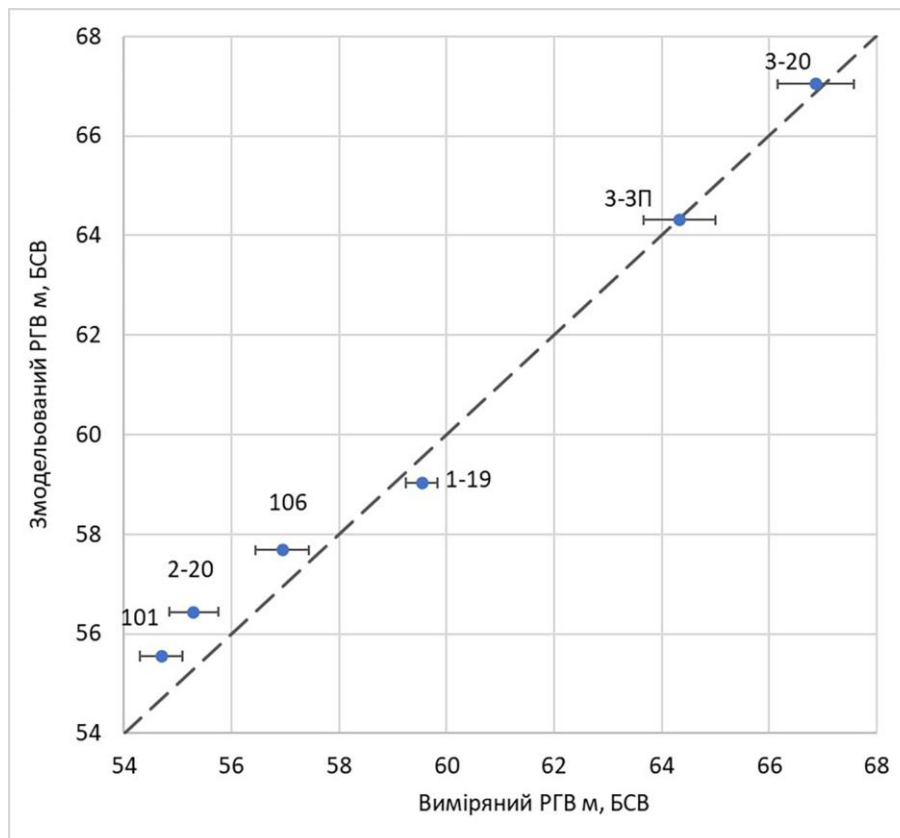


Рис. 28. Результати калібрування фільтраційної моделі. Горизонтальні риси показують стандартне відхилення значень РГВ у свердловинах за період спостережень.

5.2 Прогнозне моделювання геоміграційних процесів

5.2.1 Створення геоміграційної моделі хвостосховища «Західне»

Моделювання міграції радіонуклідів ряду розпаду урану-238 вздовж стрічки току підземних вод від хвостосховища «Західне» в напрямку р.Коноплянка виконувалося за допомогою програмної системи Ecolgo 8.0 з використанням бібліотеки NORMAYSA (<http://project.facilia.se/normalysa/software.html>) (IAEA, 2023). Раніше аналогічний підхід для моделювання міграції радіонуклідів в підземних водах використовувався в роботах (Skalskjiy et al., 2011; Ene et al., 2018).

1 Модель моделює міграцію радіонуклідів для наступного ланцюга
2 розпаду урану-238: $U-238 \rightarrow Ra-226 \rightarrow Pb-210 \rightarrow Po-210$. Процес міграції
3 радіонуклідів в ґрунтах зони аерації і у водоносному горизонті (вздовж стрічки
4 току) описується рівнянням адвекції-дисперсії з урахуванням сорбції
5 радіонуклідів, що описується моделлю K_d (лінійна обмінна рівноважна
6 сорбція). При цьому автоматично враховується радіоактивний розпад і
7 накопичення дочірніх радіонуклідів. Для моделювання адвекції-дисперсії
8 використовується «Транспортний блок» Ecolgo, що забезпечує точне
9 чисельне розв'язання рівняння адвекції-дисперсії.

11 5.2.2 Методика моделювання довгострокових радіологічних та
12 токсикологічних впливів на населення від різних сценаріїв водовикористання

14 Для прогнозування радіологічних і токсикологічних впливів від
15 використання забруднених підземних вод (із свердловин) і поверхневих вод
16 (р.Коноплянка) використовувався підхід і математичні моделі, описані у
17 розділі 4. Розглядаються сценарії можливого використання забруднених
18 водних ресурсів у зоні ПХЗ гіпотетичними «представницькими особами» з
19 числа місцевого населення (Таблиця 10).

20 Варто зазначити, що міграція урану в підземних водах є джерелом не
21 тільки радіологічних, але й токсикологічних впливів через хімічну токсичність
22 цього елемента (Carvalho et al., 2023). Токсикологічні впливи на здоров'я
23 людини від урану оцінювалися за методологією, описаною в розділі 4.2.3.

25 5.2.3 Калібрування гео-міграційної моделі 26 і довгостроковий прогноз міграції радіонуклідів

28 Блок-схема гео-міграційної моделі побудованої із використанням
29 бібліотеки програм NORMALYSA, що описує міграцію радіонуклідів із
30 хвостосховища «Західне» в підземні води і в р.Коноплянка, показана на Рис.29.

Стрілки показують передачу параметрів (концентрації, потоки радіонуклідів в підземних водах) між основними компартментами моделі, що моделювалися відповідними блоками NORMALYSA. Для моделювання вилуговування радіонуклідів із хвостосховища використовувався модуль NORMALYSA “Tailings without cover”, в якому реалізована математична модель описана в (Baes and Sharp, 1983). Модуль “Unsaturated zone” моделює вертикальну міграцію радіонуклідів в ґрунтах зони аерації. Ділянка водоносного горизонту під хвостосховищем, де відбувається змішування вертикального інфільтраційного потоку із хвостосховища з латеральним фільтраційним потоком, моделюється модулем “Aquifer Mixing”. Модуль “Aquifer” моделює латеральний перенос вздовж стрічки току підземних вод в напрямку р.Коноплянка. Концентрація радіонуклідів в р.Коноплянка визначалася на основі моделі змішування.

Геометричні, фізичні і радіаційні характеристики тіла хвостосховища і параметри зони аерації наведені в Таблиці 15.

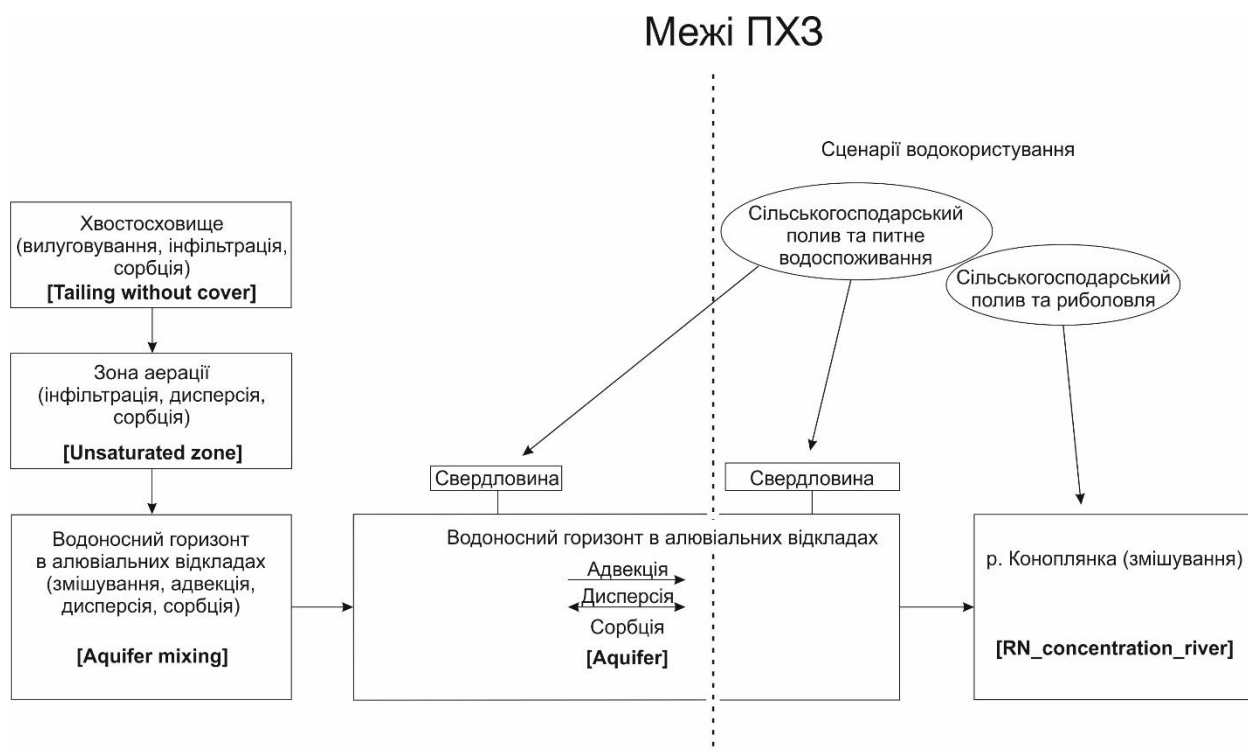


Рис. 29. Блок-схема геоміграційної моделі для хвостосховища «Західне» з основними компонентами (компартаментами), описом змодельованих процесів

переносу радіонуклідів, і назвами модулів з бібліотеки NORMALYSA, використаних для моделювання відповідного компармента (в квадратних дужках).

Таблиця 15. Геометричні, фізичні і радіаційні характеристики тіла хвостосховища і параметри зони аерації (згідно даних Процак і ін., 2013; Bugai et al., 2015).

Параметр	Значення
Площа хвостосховища, тис.м ²	40,2
Середня потужність шару хвостів, м	6,3
Середня потужність зони аерації, м	9
Щільність матеріалу хвостів, кг/м ³	1280
Вологість матеріалу хвостів, %	23
Щільність ґрунтів зони аерації, кг/м ³	2000
Вологість ґрунтів зони аерації, %	18
Середня активність радіонуклідів у хвостах, Бк/кг	
U-238/ U-234	1700
Ra-226	5900
Pb-210	5800
Po-210	5800

Фільтраційні потоки між компартментами моделі визначалися згідно результатів розрахунку Visual Modflow (див.розд. 5.1.2). При розрахунку було прийнято, що середня потужність водоносного горизонту – 5 м, пористість пісків – 0,3. Інші гідродинамічні параметри наведені в Таблиці 16.

Таблиця 16. Гідродинамічні параметри використані для параметризації міграційної моделі

Параметр	Значення	Метод оцінки	Посилання
----------	----------	--------------	-----------

Величина інфільтраційних витоків із хвостосховища, мм/рік	50	Метод балансу хлору	Розділ 3.1.1
Інфільтраційне живлення в межах 1-ої тераси, мм/рік	200	WTF-MRC метод, калібрування фільтраційної моделі	Розділ 3.1.2
Інфільтраційне живлення в межах 2-ої тераси, мм/рік	150	WTF-MRC метод, калібрування фільтраційної моделі	Розділ 3.1.2
Швидкість фільтрації Дарсі в відносному горизонті	19	Трасерний експеримент, калібрування фільтраційної моделі	Розділ 2.3.2 та 5.1.2

До ключових параметрів гео-міграційної моделі належать сорбційні коефіцієнти розподілу (K_d) радіонуклідів. Значення K_d для основних компартментів моделі (хвостосховище, зона аерації, водоносний горизонт) були прийняті згідно даних попередніх досліджень і літературних даних, а також шляхом калібрування моделі (Таблиця 17). Калібрування моделі з використанням даних режимних спостережень було застосовано для оцінки K_d ізотопів урану для ґрунтів водоносного горизонту в алювіальних відкладах, де в 2005 – 2021 спостерігалась поступова дисперсія ореолу урану вздовж стрічки току підземних вод. Результати калібрування моделі описані нижче.

Таблиця 17. Значення K_d для основних компартментів моделі, м³/кг

Радіонуклід	Значення K_d , м ³ /кг	Посилання
Тіло хвостосховища		
U-238/234	0,0052	Розділ 3.2.2
Ra-226	0,8	Розділ 3.2.2
Pb-210	1,8	Розділ 3.2.2
Po-210	0,46	Розрахунок in-situ
Зона аерації і водоносний горизонт		
U-238/234	0,008	Калібрування моделі

Ra-226	2,5	IAEA, 2010
Pb-210	2	IAEA, 2010
Po-210	0,21	IAEA, 2010

За початок прогнозу був прийнятий 2005 р., коли в зоні впливу хвостосховища «Західне» були розпочаті регулярні режимні спостереження, і відповідно наявні дані про початковий розподіл радіонуклідів в підземних водах. Концентрації радіонуклідів у підземних водах під хвостосховищем були прийняті рівними максимальним концентраціям, що спостерігаються в порових розчинах у нижче залягаючих підземних водах в межах тіла хвостосховища (що вважається консервативним припущенням).

Для ґрунтів зони аерації початкове забруднення радіонуклідом “і” ($C_{soil,i}$) розраховувалося згідно формули $C_{soil,i} = C_{pore,i} \times K_{d,tailing,I}$, де $C_{pore,i}$ – концентрація радіонукліда в порових розчинах хвостосховища (на 2005 р.), $K_{d,soil,I}$ – сорбційний коефіцієнт ґрунтів зони аерації. При заданні початкових умов в геоміграційній моделі припускалося що активність полонію-210 знаходиться у рівновазі із свинцем-210.

Калібрування моделі проводилося шляхом підбору K_d урану (діапазон значень від 1 до 30 л/кг) і параметру латеральної гідродисперсії (α_L) (діапазон від 10 до 100 м) таким чином щоб мінімізувати середньоквадратичне відхилення розрахованої концентрації ізотопів урану в підземних водах від даних режимних спостережень за 2005-2021 для спостережних свердловин, розташованих в зоні впливу хвостосховища «Західне». Найменші похибки для різних значень параметру гідродисперсії були отримані у діапазоні K_d 6-10 л/кг (рис. 30). Результати калібрування геоміграційної моделі представлені на Рис.31.

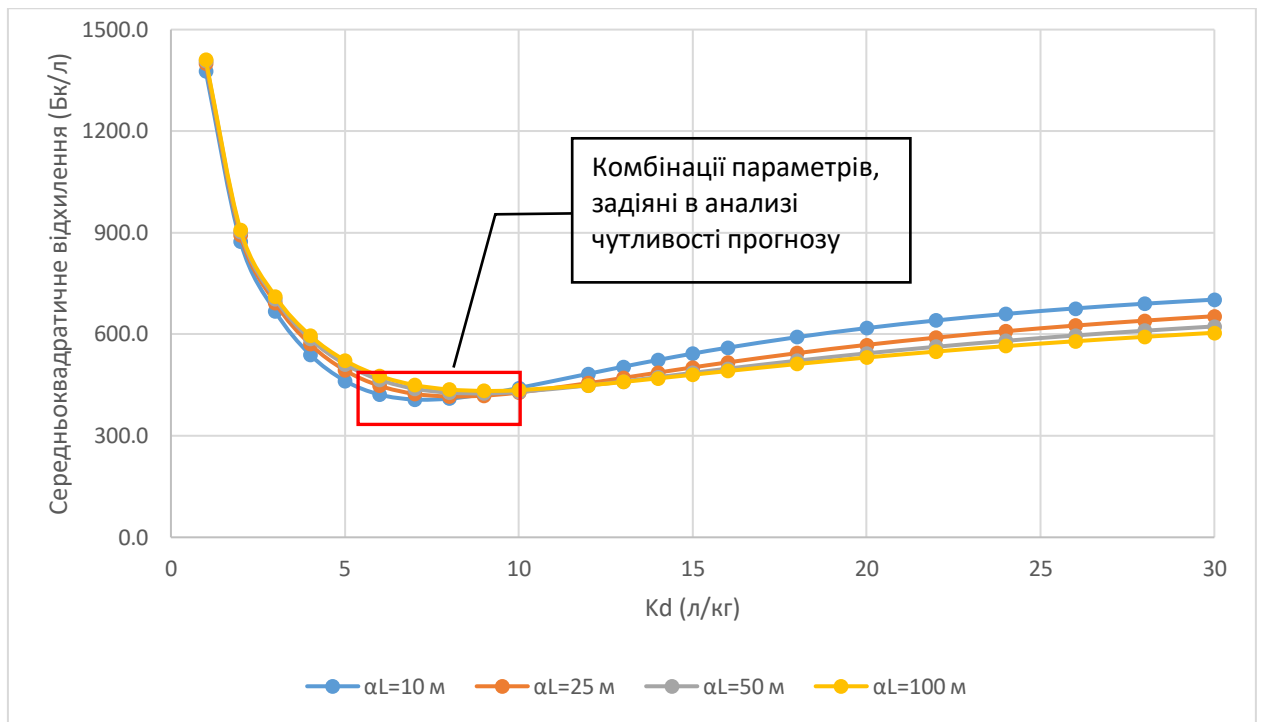
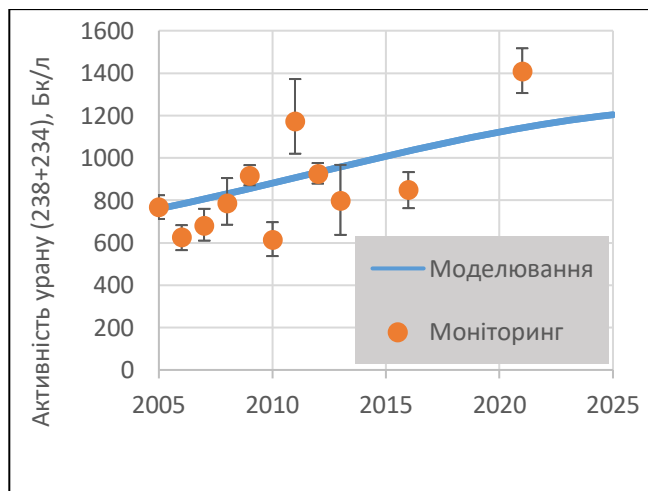
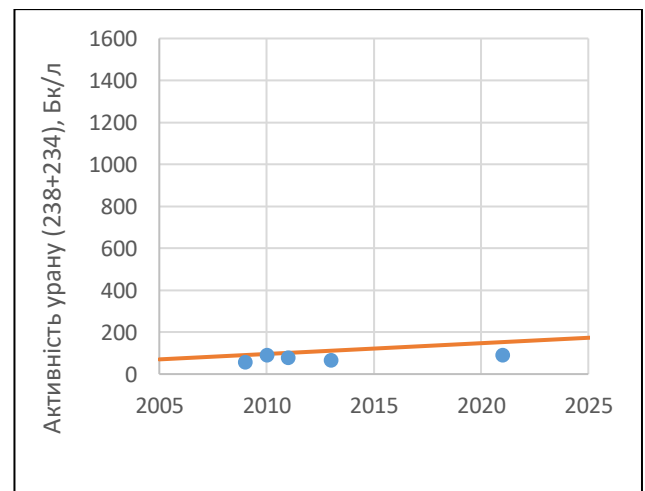


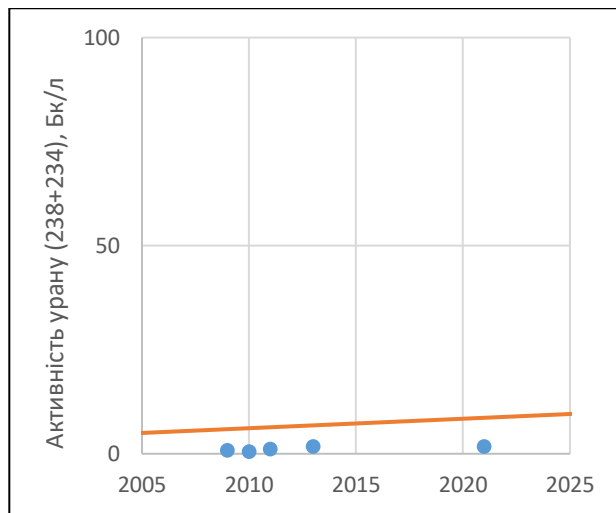
Рис. 30. Графік середньоквадратичного відхилення (для св.3-зп, 1-19) результатів моделювання від моніторингових даних в залежності від значень Kd і параметра дисперсивності при калібруванні гео-міграційної моделі.



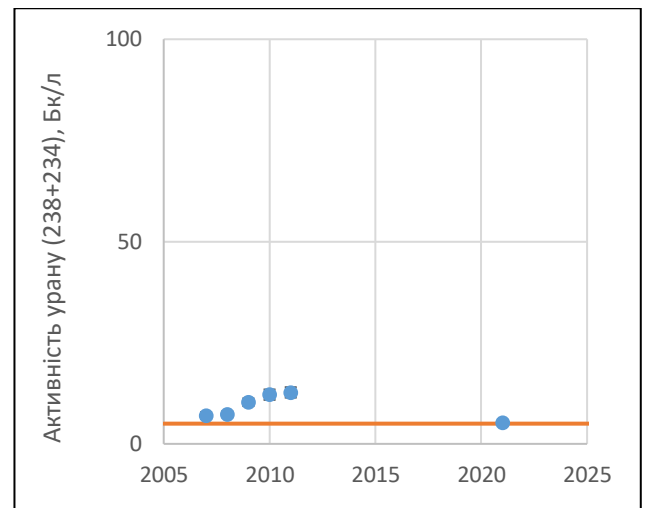
(а) св.3-ЗП



(б) св.1-19



(в) св.106



(г) св.2-20

Рис. 31. Графіки відкаліброваної гео-міграційної моделі переносу урану в підземних водах у порівнянні з даними спостережень: (а) св.3-3П, (б) св.1-19, (в) св.106, (г) св.2-20

В результаті були підібрані наступні значення гео-міграційних параметрів для водносного горизонту в алювіальних відкладах: $K_d = 8 \pm 2$ л/кг (для урану), $\alpha_L = 25$ м. За браком інших даних, такі ж самі значення K_d урану використовувалися для ґрунтів зони аерації. На рисунку 31 представлено графіки концентрацій урану 238/234 у підземних водах за даними моніторингу та результатами моделювання за допомогою гео-міграційної моделі для обраних значень параметрів.

Одержані при калібруванні значення K_d урану відповідають нижньому діапазону значень K_d цього елементу, відомому з літератури (U.S. EPA, 1999; ІАЕА, 2010, 2023), і є близькими до експериментально визначених значень K_d U для хвостового матеріалу хвостосховища «Західне» (Процак і ін., 2013; розділ 3.2.2). Як вже зазначалося, висока мобільність U в підземних водах може бути обумовлена, тим що, згідно геохімічного моделювання, цей елемент мігрує у ступені окислення +6 у вигляді карбонатних комплексів уранілу (UO_2^{2+}), в т.ч. у вигляді негативно заряджених комплексів (див. розділ 3.2.1).

Відкалібрована геоміграційна модель була використана для довгострокових прогнозів міграції радіоактивних забруднювачів в підземних водах від хвостосховища «Західне» в напрямку р.Коноплянка, розташованої на відстані 1200 м.

Динаміка переміщення вздовж стрічки току ореолу забруднених ізотопами урану підземних вод показана на рис.32. Прогнозна швидкість міграції урану в підземних водах оцінюється близько 1 м/рік, що майже в 100 разів повільніше порівняно з дійсною швидкістю фільтрації підземних вод. Така повільна швидкість міграції обумовлена сорбцією і утриманням урану матрицею ґрунтів водоносного горизонту.

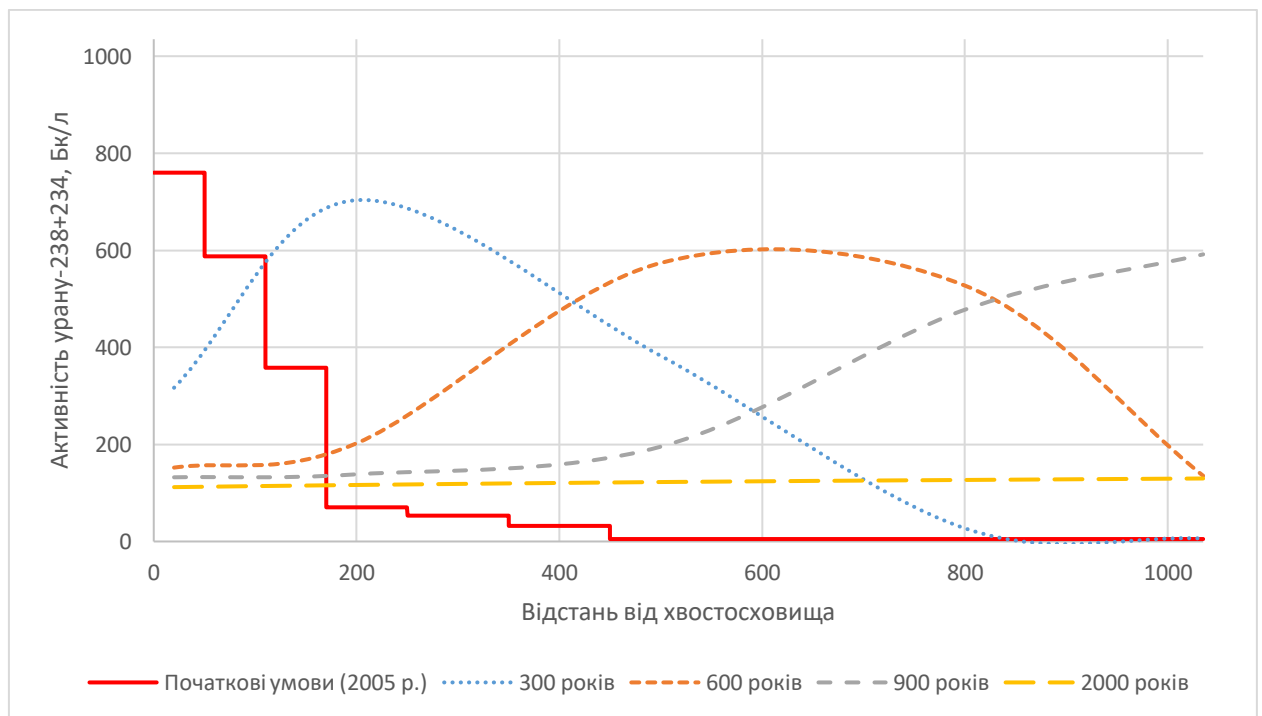


Рис. 32. Довгостроковий прогноз міграції ореолу урану в підземних водах від хвостосховища вздовж стрічки току в напрямку р.Конплянка.

Для поступового само-очищення водносного горизонту від забруднення ураном згідно прогнозних розрахунків потрібні тисячі років (див. Рис.32), тобто радіоактивне забруднення підземних вод є довгостроковою проблемою.

Прогнозний графік виносу урану підземними водами із хвостосховища «Західне» в р.Коноплянка показаний на рис.33. Витрати води в р.Коноплянка при прогнозі прийняти рівними 1 м³/с. Винос урану починає помітно впливати на вміст радіонукліду в р.Коноплянка через 400 років, і сягає максимуму через 920 років, коли приріст концентрації урану в річці за рахунок підземного виносу сягає близько 0,5 Бк/л.

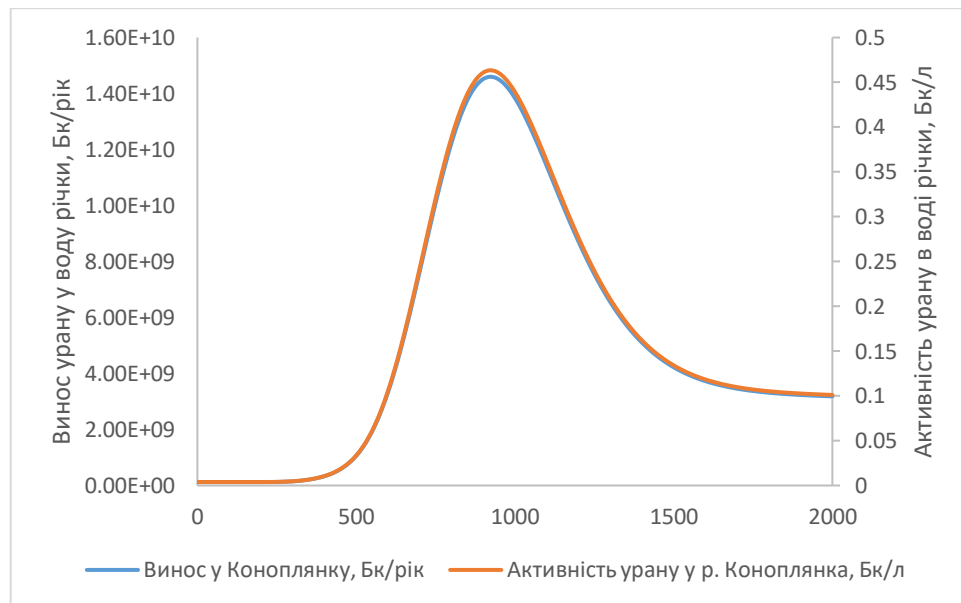


Рис. 33. Прогноз виносу урану із хвостосховища «Західне» в р.Коноплянка і результуючої концентрації у воді річки.

5.2.4 Аналіз чутливості результатів прогнозу до значень параметрів K_d і α_L

Згідно результатів калібрування геоміграційної моделі існує набір комбінацій значень коефіцієнту розподілу (K_d) і параметру гідродисперсії (α_L), які дають близькі значення середньоквадратичної похибки «модель - спостереження» в межах 5% (тобто всі ці набори забезпечують приблизно однаково добрий збіг моделювання і даних моніторингу).

Тому було виконано розрахунки з метою оцінити чутливість результатів геоміграційних прогнозів до варіації вхідних значень K_d і α_L у відповідних діапазонах комбінацій цих параметрів.

У якості контрольних результатів розрахунку було обрано максимальні розрахункові значення концентрації урану в св.2-20 (за межами території ПХЗ) та в р.Коноплянка і час досягнення відповідних значень (Рис. 34). Розрахований в ході аналізу чутливості час досягнення максимальної концентрації урану в св.2-20 і в р.Коноплянка для різних комбінацій гео-міграційних параметрів варіює в 20-25%, а значення максимальної активності урану коливаються у межах 15-20% порівняно до базового прогнозу

Для всіх комбінацій параметрів максимальні прогностні концентрації урану в р.Коноплянка складають менше 1 Бк/л.

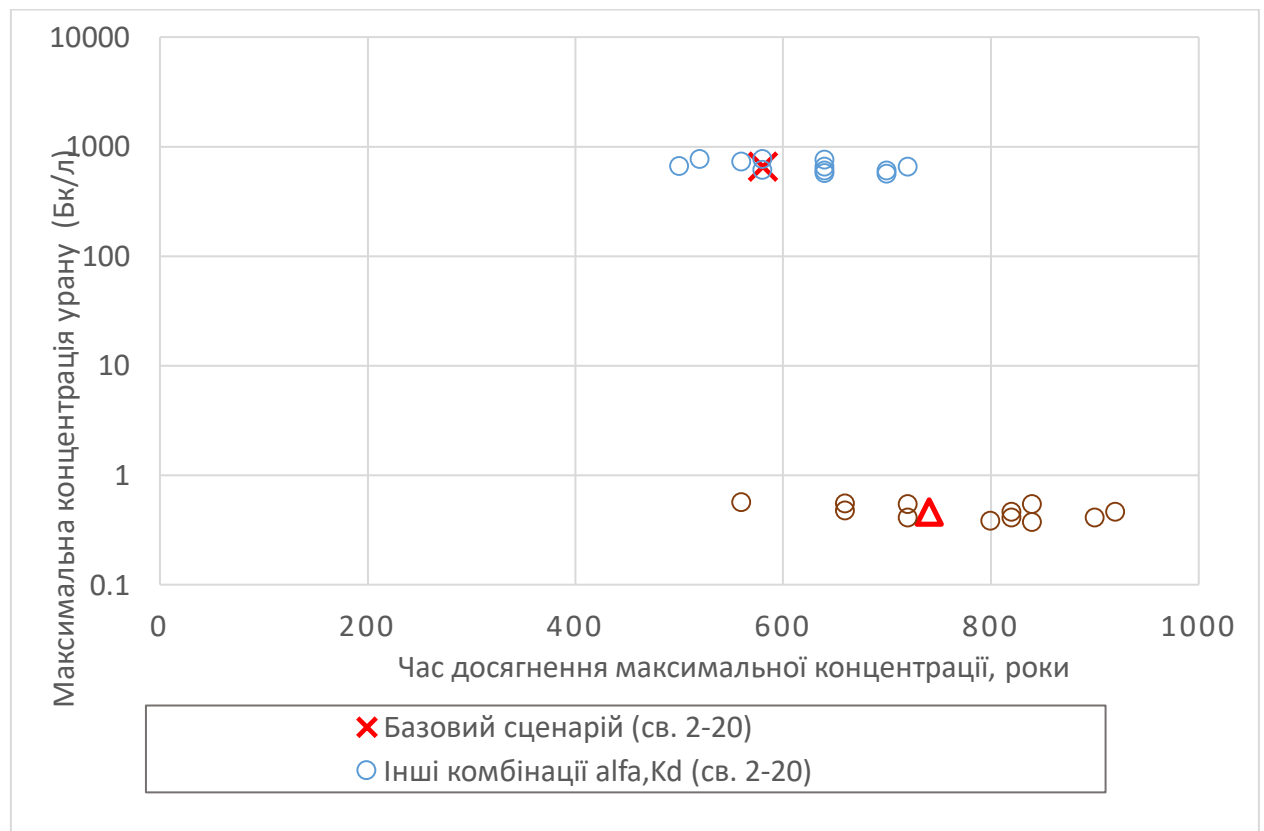
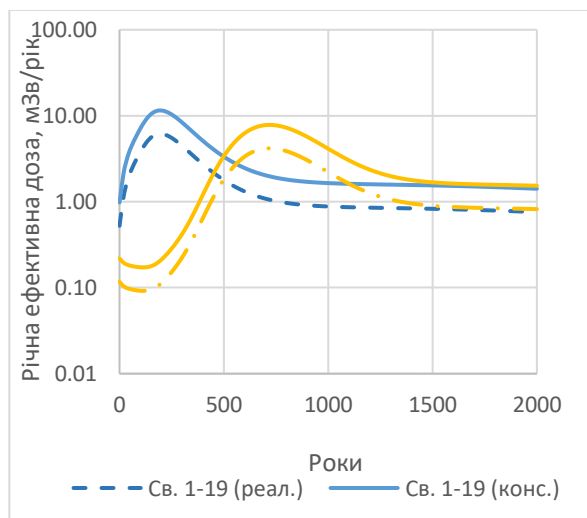


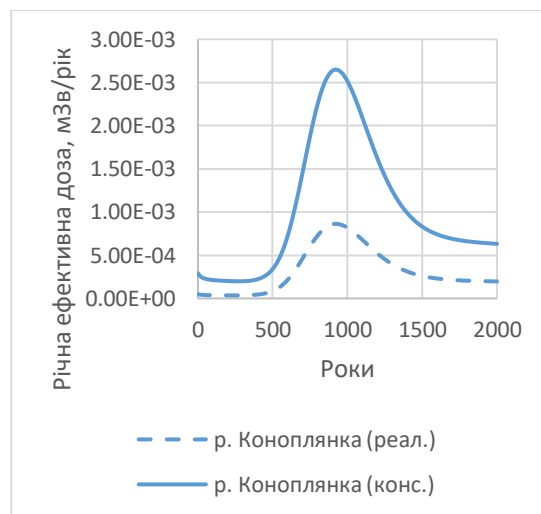
Рис. 34. Результати аналізу чутливості моделі: максимальні значення концентрації урану в воді і час досягнення максимуму для св.2-20 і р.Коноплянка в залежності від значень параметрів α_L (м) та K_d (л/кг).

5.2.5 Довгострокові радіологічні та токсикологічні впливи на населення від різних сценаріїв водовикористання

Згідно прогнозів споживання підземних вод за межами промайданчику ПХЗ нижче за потоком від хвостосховища стає небезпечним з радіологічних позицій (доза опромінення > 1 мЗв/рік) через 380-440 років (рис. 35-а) а з токсикологічних позицій (індекс небезпеки для урану $HI > 1$) – через 200-260 років (рис. 36-а). Дозові розрахунки для р.Коноплянка показують, що розглянуті сценарії водокористування є безпечними в довгостроковій перспективі (включаючи консервативний набір даних) (Рис.35-б). Згідно результатів токсикологічних оцінок винос урану підземними водами в р.Коноплянка не призводить до небезпечного забруднення поверхневих вод ($HI < 1$) (рис. 36-б).

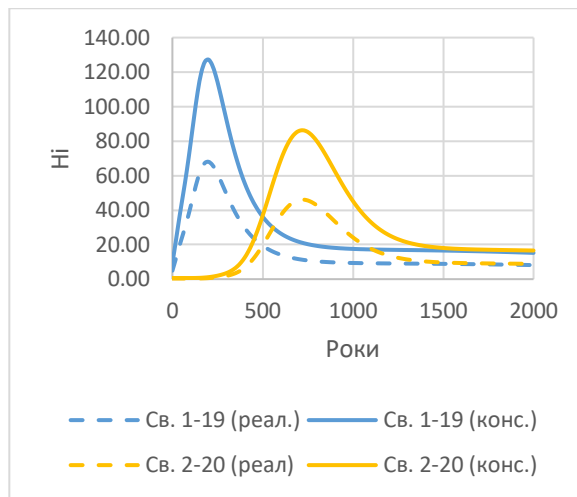


(а) Водокористування з свердловин

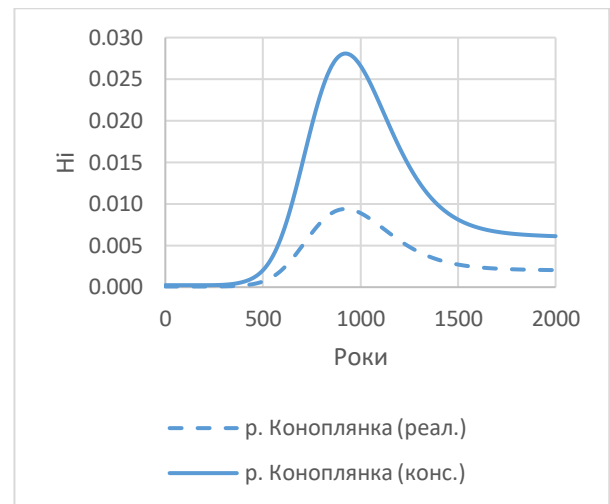


(б) Водокористування з р.Коноплянка

Рис. 35. Прогнозні дози опромінення для сценаріїв водокористування із свердловин і для р.Коноплянка: (а) Водокористування з свердловин, (б) Водокористування з р.Коноплянка



(а) Водокористування з свердловин



(б) Водокористування з р.Коноплянка

Рис. 36 Прогнозні токсикологічні впливи від урану для сценаріїв водокористування із свердловин і для р.Коноплянка: (а) Водокористування з свердловин, (б) Водокористування з р.Коноплянка

Таким чином, результати моделювання свідчать про необхідність обмежень на використання підземних вод нижче за потоком від хвостосховища в межах промислового майданчику ПХЗ, а в довгостроковій перспективі – і за його межами. При цьому забруднення р. Коноплянка за рахунок міграції радіонуклідів із хвостосховища не являє неприйнятних радіологічних і токсикологічних впливів внаслідок розбавлення забруднень в поверхневих водах.

5.2.6 Вплив можливих ремедіаційних заходів на стан забруднення гідрогеологічного середовища та гідродинамічні умови міграції радіоактивних забруднювачів із хвостосховища

Останні роки розглядалася можливість проведення низки заходів у рамках робіт з ремедіації території ПХЗ, які потенційно можуть вплинути на умови міграції радіоактивних забруднювачів у підземні води із хвостосховища «Західне».

Зокрема, для зниження підтоплення території ПХЗ пропонувалося поглиблення русла р. Коноплянка і пониження рівня води в ній на 1 м. Для хвостосховища «Західне» розглядалися варіанти ремедіації з вилученням хвостового матеріалу або влаштуванням покращеного ґрунтового верхнього екрана. Також було запропоновано захід, що полягає у ремонті мереж водопроводу, каналізації і дренажних колекторів на території ПХЗ для ліквідації техногенних витоків, що може вплинути на інфільтраційне живлення підземних вод. Крім того, було розглянуто сценарій довгострокових змін клімату, що може вплинути на величини інфільтраційного живлення підземних вод. Так, для регіонів з помірним кліматом очікується тенденція до збільшення інфільтраційного живлення взимку, зменшення живлення влітку та змішаний ефект восени та навесні, із загальним ефектом у бік збільшення річних величин живлення підземних вод. У Південній Європі інфільтраційне живлення ґрунтових вод, вірогідно, буде нижчим (Rieadel, Weber, 2020; Hughes et al., 2021). Виходячи з консервативних передумов, у відповідному сценарії було зроблено припущення про збільшення інфільтраційного живлення досліджуваної ділянки на 30% порівняно з поточними умовами. Відповідні заходи та їх вплив на гідродинамічні умови, що оцінені за допомогою геофільтраційної моделі, представлені в таблиці 17.

Виконані розрахунки показують, що змодельовані сценарії ремедіаційних заходів, за винятком ремонту водопровідних мереж, мають відносно незначний вплив на гідродинамічні умови в зоні впливу хвостосховища. Зменшення техногенної компоненти інфільтраційного живлення внаслідок ремонту водопровідних мереж призводить до помітного зменшення швидкостей фільтрації і відповідно збільшує час міграції радіоактивних забруднень за межі проммайданчика ПХЗ і в напрямку р. Коноплянка. Також цей захід матиме позитивний вплив на зменшення підтоплення території ПХЗ. Таким чином, розрахунки показують доцільність реалізації зазначеного заходу з позицій поліпшення гідрогеологічних умов на

1 території ПХЗ та захищеності підземних і поверхневих вод від техногенного
2 забруднення.

3

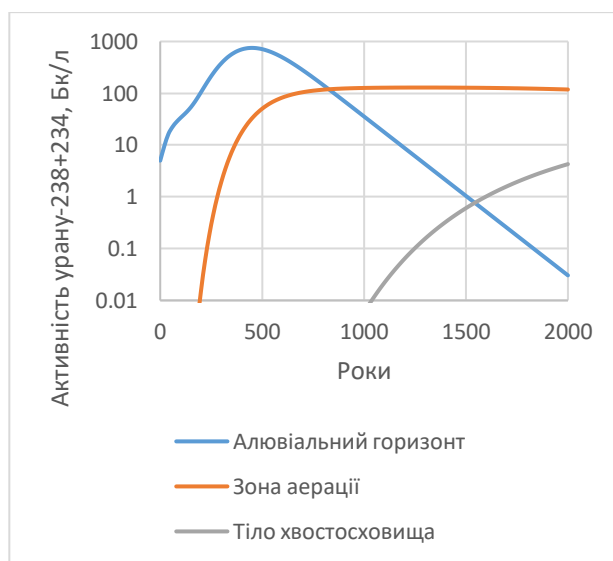
4 Таблиця 17. Вплив ремедіаційних заходів на проммайданчику ПХЗ і змін
5 клімату на гідродинамічні умови фільтрації підземних вод в зоні
6 хвостосховища «Західне».

Сценарій ремедіаційних заходів	Результати	
	Час фільтрації до р.Коноплянка, років	Швидкість фільтрації Дарсі, м/рік
Базовий сценарій	13	19
Поглиблення русла і зменшення рівня р.Коноплянка на 1 м	12	21
Облаштування нового екрану на хвостосховищі «Західне» (інфільтраційне живлення зменшується до 10 мм/рік)	13	19
Вилучення хвостів (видаляється джерело забруднення в хвостах; інфільтраційне живлення в межах хвостосховища змінюється на значення 150 мм/рік)	12	21
Ремонт мереж водопроводу, каналізації і дренажних колекторів на території ПХЗ для ліквідації техногенних витоків (інфільтраційне в межах майданчику ПХЗ живлення зменшується вдвічі)	17	15
Довгострокові зміни клімату (збільшення інфільтраційного живлення на 30%)	11	23

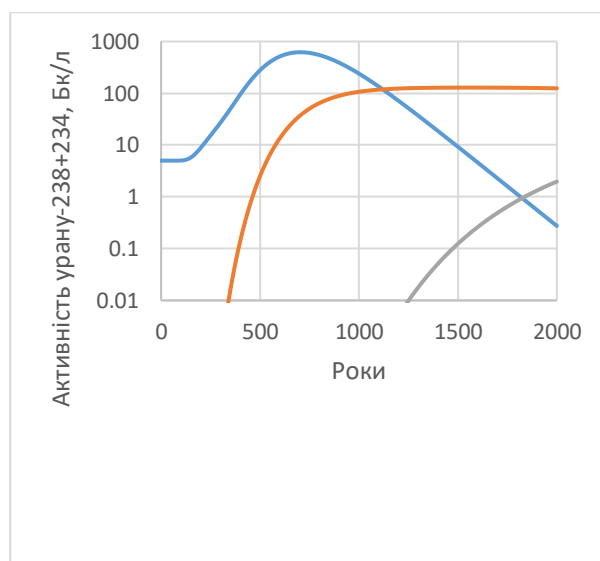
7

8 Результати геоміграційних розрахунків показали, що в найближчу 800 –
9 1100 років концентрація урану свердловинах в зоні впливу хвостосховища

1 буде визначатися головним чином осередком забруднення в алювіальному
 2 водоносному горизонті (станом на 2005 р.), який сформувався в період
 3 експлуатації хвостосховища (Рис. 37). Забрудненні ґрунти зони аерації під
 4 хвостосховищем і тіло хвостосховища мають відносно малий вплив на
 5 прогнозу концентрацію урану в зазначених свердловинах, що обумовлено
 6 облаштуванням на хвостосховищі інженерного екрану, який мінімізує
 7 інфільтрацію порових розчинів із хвостосховища і винос радіоактивних
 8 забруднювачів із відповідних компартментів. Це означає, що вилучення
 9 хвостів із хвостосховища «Західне» і їх перезахоронення на інший пункт
 10 зберігання (напр., хвостосховище «Сухачівське-2», або хвостосховище
 11 «Дніпровське») не буде ефективним заходом з точки зору мінімізації
 12 радіоактивного забруднення підземних вод нижче за потоком від
 13 хвостосховища.



(а) св.106 (500 м)



(б) св.2-20 (800 м)

15 Рис.37. Вклад різних осередків забруднення (станом на 2005 р.) в
 16 довгостроковому забрудненні підземних вод для свердловин на різній відстані
 17 від хвостосховища. (а) св.106 (500 м), (б) св.2-20 (800 м)

5.3 Висновки до розділу 5

Детальна профільна геофільтраційна модель хвостосховища «Західне» на основі програми Visual Modflow, побудована і відкалібрована із використанням уточнених даних про геологічну будову і гідрогеологічні умови досліджуваної ділянки, які були отримані в останні роки, показала суттєво вищі (приблизно на 50%) швидкості фільтрації в водоносному горизонті в зоні впливу хвостосховища «Західне» порівняно з попередніми оцінками на регіональній фільтраційній моделі.

Калібрування моделі міграції радіонуклідів, розробленої з використанням програмної бібліотеки NORMALYSA, за даними спостережень за радіоактивним забрудненням підземних вод у 2005-2021 роках дозволило оцінити коефіцієнт сорбційного розподілу (K_d) для найбільш небезпечних забруднювачів - ізотопів урану-238/234 ($K_d = 8 \pm 2$ л/кг) та спрогнозувати швидкість міграції радіонуклідів у підземних водах, а також оцінити довгострокові радіологічні та токсикологічні впливи від забруднення підземних вод.

Розрахунки показують, що забруднення підземних вод на ділянці між урановим хвостосховищем «Західне» та р. Коноплянка є довгостроковою проблемою. Згідно з прогнозами, основний фронт (>100 Бк/л) забруднених ураном підземних вод досягне р. Коноплянка через 580 (± 120) років, а винос забруднювача в річку досягне максимальних значень через 920 (± 220) років.

Забруднення підземних вод у межах проммайданчика ВО «ПХЗ» радіонуклідами ряду розпаду урану-238 є джерелом неприйнятних довгострокових радіологічних і токсикологічних впливів для людини. Згідно з модельними прогнозами, використання підземних вод за межами ПХЗ нижче хвостосховища «Західне» стає небезпечним (залежно від параметрів дозової моделі) з радіологічної точки зору (доза опромінення > 1 мЗв/рік) через 380-440 років, а з токсикологічної точки зору (індекс безпеки урану $HI > 1$) - через 200-260 років. Враховуючи невизначеності в параметрах переносу (K_d , αL),

цей час може змінюватися в межах 25%. Таким чином, результати моделювання вказують на необхідність довгострокових обмежень на використання підземних вод нижче за течією від уранового хвостосховища «Західне» в межах промислового майданчика ВО ПХЗ, а в більш віддаленій перспективі - за межами проммайданчика ПХЗ. Водночас, забруднення р. Коноплянка внаслідок міграції радіонуклідів з уранового хвостосховища не створює неприйнятних радіологічних і токсикологічних впливів через розбавлення забруднюючих речовин у поверхневих водах.

Моделювання кількох сценаріїв ремедіаційних заходів показало, що ремонт водопровідних мереж на проммайданчику ПХЗ з метою зменшення техногенної компоненти інфільтраційного живлення може привести до помітного зменшення швидкостей фільтрації і сприятиме кращій захищеності підземних і поверхневих вод від радіоактивного забруднення. Вилучення відходів з хвостосховища та їх перезахоронення на іншому об'єкті не буде ефективним заходом з точки зору мінімізації радіоактивного забруднення підземних вод через те, що у найближчі 800-1100 років концентрація урану в свердловинах у зоні впливу хвостосховища визначатиметься переважно джерелом забруднення в алювіальному водоносному горизонті, сформованому за період експлуатації.

Висновки

В результаті виконання дисертаційних досліджень були отримані наступні основні результати.

1. В результаті моніторингових досліджень проведених за участі дисертанта на проммайданчику ПХЗ у 2020-2021 рр. було одержано актуальні дані про забруднення підземних вод в зоні впливу об'єктів ПХЗ радіонуклідами ряду урану-238 і токсичними металами, а також про геохімічні умови в підземних водах. Головними забруднювачами підземних вод є уран (238, 234), макроіони (зокрема, сульфат), токсичні метали (марганець, нікель, свинець, миш'як, ртуть).

2. На основі водобалансних розрахунків було визначено, що забруднення водоносного горизонту в алювіальних відкладах, вірогідно, сформувалося в експлуатаційний період хвостосховища «Західне», в результаті чого сформувалося вторинне джерело радіоактивного забруднення в безнапірному водоносному горизонті в алювіальних відкладах. За результатами геохімічного моделювання міграція забруднювачів із хвостосховища відбувається переважно в окислювальних умовах. Уран мігрує у валентній формі $6+$ у вигляді карбонатних комплексів уранілу (UO_2^{2+}), в т.ч. у вигляді негативно заряджених комплексів, що обумовлює його високу мобільність. Для інших радіонуклідів ряду урану-238 інтенсивної міграції не спостерігається.

Для радіонуклідів ряду урану-238 були розраховані *in situ* значення K_d хвостового матеріалу (уран-238 - 2,5–12 л/кг, радій-226 - 200– 7500 л/кг, свинець-210 – 500-21000 л/кг), що є ключовим параметром для прогнозування геоміграційних процесів.

3. На основі узагальнення даних гідрогеологічного моніторингу, проведених дослідно-фільтраційних робіт і геохімічного моделювання для хвостосховища «Західне» було побудовано концептуальну модель, яка враховує шляхи міграції забруднювачів в геологічному середовищі, захисні фактори (сорбція,

1 дисперсія, радіоактивний розпад, значне розбавлення підземних вод у
2 поверхневих водах), і можливі сценарії використання підземних і поверхневих
3 вод місцевим населенням (питне постачання, зрошення городу і ін.). Ця
4 концептуальна модель стала основою для подальшої побудови прогнозних
5 математичних моделей можливих негативних впливів хвостосховища на
6 довкілля і людину у поточних та прогнозних умовах.

7 4. За результатами розробки комплексу дозових моделей для оцінки впливів
8 від забруднених вод з використанням програми NORMALYSA і проведення
9 розрахунків, в поточних умовах використання підземних і поверхневих вод
10 (р.Коноплянка, р.Дніпро) в зоні впливу об'єктів ПХЗ (за межами
11 промайданчику) не несе неприйнятних радіологічних впливів на населення.
12 За результатами консервативних токсикологічних оцінок потенційно
13 небезпечним є споживання питної води із свердловин внаслідок забруднення
14 ураном, та споживання риби з р.Коноплянка внаслідок її забруднення
15 манганом.

16 5. Із використанням даних гідрогеологічного моніторингу для хвостосховища
17 «Західне» було побудовано і відкалібровано гео-фільтраційну (на основі Visual
18 Modflow) та гео-міграційну (на основі Ecolego / NORMALYSA) моделі.
19 Результати прогнозного моделювання показали що радіоактивне забруднення
20 підземних вод в зоні впливу хвостосховища є довгостроковою проблемою.
21 Прогнозується, що ореол забруднених ураном (>100 Бк/л) підземних вод
22 мігрує за межі промислового майданчику ПХЗ через $420 (\pm 100)$ років, і досягне
23 р. Коноплянка через $580 (\pm 120)$ років. Результати прогнозного моделювання
24 радіологічних та токсикологічних впливів на гідрогеологічне середовище
25 свідчать про необхідність довгострокових обмежень на водокористування
26 підземними водами нижче за потоком від хвостосховища в межах
27 промислового майданчику ПХЗ, а в більш довгостроковій перспективі – і за
28 його межами.

29 6. Результати моделювання ряду варіантів ремедіаційних заходів показали, що
30 сценарій вилучення хвостів із хвостосховища (і їх перезахоронення на інший

пункт зберігання) не буде ефективним заходом внаслідок значного впливу на гідрогеологічне середовище вторинного осередку забруднення, який сформувався під хвостосховищем в алювіальному горизонті в період експлуатації. Згідно фільтраційних розрахунків, ремонт водопровідних мереж на проммайданчику ПХЗ з метою зменшення техногенної компоненти інфільтраційного живлення може призвести до помітного зменшення швидкостей фільтрації, і сприяє кращій захищеності підземних і поверхневих вод від радіоактивного забруднення . Зазначені результати можуть бути враховані при розробці планів ремедіації і ревіталізації промислового майданчика ПХЗ.

Вищеперераховані методи є універсальними та можуть бути застосовані для оцінок впливу на гідрогеологічне середовище та населення від інших схожих уранових спадкових об'єктів.

Список літератури

1. Baes C., Sharp R.. A proposal for estimation of soil leaching and leaching constants in assessment models. *Journal of Environmental Quality* 12 (1) (1983) 17. <https://doi.org/10.2134/jeq1983.00472425001200010003x>
2. Balances and consumption of the main food products by the population of Ukraine (Kyiv: State Statistics Service of Ukraine, 2021) 57p. (https://ukrstat.gov.ua/druk/publicat/kat_u/2021/zb/07/Zb_Bsph_2020.pdf).
3. Balonov M., Chipiga L., Kiselev S., Sneve M., Yankovich T., Proehl G. Optimisation of environmental remediation: how to select and use the reference levels. *J. Radiol. Prot.* 38 (2018) 819–830 (12pp)
4. Bear J. (1979) *Hydraulics of Groundwater*. McGraw-Hill, N.Y.
5. Bellamy M. B., Dewji S. A., Leggett R. W. et al., 2019. External exposure to radionuclides in air, water and soil. External Dose Rate Coefficients for General Application. FGR 15 / EPA 402-R-19-002. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, 2019. 346 p.
6. Bergström U., Nordlinder S., Aggeryd I.. Models for dose assessments. Modules for various biosphere types (Stockholm: Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., 1999). 147 p.
7. Bister S., Birkhan J., Lüllau T., Bunka M., Solle A., Stieghorst C., Riebe B., Michel R., Walther C. Impact of former uranium mining activities on the floodplains of the Mulde River, Saxony, Germany. *Journal of Environmental Radioactivity* 144 (2015) 21-31
8. Bondarenko G., Koliabina I., Marinich O. Assessing Natural Radionuclide Migration in the Legacy Tailings of Uranium Production. American Geophysical Union, Fall Meeting 2011
9. Bouwer H., Rice R.C. A slug test method for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells. *Water Resour. Res.* 1976. Vol. 12, no. 3. P. 423-428.

10. Bugai D. Conceptual design for reconstruction and development of groundwater monitoring system of the industrial site of the Pridniprovisky Chemical Plant. AF Ukraine, Kyiv, 2020
11. Bugai D. O., Laptev G. V., Skalsky O. S., Lavrova T. V., Avila R. Analysis of spatial distribution and inventory of radioactivity within the uranium mill tailings impoundment. Ядерна фізика та атомна енергетика. 2015. Т. 16, № 3. С. 254-261. <https://doi.org/10.15407/jnpae2015.03.254>
12. Bugai D., Gebauer J., Scior C., Sizov A., Burness S., Retz Y., Molitor N. (2019) Safety ranking of Chernobyl radioactive legacy sites situated in populated areas for prioritization of remedial measures, Nuclear Physic and Atomic Energy, 2019, 20(1):34-43 <https://doi.org/10.15407/jnpae2019.01.034>
13. Bugai D., Laptev G.V., Skalsky O.S., Lavrova T.V., Avila R. Analysis of spatial distribution and inventory of radioactivity within the uranium mill tailings impoundment. Nuclear Physics and Atomic Energy 16 (3) (2015) 254. <https://doi.org/10.15407/jnpae2015.03.254>
14. Byrne P., Fuller C., Naftz D., Runkel R., Lehto N., Dam W. Transport and speciation of uranium in groundwater-surface water systems impacted by legacy milling operations. Science of The Total Environment. Volume 761, 2021, 20, 143314. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143314>
15. Campbell K., Gallegos T., Landa E. "Biogeochemical aspects of uranium mineralization, mining, milling, and remediation" (2014). USGS Staff -- Published Research. 852.
16. Carvalho F. Environmental Radioactive Impact Associated to Uranium Production. American Journal of Environmental Sciences Vol. 7(6) (2011) 547. <https://doi.org/10.3844/ajessp.2011.547.553>
17. Carvalho F. P. Uranium mining legacy and radiation protection, Rad. Applic., 2018, 3, 1, 1–6
18. Carvalho F., Madruga M., Reis M., Alves J., Oliveira J., Gouveia J., Silva L. Radioactivity in the environment around past radium and uranium mining sites of Portugal. Journal of Environmental Radioactivity 96 (2007) 39-46

19. Carvalho F., Oliveira J., Malta M., Lemos M. Radioanalytical assessment of environmental contamination around non-remediated uranium mining legacy site and radium mobility. *J Radioanal Nucl Chem*, 2014 299:119–125. DOI 10.1007/s10967-013-2734-1
20. Carvalho F.P., Fesenko S., Harbottle A.R., Lavrova T, Mitchell N.G., Payne T.E., Rigol A., Thorne M.C., Ulanowski A., Vidal M., Voitsekhovych O., West J.M., Yankovich T.. The environmental behavior of uranium, Technical Reports Series No. 488 (Vienna: International Atomic Energy Agency, 2023) 379 p.
21. Dam W., Campbell S., Johnson R., Looney B., Denham M., Eddy-Dilek C., Babits S. Refining the site conceptual model at a former uranium mill site in Riverton, Wyoming, USA. *Environ Earth Sci*, 2015 74:7255–7265. DOI 10.1007/s12665-015-4706-y
22. Dam W., Gil A., Johnson R., Campbell S., Bargar J., Picel M. Long-Term Stewardship at a Former Uranium Mill Tailings Site in Riverton, Wyoming – 17090. Waste Management Conference, Phoenix, AZ (United States), Mar 2017
23. De Carvalho Filho C.A., Moreira R.M., Branco, O.E.A., Dutra P., Dos Santos E., Moura I. F. S., Fleming P., Palmieri H. E. L. Combined hydrochemical, isotopic, and multivariate statistics techniques to assess the effects of discharges from a uranium mine on water quality in neighboring streams. *Environ Earth Sci* 76, 830 (2017). <https://doi.org/10.1007/s12665-017-7165-9>
24. Derivation of activity concentration values for exclusion, exemption and clearance. SRS No.44 (Vienna: International Atomic Energy Agency, 2005) 61p.
25. Dinis M., Fiúza A. Mitigation of Uranium Mining Impacts-A Review on Groundwater Remediation Technologies. *Geosciences*. Vol. 11 (6) (2021). P. 250. <https://doi.org/10.3390/geosciences11060250>
26. Djenbaev B., Zholbolduev B., Zhumaliev T., Voitsekhovitch O. (2015). Radioecological Assessment of the Uranium Tailings in Tuyuk-Suu (Kyrgyzstan). *Journal of Geological Resource and Engineering* 2 (2015) 89-97 doi:10.17265/2328-2193/2015.02.003

- 1 27. Doherty J., and Hunt R.J. Approaches to highly parameterized inversion: A
2 guide to using PEST for groundwater-model calibration: USGS Scientific
3 Investigations Report 2010–5169. Reston: U.S. Geological Survey, 2010. 59 p.
4 <https://doi.org/10.3133/sir20105169>
- 5 28. EC. Development of the method (strategy, technology) for the remediation
6 activities at the former uranium facility Pridneprovskiy Chemical Plant, Ukraine
7 (EuropeAid/134871/C/SER/UA). Final Report Task 5/ 2017/ Operated by FACILIA
8 AB.
- 9 29. Ecomonitor (2012) Geostatistical analysis, spatial interpolation, visualization
10 of radioactivity data and improvement of inventory estimates for Zapadne tailings.
11 Center of monitoring studies and environmental protection technologies
12 (Ecomonitor), Kiev, 2012
- 13 30. Ene D., et al. Assessment of environmental consequences of the normal
14 operations of the ESS facility. Journal of Physics Conference Series 1046 (1) (2018).
15 <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1046/1/012018>
- 16 31. Euroatom (2013) Council Directive 2013/59 / Euratom of 5 December 2013
17 establishing the basic safety standards for protection against the hazards arising from
18 ionising radiation and repealing Directives 89/618 / Euratom, 90/641 / Euratom, 96/29
19 / Euratom, 97/43 / Euratom and 2003/122 / Euratom.
- 20 32. Facilia AB. Development of the method (strategy, technology) for the
21 remediation activities at the former uranium facility “Pridneprovskiy Chemical Plant.
22 Report on INSC Project U4.01/10G Task 2. Analysis of the situation at the PChP site
23 (Team leader R.Zurl). Contract No. NSI/291-798 Implemented by the Consortium
24 Facilia AB, WISUTEC GmbH, WISMUT GmbH, C&E GmbH, 2015.
- 25 33. Fernandes H., Franklin M., Veiga L. Acid rock drainage and radiological
26 environmental impacts. A study case of the Uranium mining and milling facilities at
27 Pocos de Caldas. Waste Management 18 (1998) 169-181
- 28 34. Fernandes H., Veiga L., Franklin M., Prado V., Taddei J. F. Environmental
29 impact assessment of uranium mining and milling facilities: A study case at the Pocos

- 1 de Caldas uranium mining and milling site, Brazil. *Journal of Geochemical*
2 *Exploration* 52 (1995) 161-173
- 3 35. Freeze R.A., Cherry J.A. *Groundwater*. New Jersey Englewood Cliffs,
4 Prentice-Hall, Inc. 1979. 624p.
- 5 36. Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of radioactive
6 Substances to the Environment. Safety Report Series No.19 (Vienna: International
7 Atomic Energy Agency, 2001) 216 p.
- 8 37. Goulet R., Newsome L., Vandenhove H., Keum D., Horyna J., Kamboj S.,
9 Brown J., Johansen M., Twining J., Wood M., Cerne M., Beaugelin-Seiller K.,
10 Beresford N. Best practices for predictions of radionuclide activity concentrations and
11 total absorbed dose rates to freshwater organisms exposed to uranium mining/milling.
12 *Journal of Environmental Radioactivity* (2022) 244-245.
13 <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2022.106826>
- 14 38. Gumuła-Kawęcka A., Jaworska-Szulc B., Szymkiewicz A., Gorczewska-
15 Langner W., Pruszkowska-Caceres M., Angulo-Jaramillo R., Šimůnek J. Estimation
16 of groundwater recharge in a shallow sandy aquifer using unsaturated zone modeling
17 and water table fluctuation method. *Journal of Hydrology*. 2022. Vol. 605. P. 127283
18 <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.127283>
- 19 39. Healy R., Cook P. Using groundwater levels to estimate recharge.
20 *Hydrogeology Journal* 10 (2002) 91. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0178-0>
- 21 40. Healy R.W., Cook P.G. Using groundwater levels to estimate recharge.
22 *Hydrogeology Journal*. 2002. Vol. 10. P. 91-109. [https://doi.org/10.1007/s10040-](https://doi.org/10.1007/s10040-001-0178-0)
23 [001-0178-0](https://doi.org/10.1007/s10040-001-0178-0)
- 24 41. Hu Q.H., Weng J.Q., Wang J.S. Sources of anthropogenic radionuclides in the
25 environment: a review. *J. Environ. Radioact.* Vol.101(6). P.426-37.
26 <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.08.004>
- 27 42. Huang X., Deng H., Zheng C., Cao G. Hydrogeochemical signatures and
28 evolution of groundwater impacted by the Bayan Obo tailing pond in northwest
29 China. *Science of the Total Environment* 2016, 543 357–372.

- 1 43. Hughes A., Mansour M., Ward R., Kieboom N., Allen S., Seccombe D.,
2 Charlton M., Prudhomme C. The impact of climate change on groundwater recharge:
3 National-scale assessment for the British mainland. *Journal of Hydrology*. 2021. Vol.
4 598. P. 126336, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126336>.
- 5 44. IAEA 2004-a. Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal
6 Facilities Results of a coordinated research project, Vol.1 Review and enhancement
7 of safety assessment approaches and tools (Vienna: International Atomic Energy
8 Agency, 2004) 408 p.
- 9 45. IAEA, 1992. Current practices for the management and confinement of
10 uranium mill tailing, TRS no. 335. Vienna: International Atomic Energy Agency,
11 1992. 119 p.
- 12 46. IAEA, 1992. Current practices for the management and confinement of
13 uranium mill tailing, TRS no.335 (Vienna: International Atomic Energy Agency,
14 1992) 119 p.
- 15 47. IAEA, 1995. Recent developments in uranium resources and supply
16 Proceedings of a Technical Committee meeting held in Vienna, 24-28 May 1993 -
17 IAEA-TECDOC-823, Vienna
- 18 48. IAEA, 2004. The Long Term Stabilization of Uranium Mill Tailings – IAEA
19 TECDOC- 1403, Vienna: International Atomic Energy Agency, 2004.
- 20 49. IAEA, 2010. Handbook of Parameter Values for the Prediction of
21 Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater. IAEA Technical Reports Series
22 No. 472. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2010.
- 23 50. IAEA, 2010-a. Analytical Quality in Nuclear Applications Series No. 18.
24 Worldwide Open Proficiency Test: Determination of Naturally Occurring
25 Radionuclides in Phosphogypsum and Water, IAEA-CU-2008-03. Vienna:
26 International Atomic Energy Agency, 2010.
- 27 51. IAEA, 2014. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources:
28 International Basic Safety Standards, IAEA Safety Standards Series No. GSR Part 3.
29 Vienna: International Atomic Energy Agency, 2014.

- 1 52. IAEA, 2022. Safety Standards Series No. GSG-15. Remediation strategy and
2 process for areas affected by past activities or events. Vienna : International Atomic
3 Energy Agency, 2022.
- 4 53. IAEA, 2023. User Manual for NORMALYSA v.2.3. Description of Program
5 Module Libraries, Mathematical Models and Parameters. Modelling and Data for
6 Radiological Impact Assessments (MODARIA) Programme, IAEA-TECDOC-2037.
7 Vienna: International Atomic Energy Agency, 2023.
- 8 54. ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on
9 Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2-4)
- 10 55. ICRP, 2009. Application of the Commission's Recommendations to the
11 Protection of People Living in Long-term Contaminated Areas After a Nuclear
12 Accident or a Radiation Emergency. ICRP Publication 111. Ann. ICRP 39 (3)
- 13 56. Johnson A.I. Specific yield – Compilation of specific yield for various
14 materials. Geological Survey water supply paper 1662D, Washington: U.S.
15 Government printing office, 1967. 80 p.
- 16 57. Korychenskyi K. O., Laptev G. V., Voitsekhovych O. V., Lavrova T. V.,
17 Dyvak T.I. Speciation and mobility of uranium in tailings materials at the U-
18 production legacy site in Ukraine. Ядерна фізика та енергетика. 2018. Т.19. С. 270-
19 279. <https://doi.org/10.15407/jnpae2018.03.270>
- 20 58. Kovalets I., Asker C., Khalchenkov A., Persson C., Lavrova T. Atmospheric
21 dispersion of radon around uranium mill tailings of the former Pridneprovsky
22 Chemical Plant in Ukraine. Journal of Environmental Radioactivity, 2017
- 23 59. Kumar A., Rout S., Ghosh M., Singhal R.K., Ravi P.M., 2013.
24 Thermodynamic parameters of U (VI) sorption onto soils in aquatic systems.
25 SpringerPlus, 2:530. <https://doi.org/10.1186/2193-1801-2-530>
- 26 60. Landa E. Uranium mill tailings: nuclear waste and natural laboratory for
27 geochemical and radioecological investigations. Journal of Environmental
28 Radioactivity 77 (2004) 1–27
- 29 61. Lavrova T. V., et al. Statistical assessment of changes in the hydrochemical
30 composition and radioactive contamination of surface waters in the area affected by

- 1 former uranium production. In: Problems of hydrology, hydrochemistry,
2 hydroecology, (Kyiv: Nika Center, 2019) p. 261. (In Ukrainian).
- 3 62. Lavrova T., Korychenskyi K., Voitsekhovych O. Assessment of temporal and
4 space-time changes of groundwater chemical composition at the “Pridniproivsky
5 chemical plant” uranium production legacy site. Hydrology, Hydrochemistry and
6 Hydroecology 4 (66) (2022) 81. <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2022.4.9> (Ukr)
- 7 63. Lavrova T., Voitsekhovych O, 2013. Radioecological assessment and
8 remediation planning at the former uranium milling facilities at the Pridnieprovsky
9 Chemical Plant in Ukraine. J. Env. Radioactivity: 115, 118-123.
10 <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.06.01>
- 11 64. Ma W., Gao B., Guo Y., Sun Z., Zhang Y., Chen G., Zhu X., Zhang C.
12 Occurrence and Distribution of Uranium in a Hydrological Cycle around a Uranium
13 Mill Tailings Pond, Southern China. Int. J. Environ. Res. Public Health, 2020, 17, 773
- 14 65. OECD, 2014. Managing Environmental and Health Impacts from Uranium
15 Mining. No. 7062 (OECD: Paris, France, 2014) 139 p.
- 16 66. Marinich O.V., Koliabina I.L. Uptake of ^{238}U and ^{210}Pb by plants growing
17 in the area influenced by the tailings dam of uranium industry “Dniprovs’ke”,
18 Ukraine. Хімічна і радіаційна безпека. Київ, 17-20 травня 2016
- 19 67. Martina A., Landesmana C., Lépinayb A., Rouxa C., Championa J., Chardonc
20 P., Montavona G. Flow period influence on Uranium and trace elements release in
21 water from the waste rock pile of the former La Commanderie Uranium mine
22 (France). Journal of Environmental Radioactivity Volumes 208–209, November
23 2019, 106010
- 24 68. Martinsen G., Bessiere H., Caballero Y., Koch J., Collados-Lara A.J.,
25 Mansour M., Sallasmaa O., Pulido-Velazquez D., Hunter Williams N., Zaadnoordijk
26 W., Stisen S. Developing a pan-European high-resolution groundwater recharge map
27 – Combining satellite data and national survey data using machine learning. Sci. Total
28 Environ. 2022. Vol. 822, P. 153464 <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153464>

69. McDonald, M.G., Harbaugh, A.W. A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model. In: *Techniques of Water-Resources Investigations*, Book 6. Reston: U.S. Geological Survey, 1984. 528 P.
70. Mehra R., Kaur S., Chand S., Charan C., Mehta M., 2021. Dosimetric assessment of primordial radionuclides in soil and groundwater of Sikar district, Rajasthan. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. Vol. 330. Pp. 1605–1620. <https://doi.org/10.1007/s10967-021-07998-0>.
71. Mohler H., Rood A., Grogan H., Caffrey E., Till J. Analysis of Environmental Data to Support Quantification of Historical Releases from a Former Uranium Processing Facility in Apollo, Pennsylvania. *Health Phys.* 120(5):495–509; 2021 DOI: 10.1097/HP.0000000000001368
72. Molitor N., Drace Z., Bugai D., Sizov A., Haneke K., Thierfeldt S., Nitzsche N., Shapiro Y. (2017) Challenges and progress in improving safety and managing radioactive wastes at Chernobyl NPP in the Chernobyl exclusion zone. *Проблеми безпеки атомних електростанцій та Чорнобиля*. Вип. 29. с. 35-49.
73. Murarescu, O.; Radulescu, C.; Dulama, I.D.; Muratoreanu, G.; Pehoiu, G.; Stirbescu, R.M.; Bucurica, I.A.; Stanescu, S.G.; Ionescu, C.A.; Banica, A.L. Comprehensive Assessment of Tailing Dumps' Impact on Water Quality of Rivers, Lakes, and Wells from Mining Areas. *Int. J. Environ. Res. Public Health* (2022), 19, 14866. <https://doi.org/10.3390/ijerph192214866>
74. NEA (Nuclear Energy Agency). *Managing Environmental and Health Impacts from Uranium Mining*. No. 7062. OECD: Paris, France, 2014.
75. NEA-OECD (2014). *Managing Environmental and Health Impacts from Uranium Mining*. No. 7062 (OECD: Paris, France) 139 p.
76. NEA-OECD (2019). *Challenges in Nuclear and Radiological Legacy Site Management. Towards a Common Regulatory Framework*. Nuclear Energy Agency, Organization for Economic Co-operation and Development. OECD Publishing, Paris.
77. Payne T., David Waite T. Uranium adsorption – a review of progress from qualitative understanding to advanced model development. *Radiochim. Acta* 2022; 110(6–9): 549–559

- 1 78. Pepin S., et al. Intermodel comparison for the radiological assessment of the
2 Zapadne and Tessenlo case studies with implications for selection of remediation
3 strategy. *Journal of Radiological Protection* 42 (2) 2022. <https://doi.org/10.1088/1361-6498/ac66a4>
- 4 79. Pereira R., Barbosa S., Carvalho F. Uranium mining in Portugal: a review of
5 the environmental legacies of the largest mines and environmental and human health
6 impacts. *Environ Geochem Health*, 2014, 36:285–301. DOI 10.1007/s10653-013-
7 9563-6
- 8 80. Pereira W., Kelecom A., Charles-Pierre M., Lopes J., Campelo E., Espindola
9 C., Carmo A., Azevedo Py Júnior D., Pelegrineli S., Silva A. Assessment of released
10 natural radionuclides by waste rock pile and mining pit associated with a uranium
11 mine at Caldas, Minas Gerais, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*
12 (2022). <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19887-4>
- 13 81. Pereira W., Kelecom A., Lopes J., Carmo A., Espindola C., Campelo E.,
14 Lamego F., Silva A. Radiological quality of wastewater released from a waste dam
15 containing natural radionuclides. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*
16 (2021). <https://doi.org/10.1007/s10967-021-07973-9>
- 17 82. Powell B. A., Miller T., I. Kaplan D.I. On the Influence of Ionic Strength on
18 Radium and Strontium Sorption to Sandy Loam Soils. *Journal of the South Carolina*
19 *Academy of Science*, 2015, 13, (1).
- 20 83. Protsak V., et al. Evaluation of the parameters of migration of the uranium
21 series radionuclides in the tailings of the Pridneprovskiy chemical plant. *Nuclear*
22 *Physics and Atomic Energy* 14 (1) (2013) 55. (Ukr).
- 23 84. Protsak V., Kasparov V., Maloshtan I., Levchuk S., Yoschenko V., Kalyabina
24 I., Marinich O. Assessment of Distribution Coefficients (K_d) of Radionuclides of the
25 Uranium-Thorium Chain in the Uranium Manufacturing Tailing Dumps. In: Merkel
26 B., Schipek M. (Eds.), *The New Uranium Mining Boom. Challenge and lessons*
27 *learned.* Verlag, Berlin, Heidelberg: Springer, 2011. P. 143–150.
28 <https://doi.org/10.1007/978-3-642-22122-4>
- 29

- 1 85. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic
2 Safety Standards, IAEA Safety Standards Series No. GSR Part 3 (Vienna:
3 International Atomic Energy Agency, 2014) 436p.
- 4 86. Radiation safety standards of Ukraine, additions: Radiation protection from
5 potential radiation sources (NRBU-97 / D-2000), DGN 6.6.1-6.5.061-2000, approved
6 by the resolution of the Chief State Sanitary Physician of Ukraine dated 12.07.2000
7 № 116 (in Ukrainian).
- 8 87. Radiological conditions in the Dnieper River basin. (Vienna: International
9 Atomic Energy Agency, 2006) 200 p.
- 10 88. Remediation Strategy and Process for Areas Affected by Past Activities or
11 Event, IAEA Safety Standards Series No. GSG-15 (Vienna: International Atomic
12 Energy Agency, 2022) 201 p.
- 13 89. Remediation strategy and process for areas affected by past activities or event.
14 GSG-15 (Vienna: International Atomic Energy Agency, 2022) 226 p.
- 15 90. Riedel T., Weber T. Review: The influence of global change on Europe's
16 water cycle and groundwater recharge. Hydrogeology Journal. 2020. Vol. 28. P. 1-
17 21. <https://doi.org/10.1007/s10040-020-02165-3>
- 18 91. Risk Assessment Guidance for Superfund. Vol. I. Human Health Evaluation
19 Manual (Part A) (Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, 1989)
20 291p.
- 21 92. Risk Assessment Guidance for Superfund. Vol. I. Human Health Evaluation
22 Manual (Part A) (Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, 1989)
23 291p.
- 24 93. Robertson J., Hendry M., Kotzer T., Hughes K. Geochemistry of uranium mill
25 tailings in the Athabasca Basin, Saskatchewan, Canada: A review, Critical Reviews
26 in Environmental Science and Technology, 2019 DOI:
27 10.1080/10643389.2019.1571352
- 28 94. Robinson P. Uranium Mill Tailings Remediation Performed by the US DOE:
29 An Overview. (2004)

- 1 95. Romanchuk A., I. Vlasova I., Kalmykov S. Speciation of Uranium and
2 Plutonium From Nuclear Legacy Sites to the Environment: A Mini Review. *Front.*
3 *Chem.* (2020) 8:630. doi: 10.3389/fchem.2020.00630
- 4 96. Rudakov D., et al. A predictive assessment of the uranium ore tailings impact
5 on surface water contamination: Case study of the city of Kamianske, Ukraine.
6 *Journal of Environmental Radioactivity* 268–269 (2023) 107246.
7 <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2023.107246>
- 8 97. Ruedig E., Johnson T. E. An evaluation of health risk to the public as a
9 consequence of in situ uranium mining in Wyoming, USA. *Journal of Environmental*
10 *Radioactivity*. Volume 150, December 2015, Pages 170-178
11 <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.08.004>
- 12 98. Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities
13 Results of a coordinated research project, Vol.1 Review and enhancement of safety
14 assessment approaches and tools (Vienna: International Atomic Energy Agency,
15 2004) 408 p.
- 16 99. Salbu B., Burkitbaev M., Strømman G., Shishkov I., Kayukov P., Uralbekov
17 B., Rosseland B. Environmental impact assessment of radionuclides and trace
18 elements at the Kurday U mining site, Kazakhstan. *Journal of Environmental*
19 *Radioactivity*, 2012, 1-14
- 20 100. Skalskji O., Bugai D., Voitsekhovych O., Ryazantsev V., Avila R.
21 Groundwater monitoring data and screening radionuclide transport modeling analyses
22 for the uranium mill tailings at the Pridneprovsky Chemical Plant Site
23 (Dneprodzerzhinsk, Ukraine). In: Merkel B., Schipek M. (Eds.), *The New Uranium*
24 *Mining Boom. Challenge and lessons learned*. Verlag, Berlin, Heidelberg: Springer,
25 2011. P. 219–228. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-22122-4>
- 26 101. Skalskji O., et al. Groundwater monitoring data and screening radionuclide
27 transport modeling analyses for the uranium mill tailings at the Pridneprovsky
28 Chemical Plant Site (Dneprodzerzhinsk, Ukraine). In: *The New Uranium Mining*
29 *Boom. Challenge and lessons learned*, Ed. Merkel B., Schipek M. (Berlin, Heidelberg:
30 Springer, 2011). p. 219. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-22122-4>

- 1 102. Soroka, Y. (2000). Identification and characterization of radioactively
2 contaminated sites in Ukraine and planning for environmental restoration activities.
3 Site characterization techniques used in environmental restoration activities,
4 TECDOC-1148, IAEA, Vienna, pp. 201–218.
- 5 103. Souza Pereira W., Kelecom A., Marques Lopes J., Sá do Carmo A., Azevedo
6 Py Júnior D., Silva A. Evaluation of the radiological quality of water released by a
7 uranium mining in Brazil. *Environmental Science and Pollution Research* (2020)
8 27:36704–36717. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09672-6>
- 9 104. TECDOC-1375. Determining the suitability of materials for disposal at sea
10 under the London Convention 1972: A radiological assessment procedure. IAEA-
11 TECDOC-1375 (Vienna: International Atomic Energy Agency, 2003) 72 p.
- 12 105. Tkachenko Y. The Prydniprovsky Chemical Plant – Ukraine's uranium
13 heritage. Survey report on the activity history and the modern state of the former
14 production association " Prydniprovsky Chemical Plant". Oslo: Bellona Foundation,
15 2020. 121 p.
- 16 106. Tomno R., Kitulu L., Nzeve J., Waswa F., Mailu S., Shitanda D. Heavy Metal
17 Concentrations in Vegetables Cultivated and Sold in Machakos Municipality, Kenya.
18 *J. Appl. Sci. Environ. Manage.* Vol. 24 (12) 2027-2034 December 2020
- 19 107. Tröjbom M., Grolander S., Rensfeldt V., Nordén S. Kd and CR used for
20 transport calculations in the biosphere in SR-PSU (Stockholm: Swedish Nuclear Fuel
21 and Waste Management Co., 2013). 364 p.
- 22 108. Tuovinen H., Pohjolainen E., Vesterbacka D., Kaksonen K., Virkanen J.,
23 Solatie D., Lehto J., Read D. 2016: Release of radionuclides from waste rock and
24 tailings at a former pilot uranium mine in eastern Finland. *Boreal Env. Res.* 21: 471–
25 480.
- 26 109. U.S. Environmental Protection Agency. Understanding variation in partition
27 coefficient, Kd, values (Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency,
28 1999) 212 p.

- 1 110. UMTRA, 1994. UMTRA project water sampling and analysis plan. Riverton,
2 Wyoming (New Mexico, Albuquerque: U.S. Department of Energy UMTRA Project
3 Office, 1994), 52p.
- 4 111. US EPA, 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund. Vol. I. Human
5 Health Evaluation Manual (Part A) (Washington, D.C.: U.S. Environmental
6 Protection Agency, 1989) 291p.
- 7 112. User Manual for NORMALYSA v.2.3. Description of Program Module
8 Libraries, Mathematical Models and Parameters. Modelling and Data for
9 Radiological Impact Assessments (MODARIA) Programme, IAEA-TECDOC-2037
10 (Vienna: International Atomic Energy Agency, 2023) 223 p.
- 11 113. Vandenhove H., Sweeck L., Mallants D., Vanmarcke H., Aitkulov A.,
12 Sadyrov O., Savosin M., Tolongutov B., Mirzachev M., Clerc J., Quarch H., Aitaliev
13 A. Assessment of radiation exposure in the uranium mining and milling area of
14 Mailuu Suu, Kyrgyzstan. Journal of Environmental Radioactivity, 2006, 88 118-139
- 15 114. Voitsekhovitch O. Current state, challenges and ways to solve problems of
16 uranium legacy sites in ukraine. case study pchp U-legacy site (2022). Joint Workshop
17 of the InternationalWorking Forum on Regulatory Supervision of Legacy Sites and
18 the Coordination Group forUranium Legacy Sites on Challenges to Remediation and
19 Regulatory Supervision of Legacy Sitesin Africa (Pretoria, South Africa, from 21 to
20 25 November 2022)
- 21 115. Voitsekhovitch O., Soroka Y., Lavrova T., Uranium mining and ore
22 processing in Ukraine – radioecological effects on the Dnipro River water ecosystem
23 and human health. Radioactivity in the environment. Vol. 8 (2006) ISSN 1569-
24 4860/DOI 10.1016/S1569-4860(05)08014-9
- 25 116. Wang X. et al. Health risks of heavy metals to the general public in Tianjin,
26 China via consumption of vegetables and fish. Science of The Total Environ-ment
27 350 (2005) 28.
- 28 117. Wismut, 2015. Landscapes designed and preserved, Federal Ministry for
29 Economic Affairs and Energy (BMWi). Public Relations 11019 Berlin
30 www.bmwi.de.

- 1 118. Zanoz B., Bugai D. Determination of parameters of water exchange and
2 modelling of groundwater flow process for uranium mill tailings “Zahidne” of the
3 Pridneprovsky Chemical Plant. Collection of scientific works of the Institute of
4 Geological Sciences NAS of Ukraine. (accepted to publication)
5 <https://www.researchgate.net/publication/378012333> (Ukr)
- 6 119. Zanoz B., et al. Assessment of radiological and toxicological risks from the
7 use of groundwater and surface water in the zone of influence of the uranium
8 production legacy site. Nuclear Physics and Atomic Energy 23 (4) 2022 271.
9 <https://doi.org/10.15407/jnpae2022.04.271>
- 10 120. Багрий І.Д., Білоус А.М., Вилкул Ю.Г., Гожик П.Ф., Грищенко С.Г.,
11 Палій В.М., Коваленко І.А., Кузьменко О.Б., Маяков І.Д., Антонов О.М.,
12 Мамишев І.С., Косарецький В.В. Досвід комплексної оцінки та
13 картографування факторів техногенного впливу на природне середовище міст
14 Кривого Рогу та Дніпродзержинська. Київ: Фенікс, 2000. 145 с.
- 15 121. Бахур А.Е., Мануилова Л.И. Изотопный анализ урана - новые
16 методические решения. АНРИ. 2007. №3(50). С.32-35.
- 17 122. Бахур А.Е., Мануилова Л.И., Зуев Д.М., Иванова Т.М., Трухина Т.П.
18 Методика выполнения измерений объемной активности изотопов урана (234,
19 238) в пробах природных вод альфа-спектрометрическим методом с
20 радиохимическим выделением. М.: ВИМС, 2003.
- 21 123. Бахур А.Е., Мануилова Л.И., Овсянникова Т.М. Ро-210 и Рb-210 в
22 объектах окружающей среды. Методы определения. АНРИ, 2009. №1(56). С.29-
23 40.
- 24 124. Бугай Д.А., Скальский А.С., Авила Р. Моделирование миграции
25 радионуклидов уранового ряда из хвостохранилища «Днепровское» (г.
26 Днепродзержинск) в подземные воды и р.Днепр. Екологія довкілля та безпека
27 життєдіяльності. 2008. №6. С.39-45.
- 28 125. Бугай Д.О., Заноз Б.Ю., Лаврова Т.В., Кориченський К.О., Кубко Ю.І.,
29 Авіла Р., Рець Ю.М. Розвиток системи моніторингу підземних вод у зоні впливу
30 об'єктів спадщини уранового виробництва Придніпровського хімічного заводу.

- 1 Геологічний журнал. 2021. № 4 (377). С. 56-70. [https://doi.org/10.30836/igs.1025-](https://doi.org/10.30836/igs.1025-6814.2021.4.240111)
2 6814.2021.4.240111
- 3 126. Бугай Д.О., Ткаченко Ю.В., Заноз Б.Ю. Концепція реконструкції та
4 розвитку системи моніторингу підземних вод промислового майданчик а
5 Придніпровського хімічного заводу (м.Кам'янське). Гідрогеологія: наука,
6 освіта, практика. Збірник наукових праць. Вип.2. 2020. Харків. С.12-17.
- 7 127. Войцехович О.В. Приднепровский химический завод – масштабы
8 бедствия и перспективы приведения площадки уранового наследия («ПХЗ») в
9 безопасное состояние, 22 с, 2016. URL:
10 <https://uatom.org/wpcontent/uploads/2016/12/PHZ-3.pdf>
- 11 128. ГЕК, 2009. Заключний звіт: «Прогнозна оцінка виносу радіонуклідів із
12 хвостосховищ водними шляхами з метою обрання технології приведення
13 хвостосховищ в екологічно-безпечний стан» (ПП «Гео-Еко-Консалтинг»), Київ,
14 2009
- 15 129. Департамент екології та природних ресурсів Дніпропетровської
16 облвійськадміністрації. Регіональна доповідь “Про стан навколишнього
17 природного середовища Дніпропетровської області в 2021 році”. М. Дніпро,
18 2022.
- 19 130. Екомонітор, 2005. Звіт про результати виконання госпдоговірної роботи
20 "Науково-методичний супровід о обґрунтування регламентів комплексного
21 моніторингу впливу уранових об'єктів колишнього ВО "ПХЗ" на навколишнє
22 середовище та населення. Центр моніторингових досліджень і
23 природоохоронних технологій (ЦМДПТ), 2005
- 24 131. Екомонітор, 2006 . Звіт про результати виконання робіт згідно з
25 програмами і регламентами радіаційного моніторингу. Центр моніторингових
26 досліджень і природоохоронних технологій (ЦМДПТ), 2006
- 27 132. Екомонітор, 2007. Звіт про результати виконання робіт згідно з
28 програмами і регламентами радіаційного моніторингу. Центр моніторингових
29 досліджень і природоохоронних технологій (ЦМДПТ), 2007

- 1 133. Екомонітор, 2008. Звіт про результати виконання робіт згідно з
2 програмами і регламентами радіаційного моніторингу. Центр моніторингових
3 досліджень і природоохоронних технологій (ЦМДПТ), 2008
- 4 134. Екомонітор, 2009. Звіт про результати наданих послуг з “Проведення
5 робіт згідно з програмами і регламентами радіаційного моніторингу. Виконання
6 програм радіаційного моніторингу уранових об’єктів: на промайданчику
7 колишнього ВО «ПХЗ», в зоні впливу хвостосховища «Сухачівське» та сховища
8 «База С». Оцінка їх впливу на навколишнє природне середовище”. Центр
9 моніторингових досліджень і природоохоронних технологій (ЦМДПТ), 2009
- 10 135. Заноз Б.Ю., Бугай Д.О., 2020. Досвід застосування QGIS - Midvatten до
11 створення ГІС гідрогеологічної інформації колишнього Придніпровського
12 хімічного заводу (м.Кам'янське). Сучасні інформаційні технології управління
13 екологічною безпекою, природокористуванням, заходами в надзвичайних
14 ситуаціях: матеріали 19 науково-практичної конференції (м. Київ, 6-7 жовтня
15 2020р.). Київ: Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору
16 НАН України, 92-94.
- 17 136. Заноз Б.Ю., Ткаченко К.Ю., Бугай Д.О. Аналіз гідрогеологічних і
18 геохімічних факторів міграції радіонуклідів і токсичних металів із уранового
19 хвостосховища в підземні води. Збірник наукових праць Інституту геологічних
20 наук НАН України. 2021. Т.14, вип. 2. [https://doi.org/10.30836/igs.2522-](https://doi.org/10.30836/igs.2522-9753.2021.245705)
21 [9753.2021.245705](https://doi.org/10.30836/igs.2522-9753.2021.245705).
- 22 137. Заноз Б. Ю. Вплив уранових хвостосховищ на гідрогеологічне
23 середовище та обґрунтування стратегії їх ремедіації (короткий огляд). Збірник
24 наукових праць Інституту геологічних наук НАН України. 2022. Т. 15, вип. 2.
25 С. 138–150. <https://doi.org/10.30836/igs.2522-9753.287362> ІГН, 2014. Геохімічна
26 характеристика, моделювання та оцінка ризиків щодо забруднення ґрунтових
27 та поверхневих вод радіонуклідами та токсичними речовинами на
28 промайданчику ВО Придніпровський хімічний завод”, РОБОЧИЙ ПАКЕТ
29 №1. Детальна характеристика геохімії підземних вод на території промислової

- 1 зони ПХЗ і в зоні хвостосховища Дніпровське. Національна Академія Наук
2 України, Інститут геологічних наук, Київ, 2014
- 3 138. ІГН, 2014. Заключний звіт за проектом «Еншуре - Академічний» згідно
4 з контрактом між Інститутом геологічних наук та Шведською агенцією
5 радіаційної безпеки: Геохімічна характеристика, моделювання та оцінка
6 ризиків щодо забруднення ґрунтових та поверхневих вод радіонуклідами та
7 токсичними речовинами на промайданчику Придніпровського хімічного
8 заводу. (Скальський О.С. - наук. кер., Ткаченко К.Ю. - відп. вик.). Київ: Інститут
9 геологічних наук НАН України, 2014. 143 с.
- 10 139. ІГН, 2014-б. Геохімічна характеристика, моделювання та оцінка ризиків
11 щодо забруднення ґрунтових та поверхневих вод радіонуклідами та
12 токсичними речовинами на промайданчику ВО Придніпровський хімічний
13 завод», РОБОЧИЙ ПАКЕТ №5. Моделювання і оцінки ризику забруднення
14 підземних вод. Національна Академія Наук України, Інститут геологічних наук,
15 Київ, 2014
- 16 140. ІГН, 2023. Звіт про науково-дослідну роботу: Моніторинг,
17 прогнозування і оцінка ризиків небезпечних гідрогеологічних процесів у
18 складних природно-техногенних і інженерних умовах. (Д.О. Бугай - науковий
19 керівник НДР). Київ: Інститут геологічних наук НАН України. 178 с.
- 20 141. Кириченко В.К., Кашпаров В.О. Оцінка радіоекологічної безпеки
21 хвостосховищ Придніпровського хімічного заводу. Ядерна фізика та
22 енергетика (2012) Т. 13 № 3
- 23 142. Колябина И., Маринич О., Ярошекно К. Перкатый К., Кузенко С.
24 Кинетика выщелачивания тяжелых металлов из материалов хвостохранилищ
25 Приднепровского химического завода. Хімічна і радіаційна безпека. Київ, 19-
26 22 травня 2015.
- 27 143. Кузовов Ю. Приднепровский химический завод (исторический очерк).
28 Днепропетровск: Полиграфист, 1997. 160 с
- 29 144. Кузьмін І. О. Екологічні проблеми міста Кам'янське. Актуальные
30 научные исследования в современном мире (2020) Выпуск 1(45) ч. 2

- 1 145. Лаврова Т.В. Методичні засади моніторингу природного середовища на
2 об'єктах спадщини уранового виробництва. Дисертація на здобуття наукового
3 ступеня кандидата географічних наук. (Київ: Український
4 гідрометеорологічний інститут, 2021) 204 с.
- 5 146. Лаврова Т.В., Кориченський К.О., Войцехович О.В. Забруднення ґрунтів
6 і атмосферного повітря на територіях впливу колишнього уранового
7 виробництва ВО «Придніпровський хімічний завод». Вісник ОНУ. Сер.:
8 Географічні та геологічні науки. 2021. Т. 26, вип. 2(39)
- 9 147. Лаврова Т.В., Кориченський К.О., Войцехович О.В. Оцінка багаторічних
10 просторово-часових змін хімічного складу підземних вод у зоні впливу
11 колишнього уран-переробного підприємства ВО «Придніпровський хімічний
12 завод». Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. 2022. № 4 (66). С. 81-95.
13 <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2022.4.9>
- 14 148. Маринич О., Перкатый К., Ярошенко К., Колябина И. Особенности
15 распределения Рb-210 и Ро-210 в хвостохранилищах ураноперерабатывающей
16 промышленности. VII Российская конференция по радиохимии «Радиохимия
17 2012» (2012)
- 18 149. Маринич О.В., Бондаренко Г.Н., Колябина И.Л., Гудзенко В.В.
19 Миграционная способность радионуклидов уранового ряда в хвостохранилище
20 «Днепровское». Збірник наукових праць Інституту геохімії навколишнього
21 середовища. - К. : ІГНС, 2009. - Вип. 17. - С. 10-19. - Бібліогр.: 9 назв. - рос.
- 22 150. Маринич, О. В., Карпенко, Р. О., Колябіна, І. Л., Кузенко, С. В., &
23 Курдибан, А. О. (2014). Вилуговування важких металів із відходів
24 хвостосховищ уранопереробної промисловості. Вісник НТУУ “КПІ імені Ігоря
25 Сікорського”. Серія: Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження, (1), 60–
26 65. <https://doi.org/10.20535/2306-1626.1.2014.51592>
- 27 151. Методичні вказівки. Радіаційний контроль. Радон-222, радій-226, радій-
28 228 та уран. Вода артезіанських свердловин. Відбір та підготовка, аналіз та
29 гігієнічна оцінка. Київ, 2005. 33 с. URL:

- 1 http://c14.kiev.ua/pdf/2005_Rn_Ra_U_water_method.pdf (дата звернення:
2 20.10.2021)
- 3 152. Назаренко І.І., Польчина С.М. Нікорич В.А. Грунтознавство: Підручник.
4 –Чернівці: Книги – XXI, 2004.
- 5 153. Проект Закону України... (2021). Проект Закону України "Про
6 управління майданчиками ядерної спадщини"
7 http://w1.c1.rada.gov.ua/pls/zweb2/webproc4_1?pf3511=70724
- 8 154. Проекти ІЯСБ в Україні пов'язані із колишнім придніпровським
9 хімічним заводом (https://jso.kiev.ua/main/uk/projects_ua/)
- 10 155. Процак В. П., Кашпаров В. О., Кириченко В. К., Колябіна І.Л., Марініч
11 О.В., Малоштан І.М., Левчук С.Є., Прокопчук Н.М. Оцінка параметрів міграції
12 радіонуклідів уранового ряду у хвостосховищах Придніпровського хімічного
13 заводу. Ядерна фізика та атомна енергетика. 2013. Т.14, № 1. С. 55-63.
- 14 156. Саприкін В.Ю., Бугай Д.О., Скальський О.С. Модельні оцінки
15 інфільтраційних потоків крізь ґрунтові екрани хвостосховищ промислових
16 відходів Придніпровського хімічного заводу (м. Кам'янське) // Збірник
17 наукових праць ІГН НАН України. 2019. Т 12. С. 84-94.
- 18 157. Сорока Ю.Н., Рець Ю.Н., Чеснаков В.Л. Обґрунтування радіаційної
19 безпеки при проектуванні заходів по розчищенню річки Коноплянка.
20 Будівництво, матеріалознавство, машинобудування. Безпека життєдіяльності.
21 Вип. 93 – 2016
- 22 158. Ткаченко К.Ю., Скальський О.С., Бугай Д.О., Лаврова Т.В., Процак В.П.,
23 Кубко Ю.І., Авіла Р., Заноз Б.Ю. Моніторинг техногенного забруднення
24 підземних і поверхневих вод у зоні впливу уранових хвостосховищ
25 Придніпровського хімічного заводу (м. Кам'янське). Геологічний журнал. 2020.
26 № 3 (372). С. 17-35.<https://doi.org/10.30836/igs.1025-6814.2020.3.206341>
- 27 159. ТОВ «Екомонітор». Изучение радиоактивного загрязнения и
28 химического состава материалов в отстойниках 220 и 230 на территории
29 бывшего ПО «Приднепровский химический завод» (ПХЗ, Днепродзержинск).
30 Отчет по Задаче 1.6 Проекта: U4.01/10G, Development of the method for the

- 1 remediation activities at the former uranium facility “Pridneprovskiy Chemical
2 Plant”, Contract No. NSI/291-798, Addendum 1 “Immediate Action to Improve the
3 Situation at the Pridneprovsky Chemical Plant” (О.В.Войцехович, Т.В.Лаврова,
4 В.В.Канивец, и др.). Киев: ООО «Экомонитор», 2016. 42 с.
- 5 160. УкрНДПРІ, 2020. Заключний звіт за результатами роботи Буріння та
6 облаштування двох спостережних гідрогеологічних свердловин на території
7 колишнього ВО «Придніпровський хімічний завод» для апробації технології
8 робіт. Український науково-дослідний та проектно-розвідувальний інститут
9 промислової технології (УкрНДПРІ промтехнології), Київ, 2020
- 10 161. Цветкова Н.Н., Дубина А.А. Уровень содержания марганца в почвах
11 урбосистем промышленных городов степного Приднепровья. Вісн.
12 Дніпропетр. ун-ту. Біологія. Екологія. 2008. Т, 16, № 1. С. 204–209.
- 13 162. Чураев Н.В., Ильин Н.И. Радиоиндикаторные методы исследования
14 движения подземных вод. М.: Атомиздат. – 1967. – 124 с.

15

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті в наукових фахових виданнях України:

1. Заноз Б.Ю., Ткаченко К.Ю., Бугай Д.О. Аналіз гідрогеологічних і геохімічних факторів міграції радіонуклідів і токсичних металів із уранового хвостосховища в підземні води. Збірник наукових праць Інституту геологічних наук НАН України. 2021. Т. 14 (2). С. 83–95 <https://doi.org/10.30836/igs.2522-9753.2021.245705>
2. Заноз Б.Ю. Вплив уранових хвостосховищ на гідрогеологічне середовище та обґрунтування стратегії їх ремедіації (короткий огляд). Збірник наукових праць Інституту геологічних наук НАН України. 2022. Т. 15 (2). С. 138–150. <https://doi.org/10.30836/igs.2522-9753.287362>
3. Заноз Б.Ю., Бугай Д.О. Визначення параметрів водообміну і моделювання геофільтраційних процесів в зоні впливу уранового хвостосховища «Західне» Придніпровського хімічного заводу. Збірник наукових праць Інституту геологічних наук НАН України. 2023. Т. 16 (1). <https://doi.org/10.30836/igs.2522-9753.2023.291210>

Матеріали конференцій, які індексуються у міжнародній наукометричній базі Scopus:

1. Zanoz B.Yu., Bugai D.O., Koliabina D.O., Avila R. Assessment of radiological risks of using water resources contaminated by radionuclide releases from the uranium production legacy site. Моніторинг геологічних процесів та екологічного стану середовища: матеріали XVI міжнародної наукової конференції (Київ, 15–18 листопада 2022 р.). <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2022580204> (індексовано Scopus)

Статті у наукових виданнях України, включених до міжнародних наукометричних баз даних SCOPUS та Web of Science:

1. Ткаченко К.Ю., Скальський О.С., Бугай Д.О., Лаврова Т.В., Процак В., Кубко Ю.І., Авіла Р., Заноз Б. Моніторинг техногенного забруднення

1 підземних і поверхневих вод в зоні впливу уранових хвостосховищ
2 Придніпровського хімічного заводу (м. Кам'янське). Геологічний
3 журнал. 2020. №3 (372). С. 17-35. [https://doi.org/10.30836/igs.1025-](https://doi.org/10.30836/igs.1025-6814.2020.3.206341)
4 6814.2020.3.206341 (індексовано Scopus Q3)

5 2. Бугай Д.О., Заноз Б.Ю., Лаврова Т.В., Кориченський К.О., Кубко Ю.І.,
6 Авіла Р., Рець Ю.М. Розвиток системи моніторингу підземних вод в зоні
7 впливу об'єктів спадщини уранового виробництва Придніпровського
8 хімічного заводу. Геологічний журнал. 2021. №4 (377). С. 56-70
9 <https://doi.org/10.30836/igs.1025-6814.2021.4.240111> (індексовано Scopus
10 Q3)

11 3. Zanoz B. Yu., Bugai D. O., Koliabina D., Avila R. Assessment of radiological
12 and toxicological risks from the use of groundwater and surface water in the
13 zone of influence of the uranium production legacy site. Nuclear Physics and
14 Atomic Energy. 2022. Vol. 23 (4). P. 271-279.
15 <https://doi.org/10.15407/jnpae2022.04.271> (індексовано Scopus, Q3)

16 4. Zanoz B. Yu., Bugai D. O. Modelling of long-term radiological and
17 toxicological impacts of the uranium mill tailings on groundwater and surface
18 water. Nuclear Physics and Atomic Energy (Отримано позитивну рецензію.
19 Очікується рішення редколегії).

20
21 *Праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:*

22 1. Бугай Д.О., Ткаченко Ю.В., Заноз Б.Ю. Концепція реконструкції та
23 розвитку системи моніторингу підземних вод промислового майданчика
24 Придніпровського хімічного заводу (м. Кам'янське) // Гідрогеологічна
25 наука, освіта, практика. Збірник наукових праць. Вип.2, 2020, Харків,
26 с.12-17.

27 2. Заноз Б. Ю., Бугай Д. О. Досвід застосування QGIS – Midvatten до
28 створення ГІС гідрогеологічної інформації колишнього
29 Придніпровського хімічного заводу (м. Кам'янське). Колективна
30 монографія за матеріалами 19 Міжнародної науково-практичної

конференції: Сучасні інформаційні технології управління екологічною безпекою, природокористуванням, заходами в надзвичайних ситуаціях: Тенденції 2020 року. Київ, 06 - 07 жовтня 2020 р. С. 92-94.

3. Заноз Б.Ю., Бугай Д.О. Аналіз бар'єрних властивостей гідрогеологічного середовища при міграції радіоактивних і хімічних забруднювачів із уранового хвостосховища. “Проблеми природокористування, сталого розвитку та техногенної безпеки регіонів”. Матеріали ІХ міжнародної науково-практичної конференції; м. Дніпро, Україна, 06-07 жовтня 2021 р. / Редкол. О.О. Скрипник (голов. ред.) та ін. – Дніпро: ІППЕ НАН України, 2021. С.88-89.

4. Заноз Б.Ю., Бугай Д.О., Кубко Ю.І. Концептуальна модель уранового хвостосховища як джерела радіологічних і токсикологічних впливів на гідрогеологічне середовище. Геологічна наука в незалежній Україні. Збірник тез наукової конференції, присвяченої 30-тій річниці Незалежності України (м. Київ, 8-9 вересня 2021р.). Київ : Інститут геохімії, мінералогії та рудоутворення імені М.П. Семененка НАН України, 2021. С. 120-123.

5. Заноз Б.Ю., Кубко Ю.І., Бугай Д.О. Прогнозування геофільтраційних процесів в зоні впливу уранового хвостосховища. Ідеї та новації в системі наук про Землю: збірник матеріалів ІХ всеукраїнської молодіжної наукової конференції (м. Київ, 21-22 червня 2022 р.). Київ : Інститут геологічних наук НАН України, 2022. С. 34-35.

1 ДОДАТОК А. Дозові коефіцієнти радіонуклідів і токсичних металів для
2 проаналізованих сценаріїв водокористування підземними і поверхневими
3 водами в зоні ПХЗ

4

5 **Дозові коефіцієнти для радіонуклідів**

6

7 Таблиця 1. Дозові коефіцієнти радіонуклідів (РН) для Сценарію 1 -
8 Городництво з використанням підземних вод нижче ПХЗ для поливу та питне
9 використання (вірогідний сценарій), (Зв/рік)/(Бк/м³)

РН	Дорослий			Дитина		
	Споживання води	Споживання овочів (зрошення)	Сумарний	Споживання води	Споживання овочів (зрошення)	Сумарний
U-238	4.32E-09	1.68E-09	6.00E-09	4.08E-09	1.78E-09	5.86E-09
U-234	4.70E-09	1.83E-09	6.53E-09	4.44E-09	1.93E-09	6.37E-09
Ra-226	2.69E-08	1.04E-08	3.73E-08	4.80E-08	2.08E-08	6.88E-08
Pb-210	6.62E-08	2.55E-08	9.18E-08	1.14E-07	4.92E-08	1.63E-07
Po-210	1.15E-07	4.44E-08	1.60E-07	1.56E-07	6.74E-08	2.23E-07

10

11 Таблиця 2. Дозові коефіцієнти радіонуклідів для Сценарію 1 - Городництво з
12 використанням підземних вод нижче ПХЗ для поливу та питне використання
13 (консервативний сценарій), (Зв/рік)/(Бк/м³)

РН	Дорослий			Дитина		
	Споживання води	Споживання овочів (зрошення)	Сумарний	Споживання води	Споживання овочів (зрошення)	Сумарний
U-238	9.00E-09	2.23E-09	1.12E-08	8.50E-09	2.36E-09	1.09E-08
U-234	9.80E-09	2.42E-09	1.22E-08	9.25E-09	2.56E-09	1.18E-08
Ra-226	5.60E-08	1.60E-08	7.20E-08	1.00E-07	3.20E-08	1.32E-07
Pb-210	1.38E-07	4.34E-08	1.81E-07	2.38E-07	8.36E-08	3.21E-07
Po-210	2.40E-07	5.85E-08	2.98E-07	3.25E-07	8.87E-08	4.14E-07

14

15

- 1 Таблиця Д3. Дозові коефіцієнти радіонуклідів для Сценарію 2 - Городництво
- 2 з використанням вод з р.Коноплянка для поливу та риболовля (вірогідний
- 3 сценарій), (Зв/рік)/(Бк/м³)

РН	Дорослий			Дитина		
	Споживання овочів (зрошення)	Споживання риби	Сумарний	Споживання овочів (зрошення)	Споживання риби	Сумарний
U-238	1.68E-09	5.89E-11	1.74E-09	1.78E-09	6.25E-11	1.84E-09
U-234	1.83E-09	6.42E-11	1.89E-09	1.93E-09	6.80E-11	2.00E-09
Ra-226	1.04E-08	1.53E-09	1.19E-08	2.08E-08	3.06E-09	2.39E-08
Pb-210	2.55E-08	2.35E-08	4.91E-08	4.92E-08	4.55E-08	9.47E-08
Po-210	4.44E-08	5.89E-08	1.03E-07	6.74E-08	8.96E-08	1.57E-07

4

- 5 Таблиця Д4. Дозові коефіцієнти радіонуклідів для сценарію 2 - Городництво
- 6 з використанням вод з р.Коноплянка для поливу та риболовля
- 7 (консервативний сценарій), (Зв/рік)/(Бк/м³)

РН	Дорослий			Дитина		
	Споживання овочів (зрошення)	Споживання риби	Сумарний	Споживання овочів (зрошення)	Споживання риби	Сумарний
U-238	2.74E-09	2.46E-09	5.20E-09	2.90E-09	2.60E-09	5.51E-09
U-234	2.99E-09	2.67E-09	5.66E-09	3.16E-09	2.83E-09	5.99E-09
Ra-226	1.95E-08	1.15E-07	1.34E-07	3.90E-08	2.30E-07	2.69E-07
Pb-210	6.12E-08	5.08E-07	5.69E-07	1.18E-07	9.82E-07	1.10E-06
Po-210	7.21E-08	5.57E-07	6.29E-07	1.09E-07	8.46E-07	9.55E-07

8

9

- 1 Таблиця 3. Дозові коефіцієнти радіонуклідів для Сценарію 3 - Рекреація на
- 2 р.Дніпро: Питне використання з р.Дніпро, риболовля, перебування на пляжі
- 3 (вірогідний сценарій), (Зв/рік)/(Бк/м³)

РН	Дорослий					Сумарний
	Споживання води	Споживання риби	Вдихання	Проковтування відкладень	Зовнішнє опромінення	
U-238	2.52E-09	5.89E-11	4.34E-13	8.13E-14	6.36E-13	2.58E-09
U-234	2.74E-09	6.42E-11	5.10E-13	8.85E-14	1.56E-14	2.81E-09
Ra-226	1.57E-08	1.53E-09	7.62E-11	7.49E-11	5.13E-09	2.25E-08
Pb-210	3.86E-08	2.35E-08	3.23E-09	1.33E-08	7.99E-10	7.95E-08
Po-210	6.72E-08	5.89E-08	7.49E-10	6.97E-09	5.57E-13	1.34E-07

4

- 5 Продовження таблиці 3

РН	Дитина					Сумарний
	Споживання води	Споживання риби	Вдихання	Проковтування відкладень	Зовнішнє опромінення	
U-238	2.38E-09	6.25E-11	4.05E-13	2.46E-13	6.36E-13	2.44E-09
U-234	2.59E-09	6.80E-11	4.86E-13	2.67E-13	1.56E-14	2.66E-09
Ra-226	2.80E-08	3.06E-09	7.19E-11	4.28E-10	5.13E-09	3.67E-08
Pb-210	6.65E-08	4.55E-08	3.10E-09	7.30E-08	7.99E-10	1.89E-07
Po-210	9.10E-08	8.96E-08	7.67E-10	3.02E-08	5.57E-13	2.12E-07

6

7

- 1 Таблиця 4. Дозові коефіцієнти радіонуклідів для сценарію 3 - Рекреація на
- 2 р.Дніпро: Питне використання з р.Дніпро, риболовля, перебування на пляжі
- 3 (консервативний сценарій), (Зв/рік)/(Бк/м³)

РН	Дорослий					Сумарний
	Споживання води	Споживання риби	Вдихання	Проковтування відкладень	Зовнішнє опромінення	
U-238	3.96E-09	2.46E-09	7.19E-12	2.70E-13	2.11E-12	6.42E-09
U-234	4.31E-09	2.67E-09	8.45E-12	2.94E-13	5.18E-14	6.99E-09
Ra-226	2.46E-08	1.15E-07	1.26E-09	2.48E-10	1.70E-08	1.58E-07
Pb-210	6.07E-08	5.08E-07	5.36E-08	4.40E-08	2.65E-09	6.69E-07
Po-210	1.06E-07	5.57E-07	1.24E-08	2.31E-08	1.85E-12	6.98E-07

4

- 5 Продовження Таблиці 4

РН	Дитина					Сумарний
	Споживання води	Споживання риби	Вдихання	Проковтування відкладень	Зовнішнє опромінення	
U-238	3.74E-09	2.60E-09	6.71E-12	8.15E-13	2.11E-12	6.35E-09
U-234	4.07E-09	2.83E-09	8.06E-12	8.87E-13	5.18E-14	6.91E-09
Ra-226	4.40E-08	2.30E-07	1.19E-09	1.42E-09	1.70E-08	2.93E-07
Pb-210	1.05E-07	9.82E-07	5.14E-08	2.42E-07	2.65E-09	1.38E-06
Po-210	1.43E-07	8.46E-07	1.27E-08	1.00E-07	1.85E-12	1.10E-06

6

7

1 Дозові коефіцієнти для токсичних металів

2

3 Таблиця 5. Дозові коефіцієнти токсичних металів для Сценарію 1 -

4 Городництво з використанням підземних вод нижче ПХЗ для поливу та питне
5 використання (вірогідний сценарій), (мг/(кг на добу) / (мг/м³))

Елемент	Дорослий			Дитина		
	Споживання води	Споживання овочів (зрошення)	Сумарний	Споживання води	Споживання овочів (зрошення)	Сумарний
U	9.60E-02	3.73E-02	1.33E-01	6.00E-02	2.61E-02	8.61E-02
Mn	9.60E-02	3.74E-02	1.33E-01	6.00E-02	2.62E-02	8.62E-02
Ni	9.60E-02	3.75E-02	1.33E-01	6.00E-02	2.62E-02	8.62E-02
Cr	9.60E-02	3.70E-02	1.33E-01	6.00E-02	2.59E-02	8.59E-02
Pb	9.60E-02	3.70E-02	1.33E-01	6.00E-02	2.59E-02	8.59E-02

6

7 Таблиця 6. Дозові коефіцієнти токсичних металів для Сценарію 1 -

8 Городництво з використанням підземних вод нижче ПХЗ для поливу та питне
9 використання (консервативний сценарій), (мг/(кг на добу) / (мг/м³))

Елемент	Дорослий			Дитина		
	Споживання води	Споживання овочів (зрошення)	Сумарний	Споживання води	Споживання овочів (зрошення)	Сумарний
U	2.00E-01	4.95E-02	2.49E-01	1.25E-01	3.46E-02	1.60E-01
Mn	2.00E-01	5.48E-02	2.55E-01	1.25E-01	3.84E-02	1.63E-01
Ni	2.00E-01	5.39E-02	2.54E-01	1.25E-01	3.78E-02	1.63E-01
Cr	2.00E-01	4.83E-02	2.48E-01	1.25E-01	3.38E-02	1.59E-01
Pb	2.00E-01	6.29E-02	2.63E-01	1.25E-01	4.40E-02	1.69E-01

10

11

1

- 2 Таблиця 7. Дозові коефіцієнти токсичних металів для сценарію 2 -
 3 Городництво з використанням вод з р.Коноплянка для поливу та риболовля
 4 (вірогідний сценарій), (мг/(кг на добу) / (мг/м³)

Елемент	Дорослий			Дитина		
	Споживання овочів (зрошення)	Споживання риби	Сумарний	Споживання овочів (зрошення)	Споживання риби	Сумарний
U	3.73E-02	1.31E-03	3.87E-02	2.61E-02	9.19E-04	2.71E-02
Mn	3.74E-02	3.27E-01	3.65E-01	2.62E-02	2.30E-01	2.56E-01
Ni	3.75E-02	2.86E-02	6.61E-02	2.62E-02	2.01E-02	4.63E-02
Cr	3.70E-02	5.46E-02	9.16E-02	2.59E-02	3.83E-02	6.42E-02
Pb	3.70E-02	3.41E-02	7.11E-02	2.59E-02	2.39E-02	4.98E-02

5

- 6 Таблиця 8. Дозові коефіцієнти токсичних металів для Сценарію 2 -
 7 Городництво з використанням вод з р.Коноплянка для поливу та риболовля
 8 (консервативний сценарій), (мг/(кг на добу) / (мг/м³)

Елемент	Дорослий			Дитина		
	Споживання овочів (зрошення)	Споживання риби	Сумарний	Споживання овочів (зрошення)	Споживання риби	Сумарний
U	6.10E-02	5.46E-02	1.16E-01	4.27E-02	3.83E-02	8.10E-02
Mn	7.17E-02	3.82E+02	3.82E+02	5.02E-02	2.68E+02	2.68E+02
Ni	6.60E-02	1.20E-01	1.86E-01	4.62E-02	8.42E-02	1.30E-01
Cr	5.97E-02	3.27E-01	3.87E-01	4.18E-02	2.30E-01	2.71E-01
Pb	8.87E-02	7.37E-01	8.25E-01	6.21E-02	5.17E-01	5.79E-01

9

10

- 1 Таблиця 9. Дозові коефіцієнти токсичних металів для сценарію 3 - Рекреація
- 2 на р.Дніпро: Питне використання з р.Дніпро, риболовля, перебування на
- 3 пляжі (вірогідний сценарій), (мг/(кг на добу) / (мг/м³)

Елемент	Дорослий			
	Споживання води	Споживання риби	Проковтування відкладень	Сумарний
U	5.60E-02	1.31E-03	2.41E-06	5.73E-02
Mn	5.60E-02	3.27E-01	6.26E-03	3.90E-01
Ni	5.60E-02	2.86E-02	1.35E-03	8.60E-02
Cr	5.60E-02	5.46E-02	4.82E-04	1.11E-01
Pb	5.60E-02	3.41E-02	2.60E-02	1.16E-01

4

- 5 Продовження таблиці 9

Елемент	Дитина			
	Споживання води	Споживання риби	Проковтування відкладень	Сумарний
U	3.50E-02	9.19E-04	4.82E-06	3.59E-02
Mn	3.50E-02	2.30E-01	1.25E-02	2.77E-01
Ni	3.50E-02	2.01E-02	2.70E-03	5.78E-02
Cr	3.50E-02	3.83E-02	9.64E-04	7.42E-02
Pb	3.50E-02	2.39E-02	5.20E-02	1.11E-01

6

7

1

2 Таблиця 10. Дозові коефіцієнти токсичних металів для сценарію 3 - Рекреація
 3 на р.Дніпро: Питне використання з р.Дніпро, риболовля, перебування на
 4 пляжі (консервативний сценарій), (мг/(кг на добу) / (мг/м³)

Елемент	Дорослий			
	Споживання води	Споживання риби	Проковтування відкладень	Сумарний
U	8.80E-02	5.46E-02	1.60E-05	1.43E-01
Mn	8.80E-02	3.82E+02	9.59E-05	3.82E+02
Ni	8.80E-02	1.20E-01	2.24E-05	2.08E-01
Cr	8.80E-02	3.27E-01	8.95E-14	4.15E-01
Pb	8.80E-02	7.37E-01	1.60E-04	8.25E-01

5

6 Продовження таблиці 10

Елемент	Дитина			
	Споживання води	Споживання риби	Проковтування відкладень	Сумарний
U	5.50E-02	3.83E-02	3.20E-05	9.33E-02
Mn	5.50E-02	2.68E+02	1.92E-04	2.68E+02
Ni	5.50E-02	8.42E-02	4.48E-05	1.39E-01
Cr	5.50E-02	2.30E-01	3.84E-13	2.85E-01
Pb	5.50E-02	5.17E-01	3.20E-04	5.72E-01

7