

Дніпровський державний технічний університет
Міністерство освіти і науки України
Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

СОРОКА ЮРІЙ МИКОЛАЙОВИЧ

УДК 504.055

**ДИСЕРТАЦІЯ
НАУКОВІ ОСНОВИ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ
ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПРИ ПОВОДЖЕННІ
З МАТЕРІАЛАМИ З ВМІСТОМ
ПРИРОДНИХ РАДІОНУКЛІДІВ**

21.06.01 – екологічна безпека
Галузь знань – технічні науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук
Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей,
результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

Ю.М. Сорока

Науковий консультант: **Зберовський Олександр Владиславович**
доктор технічних наук, професор

Кам'янське - 2021

АНОТАЦІЯ

Сорока Ю.М. Наукові основи забезпечення екологічної безпеки при поводженні з матеріалами з вмістом природних радіонуклідів. - Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека. Дніпровський державний технічний університет Міністерства освіти і науки України, Кам'янське, 2021.

Захист дисертації відбудеться на засіданні спеціалізованої вченої ради Д 26.880.01 Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України, Київ, 2021.

У дисертаційній роботі викладено результати досліджень, які спрямовані на забезпечення екологічної безпеки при поводженні з матеріалами з вмістом природних радіонуклідів та технологій зменшення забруднення радіонуклідами навколишнього середовища і як квінтесенція цього забезпечення радіоекологічної захисту населення та довкілля в Україні.

Проведено критичний аналіз існуючої системи і принципів радіаційної безпеки населення та навколишнього середовища при поводженні з матеріалами з вмістом природних радіонуклідів в Україні.

Запропонована методологія оцінки безпеки населення і навколишнього середовища на основі критеріїв ризику потенційного опромінення в місцях видобутку і переробки матеріалів з вмістом природних радіонуклідів, яка враховує розроблену методику розрахунку доз опромінення персоналу, робітників та населення та дозволяє максимально знизити небезпечну дію РМПП на населення і навколишнє середовище. Розглянуто питання застосування її для визначення рівня очищення від радіаційного забруднення будівель і території колишнього уранового об'єкта. Досліджено вплив діяльності гірничодобувних підприємств на забруднення навколишнього середовища природними радіонуклідами.

Вивчено процеси сорбції радону на активоване вугілля та розроблено точний і простий у виконанні метод вимірювання щільності потоку радону за допомогою запропонованого пристрою для експозиції сорбенту (активоване вугілля) на поверхні. Оцінено вплив ексхаляції радону на радіоактивне забруднення територій та приміщень і запропоновано норматив щільності потоку радону з поверхні території для будівництва. Проведено дослідження рівнів ЕРОА радону-222 в приміщеннях старого урановидобувного міста, та рекомендовано проводити ремонтні протирадонові заходи у приміщеннях, де є перевищення гігієнічного регламенту у $100 \text{ Бк} \cdot \text{м}^3$ звертаючи особливу увагу на технічні засоби зменшення надходження радону в приміщення внаслідок ексхаляції радону з земної поверхні.

Визначені залежності радіаційних параметрів безпеки в залізорудних шахтах від забруднення рудникового повітря радоном і природними радіонуклідами і створена класифікація таких шахт за рівнем радіаційної безпеки, яка є основою для створення системи радіаційного контролю в цих шахтах.

Досліджені сировина і технологічні відходи з підвищеним вмістом природних радіонуклідів та розроблені рівні звільнення від контролю твердих сипучих технологічних відходів з підвищеним вмістом природних радіонуклідів рядів ^{238}U , ^{235}U та ^{232}Th .

За результатами експериментальних досліджень виявлено, що спостерігається міграція урану за профілем рекультиваційного шару, обумовлена капілярним підняттям його з вологою, а також доведено, що високе забруднення шару свинцем-210 та полонієм-210, які є продуктами розпаду радону-222 пояснюється, в основному, газовим переносом і розпадом його в шарі.

Обґрунтована методологія та основні параметри системи радіоекологічного моніторингу підприємств з видобутку та переробки руд та матеріалів, збагачених природними радіонуклідами, у якій єдиним інструментом для оцінки рівня забруднення від підприємства приймаються фонові значення визначених параметрів, оскільки це єдиний критерій якості для таких об'єктів;

Встановлено, що промислова діяльність на території привела до погіршення радіаційного стану та потребує реабілітаційних заходів. Запропоновано Стратегію реабілітації території колишнього уранового виробництва ВО «Придніпровський хімічний завод» та сформульовано основні стратегічні цілі реабілітації і розвитку цього промислового майданчика.

Науково обґрунтовано та удосконалено методичну та нормативну бази, які підвищують ефективність екологічної безпеки на підприємствах, де існує можливість опромінення персоналу чи населення радіоактивним матеріалом природного походження.

Ключові слова: екологічна безпека, природні радіонукліди, радон, радіоекологічний моніторинг, дози опромінення.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ РОБІТ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Монографії

1. Radiological conditions in the Dnieper River basin : assessment by an international expert team and recommendations for an action plan./ Balonov M, Konoplev, A. Levins, D. Ranguelova, V. Zheleznyak, M. Zhukova, O. Bohorad, V. Bulgakov, A. Campbell, R. Janke, R. Kanivets, V. Niehaus, F. Samiei, M. Soroka Y., Korovin Y, Lavrova T., Voitsekhovitch, O Tsaturov, Y. — Vienna : International Atomic Energy Agency, 2006. 185 p.p — (ISSN 1020–6566) STI/DOC/1230 ISBN 92–0–104905–6

Статті у наукових фахових виданнях України

2. Сорока Ю.М., Молчанов А.И. Житлове будівництво і проблеми зниження опромінювання населення від природних джерел іонізуючого випромінювання //Ойкумена. Український екологічний збірник, 1991, № 4, с.37-43.

3. Сорока Ю.Н., Молчанов А.И., Исаева Н.Г., Доброчасов М.В. Геохимические особенности миграции радионуклидов на участках захоронения.// Вопросы атомной науки и техники. Серия: Промышленная радиоэкология и горное дело. 1994. вып. 2, с. 43-52.

4. Сорока Ю.Н., Исаева Н.Г., Молчанов А.И. Использование миграционных параметров радионуклидов при оценке условий хранения радиоактивных отходов. // Сб.: Радиационная и экологическая безопасность предприятий ядерно-топливного цикла". - Одесса: УкрЯО, вып. 1, 1995, с.81-92. (Журнал реферується INIS Atomindex)

5. Сорока Ю.Н. Основные направления решения проблемы реабилитации территории первого рудника по добыче урановых руд в Украине // Сборник научных трудов НГА Украины, №3, Том 5. Проблемы экологии горного производства и обеспечение безопасности жизнедеятельности. - Днепропетровск: РИК НГА Украины, 1998, с.57-60.

6. Радіаційна обстановка на шахтах Кривбасу / Гагауз П.Г., Куроченко О.М., Сорока Ю.М., Молчанов О.И., Беднарік О.М. // Охорона праці на підприємствах

гірничо-металургійного комплексу. Зб. наук. пр., вип. 1. - Кривий Ріг: НДІБТГ, 1998, - с. 3-9

7. Гагауз Ф.Г., Сорока Ю.Н., Молчанов А.И., Подрезов А.А., Беднарик О.Н. Характеристика радиационно-опасных факторов в шахтах Кривбасса // Сборник научных трудов НГА Украины, №5 / Проблемы аэрологии горно-добывающих предприятий. - Днепропетровск, 1999, с.142-147.

8. Сорока Ю.М. Про розрахунок ефективних доз опромінення від майданчикових джерел радіоактивного забруднення території // Охорона праці та навколишнього середовища на підприємствах гірничо-металургійного комплексу. Зб. наук. пр., вип. №1. Кривий Ріг, НДІБТГ, 1999. - с.12-21.

9. Сорока Ю.Н., Молчанов А.И., Беднарик О.Н. О необходимости нормирования плотности потока радона на застраиваемых территориях // Ядерная и радиационная безопасность - 2000. - том 3. - № 1. - с.37-43. (Журнал реферується INIS Atomindex)

10. Методика расчета дозовых нагрузок на персонал производств, занятых работой с сырьем, содержащим повышенные концентрации естественных радионуклидов/ Сорока Ю.Н., Молчанов А.И., Беднарик О.Н., Кривошей Л.А., Гагауз Ф.Г. // Сборник научных трудов.- Севастополь: СИЯЭиП, 2000.- вып.3.- с. 132-137.

11. Сорока Ю.Н. Методические подходы к оптимизации радиационной защиты при выполнении реабилитационных мероприятий на урановых объектах // Сборник научных трудов НГА Украины №10.- Днепропетровск : РИК НГА Украины, 2000.- С.108-114

12. Сорока Ю.Н. Особенности развития радиоэкологического мониторинга окружающей среды на урановых объектах// Сборник научных трудов НГУ Украины №14, том 1.- Днепропетровск : РИК НГУ Украины, 2002.- С.159-167

13. Сорока Ю.Н. Поведение естественных радионуклидов при рекультивации хвостохранилищ на урановых объектах // Сборник научных трудов НГУ, №15, Том 1. -Днепропетровск: РИК НГУ, 2002,- с.181-190.

14. Оцінка відповідності шахтних вод, що скидаються шахтою "Першотравнева-Дренажна", вимогам нормативних документів України по радіаційному фактору./Сорока Ю.М., Молчанов О.І., Подрезов О.А., Боталов Л.О., Бузинний М.Г., Лось И.П., Циганков М.Я.// Охорона праці та навколишнього середовища на підприємствах гірничо-металургійного комплексу. Зб. наук. пр., вип. №4. _Кривий Ріг, НДІБТГ, 2002. - с.112-119.
15. Сорока М.Н., Сорока Ю.Н., Молчанов А.И. Контроль радиационного состояния демонтированных оборудования и материалов шахты «Первомайская»// Металлургическая и горнорудная промышленность.- №6, 2006,- с.111-114
16. Гладырь В.В., Торяник В.В., Сорока Ю.Н., Гладырь К.В. Управление радиационными параметрами шахт Криворожского железорудного бассейна и разработка средств и способов борьбы с радоном и ДПР// Разработка рудных месторождений. Научно-технический сборник, Выпуск 92, 2008, с.164-171
17. Сорока М. Н., Молчанов А. И., Сорока Ю. Н. Подрезов А. А. Радиационное обследование и оконтуривание территории, загрязненной низкоактивными отходами промышленного производства в г. Днепропетровск. //Металлургическая и горнорудная промышленность, №5, 2008., стр.146-149.
18. Беликов А,С.,Чесанов В. Л., Сорока К.Ю., Сорока Ю.Н. Эффективность мероприятий по снижению радиационной нагрузки на школьников и дошкольное население города Сборник трудов ПГАСА Строительство, материаловедение, машиностроение, 2011-вып 60, с.85-89
19. Анищенко Л. Я., Бармина И. В., Свердлов Б. С., Сорока Ю. Н., Стратегия работы с общественностью на радиационно-опасных объектах Збірник наукових праць Випуск XXXIII Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки: зб. наук. пр. / УкрНДІЕП. – Х.: ВД «Райдер», 2011. – Вип. XXXIII. – с.272-288
20. Сорока Ю.Н. Радиационное регламентирование обращения с минеральным сырьем, материалами и отходами, содержащими техногенно – усиленные

источники естественного происхождения //Збірник наукових праць НРУ-Д.: Національний гірничий університет .- 2012-№38- с.228-234

21. Сорока Ю.Н. Основные принципы радиационного мониторинга в районах размещения объектов добычи и переработки урановых руд//Збірник наукових праць НРУ-Д.: Національний гірничий університет .- 2012- №39- с195-206

22. Сорока Ю.Н., Рец Ю.Н, Гнутов В.А. Исследование и оценка радиозэкологического состояния горнодобывающего предприятия ООО «Восток-Руда //Збірник наукових праць НРУ-Д.: Національний гірничий університет .- 2013-№40- с.160-166

23. Сорока Ю. М., Рець Ю. М., Молчанов О. І., Сорока М.М. Визначення параметрів радіаційного стану навколишнього середовища в районі розташування Заводу по виробництву ядерного палива //Збірник наукових праць НРУ-Д.: Національний гірничий університет .-2013-№41- с.161-166

24. Сорока Ю. Н., Рец Ю.Н. Засыпка воронки обрушения отходами обогащения и шахтными породами с последующей рекультивацией поверхности// Металлургическая и горнорудная промышленность, 2013., №4,- с.79-82.

25. Четверик М.С., Бубнова Е.А., Сорока Ю.Н. Причины образования и направления ликвидации провалов от горных выработок //Геотехнічна механіка, 2013. выпуск 111.,-с.190-202

26. Исследование хранилищ отходов переработки радиоактивных руд методом естественного импульсного электромагнитного поля земли в Днепродзержинске//Пикареня Д.С., Орлинская О.В., Сорока Ю.Н., Молчанов А.И.,Гапич Г.В./ Збірник наукових праць НРУ-Д.: Національний гірничий університет .-2013-№43- с.129-136

27. Сорока Ю. Н. Учет процедуры оценки риска при реабилитации радиационно- загрязненных территорий и зданий бывших урановых объектов ПО «ПХЗ» //Геотехнічна механіка, 2014. выпуск 118.,-с.200-211

28. Сорока Ю. Н. Методический подход к категорированию радиационно-загрязненных территорий для рекультивации с позиции оценки риска. //Збірник

наук. праць НРУ-Д.: Національний гірничий університет .-2014-№45- с.171-177

29. Сорока Ю.Н. Опыт радиозэкологического мониторинга сброса шахтных вод предприятия ООО «Восток-Руда» //Геотехническая механика. Межвед. сб. научн. трудов. – Днепропетровск, 2015.- №124 .-с. 249-262.

30. Галата А.В, Сорока Ю. М., Огурцов А.П. Проведення радіоекологічного моніторингу за показниками рівню ЕРОА радону// Збірник наукових праць НРУ-Д.: Національний гірничий університет .-2015-№46- с.180-184

31. Молчанов А.И., Сорока Ю. Н., Руденко С.А., Сорока М.Н. Комплексные исследования радиационной обстановки в жилых и административных помещениях г. Желтые Воды //Збірник наукових праць НРУ-Д.: Національний гірничий університет .-2015-№47- с.161-165

32. Сорока Ю.Н., Чесанов В.Л. Методология анализа риска, как инструмент для принятия решений по вопросам реабилитации территорий, для бывшего предприятия по переработке урановых руд ПО «Приднепровский химический завод» //Строительство, материаловедение, машиностроение. Серия безопасность жизнедеятельности: Сб. научн. трудов. Вып 83. ГВУЗ «Приднепр.гос.академия стр-ва и архитектуры»,2015. - с.182-187

33. Рець Ю.М., Сорока Ю.М. Санитарно-екологічна оцінка результатів моніторингу скидання шахтних вод при перепрофілюванні уранової шахти в залізорудну шахту//Збірник наукових праць НРУ-Д.: Національний гірничий університет .-2015-№48- с.244-253

34. Сорока Ю. М., Рець Ю.Н.,Чесанов В.Л. Обоснование радиационной безопасности при проектировании мероприятий по расчистке реки Коноплянка //Строительство, материаловедение, машиностроение: сб. научн. трудов. Вып. 93 / ГВУЗ «Приднепр. гос. академия стр-ва и архитектуры»; под общей редакцией В. И. Большакова – Днепр, 2016. –с 106-112

35. Сорока Ю. Н., Рець Ю.Н., Руденко С.А., Подрезов А.А. О необходимости учета опасности действия ионизирующего излучения при работе предприятий

горной и металлургической отраслей //Геотехническая механика: Межвед. сб. научн. трудов.- Днепропетровск:- 2016.- №130 .- с. 231-239.

36. Сорока Ю.Н. Стратегия реабилитации территории бывшего уранового производства ПО «Приднепровский химический завод» //Геотехническая механика: Межвед. сб. научн. трудов.- Днепропетровск:- 2017.- №132 .- с. 229-237.

37. Сорока Ю.М. Комплексні рішення радіоекологічних проблем щодо захисту навколишнього середовища у районі другої секції хвостосховища «Сухачівське»/ Сорока Ю.М.// Екологічна безпека та технології захисту довкілля.-2019.-№2.- С.88-94

Статті Scopus та Web of Science

38. Сорока Ю.Н., Молчанов А.И., Кретинин А.В. Рекультивация территорий, загрязненных радиоактивными отходами // Атомная энергия. - 1993. - т.75, вып.2, с. 148-155.

39. Isayeva N.G., Soroka Y.N., Molchanov A.I. Study of radionuclide's migration parameters for waste repository performance evaluation // Proc. of Fifth International Conf. "Radioactive waste management and Environmental Remediation" ICEM'95, September 3-7, 1995, Berlin, Germany. - USA, ASME, 1995, v.1, p.p.723-727

40. Isayeva N.G., Soroka Y.N., Molchanov A.I. The state of environmental on former site of in-situ leaching uranium // Proc. of Fifth International Conf. "Radioactive waste management and Environmental Remediation". ICEM'95, September 3-7, 1995, Berlin, Germany. - USA, ASME, 1995, v.2, p.p.1507-1010.

41. Molchanov A., Soroka Y.. Radiation and Radon Survey of Akchatau (Kazakhstan) and experience with Radon Remedial Measures. Radiation Protection Dosimetry, vol. 78, No.3, 1998, p.p. 231-236.

42. Сорока Ю.Н. Рекультивационные мероприятия при добыче и переработке урановых руд в Украине// Горный журнал. №5. 2005. с.111-114

43. Voitsekhovitch, O., Soroka Y., and Lavrova T. (2006). Uranium mining and ore processing in Ukraine – radioecological effects on the Dnipro River water ecosystem and human health. *Radioactivity in the Environment*, 8, pp. 206-214
44. Molchanov A., Soroka Y., Buzinny M., Pavlenko T., Podrezov A., Soroka M. Dispersion of Radon in the Atmosphere around Old Uranium Mill Tailings. *Nukleonika*, 2010; 55(4):535-538
45. Сорока Ю. Н., Удод Е. В. Оценка системы вентиляции для Централизованного хранилища отработанных источников ионизирующего излучения/Ядерна та радіаційна безпека.- 2014.-№1(61),-с.45-50
46. Search and mapping of the old buried tailings with radioactive wastes at the urban territory/ O.Molchanov, Y. Soroka, A.Podrezov, M. Soroka// *Radiation Protection Dosimetry*, 2017 Nov 1;177(1-2):198-201.
47. Tymoshchuk, V., Tishkov, V., Soroka, Yu. (2018). Hydro and geomechanical stability assessment of the bund wall bottom slope of the Dniprovsk tailing dump. /*Mining of Mineral Deposits*, 12(1): 39-47.
48. Radiation protective activity during implementation of the state program for the protection of population of Zhovti Vody town /O.Molchanov, S.Rudenko, Y. Soroka, M. Soroka, K.Brechko// *Radiation Protection Dosimetry*, Volume 191, Issue 2, September 2020, Pages 129–132.
49. Radon in mines of Kryvyi Rih iron ore basin in Ukraine / O.Molchanov, A.Podrezov, K.Brechko, Y. Soroka, L. Ishcheko // *Radiation Protection Dosimetry*, Volume 191, Issue 2, September 2020, Pages 192–196.

Статті в інших виданнях

50. Сорока Ю.Н., Молчанов А.И. Санитарно-гигиеническое нормирование при рекультивации земель, нарушенных при добыче переработке руд // Сб.: Вопросы атомной науки техники. Сер. Геология и горное дело, 1990, вып.1, с. 34-39.

51. Сорока Ю.Н., Молчанов А.И. Об учете эксхалляции радона при изыскательских работах и проектировании жилых зданий / Проектирование и инженерные изыскания, 1990 №6, с.17-19.
52. Молчанов А.И., Сорока Ю.Н., Удод В.В., Литвиненко С.И. Метод прямого измерения эксхалляции радона и торона с эманлирующих поверхностей // Сб.: Технический прогресс в атомной промышленности. Сер. Горно-металлургическое производство, 1990, вып.5, с.14-16.
53. Мосинец В.Н., Сорока Ю.Н., Молчанов А.И. Жилищное строительство в районах расположения горных предприятий и вопросы радиационной безопасности // Горный журнал, - 1991.- №7. - с.58-60.
54. Сорока Ю.Н., Молчанов А.И. Обследование радиационной обстановки в районе действия ПО "Казвольфрам" // Цветная металлургия. - 1992. - №2. - с.62-66.
55. Состояние радиационной обстановки в г. Светловодске / Беднарик О.Н., Сорока Ю.Н., Черный Ф.Ф., и др. // Гигиена, токсикология, физиология труда и профессиональная патология в промышленности: Сб. научных трудов, Кривой Рог, 1995, с.286-292
56. Rudy C., Avdeev O., Soroka Y., Saversky S. et. al. Technologies for environmental restoration in Ukraine. // Planning for environmental restoration of radioactively contaminated sites in central and eastern Europe. - Vienna, IAEA-TECDOC-865, 1996, Vol.3, p. 243-279. (Журнал реферується INIS Atomindex)
57. Soroka Y. Identification and characterization of radioactively contaminated sites in Ukraine and planning for environmental restoration activities // Site characterization techniques used in environmental restoration activities. - Vienna: IAEA, 2000. IAEA-TECDOC-1148, p.201-218. (Журнал реферується INIS Atomindex)
58. Радиационная обстановка при добыче железной руды подземным способом в Криворожском железорудном бассейне / Беднарик О.Н., Выщипан В.Ф., Кривошей Л.О., Сорока Ю.М., Гагауз Ф.Г. Молчанов О.И. // Гигиена населенных мест, вып.36, часть 1. - К.: УНГЦ, 2000, - с. 266-278.

59. Бузынный М.Г., Сорока Ю.Н. Сравнение двух методов измерения продуктов распада радона // Гигиена населенных мест. Сборник/ Институт гигиены и медицинской экологии АМН Украины. - Киев, 2003-Вып. 41. С.275-278.
60. Проблемы пролонгированного облучения населения в промышленных регионах Украины / Лось И.П., Сорока Ю.Н., Корнев В.Ю., Молчанов А.И., Павленко Т.А, Бузынный М.Г. // Гігієна населених місць. Збірник. Інститут гігієни та медичної екології АМН України. - Київ, 2004-Вып. 43. с. 303 –306
61. Molchanov A., Soroka Y., Isayeva N. Treatment of liquid effluent from uranium enterprises in Ukraine // Treatment of liquid effluent from uranium mines and mills. - Vienna: IAEA, 2004. IAEA-TECDOC-1419, p.245-266(Журнал реферується INIS Atomindex)
62. Оцінка можливості експрес-методу вимірювань свинцю-210 в повітрі. / Бузинний М.Г., Сорока Ю. М., Троян Л.В., Федоренко О.В., Подрезов О.А., Сорока М.М. //Гігієна населених місць. Збірник ІГМЕ АМН України. - Київ, 2005-Вип. 45.с.284-286
63. Сорока Ю.Н. Результаты оценки доз облучения населения в местах переработки урановых руд / Гігієна населених місць// выпуск 48, 2006, с. 263-269
64. Ecological problems related uranium mining and uranium reprocessing industry in Ukraine and Restoration strategy concept/ V.F.Ryazantsev, O.V.Voitsekhovich, V.S.Holubiev, Y.N.Soroka, A.S.Skalsky, V.N.Lebediev // The Uranium production and Raw materials for the Nuclear Fuel Cycle- Supply and demand, economics, the Environment and energy security. IAEA Vienna, 2006. pp.311-317. (ISSN 1563–0153) STI/PUB/1259 ISBN 92–0–107206–6 (Журнал реферується INIS Atomindex)
65. Buzinny M.G., Soroka Yu.N. / Method for Pb-210 measurement in air based on LSC // LSC 2005, Advances in Liquid Scintillation Spectrometry:. - Tucson: Radiocarbon, 2006. - P. 157 - 163
66. Бузинний М.Г., Сорока Ю.М., Циганков М.Я. Радіаційна ситуація навколо шахти "Юний комунар". Довкілля та здоров'я.-2008.- № 2(45).-С.23-26.
67. Soroka Y.N., Zberovsky A.V., Rets Y N. Estimation of radiation pollution around uranium mining enterprises. International University of Resources Scientific Reports on

Resource Issues 2016 Volume 1.- p. 356-362. Efficiency and Sustainability in the Mineral Industry. Technische University Bergakademie Freiberg, Germany Publisher: Medienzentrum der TU Bergakademie Freiberg.

Патенти

68. Сорока Ю.М., Молчанов О.І. Спосіб радоноізоляції будівель: пат. 13361 Україна. № 95320733 ; заявл. 30.10.90; опубл. 28.02.97. 3.с

Матеріали міжнародних та національних науково-практичних симпозіумів та конференцій

69. Сорока Ю.Н., Молчанов А.И. Использование отходов горного производства в строительстве и радиационная безопасность. // Эффективные технологии, способы и средства, обеспечивающие современные требования к экологии при разработке месторождений полезных ископаемых: Тезисы докладов конференции 6-9 августа 1990г. - М.: 1990, с.165.

70. Молчанов А.И., Доброчасов М.В., Сорока Ю.Н.. Результаты радиационного обследования и опыт снижения концентрации радона в жилищах. // Материалы третьего отраслевого симпозиума по гигиене труда, радиационной безопасности, охране окружающей среды профпатологии при добыче и первичной переработке радиоактивных руд, 4-9 сентября 1991г., г.Санкт-Петербург, 1992, с. 131-133.

71. Soroka Y.N., Moltschanov A.I. Die langfristige Migration natürlicher Radionuklide in der Abdeckung von Absetzanlagen der Uranerzaufbereitung. Die 25 Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz, 28-30 September 1993, Binz auf Rugen, 1993, s.37-41. (Журнал реферується INIS Atomindex)

72. Сорока Ю.Н., Исаева Н.Г., Молчанов А.И. Радиоэкологический мониторинг окружающей среды на предприятиях по добыче и переработке урановых руд. // Геоекологічні дослідження: стан та перспективи: Зб. наукових праць

Міжнародної науково-практичної конференції. м.Івано-Франківськ, 23-25 травня 1995 р. - Київ, 1995, ч. 1, с. 137-138.

73. Исаева Н.Г., Сорока Ю.Н. Состояние окружающей среды в районе действия предприятий уранодобывающей и перерабатывающей отрасли и влияние его на здоровье населения. // Экологические аспекты загрязнения окружающей среды. Тезисы докладов международной научно - практической конференции. - г.Київ, 26-28 марта 1996, т.2, стр.185-186

74. Сорока Ю.Н., Молчанов А.И. Проблемы радиационного контроля при добыче и переработке полезных ископаемых. // Оперативный контроль и управление качеством минерального сырья при добыче и переработке: Материалы первого международного симпозиума. - г.Кривой Рог, 12-15 ноября 1996г., с.57-58.

75. Сорока Ю.Н. Радиоэкологическая оценка загрязнения г.Желтые Воды и направления его реабилитации // Нормативно-правові аспекти оцінки і прогнозу екологічного стану довкілля адміністративних областей та адміністративних районів України. Матеріали науково-технічної конференції, Крим, м. Алушта, 2-5 червня 1997р. Київ, УБЕ НТЗ, 1997.,с.25-28.

76. Soroka, Y., Molchanov, A., Isfyeva, N., Bednarik, O., “The rehabilitation program for territory of town Zhovty Vody after 40 years of uranium ores output”, Radioactive Waste Management and Environmental Remediation(ICEM '97) (Proc. 6th Int. Conf. Singapore, 1997), American Society of Mechanical Engineers, New York (1997) 773–776.

77. Isayeva N., Soroka Y.. Substantiation of Selection of the First Priority Sites for Rehabilitation. Proc. of Conf. “Radioactive Waste Management and Environmental Remediation ICEM'97”. Singapore, October 12-16, 1997. - USA: ASME, 1997, p.p. 777-779.

78. Soroka Y., Korovin V., Molchanov A. Radioactive wastes from uranium ores processing at Pridniprovsk chemical Plant: influence and problems of Stabilization. Proc. of International Conference on Radioactive Waste Disposal (DisTec 2000), September 4-6, 2000, Berlin, Germany. - Germany, Humburg, 2000, p.p. 383-388 (Журнал реферується INIS Atomindex)

79. Сорока Ю.Н. Методический подход к оценке риска потенциального облучения при хранении радиоактивных отходов // Экология и здоровье человека. Охрана водного и воздушного бассейнов. Утилизация отходов. /Труды научн-техн. конференции, г. Щелкино, 11-15 июня 2001г –Харьков, Том 2.-, 2001, с.356 – 362.
80. Korovin V., Korovin Y., Koshik Y., Soroka Y. / Risk of Dnieper pollution by radioactive waste of uranium processing // 14 radiochemical conference, Marianske Lazne, Czech Republic, 14-19 April, p.82
81. Сорока Ю.Н. Проблемы радиоэкологического мониторинга окружающей среды в районе расположения урановых объектов // Радиационная безопасность, здоровье человека и окружающая среда. Проблемы и пути их решения на современном этапе (Радиоэкология-2002) Материалы конференции, г.Мариуполь, 10-12 сентября 2002г. – Мариуполь, с.90-95.
82. Сорока Ю.Н. Особенности развития радиоэкологического мониторинга окружающей среды на урановых объектах. // Проблемы и перспективы применения геоинформационных технологий в горном деле: Доклады IV научно-практической конференции. - г.Днепропетровск, 7-9 октября 2002г., с.87-91.
83. Сорока Ю.Н. Коровин В.Ю., Меркулов В.А., Погорелов Ю.Н., Бова С.А. Оценка влияния радиоактивных отходов переработки урановых руд на окружающую среду.// Екологія та інженерія. Стан, наслідки, шляхи створення екологічно чистих технологій: Тези доповідей IV всеукраїнської конференції, м.Дніпродзержинськ, 22-25 жовтня 2002р. - г. Дніпродзержинськ, с.253-256.
84. O. Voitsekhovych, Y. Soroka, T. Lavrova /Uranium Mining and Ore Processing in Ukraine and its Radioecological Effects on to the Dnieper River Water Ecosystem and Human Health International conference on isotopes in environmental studies - Aquatic Forum 2004. Book of extended synopses 617 p; Aquatic Forum 2004: International conference on isotopes in environmental studies; Monte Carlo (Monaco); 25-29 Oct 2004; IAEA-CN--118/34; 2004; p. 58-59
85. Молчанов А.И., Сорока Ю.Н. Проблема дозиметрического контроля облучения шахтеров Украины// Гігієнічна наука та практика на рубежі століть:

Матеріали XIV з їзду гігієністів України (19-21 травня 2004р.) – Дніпропетровськ; АРТ – ПРЕС, 2004. – Т.ІІ, С. 346-348.

86. Результаты изучения радиационной обстановки в жилых помещениях города Желтые Воды / Ю. Н. Сорока, М. Н. Сорока, А. И. Молчанов, Т. А. Павленко / / Экология и здоровье человека. Охрана воздушного и водного бассейнов. Утилизация отходов: сб. науч. статей. Харьков, 2005. - С. 28 — 34.

87. Сорока Ю.Н., Лось И.П., Бузынный М.Г., Павленко Т.А. Молчанов А.И. Современные подходы к гигиеническому регламентированию обращения с минеральным сырьем, материалами и отходами, которые содержат техногенно-усиленные источники естественного происхождения // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення, II Міжнародна науково-практична конференція, збірник статей. г. Алушта, 11-15 вересня 2006г. – Харків, - том 2, - с. 53-58.

88. Сорока К.Ю., Чесанов Л.Г., Чесанов В.Л., Сорока Ю.Н., Молчанов А. И. Проблемы радиационного контроля при застройке территорий. // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення, III Міжнародна науково-практична конференція, м. Алушта, 10-14 вересня 2007г. Зб. статей. – Харків, - том 1, - с. 307-311.

89. Сорока К.Ю., Чесанов В.Л., Сорока Ю.Н., Молчанов А.И., Бузынный М.Г. О необходимости радиационного обследования территорий, предназначенных для строительства. Праці IV Міжнародній науково-практичній конференції "Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення", 8 - 12 вересня 2008 р. зб. наук. праць. - 2008. - Харків. - С. 98 - 105.

90. Application Of Radon Emanation Survey For The Discover Of Old Buried Tailings In The Populated Area / O. Molchanov, Y. Soroka, M. Buzinny, A. Podrezov, M. Soroka. // International Conference "Radon In Environment 2010", Book of Abstract. May 10 - 14, 2010, Zakopane, Poland. Krakow: The Henryk Niewodniczanski Institute of Nuclear Physics. 2010. - p.69

91. Сорока Ю. Н., Молчанов А. И., Подрезов А. А., Сорока М. Н., Бузынный М. Г. Изучение активности природных радионуклидов уранового ряда в атмосфере

вокруг урановых объектов//Екологічна безпека:проблеми і шляхи вирішення, V Міжнародна науково-практична конференція, Зб. статей. м. Алушта, 7-11 вересня 2009г. – Харків,- том 2, 2009, с.266-270.

92. Сорока Ю.Н. Стратегия восстановления загрязненной территории и зданий бывших урановых объектов ПО «Приднепровский химический завод» //Екологічна безпека:проблеми і шляхи вирішення, VI Міжнародна науково-практична конференція, Зб. статей. м. Алушта, 6-10 вересня 2010г. – Харків,- том 1, 2010, с.222-225.

93. Сорока Ю. Н. Радиационный мониторинг окружающей среды в районе Ингульской шахты//Екологічна безпека:проблеми і шляхи вирішення, VII Міжнародна науково-практична конференція,збірник статей. г. Алушта,12-16 вересня 2011г. – Харків, 2011, том 1, с.217-222

94. Руденко С.А., Сорока Ю.Н., Молчанов А.И., Подрезов А.А. Применение трековой дозиметрии для мониторинга радона в районе урановых объектов//Екологічна безпека:проблеми і шляхи вирішення, VIII Міжнародна науково-практична конференція,збірник статей. г. Алушта,10-14 вересня 2012г. – Харків,- том 1,- с.137-142.

95. Molchanov O., Soroka Y. Natural radionuclides in metallurgical production of ukrainian enterprises/EU-NORM 2 Symposium, Praha, 17-19 June,2014 - p.51

96. Molchanov O., Podrezov A., Soroka M.. Soroka Y Search and mapping of the old buried tailings with radioactive wastes at the urban territory 8 th RADON conference + 13th GARMM Book of abstracts, Published by České vysoké učení technické v Praze Praha, August 2016, p.143

97. Сорока Ю.Н. Современная система для сортировки, временного хранения и кондиционирования отходов и загрязненного оборудования при реабилитации территории бывшего ПО «Приднепровский химический завод» Екологічна безпека:проблеми і шляхи вирішення, XIII Міжнародна науково-практична конференція, збірник статей. г. Харків, 11-15 вересня 2017г. – Харків,- том 1,- с.361-367

98. Сорока Ю. Н., Молчанов А.И., Подрезов А.А., Сорока М.Н., Каулько Е.А. О возможности очистки сбрасываемых шахных вод от природных радионуклидов биологическими системами// VII Всеукраїнська наукова конференція «Проблеми гідрології, гідрохімії, гідро екології», присвячена 100-річчю від дня заснування Національної академії наук України (23-24 листопада 2018 р., м. Київ). Тези доповідей. -К.: Ника-Центр, 2018. –с.196-197.
99. Molchanov O., Rudenko S., Soroka M., Soroka Y Radiation protection activities during realization of the state program on protection of population of Zhovti Vody city / 9 th International conference on protection against radon at home and at work- book of abstracts, Published by České vysoké učení technické v Praze Praha, August 2019, p.24
100. Сорока Ю.М., Сорока Є.О. Оцінка сумісності води 2-ї секції хвостосховища «Сухачівське» та шламонакопичувача у балці Ясинова для рішення радіоекологічних проблем по захисту навколишнього середовища// Тиждень еколога – 2019.Збірник тез доповідей міжнародного наукового симпозіуму «Тиждень еколога – 2019», 7-10 жовтня 2019 р. - Кам'янське: ДДТУ.- 2019.–с. 133-136

Нормативно-методичні документи

101. Санитарные правила ликвидации, консервации и перепрофилирования предприятий по добыче и переработке радиоактивных руд (СП ЛКП-91. Министерство здравоохранения СССР.1991. Издание официальное. М.-1991.-76 с.
102. ДСП 3.3.1.038-99 Підприємства чорної металургії. Державні санітарні правила. - К., 1999. – 129 с.
103. Контроль радіаційної обстановки на залізорудних шахтах України - Настанова міністерства промислової політики України.// СОУ-Н МПП 17.240-046:2005. Мінпромполітики України. 2005. Видання офіційне. 14 с.
104. МВ 6.6.1.2.6.-136-2007 Методичні вказівки щодо радіаційно-гігієнічного регламентування проведення робіт на об'єктах колишнього Придніпровського хімічного заводу (ПХЗ). Видання офіційне. К. -2007.- 31 с.

105. Профілактика професійного раку легень серед гірників, які зайняті підземним видобуванням радійвміщуючої залізної руди. (Методичні рекомендації) К., 2010. – 33 с.

ABSTRACT

Soroka Yu.M. Scientific bases of ensuring environmental safety when handling materials containing natural radionuclides.– Qualified scientific work on the rights of the manuscript.

Thesis for a degree Doctor of Technical Sciences in specialty 21.06.01 – Environmental Safety. –State Ecological Academy of Postgraduate Education and Management, Kyiv, 2021.

The thesis presents the results of the research aimed to ensure environmental safety when working with materials containing natural radionuclides and technologies to reduce pollution by radionuclides, at the end, ensurance of the radioecological protection of the population and the environment in Ukraine.

A critical analysis of the existing system and principles of population radiation safety and the environment while working with materials containing natural radionuclides in Ukraine.

The methodology for assessing the safety for the population and the environment based on risk criteria for potential exposure in places of extraction and processing of materials containing natural radionuclides is proposed, which includes the developed methodology for calculating radiation doses for staff, workers and the public. It also allows to mitigate as much as possible negative influence of radioactive materials to population and environment. The question of its application for determination of the clearing level from radiation pollution of buildings and the territory of the former uranium object is considered. The influence of mining enterprises' activity on environmental pollution by natural radionuclides is investigated.

The processes of radon absorbtion on activated carbon have been studied and an accurate and easy-to-perform method of measuring radon flux density with the help of the proposed device for absorbent exposure (activated carbon) on the surface has been developed. The influence of radon exhalation on radioactive contamination of territories and premises is estimated and the standard of radon flux density from the surface of the

territory for subsequent development is offered. The study of equivalent equilibrium volume activity levels of radon-222 in the premises of the old uranium mining city was carried out, and it was recommended to perform remedial anti-radon measures in the premises where the hygienic regulations are exceeded by $100 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$, paying special attention to technical means which decrease radon admission into premises due to radon exhalation from surface.

The dependences of radiation safety parameters in iron ore mines on mine air pollution by radon and natural radionuclides are determined and the classification of such mines according to the level of radiation safety is created, which is the basis for creating a radiation control system in these mines.

The raw materials and technological wastes with the increased content of natural radionuclides are investigated and the levels of exemption from control of solid loose technological wastes with the increased content of natural radionuclides of series ^{238}U , ^{235}U та ^{232}Th are developed.

Experimental studies have shown that uranium migration is observed along the profile of the reclamation layer due to its capillary uplift with humidity, and it is proved that high contamination of the layer with plumbum-210 and polonium-210, which are products of radon-222 decay, is mainly explained by gas transfer and its decay in the layer.

Methodology and basic parameters of the system of enterprise radioecological monitoring for extraction and processing ores and materials enriched with natural radionuclides is substantiated, where the background values of mentioned parameters form the single tool for assessing the level of pollution from the enterprises. This is the only quality criteria applicable for such facilities.

It is determined that industrial activity on the territory has led to the deterioration of the radiation background and requires rehabilitation measures. The Strategy of Rehabilitation of the Territory of the Former Uranium Production of the “Prydniprovsky

Chemical Plant” has been proposed and the main strategic goals of rehabilitation and development of this industrial site have been formulated.

Methodological and regulatory framework which increases the effectiveness of environmental safety in enterprises where there is a possibility of irradiating staff or the population with radioactive material of natural origin is scientifically substantiated and improved.

Keywords: environmental safety, natural radionuclides, radon, radioecological monitoring, radiation doses.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ.....	28
ВСТУП.....	29
РОЗДІЛ 1 СТАН ВИВЧЕНОСТІ ПИТАННЯ, МЕТА І ЗАВДАННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	39
1.1 Аналіз стану робіт по поводженню з матеріалами з вмістом природних радіонуклідів	39
1.2 Добування урану та радіоекологічні проблеми забруднення навколишнього середовища	44
1.3 Аналіз вітчизняних та міжнародних документів та публікацій щодо реабілітації забруднених територій та принципів організації та ведення радіаційного моніторингу на уранових об'єктах.....	52
1.4 Висновки до 1 розділу. Формулювання мети та задач дослідження.....	61
РОЗДІЛ 2 МЕТОДИЧНІ ОСНОВИ ЕКОЛОГІЧНОГО ЗАХИСТУ ПРИ ПОВОДЖЕННІ З МАТЕРІАЛАМИ З ВМІСТОМ ПРИРОДНИХ РАДІОНУКЛІДІВ.....	63
2.1 Основні фактори радіоактивного забруднення навколишнього середовища матеріалами з вмістом природних радіонуклідів.....	63
2.2 Основні положення щодо безпечного проживання населення і охорону навколишнього середовища при видобутку і переробці руд з підвищеним вмістом природних радіонуклідів	68
2.3 Розробка методів оцінки доз опромінення робітників та населення при роботі і після закінчення роботи підприємства.....	74
2.3.1 Методика розрахунку доз опромінення персоналу у районі розміщення уранових об'єктів на прикладі колишнього ВО ПХЗ".....	74
2.3.2 Методика розрахунку індивідуальних доз опромінення населення у районі розміщення уранових об'єктів на прикладі колишнього ВО ПХЗ".....	79

2.4 Оцінка безпеки населення і навколишнього середовища на основі критеріїв ризику потенційного опромінення в місцях видобутку і переробки матеріалів з вмістом природних радіонуклідів.....	85
2.5 Методичні підходи до оптимізації радіаційного захисту при виконанні реабілітаційних заходів на уранових об'єктах.....	94
Висновки до розділу 2.....	99
РОЗДІЛ 3 ДОСЛІДЖЕННЯ ВПЛИВУ ДІЯЛЬНОСТІ ГІРНИЧО-ДОБУВНОГО ПІДПРИЄМСТВА НА ЗАБРУДНЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА ПРИРОДНИМИ РАДІОНУКЛІДАМИ....	101
3.1 Методики вимірювання природних радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища (грунт, повітря, вода, харчові продукти).....	101
3.1.1.Методики вимірювань природних радіонуклідів в атмосферному повітрі.....	101
3.1.2 Методики вимірювання природних радіонуклідів в пробах води.....	104
3.1.3 Методики вимірювань природних радіонуклідів в пробах ґрунтів.....	107
3.1.4 Методики вимірювань природних радіонуклідів в пробах рослинності і продуктах харчування.....	109
3.2. Результати дослідження забруднення води, ґрунтів, рослинності та продуктів харчування та повітря в районі діючої Інгульської шахти.....	110
3.3 Досвід радіаційного дослідження на території колишнього підприємства з добування уранових руд.....	138

3.4 Радіаційне забруднення навколишнього середовища	
в м. Жовті Води.....	149
Висновки до розділу 3.....	158
РОЗДІЛ 4 ДОСЛІДЖЕННЯ ВПЛИВУ РАДОНУ НА ЗАБРУДНЕННЯ	
НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА В РАЙОНІ ПІДПРИЄМСТВ З	
ВИДОБУТКУ І ПЕРЕРОБКИ РУД.....	160
4.1 Розробка методу вимірювання ексхаляції радону.....	160
4.2 Експериментальні дослідження рівня виділення радону з різних	
поверхонь, що еманують.....	167
4.2.1 Радіаційне обстеження території в районі видобутку	
кольорових металів.....	167
4.2.2 Радіаційне обстеження території в районі видобутку та	
переробки уранових руд.....	174
4.3 Вплив радону на радіоактивне забруднення приміщень в місцях	
розміщення підприємств з видобутку і переробки руд.....	182
4.3.1 Проблема радонового забруднення житлових будівель.....	182
4.3.2 Радіаційні дослідження у містах Дніпропетровської області	
.....	188
4.4 Дослідження поширення радону і оцінка небезпеки в районі	
гірничих підприємств.....	199
4.5 Розробка класифікації територій для забудови за ступенем	
радононебезпеки.....	206
Висновки до розділу 4.....	210
РОЗДІЛ 5 ТЕХНОЛОГІЧНІ ВІДХОДИ ПРОМИСЛОВОГО	
ВИРОБНИЦТВА І ЇХ ВПЛИВ НА РАДІОАКТИВНЕ ЗАБРУДНЕННЯ	
НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА	211
5.1 Сировина і технологічні відходи з підвищеним вмістом	
природних радіонуклідів і їх вплив на працюючих і навколишнє	
середовище.....	211
5.2 Класифікація технологічних відходів з підвищеним вмістом	
природних радіонуклідів (ТВППР).....	217

5.3 Пошук та ідентифікація міст знаходження технологічних відходів з підвищеним вмістом природних радіонуклідів	223
5.3.1 Показники, які застосовуються при ідентифікації технологічних відходів на території.....	223
5.3.2 Радіаційне обстеження та оконтурювання території, забрудненої низькоактивними відходами промислового виробництва в м. Кам'янське.....	226
5.4 Дослідження стабільності технологічних відходів на території хвостосховищ підприємств з добування уранових руд.....	230
Висновки до розділу 5.....	243
РОЗДІЛ 6 УДОСКОНАЛЕННЯ СИСТЕМИ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПРИ ПОВОДЖЕННІ МАТЕРІАЛАМИ З ПІДВИЩЕНИМ ВМІСТОМ ПРИРОДНИХ РАДІОНУКЛІДІВ.....	244
6.1 Удосконалення системи радіоекологічного моніторингу на діючих підприємствах з видобутку і переробки руд з підвищеним вмістом природних радіонуклідів.....	244
6.2 Обґрунтування стратегії реабілітації території колишнього уранового виробництва ВО «Придніпровський хімічний завод»....	254
6.3 Досвід проведення екологічного моніторингу на перепрофільованому підприємстві з видобутку уранових руд.....	261
6.4 Досвід впровадження результатів досліджень на підприємствах для екологічної безпеки при поводженні з матеріалами, які вміщують природні радіонукліди.....	267
Висновки до розділу 6.....	273
ВИСНОВКИ.....	275
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	278
ДОДАТКИ	308

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

ВО «ПХЗ» – виробниче об'єднання «Придніпровський хімічний завод»;

ГДК – гранично допустима концентрація;

ДП – державне підприємство;

КД – колективна доза;

РМПП – радіоактивний матеріал природного походження;

НС – навколишнє середовище;

ЗС – зона спостереження;

ПЕД – потужність еквівалентної дози гамма випромінювання;

СЗЗ – санітарно-захисна зона;

МАГАТЕ – Міжнародне агентство з атомної енергії;

мЗв – мілізіверт;

ПРН – природні радіонукліди.

ВСТУП

Актуальність теми. Вимоги щодо забезпечення екологічної безпеки на підприємствах, де існує можливість опромінення персоналу чи населення радіоактивним матеріалом природного походження (РМПП), визначається сучасними нормативними документами Міжнародного агентства з атомної енергії (МАГАТЕ) та відповідними директивами ЄВРОАТОМА. Останньою редакцією «Основних стандартів безпеки» МАГАТЕ (далі BSS) визначено, що регулювання діяльності працівників з потенційним опроміненням РМПП практично не відрізняється від регулювання діяльності зі «штучними» (за визначенням НРБУ-97 – «індустріальними») джерелами опромінення.

Директивою ЄС 2013/59/ЄВРАТОМ від 05.12.2013 передбачається, що держави-члени ЄС повинні забезпечити ідентифікацію класів або типів діяльності, які передбачають використання РМПП та застосування яких приводить до опромінення працівників або осіб з населення, яким не можна знехтувати з точки зору радіаційного захисту. Нижченаведений список промислових секторів, що включають використання РМПП, в тому числі в ході досліджень та відповідних допоміжних процесів, має враховуватись при застосуванні Статті 23 Директиви, а саме: видобування рідкоземельних елементів з монацитів; видобування сполук торію та виробництво продуктів з вмістом торію; оброблення руди ніобію/танталу; видобування нафти та газу; промислова галузь видобування та обробки циркону та цирконію; виробництво фосфатних добрив; первинне видобування заліза та інші.

Окрім цього Директивою наказано, що вимоги щодо захисту від природних джерел випромінювання необхідно в повному обсязі інтегрувати у загальні вимоги, а не розглядати окремо у конкретному документі. Зокрема, галузі промисловості, які здійснюють оброблення радіоактивних матеріалів природного походження, повинні регулюватись в рамках тієї самої нормативно-правової бази, в рамках якої регулюються також інші види діяльності.

Існуюча на даний час в Україні нормативно-правова база щодо радіаційної безпеки та протирадіаційного захисту населення та персоналу підприємств, що

здійснюють діяльність з використанням РМПП, в тому числі при поводженні з технологічним обладнанням, що має забруднення РМПП, на теперішній час представлена лише розділами № 16 - 19 «Основних санітарних правилах забезпечення радіаційної безпеки України». Відповідно до Наказу Міністерства охорони здоров'я України (МОЗ) від 08.04.2014 № 248 введено в дію Державні санітарні норми та правила «Гігієнічна класифікація праці за показниками шкідливості та небезпечності факторів виробничого середовища, важкості та напруженості трудового процесу». Відповідно до неї, на всіх підприємствах оцінюється дія іонізуючого випромінювання.

З метою покращення ситуації, що склалася в Україні з забезпеченням радіоекологічного та радіаційного захисту та з метою імплементації в національне законодавство України положень Директиви ЄС 2013/59/ЄВРАТОМ від 05.12.2013, прийнято Розпорядження КМ України №110-р від 18.02.15 «Про схвалення розроблених Державною інспекцією ядерного регулювання планів імплементації деяких актів законодавства ЄС», що значно підвищує роль та актуальність проблеми радіоекологічної захисту населення та довкілля в Україні. Таким чином, розробка наукових основ забезпечення екологічної безпеки при поводженні з матеріалами з вмістом природних радіонуклідів є актуальною науково-прикладною проблемою, вирішенню якої присвячена дана дисертація.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційна робота виконана відповідно до плану науково-дослідних робіт Дніпровського Державного технічного університету (ДДТУ) у 2015-2020 р.р. за темами у яких автор брав участь як виконавець - «Моніторинг та оцінка впливу промислових підприємств на довкілля міста Дніпродзержинська» (№ ДР 0114U006556) та «Дослідження рівня екологічної безпеки техногенно навантажених територій Дніпропетровської області» (№ ДР 0115U006872). Окремі результати досліджень були отримані у 2004-2009 р.р. в рамках НДР за темами «Наукове обґрунтування оптимальних обсягів радіаційного моніторингу навколишнього середовища та помешкань населення в районі розміщення хвостосховищ відходів переробки уранових руд», шифр АМН Ф.03.05, (№ ДР

01050U02729) та «Вивчити вміст радону й продуктів його розпаду в шахтах Кривбасу й захворюваність підземних гірників раком легенів», шифр ХД 14.02.0008.95, (№ ДР 195U019827). Деякі результати отримані у 2001-2008 р.р. при виконанні НДР у якості керівника за проектами УНТЦ № 1160 «Дослідження ступеня радіаційного забруднення навколишнього середовища в місцях, де велося виробництво уранового концентрату, і розробка рекомендацій по реабілітації забруднених територій» і № 3290 «Обґрунтування шляхів зменшення переходу природних радіонуклідів у місцях добування і переробки урану». Крім того, деякі результати були отримані у 1996-2000 роках при виконанні у якості керівника міжнародних проектів з МАГАТЕ (проекти № IAEA project t№ 8736/R0 «Radiation pollution studying of territories, infringed at mining and milling of ores, with the increased contents natural radionuclides, in Dniprovsky – Krivorojsky region» Co-ordinated Research Project IAEA «Site characterization techniques used in environmental restoration activities», 1995-1999 та IAEA project UKR 9/013 «Environmental Impact Assessment of Mining and Milling»), також регіональному проекту ЕС TACIS N G 4.2/93 - NUCREG 9308 «Assessment of Urgent Measures to be taken for Remediation at Uranium Mining and Milling Tailings in the CIS», 1996-1999.

Мета і завдання дослідження.

Метою роботи є створення наукових основ та розробка практичних рішень з підвищення рівня екологічної безпеки населення та довкілля при поводженні з матеріалами з вмістом природних радіонуклідів.

Для досягнення мети дослідження були поставлені такі завдання:

- провести аналіз світового та вітчизняного досвіду організації екологічної захищеності населення та довкілля при поводженні з матеріалами з вмістом природних радіонуклідів;
- обґрунтувати принципи радіоекологічної захисту навколишнього середовища у місцях видобутку і переробки руд та при поводженні з матеріалами, які вміщують природні радіонукліди;

- дослідити вплив діяльності гірничодобувних підприємств на забруднення довкілля природними радіонуклідами;
- вивчити вплив радону на робітників, населення, та забруднення навколишнього середовища в районі підприємств з видобутку та переробки руд та матеріалів;
- проаналізувати технологічні відходи промислового виробництва з вмістом природних радіонуклідів та провести дослідження з виявлення їх впливу на забруднення рекультиваційного покриття та навколишнього середовища;
- запропонувати стратегію та напрямки реабілітації навколишнього середовища на підприємствах, де були роботи з матеріалами з вмістом природних радіонуклідів та розробити пропозиції для цих підприємств щодо обґрунтування системи екологічного моніторингу природних радіонуклідів в компонентах навколишнього середовища;
- удосконалити методичну та нормативну бази, які підвищують ефективність екологічної безпеки на підприємствах, де існує можливість опромінення персоналу чи населення радіоактивним матеріалом природного походження.

Об'єктом дослідження є процеси формування, розповсюдження і оцінювання впливу радіоактивних матеріалів природного походження на довкілля, населення та персонал виробничих підприємств.

Предметом дослідження є методи, способи і засоби контролю та зниження радіаційного забруднення навколишнього середовища при поводженні з матеріалами з вмістом природних радіонуклідів.

Методи дослідження. В дисертаційній роботі використовувався комплекс наукових методів, що включав:

- аналіз науково-технічної літератури, світового та вітчизняного досвіду — при формулюванні наукової проблеми та оцінці рівня екологічної захищеності населення та довкілля при поводженні з матеріалами з вмістом природних радіонуклідів;

- експериментальні методи дослідження при польових вимірюваннях потужності еквівалентної дози гамма-випромінювання та еквівалентної рівноважної об'ємної активності радону та торону за допомогою радіометра РГА-09;
- лабораторні методи альфа-спектрометрії для вимірювання ізоотопів урану (^{234}U , ^{235}U , ^{238}U), альфа- і бета-радіометрії для визначання ізоотопів ^{210}Po , ^{210}Pb і ^{230}Th , гамма-спектрометрія для вимірювання ексхаляції радону та використання твердотілих трекових детекторів для вимірювання об'ємної активності радону в повітрі;
- методи екологічного моніторингу, моделювання та прогнозування для аналізу, оцінки та подальшого управління екологічною безпекою на підприємствах, де є роботи з радіоактивним матеріалом природного походження.

Наукова новизна отриманих результатів полягає у розвитку наукових основ забезпечення екологічної безпеки при поводженні з матеріалами, вміщаними природні радіонукліди, у одержанні на основі теоретичних узагальнень і результатів експериментальних досліджень закономірностей із встановлення параметрів небезпеки радіаційного забруднення шляхом розрахунку доз опромінення та оцінки радіаційного ризику для працівників та населення. При цьому:

у перше:

- запропоновано методологію аналізу ризику територій, що зазнали радіаційного забруднення природними радіонуклідами, яка є науковим підґрунтям прийняття управлінських рішень з визначення рівня очищення від радіаційного забруднення будівель і території та забезпечення радіоекологічної безпеки населення та навколишнього середовища;
- оцінено вплив ексхаляції радону на радіоактивне забруднення територій та приміщень і запропоновано норматив щільності потоку радону з поверхні території для типового будівництва не вище $80 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$, використання якого на територіях, на яких є вірогідність широкої зміни рівня ексхаляції радону з поверхні землі, суттєво підвищує рівень радіоекологічної безпеки населення;

- визначені залежності радіаційних параметрів безпеки в залізорудних шахтах від забруднення рудникового повітря радоном і природними радіонуклідами і створена класифікація таких шахт за рівнем радіаційної безпеки, яка є основою для створення системи радіаційного контролю на цих об'єктах;
- розроблено точний і простий у виконанні метод вимірювання щільності потоку радону за допомогою пристрою для експозиції сорбенту (активоване вугілля) на поверхні, що еманує, з подальшим аналізом його на гамма-спектрометрі, що дозволяє проводити вимірювання інтегрального рівня ексхаляції радону від $4 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$ при похибці вимірювання не більше 20%;

удосконалено:

- методологію та основні параметри системи радіоекологічного моніторингу підприємств з видобутку та переробки руд та матеріалів, збагачених природними радіонуклідами, у якій єдиним інструментом для оцінки рівня забруднення від підприємства приймаються фонові значення визначених параметрів, оскільки це єдиний критерій якості для таких об'єктів;
- стратегію та напрямки реабілітації навколишнього середовища на підприємствах, де були роботи з матеріалами з вмістом природних радіонуклідів, що забезпечує радіоекологічну безпеку населення та навколишнього середовища та дотримання національних норм радіаційної безпеки, а також норм ЄС та рекомендацій МАГАТЕ;

набули подальшого розвитку:

- методична та нормативна бази визначення рівня екологічної безпеки на підприємствах, де існує можливість опромінення персоналу чи населення радіоактивним матеріалом природного походження, що дозволяє врахувати складні процеси радіоактивного забруднення довкілля та підвищує точність розрахунку доз опромінення персоналу і населення, що в свою чергу знижує ризики захворювань та підвищує якість життя людини.

Практичне значення отриманих результатів полягає у створенні передумов щодо зменшення впливу забруднення природними радіонуклідами при видобутку та переробці руд та матеріалів, збагачених природними

радіонуклідами навколишнього середовища, і забезпечення радіоекологічного захисту населення та довкілля в Україні при поводженні з матеріалами з вмістом природних радіонуклідів.

Результати дослідження впроваджено в практику робіт з екологічного захисту населення і навколишнього середовища при видобутку і переробці руд, при поводженні з матеріалами з вмістом природних радіонуклідів, які використовуються у вигляді наступних нормативно-методичних документів:

1. Санитарные правила ликвидации, консервации и перепрофилирования предприятий по добыче и переработке радиоактивных руд (СП ЛКП-91. Министерство здравоохранения СССР.1991. Издание официальное. М.-1991.-76 с.
2. ДСП 3.3.1.038-99 Підприємства чорної металургії. Державні санітарні правила. - К., 1999. – 129 с.
3. Контроль радіаційної обстановки на залізорудних шахтах України - Настанова міністерства промислової політики України.// СОУ-Н МПП 17.240-046:2005. Мінпромполітики України. 2005. Видання офіційне. 14 с.
4. МВ 6.6.1.2.6.-136-2007 Методичні вказівки щодо радіаційно-гігієнічного регламентування проведення робіт на об'єктах колишнього Придніпровського хімічного заводу (ПХЗ). Видання офіційне. К., 2007. - 31 с.
5. Профілактика професійного раку легень серед гірників, які зайняті підземним видобуванням радіївміщуючої залізної руди. (Методичні рекомендації) К., 2010. – 33 с.

Результати дисертаційних досліджень використано у проектах:

1. Проект «Розчищення р. Коноплянка з виконанням робіт для недопущення підтоплення хвостосховищ», Том 3, Радіаційна безпека, Книга 1, Пояснювальна записка, м. Жовті Води, 2015
2. Проект «Забезпечення екологічно безпечного захоронення відходів та небезпечних хімічних речовин, ліквідація шламонакопичувача у балці Ясинова за адресою: вул. Горобця С.Х., 1К, м.Кам'янське. Реконструкція», Радіаційна безпека, Пояснювальна записка м. Жовті Води, 2019

Результати дисертаційної роботи стосовно обґрунтування наукових досліджень на територіях, забруднених при добуванні та переробці уранових руд, впроваджено на ДП "БАР'ЄР" для оцінки рівня радіаційного забруднення території колишнього Придніпровського хімічного заводу природними радіонуклідами ряду урану з метою встановлення меж радіаційно - забруднених ділянок, які не проявлені зовні, що надає можливість оцінити екологічний ризик виникнення аварії та розробити технічні рішення для своєчасного попередження аварійних ситуацій.

Результати теоретичних і експериментальних досліджень дисертації використовуються в навчальному процесі Дніпровського державного технічного університету при проведенні лекційних та практичних занять з дисциплін «Радіоекологія» та «Інструментальний контроль навколишнього середовища».

Особистий внесок здобувача полягає у визначенні актуальності проблеми дослідження, виконанні аналітичного огляду інформації з розвитку радіаційної та екологічної безпеки населення та довкілля при добуванні та переробці руди та матеріалів, вміщаючих природні радіонукліди у світі, розробці сучасних методів радіоекологічного моніторингу підприємств. Автор самостійно визначив мету і розробив програми досліджень, обґрунтував методологічні принципи та методичні прийоми до вирішення поставлених завдань, сформулював принципи радіаційної та екологічної безпеки населення та довкілля при поводженні з матеріалами, вміщаючими природні радіонукліди в Україні.

Основні наукові положення, що містяться в дисертації, отримані автором самостійно і опубліковані одноосібно [5,8,11-13,20, 21, 27-29, 36-37, 42, 47, 57, 63, 75, 79, 81-82, 92-93, 97].

Внесок автора у наукові праці, які виконані у співавторстві, полягав:

– у формуванні ідеї, постановці мети та завдань щодо досліджень радіоактивного забруднення природними радіонуклідами територій [1, 3-4, 17, 22, 24, 25, 38-40, 43, 46, 53, 55-56, 61, 64, 67, 69, 71, 78, 84, 87, 95, 101];

- у розробленні методики розрахунку дозових навантажень на населення та робітників, виконанні розрахунків, інтерпретації результатів досліджень та формуванні висновків [10, 14, 35, 50, 60];
- у розробці методології оцінки ризиків небезпеки територій, забруднених природними радіонуклідами, узагальненні результатів, формуванні висновків [19, 32, 34, 45, 47-48, 66, 77];
- у формуванні мети та завдань радіоекологічного моніторингу, узагальненні результатів та оформленні висновків [15, 23, 26, 33, 72-74, 76, 83, 98-100, 103-104];
- у плануванні експериментів, розробленні методики і програми досліджень рівнів радону та торону у навколишньому середовищі, обробці результатів та формуванні висновків [2, 6-7, 9, 16, 18, 30-31, 41, 49, 51-52, 54, 58-59, 62, 65, 68, 70, 85-86, 88-91, 94, 102, 105].

Апробація роботи. Основні положення та результати дисертації були представлені, доповідались та обговорювались на симпозіумах, науково-практичних конференціях, наукових нарадах: Die 25 Jahrestagung des Fachverbandes fur Strahlenschutz, 28-30 September 1993, Binz auf Rugen; Fifth International Conference «Radioactive waste management Environmental Remediation» ICEM' 95, (September 3-7, 1995, Berlin, Germany); «Экологические аспекты загрязнения окружающей среды».Международная научно-практической конференция (г.Киев, 26-28 марта, 1996); «Нормативно-правові аспекти оцінки і прогнозу екологічного стану довкілля адміністративних областей та адміністративних районів України». Науково-технічна конференція. (Крим, м. Алушта, 2-5 червня 1997); International Conference on Radioactive Waste Disposal (DisTec 2000) (Berlin, September 4-6, 2000. – Germany); Міжнародні науково-технічні конференції «Екологія і здоров'я людини. Охорона водного і повітряного басейнів. Утилізація відходів» (Щолкіно, Крим, 2001, 2005); XIV з'їзд гігієністів України. 19-21 травня 2004 року (Дніпропетровськ, 2004); International symposium «Uranium production & Raw materials for Nuclear Fuel Cycle. Supply and demand, economics, the Environment and energy security» (Vienna, Austria 20-24 June 2005);

Міжнародні конференції «Екологічна безпека: Проблеми і шляхи вирішення.» (Алушта, Крим, 2005-2013, Харків. 2014-2018); International Conference «Radon In Environment 2010» (Zakopane, Poland, 2010); VII Всеукраїнська наукова конференція «Проблеми гідрології, гідрохімії, гідро екології», присвячена 100-річчю від дня заснування Національної академії наук України (23-24 листопада 2018 р., м. Київ).

Публікації: За матеріалами дисертаційної роботи опубліковано 105 наукових праць, у тому числі 1 монографія, 49 статей у наукових фахових виданнях України, з них 12 статей включені до міжнародних наукометричних баз Scopus та Web of Science, 18 статей у інших вітчизняних та міжнародних періодичних виданнях, 1 патент України, 30 тез доповідей у збірниках матеріалів конференцій та у 5 нормативно-методичних документах.

Структура і обсяг роботи. Дисертація складається зі вступу, шести розділів (які містять 32 рисунки і 74 таблиць), висновків, списку використаних джерел і 8 додатків. Матеріали дисертації викладено на 320 сторінках друкованого тексту. Список використаних джерел містить 295 найменувань.

1. СТАН ВИВЧЕНОСТІ ПИТАННЯ, МЕТА І ЗАВДАННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ.

1.1. Аналіз стану робіт по поводженню з матеріалами з вмістом природних радіонуклідів.

Основну частину опромінення все населення Землі отримує від природних джерел радіації: природні радіонукліди, містяться в земній корі, будівельних матеріалах, повітрі, їжі і воді, утворених в атмосфері під дією космічних променів. В середньому вони визначають більш 80% річної ефективної дози, що одержує населення, в основному внаслідок внутрішнього опромінення[1-4]. Радіація - один з найдавніших природних факторів. Рівні природного опромінення варіюють в досить широких межах, в середньому складаючи близько $2,4 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$.

Основні радіоактивні ізотопи, що зустрічаються в гірських породах Землі, - це калій-40, рубідій-87 і члени двох радіоактивних сімейств, що беруть початок відповідно від урану-238 і торію-232 - довгоживучих ізотопів, що входять до складу гірських порід Землі. Значення радіоактивного ізотопу калій-40 особливо велике для мешканців ґрунту - мікрофлори, коренів рослин, ґрунтової фауни. Відповідно помітно його участь у внутрішньому опроміненні організму, його органів і тканин, оскільки калій є незамінним елементом, що бере участь в ряді метаболічних процесів.

Рівні земної радіації неоднакові, оскільки залежать від концентрації радіоактивних ізотопів на конкретній ділянці земної кори. В середньому дози від земної радіації становлять від 0,3 до 0,6 $\text{мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$. Це залежить від географічного положення, а також від геологічних особливостей того чи іншого місця. Однак, на земній кулі є місця де природний фон набагато перевищує середнє значення 0,10-0,20 $\text{мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$ (до 250 $\text{мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ в деяких районах Бразилії, розташованих на ґрунтах багатих торієм). Зокрема в Індії в штатах Керала і Тамілнад на ділянці довжиною 250 км потужність природного фону становить 130 $\text{мкР} \cdot \text{год}^{-1}$ і це обумовлено покладами мінералів монацита. У Бразилії в місті Гуатапарі з

населеним в 12 тисяч чоловік потужність дози коливається від 1,0 до 2,0 мкЗв·год⁻¹ на вулицях і до 20,0 мкЗв·год⁻¹ на пляжі [1,5]. Це місто стоїть на пісках багатих торієм. У штаті Мінас-Жейрас відзначені місця, де потужність дози досягає 28,0 мкЗв·год⁻¹. В м Рамсер (Іран) на ділянці в кілька квадратних кілометрів потужність дози коливається від 0,7 до 50,0 мкЗв·год⁻¹, така велика величина обумовлена високим вмістом ²²⁶Ra у воді та відкладеннях[6]. У Франції в ряді районів типове значення потужності дози досягає 2,0 мкЗв·год⁻¹, а порівняно недавно був виявлений невеликий район, де потужність поглиненої дози становить 100,0 мкЗв·год⁻¹.

Помітна частина ефективної дози опромінення, яку людина одержує від природних джерел радіації, формується радіонуклідами ряду урану і торію, які містяться в ґрунті. Найбільш вагомим із усіх джерел радіації є радіоактивний газ радон ²²²Rn, що потрапляє в атмосферу з ґрунтів, скельних порід і будівельних матеріалів. Середня концентрація радону на рівні землі поза приміщеннями становить 8 Бк·м⁻³. Середньозважений вміст радону в приміщеннях в кілька разів вище, ніж на відкритій місцевості і повна середньорічна ефективна доза від опромінення ним становить 1,2 мЗв. Накопичення радону, що надходить в приміщення, залежить від швидкості повітрообміну і через відносно низький рівень повітрообміну всередині будівель концентрація радону там вище, ніж на відкритому повітрі.

Додатковий вплив матеріалів з вмістом природних радіонуклідів пов'язаний з деякими видами діяльності людини

Видобуток руд чорних, кольорових і рідкісних металів.

Надходження природних радіонуклідів з викидами і скидами підприємств в навколишнє середовище відбувається вже на етапах видобутку та збагачення мінеральної сировини. На гірничодобувних і збагачувальних підприємствах неуранових галузей джерелами постійного надходження аерозолів природних радіонуклідів в атмосферне повітря та природних радіонуклідів в поверхневі і підземні води є відвали розкривних порід і промислових відходів, а також

хвостосховища збагачувальних фабрик. [7]. Як правило, співвідношення радіонуклідів природних рядів урану і торію у викидах цих підприємств близьке до рівноважного. Рідкометальна сировина Ловозерського масиву (Кольський півострів) характеризується високим ступенем радіоактивності, пов'язаної з підвищеним вмістом природних радіонуклідів рядів урану-238 і торію-232 [8]. Природні радіонукліди вилуговуються з гірських порід і переходять в воду, гірські роботи прискорюють цей процес, порушуючи водний режим надр, тому при видобутку і переробці руди з високим вмістом природних радіонуклідів працівники гірничорудних підприємств і населення можуть піддаватися радіаційного впливу.

Питома активність ^{226}Ra в сировині, до якої відносяться лужні гірські породи малінійт, уртит і фойяїт в середньому, становить, відповідно, 800, 108 і 200 Бк·кг⁻¹, а питома активність ^{232}Th - відповідно, 5360, 425 і 250 Бк·кг⁻¹. Питома активність радіонуклідів у воді підземних джерел селища і виробок рудника досягає по 42 Бк·л⁻¹ по ^{226}Ra та 4 Бк·л⁻¹ по ^{232}Th .

Видобування нафти та газу

У нафтогазовій галузі відходи з вмістом природних радіонуклідів формуються завдяки присутності ізотопів радію ^{226}Ra з ряду ^{238}U і ^{224}Ra і ^{228}Ra з ряду ^{232}Th , а також ^{210}Po та ^{220}Pb в супутніх видобутку глибинних водах. Основні види відходів - осади і сольові відкладення, вилучені з технологічного обладнання при його ремонті і очищенні, нафтові шлами, ґрунт і ґрунти на території підприємства, в яких з часом накопичуються ПРН в зв'язку з систематичними потоками пластових вод, відпрацьоване обладнання та багато іншого[9]. Питома активність ^{226}Ra в промислових водах може змінюватися в межах 0,0020-1200 Бк·г⁻¹, в сольових відкладеннях на обладнанні від 0,1 до 15000 Бк·г⁻¹, в шламах від 0,05 до 800 Бк·г⁻¹.

Використання викопних видів палива.

Вугілля містить незначну кількість природних радіонуклідів, які після його спалювання концентрується в зольному пилу і надходять в навколишнє середовище з викидами, незважаючи на вдосконалення систем очищення. У виробництві коксу в процесі переробки твердого палива (кокового вугілля) нагріванням без доступу кисню. природні радіонукліди переходять в летючі продукти і надходять як відразу в атмосферу, так і зольний продукт систем газоочищення. Питомі активності ПРН в золі вище, ніж в спалюваних вугіллі. В середньому при спалюванні традиційного вугілля коефіцієнт концентрування складає 2,5-3,5 для ^{232}Th і ^{226}Ra і кілька десятків - для ^{210}Po . При цьому ступінь концентрування ПРН в золі залежить не тільки від характеристик спалюваного вугілля, а й від технології його спалювання. Відходом при спалюванні вугілля може також опинитися осад на внутрішній поверхні котлів з питомою активністю ^{210}Po до $100 \text{ Бк} \cdot \text{г}^{-1}$ [10].

Металургійні процеси переробки руд чорних, кольорових і рідкісних металів.

В процесі високотемпературного переділу летючі природні радіонукліди, що містяться в руді або концентраті возгоняються і переходять в викиди, а тугоплавкі - в шлак.

Крім шлаків, відходами металургійного виробництва є пил електрофільтрів, окалина повітродувок, в яких відбувається накопичення ^{210}Pb і ^{210}Po . Біля 6% відходів металургійних підприємств США має питому активність ПРН до $144 \text{ Бк} \cdot \text{г}^{-1}$ щодо ^{232}Th та до $666 \text{ Бк} \cdot \text{г}^{-1}$ - по ^{238}U . Коефіцієнт еманування цих відходів досягає 0,3, а потужність дози на їх поверхні - десятків $\text{мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$ [10]. В титаномагнієвому виробництві, що з'єднує в собі термічні і хімічні процеси, ПРН практично повністю переходять в руднотермічний шлак, за винятком ^{210}Pb і ^{210}Po , які накопичуються в пилу циклонів і зациклонних фільтрах до досить значних

рівнів - $10-13 \text{ Бк}\cdot\text{г}^{-1}$. У відходах виробництва рідкісних металів (Zr, Hf, Ti, Sn) середній вміст ^{226}Ra становить близько $1,6 \text{ Бк}\cdot\text{г}^{-1}$ [11].

Використання фосфатів.

Видобуток фосфатів, які використовуються головним чином для виробництва добрив, ведеться в багатьох місцях. Більшість розроблюваних в даний час родовищ містить радіонукліди ряду урану і торію. У процесі видобутку і переробки виділяється радон, та й самі добрива містять радіонукліди, які проникають в ґрунт і далі в біологічні ланцюжки.

У фосфогіпсі - основному відході виробництва фосфорної кислоти - міститься близько 80% кількості ^{226}Ra , що надійшов в процес (86% U і 70% Th переходить в фосфорну кислоту). Коефіцієнт еманування фосфогіпсу $K_{\text{ем}}$ оцінюється величиною порядку 0,2. Потужність дози гамма-випромінювання від відвалів фосфогіпсу з Флориди досягає $0,3 \text{ мкЗв}\cdot\text{год}^{-1}$, а питома активність ^{226}Ra - до $1,3 \text{ Бк}\cdot\text{г}^{-1}$ [10]. Потоки ^{222}Rn з поверхні відвалів складають в середньому $0,25 \text{ Бк}\cdot\text{с}^{-1}\cdot\text{м}^{-2}$ при характерному діапазоні значень $0,063-0,44 \text{ Бк}\cdot\text{с}^{-1}\cdot\text{м}^{-2}$. З відвалів виробничих відходів підприємств по отриманню фосфорної кислоти і добрив відбувається помітне розсіювання в навколишнє середовище ^{210}Po [12], концентрація якого на околицях їх розташування в зразках ґрунту та тканинах дрібних тварин виявляється відповідно у 3 і 4 рази вище, ніж в аналогічних зразках з контрольного регіону.

Відходи використання підземних вод

Деякі країни експлуатують підземні ресурси води, пари та гарячої води для виробництва електроенергії і теплопостачання і, відповідно, питного водопостачання. При цьому відбувається значне надходження радону і природних радіонуклідів в навколишнє середовище. Внесок цього джерела радіації може зрости, оскільки ресурси цього виду дуже великі. Збагачення природних підземних вод ізотопами радію є геохімічною закономірністю, при їх використанні практично в будь-яких галузях відбувається накопичення

радіонуклідів на поверхні технологічного обладнання, в елементах фільтрів, в сорбентах і т.д.

Питома активність ^{226}Ra в катіонно-обмінних смолах систем водопідготовки може становити $0,33 \text{ Бк}\cdot\text{г}^{-1}$ з піковими концентраціями $0,92\text{-}1,48 \text{ Бк}\cdot\text{г}^{-1}$, а в спеціальних сорбентах для очищення води від ^{226}Ra - до $1,48\text{-}4,07 \text{ Бк}\cdot\text{г}^{-1}$. Значний обсяг відходів з високим вмістом природних радіонуклідів утворюється при виробництві йоду і броду з супутніх пластових вод. На йодному заводі в м Троїцьк (Краснодарський край) за 30 років роботи накопичилося близько 5000 т відходів, з питомою активністю, яку можна порівняти з уран-торієвої рудою з концентраціями урану $23 \text{ Бк}\cdot\text{г}^{-1}$ і торію $24 \text{ Бк}\cdot\text{г}^{-1}$.

1.2. Добування урану та радіоекологічні проблеми забруднення навколишнього середовища

До 1943 року масштаби видобутку урану були незначні, оскільки він використовувався для досліджень в області радіоактивності, медичних цілях, виробництва люмінесцентних матеріалів (виготовлення шкал приладів, що світяться, яскраво-жовтого пігменту для виробів із скла і кераміки і так далі). Невеликий розмір багатьох шахт не дозволяв вирішувати проблеми безпечного збереження і утилізації хвостосховищ, часто розташованих поряд з міськими центрами. З середини 1940-х і до середини 1960-х років виконані активні дії з виявлення нових уранових ресурсів і постачання сировини окислу урану для розвитку ядерної зброї [13]. У зв'язку з тим, що під час Другої світової війни з'явилася військова і стратегічна значущість урану, до 1960-х років розпочався розвиток розвідки і видобутку урану і в цілому уранової промисловості в стратегічних військових цілях. Цей період характеризується швидким розвитком багатьох гірничодобувних районів.

Стандартний технологічний процес вилучення урану з руд в загальних рисах полягає у вилуговуванні його за допомогою сірчаної кислоти в присутності окислювачів (наприклад, двоокису марганцю MnO_2). Окислення необхідне для того, щоб перевести уран, що міститься в руді в 4-валентній погано розчинній формі, у добре розчинну 6-валентну форму. При вилуговуванні основна частина урану (до 90 %) переходить у розчин, разом з ним розчиняється невелика частина інших радіоактивних елементів, а також деякі компоненти, що містяться в гірській породі. При наступній нейтралізації вапном основну кількість сірчаної кислоти, витраченої на вилуговування, переводять в осад у вигляді гіпсу і відправляють разом з рудним шламом на хвостосховища. На цій стадії процесу переробки до радіоактивних додаються хімічні відходи: тверді - в основному у вигляді гіпсу та гідроокису, і рідкі - у вигляді розчинів різних сірчаноокислих солей. При сепарації пульпи утворюється лесова фракція, яка складає основну частину твердих відходів і після промивки надходить до хвостосховища. Разом з нею надходять радіоактивні елементи, що не розчинилися (торій-230, радій-226, свинець-210, полоній-210 та інші). Таким чином відходи стають постійним джерелом виділення радіоактивного газу радону-222. Взагалі у хвостосховище переходить біля 90 % радіоактивності руди.

Відвали уранових шахт, що містять відходи сепарації руди і пустої гірської породи від прохідницьких та підготовчих робіт, за хімічним складом відрізняються від вихідної руди зниженим вмістом урану. У таких відвалах містяться соті частки відсотка урану, а радію від - $5 \cdot 10^{-11}$ до $1 \cdot 10^{-10}$ г·г⁻¹. Вміст інших радіоактивних елементів може бути визначено згідно радіоактивної рівноваги. Уранові руди, як правило, містять не тільки довгоіснуючі радіонукліди ряду розпаду ^{238}U , але і сполуки токсичних елементів: миш'яку, свинцю, ванадію, селену та інші[14].

Отже, відвали і хвостосховища, які розміщуються на поверхні землі, стають джерелами безперервного і довготривалого радіоактивного та хімічного забруднення основних компонентів навколишнього середовища: поверхневих і

підземних вод внаслідок вимивання з відвалів атмосферними опадами і поверхневими водотоками токсичних і радіоактивних елементів; атмосфери - за рахунок виділення (еманації) радону і радіоактивного пилу, що утворюється в результаті фізико-хімічного вивітрювання та вітрової ерозії приповерхневого шару відвалів.

Проблема охорони навколишнього середовища і природних ресурсів є однією з основних в діяльності уранових об'єктів України, оскільки за останні 2-3 десятиріччя в районах їх діяльності спостерігається помітне зниження якості навколишнього середовища, його деградація і забруднення. В Україні на даний час розвідано 21 родовище уранових руд [15-16]. Основна частина таких родовищ розташована в межах Кіровоградської, Дніпропетровської та Миколаївської областей. За сумарними запасами урану Україна входить в першу десятку країн світу.

Видобуток уранових руд в даний час здійснюється Східним гірничо-збагачувальним комбінатом (СхідГЗК) підземним способом на Смолінському, Інгульському і Новокостянтинівському рудниках в Кіровоградській області. Планується широкомасштабне впровадження нетрадиційних методів: купчасте і блочне вилуговування урану. Переробка уранових руд і отримання уранового концентрату (U_3O_8) проводиться на розташованому в районі м. Жовті Води гідрометалургійному заводі (ГМЗ), що входить до складу СхідГЗК.

Разом з тим, подальший розвиток уранодобувної промисловості України неможливий без вирішення актуальних радіоекологічних проблем. Це викликано наступними причинами:

- інтенсивний розвиток гірничодобувної та переробної промисловості і не тільки уранодобувної;
- висока щільність населення в промислових регіонах країни (Дніпропетровська, Кіровоградська, Миколаївська обл.);
- стан навколишнього середовища в "старих" уранових містах і колишніх місцях видобутку уранових руд;

- європейський вибір України і, відповідно, європейські стандарти з радіаційної безпеки;
- високий рівень розвитку сільського господарства в місцях розміщення об'єктів уранової промисловості;
- аварія на Чорнобильській АЕС та її радіоекологічні наслідки.

Ця екологічна проблема характерна і для України, де в останні роки прийнятий ряд законів з охорони навколишнього середовища та радіаційної безпеки населення та персоналу при практичній діяльності:

- "Про захист людини від впливу іонізуючих випромінювань";
- "Про охорону навколишнього середовища";
- "Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку";
- "Про видобування і переробку уранових руд".

Ці закони регулюють екологічну безпеку країни і стали підставою для розробки заснованих на рекомендаціях МАГАТЕ нормативних документів України, в яких важливе місце приділяється підприємствам з видобутку і переробки уранових руд. В даний час можна виділити наступні основні «больові точки» цих підприємств в галузі радіаційної гігієни:

- «старі» уранові міста;
- колишні місця видобутку уранових руд;
- сучасний видобуток і переробка уранових руд;
- радон в житлових будинках "старих" уранових міст.

Найбільш гостро ця проблема стоїть в "старих" уранових містах і колишніх місцях видобутку уранових руд. До цих об'єктів належать м. Жовті Води, м. Кам'янське (Дніпродзержинськ), п. Девладове та Тернівський район м Кривий Ріг.

Зародження уранової промисловості в Україні пов'язане з відкриттям ряду уранових родовищ в Дніпропетровській і Кіровоградській областях. Першим підприємством в Україні з видобутку і переробки уранових руд, було гірниче підприємство "Первомайське", розташоване в м .Терни (в даний час Тернівський район, м. Кривий Ріг). В кінці 40-х років на одному з його проммайданчиків

(шахта " 2/6 ") було розпочато видобуток уранових руд. Надалі видобуток здійснювався і на шахтах "Об'єднана" і "Північна Вентиляційна".

В кінці 60-х років видобуток уранових руд на підприємстві припинився, а на шахті "Об'єднана" тривав видобуток залізних руд. На початку 1998 року на гірничому підприємстві було закінчено видобуток залізних руд і розпочато роботи по його ліквідації. Для даного району міста характерно підвищений вміст радону в житлових приміщеннях. За даними [17] в 36% будинків Тернівського району м. Кривий Ріг ЕРОА радону перевищує встановлені нормативи. Серед одноповерхових будинків в 70,1% спостерігається це перевищення. Дозові навантаження населення коливаються від 1,6 до 11,4 мЗв·рік⁻¹. В цілому, в Тернівському районі м Кривий Ріг спостерігається в 1,5 рази більше будинків з перевищенням нормативу по ЕРОА радону в порівнянні з іншими районами міста. Така ж ситуація і в м. Жовті Води. Це можна пояснити використанням відходів уранового виробництва для будівництва одноповерхових житлових будинків. В цей же час було відкрито Жовторіченського родовище уранових руд і разом з шахтами було розпочато будівництво сучасного міста. Будівництво основних шахт для видобутку уранових руд в м. Жовті Води було завершено в період з 1954 по 1958 роки. У 80-х роках відпрацювання уранових руд (шахта "Ольховська") в м. Жовті Води була закінчено, триває відпрацювання залізних руд на шахті "Нова". Місто Жовті Води розташований в центральній частині України, на території з розвинутою інфраструктурою, високою щільністю населення, родючими чорноземними ґрунтами, інтенсивним сільськогосподарським виробництвом. В даний час населення міста становить близько 44 тис. жителів. Неврахування при проектуванні підприємств шкідливого впливу видобутку і переробки уранових руд призвело до того, що місто опинилося практично оточеним радіаційно-небезпечними об'єктами. На півночі в 2-х км від міської межі розташовані гідрометалургійний завод та хвостосховище "КБЖ"; на сході практично примикає до міській забудові територія шахти "Нова"; на півдні розташована велика чинне хвостосховище "Щ". Вплив хвостосховищ на забруднення ґрунту, повітря, рослинності такими радіонуклідами як ²²⁶Ra, ²¹⁰Po,

^{210}Pb простежується на відстані до 2-х км від кордонів хвостосховищ. Крім перерахованих об'єктів джерелами забруднення міського середовища є пилогазові вентиляційні викиди, радіоактивно забруднені території, склади руд і пустих порід. До цього часу не реабілітована територія шахти "Ольховська". Все це призводило та і зараз призводить до ситуації непередбачуваного опромінення населення урановими відходами в м. Жовті Води, с. Терни та в м. Кам'янське. Інформація про такі випадки була закритою. Більшість випадків, як і в США, були пов'язані з використанням відходів населенням. Але, на відміну від американських випадків, в Україні населення використовувало для будівництва доріг та фундаментної підсипки гірські породи з шахтних відвалів, а не хвости переробки уранової руди. Ці випадки показали наявність проблеми забруднення навколишнього середовища. Дотепер майже усі міста з забрудненою територією очищені.

В середині 70-х років в СРСР починаються роботи подібні Програмі UMTRA в США. Для наукового супроводу цих робіт в Жовтоводському філіалі (філіал №2) московського інституту «ПромНІІпроект» (Міністерство Середнього Машинобудування) було створено у 1976 році галузеву лабораторію «Охорони навколишнього середовища». Ця лабораторія, крім іншого, займалась вивченням процесів міграції радіонуклідів у багатошарових покриттях уранових відходів на дослідних полігонах в Кіровоградській та Дніпропетровській областях. Крім міграції в покриттях, відразу вивчався перехід радіонуклідів з покриття в рослинність, включно ту, що використовується для сільськогосподарського призначення. З самого початку довготривалих експериментів рослинність розглядалась як невід'ємна частина покриття. До усвідомлення цього факту американські дослідники прийшли значно пізніше. Результати досліджень лабораторії (нині інститут УкрНІІПромтехнології) використовувались при проектуванні та проведенні рекультивації уранового хвостосховища «КБЖ» (м. Жовті Води, СхідГЗК) та інших хвостосховищ підприємств Міністерства [18-19]. Зараз, проблема уранових хвостосховищ пов'язана, в основному, з діяльністю колишнього «Придніпровського хімічного заводу» (далі ПХЗ).

Виробничим об'єднанням ПХЗ протягом 1949-1991 років здійснювалася переробка уранових руд для виготовлення уранового оксидного концентрату із застосуванням методів гідрометалургійної переробки. Внаслідок використання осаджувальних технологій вилучення урану залишки уранових руд збагачені переважно ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{230}Th та іншими нуклідами уран-торієвих рядів. Їх складавали на прилеглих територіях переважно у ярах та балках, а також на верхній терасі р. Дніпра разом з відходами інших гірничих і металургійних підприємств.

На території підприємства та за його межами утворено сім хвостосховищ ("Західне", "Центральний Яр", "Південно-східне", "Дніпровське", "Сухачівське" (перша та друга секції) та "Лантанова фракція") та два сховища відходів уранового виробництва ("ДП-6" та "База С") (табл. 1.1).

Таблиця 1.1 - Характеристика хвостосховищ ВО "Придніпровський хімічний завод".

Назва хвостосховища та термін експлуатації	Площа, тис.м ²	Кількість відходів, млн.тонн та загальна активність, Бк	Покриття	Потужність експозиційної дози гамма випромінювання, мкР·год ⁻¹
Західне (1949-1954)	40	<u>0,77</u> $1,8 \times 10^{14}$	Суглинок, щебінь, родючий шар ґрунту, асфальт	30
Центральний Яр(1950-1954)	24	<u>0,22</u> $1,04 \times 10^{14}$	Шар ґрунту, змішаний ліс	24-50
Південно-східне (1956-1990)	36	0,33 $6,7 \times 10^{13}$	Будівельний дрібняк і промислові відходи	400-4000
Дніпровське((1954-1968)	730	12 $1,4 \times 10^{15}$	Шар фосфогіпсу завтовшки від 0,5 до 13,5 м	14-25
Сухачівське-1 (1968-1983)	900	19 $7,1 \times 10^{14}$	немає	100-1800

Сухачівське-2 (з 1983)	700	5,6 $2,7 \times 10^{14}$	Нерадіоактивні шлами, фосфогіпс (4- 5 м)	
Лантанова фракція (1965- 1988)	0,6	6,6 $8,6 \times 10^{11}$	Законсервована бетонна ємність	
База С (1960-1990)	250	0,15 $4,4 \times 10^{14}$	Незаконсервовані бетонні склади, у 2006 р. засипані місцевим ґрунтом	60-1380, потік ^{222}Rn $1,2-21 \text{ Бк/м}^2 \cdot \text{с}$
ДП-6 (1982)	2	$1,3 \times 10^{12}$	Законсервована траншея	19-33, потік ^{222}Rn 0,02- 0,05 $\text{Бк/м}^2 \cdot \text{с}$

В межах м. Кам'янське за межами проммайданчика ПХЗ знаходиться хвостосховище по вул. Лазо, де розміщені відходи ПО «Азот» з підвищеним вмістом радіонуклідів уранового ряду.

У хвостосховищах накопичено до 42 млн. тонн відходів переробки уранових руд (далі - відходи-хвости) загальною активністю $2,7 \cdot 10^{15}$ Бк (середня питома активність - $6,4 \text{ кБк} \cdot \text{кг}^{-1}$), а у сховищах відходів уранового виробництва "ДП-6" та "База С" накопичено до 0,2 млн. т відходів уранового виробництва загальною активністю $4,4 \cdot 10^{14}$ Бк (середня питома активність - $2,2 \text{ МБк} \cdot \text{кг}^{-1}$). Загальна площа хвостосховищ - 2,43 млн. м^2 , а сховищ відходів уранового виробництва - 0,25 млн. м^2 . Потужність експозиційної дози становить від 0,30 до 350,0 $\text{мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$ [4]. Річний винос природних радіонуклідів з водами р. Коноплянка у р. Дніпро становить: ^{238}U - $5,5 \cdot 10^{10}$ Бк; ^{226}Ra - $1,9 \cdot 10^{10}$ Бк; ^{210}Pb - $4,4 \cdot 10^{10}$ Бк; ^{210}Po - $8,8 \cdot 10^9$ Бк; ^{230}Th - $5,5 \cdot 10^9$ Бк. Річний винос природних радіонуклідів з підземними водами в р. Дніпро становить: ^{238}U - $1,6 \cdot 10^8$ Бк; ^{226}Ra - $2,5 \cdot 10^7$ Бк; ^{210}Pb - $1,5 \cdot 10^6$ Бк; ^{210}Po - $1 \cdot 10^7$ Бк; ^{230}Th - $2,5 \cdot 10^7$ Бк. Всі перелічені хвостосховища передані на баланс спеціально створеного державного підприємства «Бар'єр».

Стан захисного покриття більшості хвостосховищ та інженерних споруд колишньої інфраструктури уранового виробництва на заводі погіршується під

впливом природних факторів. Результати моніторингу свідчать про те, що бар'єрні функції захисних споруд знижуються, що сприяє активізації і розширенню зон впливу джерел радіоактивного та хімічного забруднення на території заводу повітряними і водними шляхами міграції[4]. Розташування хвостосховищ "Західне", "Дніпровське", "Південно-східне" і "Центральний Яр" поблизу р. Дніпро у разі значного водонасичення внаслідок підтоплення ґрунтовими водами може призвести до їх сповзання по схилу і створення надзвичайної ситуації для користувачів річковою водою.

Незадовільні умови зберігання відходів-хвостів, відсутність системи радіаційного моніторингу призводять до подальшого радіоактивного і хімічного забруднення навколишнього природного середовища, шкідливого впливу на стан здоров'я населення.

1.3. Аналіз вітчизняних та міжнародних документів та публікацій щодо реабілітації забруднених територій та принципів організації та ведення радіаційного моніторингу на уранових об'єктах

Одними із перших вітчизняних документів, присвячених радіаційному контролю навколишнього середовища на підприємствах з видобутку та переробки урану були документи Міністерства середнього машинобудування (МСМ), такі як: "Положение о контроле охраны окружающей среды на предприятиях Министерства", затверджене Н.А.Семеновим 10.09.76 (ДСК); «Методические указания по объему и периодичности радиационного контроля окружающей среды на предприятиях по добыче и переработке руд» № 558/6 від 03.08.78 (ДСК); «Сборник методик определения вредных химических веществ» в 2-х частинах, ПГХ, м. Шевченко, 1979р. (ДСК). Всі ці документи мали гриф «для службового користування» і не були відомі широкому загалу. Вони стали основою побудови системи радіаційного контролю довкілля на всіх гірничо-збагачувальних комбінатах колишнього СРСР, що належали МСМ. Цими документами

передбачалось проведення періодичних вимірювань загальної α – активності повітря та випадінь, концентрації урану, радію та загальної α – активності в ґрунтах, воді водойм та в сільськогосподарчій продукції. Результати вимірювань порівнювались з середньорічними допустимими концентраціями для категорії Б, які наводились у старих загальносоюзних Нормах радіаційної безпеки НРБ-76/87 [20]. Пізніше, у 1991 році, були видані санітарні правила (СП ЛКП-91) стосовно уранових підприємств, які закінчували свою діяльність [21]. В цих правилах вперше приведені радіаційні параметри для хвостосховищ, які необхідно вимірювати під час і після їх консервації (захоронення). Так, наприклад, після захоронення хвостосховища, ексхаляція радону з його поверхні не повинна була перевищувати $1,0 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$, а потужність дози гамма-випромінювання-100 $\text{мкР} \cdot \text{год}^{-1}$.

Схожі радіаційні параметри для хвостосховищ були прийняті у Сполучених Штатах Америки десятьма роками раніше. У квітні 1980 та у січні 1981 років Агенція по захисту навколишнього середовища США (EPA) вперше опублікувала радіологічні стандарти для Програми реабілітації територій зайнятих урановими хвостосховищами (UMTRA). У кінцевому вигляді ці стандарти (які по суті були граничними рівнями для контролю) були опубліковані у 1983 році (40 CFR Part 192 Federal register 48) і містили такі вимоги[22-23].

1. швидкість виходу радону-222 з покритих та стабілізованих хвостів - не більше $20 \text{ пКі/м}^2 \cdot \text{с}$ ($0,74 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$), а концентрація його у повітрі – не більше $0,5 \text{ пКі/л}$ ($18,5 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$);

2. вміст радію-226 у ґрунті – не більш 5 пКі/г ($0,2 \text{ Бк} \cdot \text{г}^{-1}$) у поверхневому шарі (до 15 см) і не більше 15 пКі/г ($0,6 \text{ Бк} \cdot \text{г}^{-1}$) у під поверхневому шарі (15 см нижче поверхневого шару);

3. концентрація дочірніх продуктів розпаду радону в повітрі приміщень, розташованих неподалік – не вище 0,02 робочих рівнів;

4. потужність гамма-випромінювання у будинках, розташованих неподалік – не більше 20 мкР/год ($0,2 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$) над фоном;

5. термін стабілізації відходів – 1000 років (мінімум 200 років)

Згодом, ці стандарти почали застосовувати у своїх програмах реабілітації хвостосховищ в Іспанії, Німеччині, Франції, Австралії та інших країнах.

У Німеччині вирішальним фактором для радіаційного опромінення територій є рівень активності в ряду розпаду U-238 в забрудненому ґрунті, при цьому зазвичай передбачається радіоактивна рівновага [24]. Якщо рівновага відсутня, слід враховувати радіонуклід з найвищою питомою активністю в ґрунті. Активність радіонукліда виражається в одиницях питомої активності відповідного радіонукліда ланцюга розпаду (зазвичай Ra-226) в Беккерелях на грам сухої речовини ґрунту. При оцінці діяльності допускається усереднення по площі 100 м² на глибинах: 0,0-0,1 м і 0,1-0,6 м до ґрунту, не забрудненої гірничими роботами, з кроком 1 м. При активності ґрунту (породи) нижче 0,2 Бк·г⁻¹ по Ra-226 використання території може бути необмеженим. При активності нижче 1 Бк·г⁻¹, земля може бути звільнена для використання в якості промислового майданчика при наступних застереженнях:

- будівництво і використання фабричних квартир, центрів відпочинку і дитячих садів дозволяється тільки на часткових ділянках з активністю нижче 0,2 Бк·г⁻¹. При необхідності територія можна покрити рекультиваційним шаром для зниження потужності дози до 0,3 мкЗв·год⁻¹.

Крім того, в разі розвантаження вод декількох забруднених ділянок в межах зони одного горизонту ґрунтових вод, компетентний орган повинен перевірити, чи не перевищена річна доза 0,5 мЗв·рік⁻¹, якщо ґрунтові води нижче за течією від ділянок використовуються постійно як питна вода.

У Німеччині SSK рекомендує значення 80 Бк·м⁻³ в якості орієнтовного значення для довгострокової концентрації радону на відкритому повітрі в житлових районах, найближчих до колишніх уранових підприємств. Через умови поширення концентрація радону на відкритому повітрі зазвичай буде нижче, ніж в квартирах. Тому нормативне значення концентрації радону на відкритому повітрі також нижче рекомендованої верхньої межі для нормального діапазону в

квартирах у Німеччині, яке дорівнює $250 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$. Якщо довгострокові середні значення концентрацій радону на відкритому повітрі в цих житлових районах або можливих забудованих територіях нижче цього орієнтовного значення, відновлення спадщини не виправдане з причин скорочення викидів радону. Якщо це нормативне значення перевищується протягом тривалого часу в згаданих областях, необхідно перевірити, чи може це збільшення в порівнянні з нормальним діапазоном бути викликано спадщиною видобутку корисних копалин.

Всі нові будівлі на звільнених майданчиках повинні бути сплановані таким чином, щоб при відповідному будівництві передбачувана концентрація Rn-222 у нових будинках не перевищувала $250 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$.

У Росії для об'єктів і територій, забруднених природними радіонуклідами діють СП ЛКП-91 [21]. Але разом з тим розробляються нові нормативи і, як і в Німеччині, після закінчення заходів по їх реабілітації найбільш ймовірними напрямками їх використання будуть [25]:

1. Необмежене використання, в тому числі для будівництва нових і / або використання існуючих будівель і споруд будь-якого призначення.

2. Використання у виробничих цілях, в тому числі для будівництва нових і використання існуючих будівель і споруд виробничого призначення, а також дорожнього будівництва в межах населених пунктів та зон перспективної забудови.

Критеріями радіаційної безпеки ділянок території, будівель і споруд, дезактивованих (реабілітованих) після забруднення природними радіонуклідами, в залежності від подальшого напрямку використання, будуть:

1. Для ділянок території, будівель і споруд, що плануються для необмеженого використання, в тому числі для будівництва нових і / або використання існуючих будівель і споруд будь-якого призначення:

- потужність еквівалентної дози гамма-випромінювання на території не повинна перевищувати $0,3 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$, а в приміщеннях будівель і споруд вона не повинна перевищувати більш ніж на $0,3 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$ гамма-фон на прилеглій території;

- ефективна питома активність природних радіонуклідів (A_{ef}) в об'єктах довкілля (ділянки території, огорожувальні конструкції будівель і споруд) не повинна перевищувати $370 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$;

- щільність потоку радону з поверхні ґрунту не повинна перевищувати $80 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$;

- середньорічне значення ЕРОА радону в повітрі приміщень будівель і споруд не повинна перевищувати $100 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$.

2. Для ділянок території, будівель і споруд, що плануються для використання у виробничих цілях, в тому числі для будівництва нових і використання існуючих будівель і споруд виробничого призначення, а також дорожнього будівництва в межах населених пунктів та зон перспективної забудови:

- потужність еквівалентної дози гамма-випромінювання не повинна перевищувати $0,6 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$;

- ефективна питома активність природних радіонуклідів (A_{ef}) в об'єктах довкілля не повинна перевищувати $740 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$;

- щільність потоку радону з поверхні ґрунту не повинна перевищувати $250 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$;

- середньорічне значення ЕРОА радону в повітрі приміщень виробничих будівель і споруд не повинна перевищувати $150 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$.

Як видно, в даний час йде процес вдосконалення нормативної бази в області рекультивації (реабілітації) порушених територій при видобутку уранових руд.

У Франції були не тільки розроблені відповідні документи, але і багато років діяли мережі моніторингу у місцях видобутку та переробки уранових руд.

Експлуатацією цих мереж займається спеціалізована організація "ALGADE" промислового об'єднання "COGEMA". Основними цілями французьких мереж моніторингу в районах видобутку і переробки урану є:

- виявлення уражених площ і вивчення радіологічного впливу по різних шляхах;
- контроль відповідності регулюючим межам;
- оцінка опромінення на критичні групи населення.

Під критичною групою у Франції розуміється населення, що проживає в безпосередній близькості і/чи на території відведеної для зазначеного вище виду діяльності. Для оцінки опромінення критичної групи з населення у Франції розглядаються наступні шляхи переносу радіонуклідів: атмосферного, водяного і харчового ланцюжка. При цьому приймаються найбільш реальні сценарії опромінення. Результатом роботи мереж моніторингу в уранових районах є розрахунок індексу додаткової річної дози опромінення (А.Т.А.Е.Р.) на цю групу населення, яка розраховується як різниця між індексом загальної річної дози й індексом річної дози обумовленої природним фоном. Отримані значення порівнюються з нормативними рівнями, зазначеними в Декреті N 90-222 від 09.03.90. Відповідно до цього документа радіологічний вплив підприємства на навколишнє середовище вважається прийнятними, якщо $A.T.A.E.R. < 1$. Значення $A.T.A.E.R. = 1$ відповідає дозі $5 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$. В даний час рівень цієї дози змінений відповідно до вимог [23-24]

Мережа моніторингу повітря в уранових районах Франції складається зі стаціонарних вимірювальних станцій (дільничних альфа-дозиметрів). Вимірювані параметри цих станцій і періодичність вимірів наступні:

- потужність дози гамма-випромінювання. Вимірюється постійно за допомогою термолюмінісцентного дозиметра (вбудованого в альфа-дозиметр) з видачею середнього результату за три місяці ($\mu\text{Гр}\cdot\text{год}^{-1}$);

- концентрація дочірніх продуктів розпаду Rn-222 і Rn-220 в одиницях "схованої енергії". Вимірюється постійно дільничним альфа-дозиметром (рис. 1.1) з видачею середнього результату за місяць ($\text{нДж}\cdot\text{м}^{-3}$);

- активність довгоіснуючих альфа нуклідів. Вимірюється постійно дільничним альфа - дозиметром або атмосферним пиловідбірником (DAPAF) з видачею середнього результату за місяць ($\text{мБк}\cdot\text{м}^{-3}$).

Пункти розміщення станцій узгоджуються з громадськістю. Кількість подібних станцій експлуатованих в усьому світі в 1993 році приведена у таблиці 1.2.

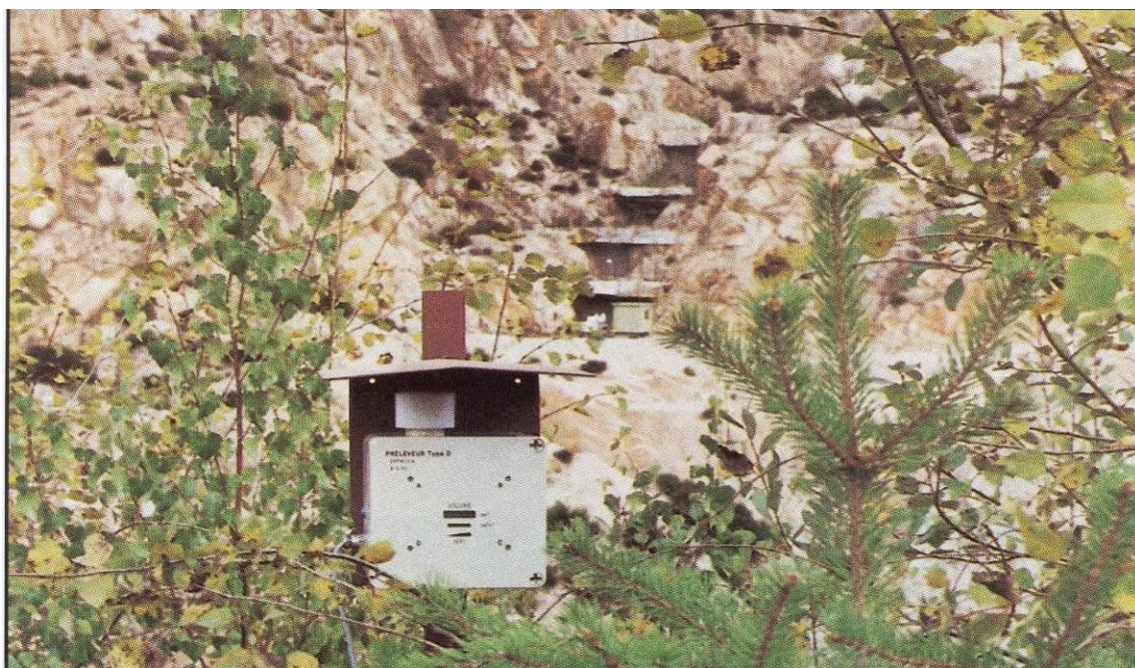


Рис. 1.1 - Дільничний альфа-дозиметр фірми "ALGADE"

Особливістю французької мережі моніторингу в районах видобутку і переробки урану є ретельний вимір фонових рівнів впливу для надійного визначення додаткового впливу зв'язаного з роботою уранових підприємств.

Таблиця 1.2 - Кількість станцій об'єднання "COGEMA" в мережах моніторингу навколишнього середовища в уранових районах у 1993 році.

Мережа моніторингу		Кількість станцій
Франція	Лімузен	49
	Бері	5
	Морван	6
	Венді	23
	Лангведок	16
	Центральний масив	14
	Інші регіони	5
Нігер		8
Габон		5
Німеччина		25
Загальна кількість працюючих станцій		154

Нижче приведені результати вимірів на деяких мережах моніторингу Франції у 1993 році:

1. Рівень природного фону (фоновий район):

- середньорічне значення опромінення = 1,95 мЗв включаючи:

- гамма- випромінювання - 50%

- дочірні продукти Rn-222 - 26 %

- дочірні продукти Rn-220 - 3%

- пил - 8%

- Ra-226 + U-238 у воді та їжі - 13%

2. Райони, що оточують місця видобутку і переробки урану:

Мережа в Лімузені: річне опромінення від 2,65 мЗв до 6,8 мЗв;

- Середнє значення річного опромінення 3,95 мЗв включаючи:

- гамма- випромінювання - 40%
- дочірні продукти Rn-222 - 36%
- дочірні продукти Rn-220 - 2%
- пил - 7%
- Ra-226 + U-238 у воді та їжі - 15%

Мережа в Лангведоці: річне опромінення від 1,55 мЗв до 5,5 мЗв;

- Середнє значення річного опромінення 3,65 мЗв включаючи:

- гама випромінювання - 35%
- дочірні продукти Rn-222 - 23%
- дочірні продукти Rn-220 - 2%
- пил - 6 %
- Ra-226 + U-238 у воді та їжі - 34%

Результати цього моніторингу показали, що має місце суттєва різниця як в загальній дозі опромінення населення, так і в структурі її отримання в кожному регіоні. Це підкреслює необхідність врахування особливостей і шляхів опромінення для кожного окремого об'єкта. Останнім часом МАГАТЕ опублікувало декілька документів [28-30] з організації та ведення радіаційного моніторингу, які узагальнили світовий досвід по цьому напрямку і можуть бути використані будь якою країною для будівництва власної системи моніторингу будь якого об'єкту.

1.4 Висновки до 1 розділу. Формулювання мети та задач дослідження.

На основі проведеного в 1 розділі огляду аналітичних досліджень з питань шкідливого впливу на довкілля матеріалів з вмістом природних радіонуклідів можливо зробити такі висновки:

1. За результатами аналізу сучасного стану робіт по поводженню з матеріалами з вмістом природних радіонуклідів доведено, що вплив цих матеріалів пов'язаний з деякими видами діяльності людини. До цих видів відносяться видобуток руд чорних, кольорових і рідкісних металів, видобування нафти та газу, використання викопних видів палив, металургійні процеси переробки руд чорних, кольорових і рідкісних металів, використання фосфатів та відходів використання підземних вод.
2. Проаналізовано стан добування урану в Україні та радіоекологічні проблеми забруднення навколишнього середовища. Відзначено тенденцію зростання радіоекологічної та техногенної небезпеки для населення України.
3. Виконано аналіз вітчизняних та міжнародних документів та публікацій щодо реабілітації забруднених територій. Детально проаналізовано стан нормативної бази з радіаційної безпеки при реабілітації забруднених природними радіонуклідами територій.
4. Розглянуто принципи організації та ведення радіаційного моніторингу на уранових об'єктах у Франції.
5. Із врахуванням стану питання сформульована методологічна схема дисертаційних досліджень (рис. 1.2)
6. Сформульовані мета, ідея та задачі дослідження, які наведені у вступі.
7. Результати аналізу проблеми по поводженню з матеріалами з вмістом природних радіонуклідів в міжнародному та національному аспектах, що наведені у розділі 1 роботи, опубліковані в наступних працях автора [40, 69, 79, 81, 101, 106, 108, 113, 120, 135, 164].

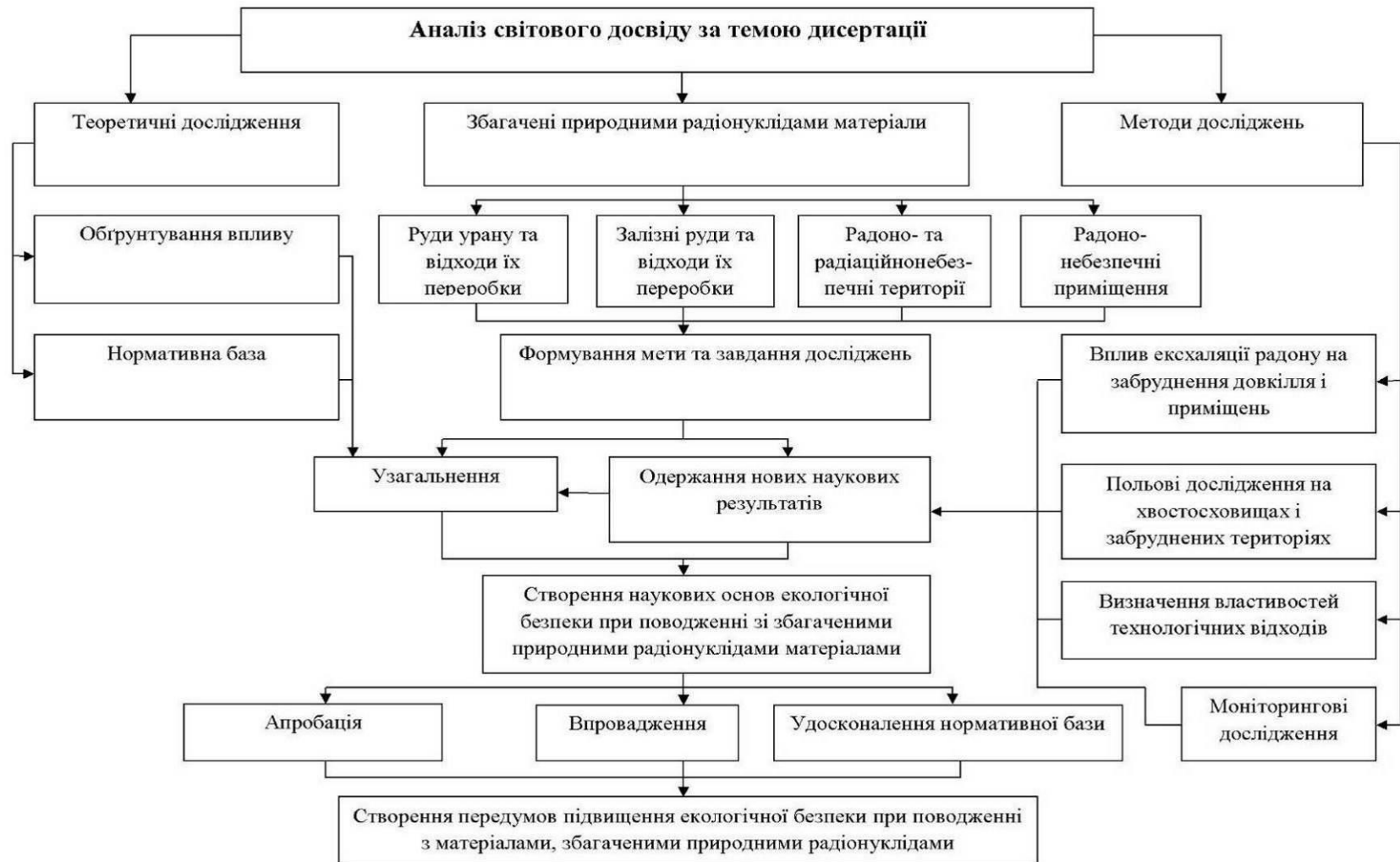


Рис. 1.2 Методологія проведення дисертаційних досліджень

2.МЕТОДИЧНІ ОСНОВИ ЕКОЛОГІЧНОГО ЗАХИСТУ ПРИ ПОВОДЖЕННІ З МАТЕРІАЛАМИ З ВМІСТОМ ПРИРОДНИХ РАДІОНУКЛІДІВ.

2.1. Основні фактори радіоактивного забруднення навколишнього середовища матеріалами з вмістом природних радіонуклідів.

Україна має розвинуту гірничорудну та металургійну промисловість. Актуальність встановлення рівнів забруднення довкілля радіонуклідами природного походження в районі розміщення підприємств гірничорудної та металургійної промисловості полягає в тому, що радіоактивні гази ^{222}Rn і ^{220}Rn та природні радіонукліди ^{238}U , ^{234}U , ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po , які виділяються у навколишнє середовище при технологічних процесах через викиди в атмосферу та скиди у водні об'єкти, є прямими факторами впливу на працівників підприємств і населення. Коректної оцінки цього впливу на населення і працівників підприємств гірничорудної та металургійної промисловості в Україні раніше не проводилося.

Це пов'язано з тим, що раніше була стара нормативна база що до контролю природних радіонуклідів тільки на підприємствах з видобутку та переробки урану, а на інших підприємствах цього радіаційного контролю не проводилося.

У 1997 році були розроблені нові Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97) [31], у 2000 році - НРБУ -97/Д-2000 [32], а в 2005 році були опубліковані Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України (ОСПУ-05) [33]. Вони заклали основу нормування вмісту природних радіонуклідів на робочих місцях, у відходах і в навколишньому середовищі. В них було введена вимога проведення радіаційного контролю на підприємствах гірничорудної та металургійної промисловості.

У теперішній час проблема опромінення населення і професійних робітників не атомної промисловості джерелами природного походження залишається актуальною. У серйозних масштабах цією проблемою почали займатися у колишньому СРСР у другій половині 80-х років минулого сторіччя, після Чорнобильської аварії. Саме в цей час з'являються основні публікації з цієї проблеми, нормативні документи, методичні вказівки та рекомендації. В першу чергу це стосувалось гірничодобувних підприємств. Після появи методичних рекомендацій [34] різко збільшилася кількість радіаційних обстежень неуранових гірничодобувних підприємств. Спочатку обстежували шахти з видобутку кольорових та рідких металів, в яких була найбільша ймовірність виявлення високих концентрацій ПРН в рудах та радону і його дочірніх продуктів розпаду в виробничій атмосфері. Потім почались масові обстеження вугільних шахт, підприємств з добування та переробки будівельних матеріалів, фосфатної сировини та інші. Внаслідок цього з'явилась велика кількість інформації [35] про результати первинних радіаційних обстежень, проведених на золоторудних шахтах ВО "Якутзолото", на рудниках НВО "Джезказганцветмет", на шахтах ВО "Казвольфрам", на вугільних шахтах Кузбаса, Челябінської та Московської областей. Пізніше, в 90-і роки, були продовжені дослідження радіаційно-небезпечних факторів в шахтах, зокрема в шахтах Донбасу та Кривого Рогу [36-39]. Результати всіх цих обстежень свідчили про те, що проблема істотного радіаційного опромінення працівників не атомної промисловості має місце, а на деяких обстежених підприємствах рівні радіаційно-небезпечних факторів перевищували нормативи для персоналу категорії А на уранових підприємствах. Поряд з публікаціями про обстеження шахт з'являються нечисленні роботи про обстеження переробних підприємств. Одним з найперших було обстеження збагачувальної фабрики ВО "Казвольфрам" [35]. Ця фабрика привернула до себе увагу високою радіоактивністю вольфрамових руд. Дослідження на цій фабриці показали, що в технологічному процесі збагачення вольфрамових руд спостерігається концентрування супутніх природних радіонуклідів в кінцевому продукті. Відтоді з'явився термін "технологічного збагачення природних

радіонуклідів". Аналогічні процеси збагачення природних радіонуклідів були виявлені і під час радіаційного обстеження Нікопольського заводу феросплавів (НЗФ), яке проводилось 1991-1992 роках [40]. На відміну від фабрики ВО "Казвольфрам" у технологічному процесі НЗФ спостерігалось концентрування ПРН не в кінцевому продукті, а в шламі системи газоочищення. Причому відбувалось концентрування не всіх радіонуклідів уранового ряду, а тільки легко летючих радіонуклідів ^{210}Pb та ^{210}Po . Така особливість перерозподілу ПРН в технологічному процесі НЗФ пов'язана з високотемпературною переробкою сировини в великих обсягах в електропечах при температурі вище за $1000\text{ }^{\circ}\text{C}$. При таких температурах ^{210}Po та ^{210}Pb з великої маси суміші сировинних матеріалів випаровуються та потрапляють разом з пилом до газоочисної системи, витяжне устаткування якої розташовано над кожною піччю. Шлами газоочисної системи складаються у великі шламосховища на території заводу, звідки потім забираються для використання в технологічному процесі на іншому заводі феросплавів. Вміст ПРН в сировині, продукції та відходах НЗФ наведено в таблиці 2.1

Таблиця 2.1 – Вміст природних радіонуклідів ($\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$) в сировині, продукції та відходах Нікопольського заводу феросплавів [40]

Проби	^{238}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	^{210}Pb	^{210}Po
Сировина						
Рутил (Україна)	169±62	266±32	27±6	70±9	620±100	450±50
Циркон (Австралія)	590±120	694±190	1150±420	600±80	4580±310	8240±400
Циркон (Нова Зеландія)	3110±800	9990±200	1100±400	500±30	6800±800	8941±400
Бадеїлітовий концентрат (Росія)	2870±370	117±35	307±130	-	1080±140	1150±60
Марганцева руда (Україна)	87±30	78±28	8±3	179±90	-	188±50
Борний шлак	2,5±2,0	12±6	7±2	180±82	1074±300	73±30
Продукція						
Флюс АН-65-У	-	374±70	80±30	20±6	-	61±25
Флюс АН-60	-	51±18	33±12	149±46	-	39±13
Флюс АН-348-В	-	48±10	16±5	159±46	-	51±20
Флюс АН-47	-	224±10	42±6	111±30	210±60	189±82
Флюс АН-67-А	22±8	48±8	15±4	61±15	450±92	20±4
Відходи						
Ливарний шлак (силікомарганець)	-	194±28	35±12	607±128	-	-

Проби	^{238}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	^{210}Pb	^{210}Po
Гранульований шлак (силікомарганець)	-	135±42	25±10	477±122	-	-
Гранульований шлак (феромарганець)	-	161±30	30±10	617±130	-	-
Шлам (шламосховище 1)	24±8	65±40	24±6	1206±300	6011±200	3200±1300
Шлам (шламосховище 2)	-	66±32	7±2	1250±300	2100±650	1420±400
Шлак агломерату цеху № 1	205±68	154±42	26±8	513±160	-	191±32

Окрім підприємств гірничодобувної та металургійної галузей підвищений вміст ПРН був виявлений на підприємствах будівельної, нафтогазодобувної та енергетичної галузей.

Аналогічні дослідження проводилися в цей же час і за кордоном. У публікаціях, присвячених цій темі з'являються стійкі терміни NORM та TENORM. Дослівний переклад скорочення NORM з англійської означає "радіоактивні матеріали що зустрічаються в природі". Згідно з глосарієм МАГАТЕ по поводженню з радіоактивними відходами [41] термін NORM означає "матеріал, що вміщує незначну кількість радіонуклідів окрім радіонуклідів, що зустрічаються в природі". Точне визначення "значної кількості" мають дати регулюючі органи. Матеріали, в яких концентрація активності природних радіонуклідів була змінена штучним процесом, створеним людиною, також включаються в цей термін. Їх іноді відносять до техногенно-посилених NORM або TENORM. Таке ж тлумачення цього терміну збереглося в виданні глосарію МАГАТЕ з термінології по ядерній безпеці та радіаційному захисту від 2007 року [42].

Основні результати закордонних досліджень по NORM доповідались на спеціальних міжнародних наукових конференціях та робочих нарадах [43-48], які відбувались періодично і були присвячені тільки цій проблемі. Результати всіх цих досліджень дозволили окреслити галузі промисловості, де присутня проблема NORM, визначити попередні рівні радіаційних факторів та їх співвідношення, які характерні для різних підприємств, провести попередню оцінку доз на робітників

та населення від джерел природного походження. Так, основними галузями промисловості, де присутня ця проблема, визнані такі:

1. Фосфатна промисловість
2. Добування та збагачення руд
3. Добування та збагачення мінеральних пісків
4. Отримання матеріалів з вмістом торію
5. Рутилово-пігментна промисловість
6. Добування нафти та газу
7. Добування та спалювання вугілля
8. Очищення вод, очищення стічних вод

Залежно від виду і характеру діяльності підприємств або галузей промисловості об'єктами забруднення навколишнього середовища можуть бути всі або декілька з перерахованих нижче об'єктів:

- атмосферне повітря;
- атмосферні опади;
- ґрунт;
- рослинність;
- вода і донні відкладення поверхневих водойм;
- підземні води;
- стічні води;
- продукти харчування і продовольча сировина.

Таким чином, дослідження по даній темі є дуже актуальними і співпадають з дослідженнями європейських вчених. Ці дослідження у Україні дуже важливі, тому що і присвячені ще не вирішеним питанням радіаційної безпеки відносно українських підприємств, особливо в частині визначення дозових навантажень на робітників різних галузей і населення та створення відповідних нормативних документів.

2.2 Основні положення щодо безпечного проживання населення і охорони навколишнього середовища при видобутку і переробці руд з підвищеним вмістом природних радіонуклідів.

На даний час в більшості промислово розвинених країн посилено екологічне законодавство в частині відповідальності за забруднення навколишнього середовища.

Одним з найважливіших документів Європейського співтовариства в цій галузі є прийнята в 2004 році Директива про екологічну відповідальність [49]. Основний принцип Директиви полягає в реалізації принципу «забруднювач платить». У ній вказано, що оператор, чия діяльність призвела до збитку навколишньому середовищу або до неминучої загрози такої шкоди, повинен нести фінансову відповідальність за шкоду.

Для цілей оцінки збитку ґрунту, як визначено цією Директивою, рекомендовано використовувати процедури оцінки ризиків для визначення рівня ймовірного шкоди здоров'ю людини. При характеристиці ризику для здоров'я населення, зумовлених впливом хімічних та радіоактивних речовин, орієнтуються на систему критеріїв прийнятності ризику. Конкретні значення прийнятного ризику можуть служити в якості показника рівня втручання - більш низький рівень ризику не вимагає втручання, більш високий - вимагає прийняття певних заходів. В даний час в рекомендаціях різних організацій і в різних країнах величини прийнятного ризику нерідко не збігаються. У таблиці 2.2 наведені значення радіаційних і хімічних ризиків [31,33,50], які застосовуються в різних країнах і організаціях.

Умовною межею прийнятного ризику для населення відповідно до рекомендацій ВООЗ і Агентства США з охорони навколишнього середовища вважається величина довічного індивідуального ризику $1,0 \cdot 10^{-4}$.

Таблиця 2.2. Критерії оцінки індивідуального ризику.

Характеристика ризику, країна або організація	Величина ризику
МКРЗ	
Прийнятний радіаційний ризик для працюючих	$1:10^{-5}$ в рік
Прийнятний ризик для населення	від $1:10^{-5}$ в рік до $1:10^{-6}$ в рік
Агентство США з охорони навколишнього середовища	
Цільовий канцерогенний ризик	Довічний ризик $1:10^{-6}$; 1 на 10^6 в рік
Росія	
Ризик для персоналу	$1:10^{-3}$ в рік
Ризик для населення	$5:10^{-5}$ в рік
Рівень знехтуваного ризику	$1:10^{-6}$ в рік
Україна	
Рівень прийнятного ризику персоналу	$1:10^{-4}$ в рік
Рівень прийнятного ризику населення	$1:10^{-5}$ в рік
Межа індивідуального ризику персоналу	$1:10^{-3}$ в рік
Межа індивідуального ризику населення	$5:10^{-5}$ в рік
ВООЗ	
Високий - неприпустимий для виробничих умов	Довічний ризик $1:10^{-3}$
Середній - допустимий для виробничих умов	Довічний ризик від $1:10^{-3}$ в рік до $1:10^{-4}$ в рік
Низький - допустимий ризик	Довічний ризик від $1:10^{-4}$ в рік до $1:10^{-6}$ в рік
Мінімальний - бажана (цільова) величина ризику при проведенні оздоровчих і природоохоронних заходів.	Довічний ризик < $1:10^{-6}$ в рік

В якості допоміжних інструментів для підтримки прийняття рішень можуть використовуватися різні нормативи, в основі яких також лежить підхід на основі ризику. Ці цільові нормативи і нормативи втручання для ґрунтів і ґрунтових вод (Нідерланди), рівні вмісту забруднювачів в ґрунті для різних категорій землекористування (Німеччина) розраховувалися виходячи з оцінки ризику. У багатьох країнах використовується щодо забруднених територій ще один показник - це майбутнє використання земельної ділянки. Тільки після вирішення цього питання здійснюється встановлення тих чи інших нормативів, ранжування

рівнів очищення і реабілітаційних заходів [51]. Відповідно до цього, в Німеччині рішення про спосіб проведення очистки та рівні, до якого вона повинна бути проведена, приймається для кожного окремого об'єкта в залежності від сьогодення і майбутнього використання земельної ділянки, а в Бельгії характер землекористування (сільськогосподарське, житлове, рекреаційне або промислове використання) враховується при визначенні рівня очищення земельного ділянки.

В Україні, як і в Росії, відсутня чітка правова база, що регулює питання відповідальності за забруднення в результаті минулої господарської діяльності. Як наслідок, не відпрацьована і процедура прийняття рішень щодо реабілітації забруднених територій.

Напрямки рекультивації в Україні обґрунтовуються, в основному, відповідно до ГОСТ 17.5 1.01- 83 «Рекультивація земель. Терміни та визначення» [52]. До основних напрямів рекультивації відносяться: сільськогосподарське, лісгосподарське, водогосподарське, рекреаційне та ін. Стосовно до радіаційно-забруднених територій застосовується підхід, заснований на дозах опромінення та з урахуванням цілей використання земель. Дозовий підхід в повній мірі відповідає світовій практиці прийняття рішень про реабілітацію територій на основі концепції ризику. Категоріювання радіаційно-забруднених територій проводиться за умови обов'язкового дотримання діючих нормативних документів України [31,33] і оцінки ризиків для здоров'я населення.

Оцінка проводиться з урахуванням цілей використання територій, що зазнали радіоактивного забруднення і шляхів опромінення [53-54]. На забруднених ділянках потенційними шляхами впливу на людину є наступні:

- зовнішнє опромінення від радіонуклідів, що містяться в ґрунті;
- інгаляція пилу;
- надходження внаслідок еманції радіоактивних газів (радон, торон) в приміщення будівель;
- пряме надходження ґрунту через органи травлення;

- споживання питної води, забрудненої в результаті міграції радіонуклідів з ґрунту в водоносні горизонти;
- забруднення шкіри при знаходженні на забруднених ділянках;
- споживання місцевої сільськогосподарської продукції.

Залежно від шляхів опромінення і сценаріїв, які можуть бути в кожному конкретному випадку, визначаються ефективні дози опромінення персоналу або населення [55-56]. Ризики для населення розраховуються виходячи з номінальних коефіцієнтів ризику, які для населення дорівнюють $5,7 \cdot 10^{-2} \text{ Зв}^{-1}$ і для дорослих працівників - $4,2 \cdot 10^{-2} \text{ Зв}^{-1}$. [57].

Виходячи з цього, розраховані величини ризику для працівників і населення для різних варіантів доз опромінення працівників і населення (табл. 2.3).

Таблиця 2.3. Розрахункові значення індивідуального ризику для працівників і населення.

№	Величина ефективної дози, $\text{мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$	Ризики працівників (персоналу) при отриманні ефективної дози, рік^{-1}	Ризики населення при отриманні ефективної дози, рік^{-1}
1	0,01	$4,2 \cdot 10^{-7}$	$5,7 \cdot 10^{-7}$
2	0,3	$1,3 \cdot 10^{-5}$	$1,7 \cdot 10^{-5}$
3	1,0	$4,2 \cdot 10^{-5}$	$5,7 \cdot 10^{-5}$
4	5,0	$2,1 \cdot 10^{-4}$	$2,8 \cdot 10^{-4}$
5	10,0	$4,2 \cdot 10^{-4}$	$5,7 \cdot 10^{-4}$
6	25,0	$1,1 \cdot 10^{-3}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$

Наведено, що при ефективній дозі $10 \text{ мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ буде знехтуваний ризик і це в жодному разі прийнятно. При ефективній дозі $0,3 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ досягається величина прийнятного ризику для населення, а при величині ефективної дози $1 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ він сягатиме межі індивідуального ризику. Внаслідок цього, для населення, що проживає на радіаційно-забруднених територіях, ефективна доза повинна не перевищувати $1,0 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$. Для працівників, відповідно, ефективна доза не повинна перевищувати величини $25 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$.

При оптимізації захисту слід застосувати підхід, рекомендований МАГАТЕ. Він включає оцінку опромінення працівників у ході діяльності з очищення території та оцінку довготривалого опромінення населення після очищення

(реабілітації) і звільнення від регулюючого контролю. Додатково потрібно також розглядати сценарій, коли працівник працює на даній території після реабілітації. Дана оцінка повинна не перевищувати для працівників і населення граничних доз, визначених регулюючим органом [58].

Відповідно до методології аналізу та управління ризиками на радіаційно - забруднення територіях встановлена наступна категоризація[59-60].:

1. Доза E_1 дорівнює $10 \text{ мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ і менш, тобто зневажливо малому рівню ризику (R_1 становить $4 \cdot 10^{-5}$ за життя для населення і $2 \cdot 10^{-5}$ для працівників), при якому джерела радіаційного ризику виводяться зі сфери контролю, як такі, що не мають будь-якого помітного впливу на здоров'я населення .

2. Доза E_2 дорівнює $0,3 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ - відповідає граничній дозі для необмеженого використання майданчиків .

3. Доза E_3 дорівнює $1 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$. У цьому випадку можливе обмежене використання території за умови неперевіщення межі дози для населення при рекомендованому способі землекористування.

4. Доза E_4 дорівнює $10 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ - визначається з умови можливого (потенційного) перевищення дози опромінення критичної групи населення.

У таблиці 2.4 наведено критерії втручання для радіаційно - забруднених територій.

Таблиця 2.4 Критерії втручання для радіаційно - забруднених територій

1.	Рівень втручання	Функціональне призначення території		
		Землі населених пунктів, селитебна зона	Землі санітарно - захисних зон підприємств і зон спостереження	Землі промислових підприємств та їх об'єктів.
2.	Втручання не потрібно	Доза менше $0,3 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$. Межа індивідуального ризику менше $1,7 \cdot 10^{-5} \text{ рік}^{-1}$	Ефективна доза менше $1,0 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$. Межа індивідуального ризику менше $5,7 \cdot 10^{-5} \text{ рік}^{-1}$	Ефективна доза менше $5,0 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$. Межа індивідуального ризику менше $2,1 \cdot 10^{-4} \text{ рік}^{-1}$
3.	Потрібне обґрунтування втручання. Детальне радіаційне обстеження території та об'єктів підприємства, організація радіоекологічного моніторингу, обґрунтування застосування обмеження діяльності, виконання захисних і реабілітаційних заходів	Ефективна доза більше $1,0 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$. Індивідуальний ризик перевищує $5,7 \cdot 10^{-5} \text{ рік}^{-1}$	Ефективна доза більше $1,0 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ за будь-які послідовні п'ять років. Індивідуальний ризик перевищує $5,7 \cdot 10^{-5} \text{ рік}^{-1}$	Ефективна доза більше $5,0 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$. Індивідуальний ризик перевищує $2,1 \cdot 10^{-4} \text{ рік}^{-1}$. Деякі об'єкти вимагають захисних заходів.
4.	Втручання обов'язкове. Постійний радіоекологічний контроль і моніторинг. Організація робіт з дезактивації території та ліквідації радіоактивних відходів видобування та переробки руд та матеріалів.	Ефективна доза більше $5,0 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$. Індивідуальний ризик перевищує $2,8 \cdot 10^{-4} \text{ рік}^{-1}$. Окремі елементи території або об'єкти довкілля містять радіоактивні відходи видобування та переробки руд та матеріалів.	Ефективна доза більше $5,0 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$. Індивідуальний ризик перевищує $2,8 \cdot 10^{-4} \text{ рік}^{-1}$. Окремі елементи території або об'єкти довкілля містять радіоактивні відходи видобування та переробки руд та матеріалів.	Ефективна доза більше $10,0 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$. Індивідуальний ризик перевищує $4,2 \cdot 10^{-4} \text{ рік}^{-1}$. Окремі елементи території або об'єкти довкілля містять радіоактивні відходи видобування та переробки руд та матеріалів.

Для будівель, в яких проектується виконувати дезактиваційні заходи, роботи теж будуть провадитися виходячи з критеріїв, викладених в таблиці 2.5.

Таблиця 2.5. Критерії втручання для радіаційно - забруднених будівель

№	Рівень втручання	Функціональне призначення будівлі
		Будівля для постійного перебування працівників.
1	Втручання не потрібно. Проведення, при необхідності, вибіркового радіоекологічного моніторингу	Ефективна доза не більше $1,0 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$. Індивідуальний ризик не перевищує $4,2 \cdot 10^{-5}, \text{ рік}^{-1}$
2	Потрібно обґрунтування втручання. Детальний радіаційне обстеження будівлі, вибіркова дезактивація, організація радіоекологічного моніторингу, обґрунтування застосування обмеження діяльності, виконання захисних і реабілітаційних заходів	Ефективна доза менше $5,0 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$. Межа індивідуального ризику менш $2,1 \cdot 10^{-4}, \text{ рік}^{-1}$. Місцями є радіоактивне забруднення природними радіонуклідами
3	Втручання обов'язково. Потрібно проведення повної дезактивації. Постійний радіоекологічний контроль і моніторинг.	Ефективна доза більш $10,0 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$. Індивідуальний ризик перевищує $4,2 \cdot 10^{-4}, \text{ рік}^{-1}$. Окремі елементи будівлі та обладнання містять радіоактивні забруднення природними радіонуклідами

Крім цих критеріїв, для будівель застосовуються радіаційні критерії, викладені в [31,33], але основними повинні бути критерії, засновані на підході методології аналізу ризику для прийняття рішень з реабілітації територій, що зазнали радіоактивного забруднення природними радіонуклідами.

2.3 Розробка методів оцінки доз опромінення робітників та населення при роботі і після закінчення роботи підприємства.

2.3.1 Методика розрахунку доз опромінення персоналу у районі розміщення уранових об'єктів на прикладі колишнього ВО ПХЗ"

Зовнішнє опромінення персоналу та робітників

Відповідно до вимог НРБУ-97 [31] річні дозові навантаження на персонал та робітників від зовнішнього опромінювання розраховуються за наступною формулою:

$$E_{\text{ext}} = B_j \cdot D \cdot T \quad (2.1)$$

где E_{ext} - ефективна доза за рік, Зв

B_j – дозовий коефіцієнт перерахунку поглиненої дози в повітрі в ефективну дозу, Зв·Гр⁻¹, $B_j = 0,74$ Зв·Гр⁻¹ [31];

D – потужність поглиненої дози в повітрі, Гр·год⁻¹;

T – тривалість опромінювання персоналу, год.

Референтна тривалість опромінювання персоналу $T_p = 1700$ год. [31].

Внутрішнє опромінення від вдихання радону та продуктів його розпаду

Короткоіснуючі дочірні продукти радону присутні у вигляді аерозолів твердих речовин: радіоактивних ізотопів ²¹⁸Po (RaA), ²¹⁴Pb (RaB) и ²¹⁴Bi (RaC). Розпад ²¹⁴Bi (RaC) у довгоживучий ізотоп ²¹⁰Pb (RaD) відбувається через проміжний ізотоп ²¹⁴Po (RaC') з періодом напіврозпаду 164 мкс.

Основну радіаційну небезпеку цих радіонуклідів на даний час прийнято пов'язувати з сумарною енергією їх α -випромінювання, яка виділяється при розпаді всіх атомів дочірніх продуктів радону до RaD (²¹⁰Pb). Цю енергію називають "прихованою енергією". Величину "прихованої енергії" будь-якої нерівноважної суміші дочірніх продуктів розпаду радону

(C_p^{Rn} , нДж·м⁻³) можна підрахувати за наступною формулою

$$C_p^{\text{Rn}} = K_E^{\text{Rn}} (0,1C_{\text{RaA}} + 0,5C_{\text{RaB}} + 0,4C_{\text{RaC}}) \quad (2.2)$$

де K_E^{Rn} - коефіцієнт, що зв'язує експозицію по "прихованій енергії" з експозицією по еквівалентній рівноважній концентрації радону,

$$K_E^{\text{Rn}} = 5,56 \text{ нДж} \cdot \text{Бк}^{-1};$$

C_{RaA} , C_{RaB} , C_{RaC} – концентрація RaA, RaB, RaC у повітрі, Бк·м⁻³.

Дозове навантаження на тих, що працюють, від опромінювання дочірніми продуктами радону (E_{EEC}^{Rn} , мЗв) визначається таким чином:

$$E_{EEC}^{Rn} = K_{\alpha} \cdot C_P \cdot T \quad (2.3)$$

Де K_{α} – коефіцієнт дозового перетворення, $K_{\alpha} = 1,4$ мЗв·мДж⁻¹·ч⁻¹·м³ [61].

При визначенні дозових навантажень на працівників, які знаходяться на повітрі, розрахунки проводяться за наступною формулою

$$E_{EEC}^{Rn} = 0.5 \cdot K_{\alpha} \cdot C_P \cdot T \quad (2.4)$$

Дозове навантаження від радону E_{Rn} , мЗв, визначається за наступною формулою:

$$E_{Rn} = K_g \cdot C_{Rn} \cdot T \quad (2.5)$$

де C_{Rn} – середньорічна концентрація радону на робочому місці, Бк·м⁻³;

K_g - коефіцієнт дозового перетворення, $K_g = 0,17$ нЗв·Бк⁻¹·ч⁻¹·м³ [61]

Опромінювання від дочірніх продуктів розпаду торону (^{220}Rn)

Відмінність ланцюжка радіоактивних перетворень торону від ланцюжка радону полягає в тому, що період напіврозпаду Tn и ThA (^{216}Po) вельми малий. У цьому ж ряду, по суті, відсутні довгоживучі випромінювачі. Альфа-випромінювачами для ряду торону і торія є ізомери полонію ThA (^{216}Po), ThC' (^{212}Po) і вісмуту (^{212}Bi), β - и γ - випромінювачі - ізомери вісмуту ThC (^{212}Bi), свинцю ThB (^{212}Pb), і талію ThC'' (^{208}Tl). Величина «прихованої енергії» дочірніх продуктів розпаду торону будь-якої нерівномірної суміші (C_P^{Th} , нДж·м⁻³) визначається за наступною формулою

$$C_P^{Tn} = K_E^{Tn} (0,9C_{ThB} + 0,1C_{ThC}) \quad (2.6)$$

где K_E^{Tn} - коефіцієнт, що зв'язує концентрацію по "прихованій енергії" з концентрацією еквівалентної рівноважної об'ємної активності торону,

$$K_E^{Tn} = 75,8 \text{ нДж} \cdot \text{Бк}^{-1};$$

C_{ThB} , C_{ThC} - концентрація ThB, ThC у повітрі, Бк·м⁻³.

Визначення ефективної дози від дочірніх продуктів розпаду торону проводиться по наступній формулі

$$E_{EEC}^{Th} = K_{\alpha}^{Th} \cdot C_p^{Th} \cdot T \quad (2.7)$$

де K_{α}^{Th} - коефіцієнт дозового перетворення, $K_{\alpha}^{Th} = 0,5 \text{ мЗв} \cdot \text{мДж}^{-1} \cdot \text{ч}^{-1} \cdot \text{м}^3$ [61].

Внутрішнє опромінення від вдихання радіонуклідів ряду урану і актіноурана та торія.

Для оцінки ефективної дози опромінювання працівників важливим є вивчення шляху надходження радіонуклідів в атмосферу, величини медіанного за активністю аеродинамічного діаметру (АМАД) і складу аерозолів, референтного типу системного надходження радіонуклідів.

При роботах на земній поверхні, де надходження радіонуклідів в атмосферу обумовлене, в основному, рухом транспорту, розвантажувально-перевантажувальними роботами, дією вітру, рекомендовано застосування величини АМАД рівного 5 мкм [62]. Ефективна доза опромінювання працюючих унаслідок вдихання аерозолів, які містять природні радіонукліди, визначається за наступною формулою

$$E_{inh} = V \cdot \sum_s \sum_r C_{r,s}^{inh} \cdot K_r^{inh} \cdot T \quad (2.8)$$

де K_r^{inh} - дозовий коефіцієнт для радіонукліда r, Зв·Бк⁻¹;

$C_{r,s}^{inh}$ - концентрація радіонукліда у пилу для радіонукліда r при знаходженні робітника на робочому місці S, Бк·м⁻³;

V – референтний об'єм дихання працівників, V=1,2 м³·час⁻¹.

У таблиці 2.6 приведені значення дозових коефіцієнтів для радіаційно-значущих радіонуклідів ряду урану, торія і актіноурана, рекомендовані МАГАТЕ [63].

Таблиця 2.6- Дозові коефіцієнти для радіонуклідів ряду урану торія, актиноурану, а також суміші

Радіонуклід	Період напіврозпаду	Дозові коефіцієнти (Зв/Бк) при значенні АМАД = 5 мкм
Ряд урану		
^{238}U	$4,47 \cdot 10^9$ років	$1,6 \cdot 10^{-6}$
^{234}U	$2,44 \cdot 10^5$ років	$2,1 \cdot 10^{-6}$
^{230}Th	$7,7 \cdot 10^4$ років	$7,2 \cdot 10^{-6}$
^{226}Ra	$1,6 \cdot 10^3$ років	$2,2 \cdot 10^{-6}$
^{210}Pb	22,3 роки	$1,1 \cdot 10^{-6}$
^{210}Po	138 днів	$2,2 \cdot 10^{-6}$
Ряд актиноурану		
^{235}U	$7,04 \cdot 10^8$ років	$1,8 \cdot 10^{-6}$
^{231}Pa	$3,27 \cdot 10^4$ років	$8,9 \cdot 10^{-5}$
^{227}Ac	21,8 роки	$6,3 \cdot 10^{-4}$
Ряд торія		
^{232}Th	$1,4 \cdot 10^{10}$ років	$1,2 \cdot 10^{-5}$
^{228}Ra	5,75 років	$1,7 \cdot 10^{-6}$
^{228}Th	1,91 роки	$3,2 \cdot 10^{-5}$
Суміш		$5,2 \cdot 10^{-5}$

Дозові коефіцієнти були використані, в основному, для референтного типу М, для радіонуклідів Th - S, Ac - F. Дозові коефіцієнти для суміші радіонуклідів уранового і актиноуранового рядів були розраховані за наступною формулою

$$K_r^{\text{inh}} = K_{^{238}\text{U}}^{\text{inh}} + K_{^{234}\text{U}}^{\text{inh}} + K_{^{230}\text{Th}}^{\text{inh}} + K_{^{226}\text{Ra}}^{\text{inh}} + K_{^{210}\text{Pb}}^{\text{inh}} + K_{^{210}\text{Po}}^{\text{inh}} + 0,05(K_{^{235}\text{U}}^{\text{inh}} + K_{^{231}\text{Pa}}^{\text{inh}} + K_{^{227}\text{Ac}}^{\text{inh}}) \quad (2.9)$$

Разом з тим, застосовувати дозовий коефіцієнт для суміші можливо тільки в умовах, коли є рівновага в рядах урану і актиноурану.

При порушенні рівноваги в цих рядах, що спостерігається на підприємствах по переробці уранової руди і концентратів, необхідно застосовувати формулу (2.8).

Загальне опромінення робітників у районі розміщення уранових об'єктів колишнього ВО ПХЗ"

Загальна ефективна доза на тих, що працюють визначається таким чином

$$E_{TOTAL} = E_{ext} + E_{EEC}^{Rn} + E_{Rn} + E_{EEC}^{Th} + E_{inh} \quad (2.10)$$

2.3.2 Методика розрахунку індивідуальних доз опромінення населення у районі розміщення уранових об'єктів на прикладі колишнього ВО ПХЗ"

Внутрішнє опромінення при споживанні води

Методика розрахунку індивідуальної дози від споживання води базується на наступних положеннях:

- населення споживає воду з активністю ЕРН, що дорівнює активності цих нуклідів у воді р. Дніпро у місці впадання в неї р. Коноплянка;
- у розрахунках використовуються три категорії населення: дорослі, діти, немовлята [64];
- дозові коефіцієнти приймаються відповідно до [63], а обсяг споживання води відповідно до [31].

Індивідуальна доза від споживання води для референтної (віковий) категорії населення визначається за формулою:

$$E_{w,A} = \sum_j C_{w,j} \cdot W_A \cdot DF_{ing,j,A} \quad (2.11)$$

де $E_{w,A}$ - річна ефективна доза для вікової групи А, Зв;

W_A - річне споживання води референтними групами населення А, кг,

$C_{w,j}$ - середня концентрація j-ого радіонукліду у воді, Бк·кг⁻¹;

$DF_{ing,j,A}$ - дозовий коефіцієнт для j -ого радіонукліду при споживанні їжі і води віковою групою А, Зв·Бк⁻¹.

Внутрішнє опромінення при споживанні риби

Вміст ПРН у рибі визначається концентрацією їх у воді р. Коноплянка. Індивідуальна доза від споживання риби для референтної (вікової) категорії населення визначається за формулою [65] :

$$E_{f,A} = \sum_j C_{w,j} \cdot B_p \cdot H_f \cdot DF_{ing,j,A}, \quad (2.12)$$

де $E_{f,A}$ - річна ефективна доза від споживання риби для вікової групи А, Зв;

H_f - річне споживання риби референтними групами населення А, кг;

B_p - біоаккумуляційний фактор;

$DF_{ing,j,A}$ - дозовий коефіцієнт для j -ого радіонукліду при споживанні їжі і води віковою групою А, Зв·Бк⁻¹.

Внутрішнє опромінення при споживанні м'яса і молока

Вміст ЕРН у м'ясі і молоці обумовлюється використанням для харчування великої рогатої худоби фуражу, що заготовлюється на березі р. Коноплянка і води з цієї ж річки. Концентрація ПРН у молоці визначається за формулою [65]:

$$C_{m,j} = F_{m,j} \cdot (C_{a,j} \cdot Q_m + C_{w,j} \cdot Q_w) \exp(-\lambda_t \cdot t_m), \quad (2.13)$$

Концентрація ЕРН у м'ясі обчислюється за формулою:

$$C_{af,j} = F_{f,j} (C_{a,j} \cdot Q_{af} + C_{w,j} \cdot Q_w) \exp(-\lambda_t \cdot t_m), \quad (2.14)$$

де $C_{m,j}$ - концентрація j -ого радіонукліду у молоці, Бк·л⁻¹;

$F_{m,j}, F_{f,j}$ - коефіцієнт переносу j -ого радіонукліду з корму у, відповідно, молоко і м'ясо, діб·л⁻¹; діб·кг⁻¹;

$C_{a,j}$ - концентрація j -ого радіонукліду у кормах, Бк·кг⁻¹;

Q_m, Q_{af} - споживання тваринами, відповідно, води і корму в перебігу доби, кг·діб⁻¹;

λ_j - константа радіоактивного розпаду j-ого радіонукліду, діб⁻¹;

t_m, t_{af} - середній час між виробництвом продуктів харчування, відповідно молока і м'яса і їхнім споживанням, діб.

Індивідуальна доза від споживання молока і м'яса для референтної (вікової) категорії населення А визначаються за формулами:

$$E_{m,A} = \sum_j C_{m,j} \cdot H_{m,A} \cdot DF_{ing,j,A}, \quad (2.15)$$

$$E_{af,A} = \sum_j C_{af,j} \cdot H_{af,A} \cdot DF_{ing,j,A}, \quad (2.16)$$

де $E_{m,A}, E_{af,A}$ - річна ефективна доза від споживання, відповідно, молока і м'яса для вікової групи А, Зв;

$H_{m,A}, H_{af,A}$ - річне споживання води референтними групами населення А, кг.

Зовнішнє опромінення від відкладень на березі ріки

Індивідуальна доза від зовнішнього гамма-випромінювання, обумовленого відкладеннями природних радіонуклідів на березі р. Коноплянка, визначається за формулою:

$$E_{ext,A} = \sum_j C_{s,s,j} \cdot DF_{gr} \cdot O_{f,A}, \quad (2.17)$$

де $E_{ext,A}$ - річна ефективна доза для вікової групи А, Зв;

DF_{gr} - дозовий коефіцієнт при поверхневому забрудненні берего-пляжної зони, Зв·Бк⁻¹м²·рік⁻¹;

$C_{w,j}$ - середня концентрація природних радіонуклідів у відкладеннях берего-пляжної зони, Бк·м⁻²;

$O_{f,A}$ - частка річного бюджету часу, протягом якого гіпотетична вікова група А знаходиться в межах берего-пляжної зони.

Внутрішнє опромінення від вдихання радіонуклідів

Індивідуальна доза від вдихання радіонуклідів, що містяться в атмосфері над хвостосховищем унаслідок пилювання для референтної (віковий) категорії населення А визначається за формулою:

$$E_{res,A} = \sum_j C_{mill,j} \cdot R_{ihl,A} \cdot O_{f,A} \cdot DF_{inh,j,A} \cdot DL, \quad (2.18)$$

де $E_{res,A}$ - річна ефективна доза від вдихання радіонуклідів, що містяться в атмосфері внаслідок пилювання для вікової групи А, Зв;

$C_{mill,j}$ - середній вміст j-ого радіонукліду у хвостах, Бк·кг⁻¹;

$R_{ihl,A}$ - річний обсяг подиху референтними групами населення А, м³ рік⁻¹;

$DF_{inh,j,A}$ - дозовий коефіцієнт для j-ого радіонукліду при подиху для вікової групи А, Зв·Бк⁻¹;

DL - фактор ресуспензії, кг·м⁻³.

Ефективна доза референтних груп населення $E'_{res,A}$ від вдихання радіонуклідів, що містяться в атмосфері населених місць, розташованих поблизу хвостосховища розраховується за формулою:

$$E'_{res,A} = \sum_j C_{\tau,j} \cdot R_{ihl,A} \cdot DF_{inh,j,A} \cdot K_N, \quad (2.19)$$

де K_N - коефіцієнт нестационарності пилювання майданчикових джерел [62];

$C_{\tau,j}$ - середній вміст j-ого радіонукліду в атмосфері населених місць, Бк·м⁻³;

Вміст j-ого радіонукліду в атмосфері населених місць [64] обчислюється за формулою:

$$C_{\tau,j} = d \cdot Q_{\tau,j} \cdot x^{-n}, \quad (2.20)$$

де d - фактор розведення, с·м⁻³;

$Q_{\tau,j}$ - викид j-ого радіонукліду з поверхні хвостосховища в атмосферу, Бк·с⁻¹;

x - відстань від місця викиду j-ого радіонукліду до населеного місця, км.

Внутрішнє опромінення при пероральному надходженні радіонуклідів

Пероральне надходження радіонуклідів можливе як у виді випадкового заковтування часток радіоактивного матеріалу (хвостів), так і надходження, наприклад, із забруднених рук при виконанні будівельних, земляних і сільськогосподарських робіт на хвостосховищі [32]. Ефективна доза референтних груп населення від перорального надходження радіонуклідів на хвостосховищі розраховується за формулою:

$$E_{ing,mill,A} = \sum_j C_{mill,j} \cdot U_{ing} \cdot O_{f,A} \cdot DF_{ing,j,A}, \quad (2.21)$$

де $E_{ing,mill,A}$ - річна ефективна доза від перорального надходження радіонуклідів для вікової групи А, Зв;

U_{ing} - річне надходження хвостів через органи травлення, кг·рік⁻¹.

Референтні параметри

Індивідуальні дози опромінення розглядаються для трьох референтних віків: немовля (1-2 року), діти (7-12 років) і дорослі (більше 17 років). У таблиці 2.7 показані основні референтні параметри цих трьох категорій населення, що використовуються при розрахунку індивідуальних доз опромінення. Вони приведені за даними [31,61,65], а також розраховані виходячи з матеріалів, приведених у джерелах [66-67].

Таблиця 2.7 - Основні референтні параметри для трьох категорій населення, що використовуються при розрахунку індивідуальних доз опромінення.

Параметри	Одиниці виміру	Категорія населення		
		Немовлята	Діти	Дорослі
Обсяг подиху	м ³ ·год ⁻¹	5,17	15,3	22,2
Обсяг споживання питної води	м ³ ·рік ⁻¹	0,26	0,5	0,8
Річне споживання риби	кг·рік ⁻¹	3,5	9,5	15,2
Річне споживання м'яса	кг·рік ⁻¹	15	27,6	69
Річне споживання молока	кг·рік ⁻¹	118,3	66	91

Коефіцієнт переходу від керми в повітрі до ефективної дози	$\text{Зв} \cdot \text{Гр}^{-1}$	0,91	0,79	0,69
Дозові коефіцієнти для перорального надходження радіонуклідів:	$\text{мкЗв} \cdot \text{Бк}^{-1}$			
U-238		0,12	0,068	0,045
U-234		0,13	0,074	0,049
Th-230		0,41	0,24	0,21
Ra-226		0,96	0,8	0,28
Pb-210		3,6	1,9	0,69
Po-210		8,8	2,6	1,2
Дозові коефіцієнти для інгаляційного надходження радіонуклідів:	$\text{мкЗв} \cdot \text{Бк}^{-1}$			
U-238		9,4	4,0	2,9
U-234		11,0	4,8	3,5
Th-230		35,0	16,0	14,0
Ra-226		11,0	4,9	3,5
Pb-210		3,7	1,5	1,1
Po-210		11,0	4,6	3,3
Річне надходження хвостів через органи травлення	$\text{кг} \cdot \text{рік}^{-1}$		0,05	0,05
Час, протягом якого окремі категорії населення можуть знаходитися в межах зони опромінення (частка бюджету часу)	$\text{год} \cdot \text{рік}^{-1}$	0	250 (0,029)	100 (0,011)

У таблиці 2.8 показані основні референтні параметри для розрахунку споживання корму і води великою рогатою худобою, що необхідні для розрахунку доз опромінення по харчовому ланцюжку [65].

Таблиця 2.8 - Основні референтні параметри для розрахунку споживання корму і води великою рогатою худобою

Параметри	Одиниці виміру	Референтні параметри
Q_w	$\text{м}^3 \cdot \text{діб}^{-1}$	0,06
Q_m	$\text{кг} \cdot \text{діб}^{-1}$	16

Параметри	Одиниці виміру	Референтні параметри
Q_{af}	$кг \cdot дБ^{-1}$	12
t_m	дБ	1
t_{af}	дБ	20
$F_{m,f} :$		
U-238	$дБ \cdot л^{-1}$	0,0006
U-234		0,0006
Th-230		0,000005
Ra-226		0,001
Pb-210		0,0003
Po-210		0,003
$F_{f,j} :$		
U -238	$дБ \cdot кг^{-1}$	0,003
U - 234		0,003
Th – 230		0,0001
Ra – 226		0,005
Pb – 210		0,0007
Po –210		0,005

2.4. Оцінка безпеки населення і навколишнього середовища на основі критеріїв ризику потенційного опромінення в місцях видобутку і переробки матеріалів з вмістом природних радіонуклідів.

На даний час напрямком оптимізації структури паливно-енергетичного балансу промислово розвинених країн є розвиток атомної енергетики, що створює ряд переваг в порівнянні з традиційною структурою паливно-енергетичного балансу. Україна володіє розвинутою атомною енергетикою і планується в подальшому збільшення її частки у виробництві електроенергії.

При видобутку уранових руд спостерігається радіаційне забруднення навколишнього середовища, викликане впливом на неї радіоактивних відходів виробництва. За даними доповіді НКДАР Генеральної Асамблеї ООН за 1993 рік [68], 3/4 глобальної нормалізованої колективної дози на населення при виробництві електроенергії в ядерно-паливному циклі відноситься на дію шахт і хвостосховищ уранових гірничо-збагачувальних підприємств. Разом з тим ці розрахунки були зроблені для умов пустельних і малонаселених районів видобутку урану в США і Канаді. Діючі гірничодобувні і переробні об'єкти України розташовані в густонаселених районах на цінних сільськогосподарських землях Дніпропетровської та Кіровоградської областей, що необхідно враховувати при оцінці впливу уранових об'єктів на навколишнє середовище і населення. На території м. Дніпродзержинськ і на його околицях розташовані хвостосховища відходів переробки уранових руд колишнього Придніпровського хімічного заводу. У них знаходиться 36 млн. т радіоактивних відходів загальною активністю $2,8 \cdot 10^{15}$ Бк [69].

З огляду на це, в Україні прийнято низку законів з охорони навколишнього середовища та радіаційної безпеки населення та персоналу при практичній діяльності:

«Про захист людини від впливу іонізуючих випромінювань»;

«Про охорону навколишнього середовища»;

«Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку»;

«Про видобування і переробку уранових руд».

Ці закони регулюють екологічну безпеку країни в частині радіаційного впливу і стали підставою для розробки нормативних документів [31-32,70], які засновані на рекомендаціях МАГАТЕ [63], МКРЗ [57, 71-72], а також враховують дослідження, виконані в Росії [73-74].

Відповідно до нормативних документів [31-33] встановлюються форми збереження РАВ:

- зберігання - вид тимчасового збереження, коли тимчасовий характер обумовлений тим, що проектною технологією передбачене попереднє зберігання РАВ протягом певного терміну, або необхідність тимчасового збереження РАВ виникла при ліквідації (мінімізації) наслідків аварії;

- поховання - вид постійного збереження РАВ, при якому використання цих РАВ у будь-яких сучасних або майбутніх технологічних процесах виключається.

У нормативному документі [32], прийнятому в 2000 році, розроблені основи радіаційного захисту населення від джерел потенційного опромінення. Відповідно до нормативних документів [32,63] під радіоактивними відходами (РАВ) мається на увазі особливий вид радіоактивних матеріалів (у будь-якому агрегатному стані), щодо яких:

- встановлено, що ні зараз, і ніколи в майбутньому не передбачається їх використання, або

- ще немає рішення щодо того, яким чином ці матеріали можуть бути використані в рамках сучасних або створених у майбутньому технологічних процесів, а також

- вміст (питома активність) радіонуклідів в цих відходах перевищує встановлені у [33] рівні звільнення цих радіонуклідів від регулюючого контролю.

З огляду на ситуацію в Україні, домінуючою формою збереження РАВ буде зберігання. Для умов зберігання РАВ розглядаються джерела потенційного опромінення першої та другої груп.

Джерела потенційного опромінення першої групи - це джерела, які можуть привести до опромінення індивідуума або обмеженої групи людей.

Друга група - це джерела, пов'язані з радіаційними аваріями, наслідками яких можуть стати:

- опромінення значних контингентів населення;
- радіоактивне забруднення об'єктів навколишнього середовища.

Потенційне опромінення від джерел першої і другої груп розглядається тільки в період збереження санітарного нагляду: на стадіях

пусконалагоджувальних робіт, експлуатації об'єкта, а також після припинення його функціонування, в тому числі і в процесі зняття об'єкта з експлуатації. Для функціонуючих сховищ РАВ (навіть якщо вони припинили прийом відходів і експлуатуються в режимі "консервація") існує ймовірність реалізації потенційного опромінення від джерел першої і другої груп.

Нижче розглянута процедура аналізу радіаційних наслідків потенційного опромінення на прикладі, в основному, законсервованого хвостосховища "КБЖ" відходів переробки уранових руд, розташованого в районі м. Жовті Води. Переведення хвостосховища "КБЖ" в режим зберігання має на увазі виконання певних заходів, які знижують потенційне опромінення від даного джерела до прийнятних суспільством і індивідуумам величин. В якості такої величини, що підлягає обмеженню, прийнято поняття ризику [32]. Величина такого ризику визначається добутком двох величин:

- ймовірності опромінення в одиницю часу (рік);
- ймовірності реалізації радіологічних наслідків для здоров'я осіб, які можуть стати об'єктами цього опромінення.

Для умов хвостосховища "КБЖ" як для населення, так і персоналу встановлюються значення референтної ймовірності критичних подій, що супроводжуються реалізацією потенційного опромінення, що дорівнює $1 \cdot 10^{-2}$ рік⁻¹. Значення номінальних коефіцієнтів ймовірності реалізації радіологічних ефектів[57] наведено у таблиці 2.9.

Таблиця 2.9 Номінальні коефіцієнти ймовірності стохастичних ефектів

Категорія населення	Збиток, 10^{-2} Зв ⁻¹		
	Смертельні та не смертельні випадки раку	Важкі успадковані ефекти	Сумарний ефект
1.Дорослі, що працюють з ДІВ	4,1	0,1	4,2
2.Все населення	5,5	0,2	5,7

Для хвостосховища "КБЖ", який функціонує в режимі зберігання, встановлюється набір з п'яти референтних сценаріїв потенційного опромінення, що відповідають п'яти головних шляхів формування доз [32]:

- надходження радіонуклідів з питною водою;
- надходження радіонуклідів з продуктами харчування;
- інгаляційний;
- зовнішнє гамма-опромінення;
- випадкове заковтування дрібних фрагментів речовини РАВ (хвостів).

Для референтних сценаріїв встановлюється набір референтних параметрів і характеристик, що забезпечують і необхідну консервативність і реалістичність сценарних дозових оцінок.

Сценарій 1. Надходження природних радіонуклідів з питною водою. Для даного сценарію приймаються наступні умови:

- джерело питного водопостачання (наприклад, колодязь) розташоване в санітарно-захисній зоні хвостосховища "КБЖ";
- питома радіоактивність питної води дорівнює фактичним даним;
- фонові значення вмісту ПРН в питній воді приймаються рівними їх вмісту в колодязях м. Жовті Води;
- обсяг питної води, що споживається з забрудненого джерела (колодязя) однією людиною в залежності від віку відповідає референтним значенням, наведеним в НРБУ-97.

Сценарій 2. Надходження радіонуклідів з продуктами харчування

Даний сценарій передбачає, що потенційне дозове навантаження на населення обумовлене споживанням продуктів харчування, вирощених на хвостосховищі "КБЖ", вкритому протиерозійним шаром.

Основні умови, прийняті для розрахунку:

- концентрація ПРН в протиерозійному шарі дорівнює фактичним даним;

- найбільш поширена діяльність в районі розміщення хвостосховища "КБЖ" - рослинництво, включно картоплярство, в зв'язку з чим розрахунки виконуються на споживання референтними групами населення основних продуктів рослинництва (табл. 2.10).

Таблиця 2.10 - Річне споживання основних продуктів рослинництва для референтних віків населення в Україні, кг·рік⁻¹ [75-76]

Продукти харчування	Референтний вік					
	3 міс.	1 рік	5 років	10 років	15 років	Дорослий
Картопля	10	35	60	100	120	130
Коренеплоди	10	30	50	50	50	60
Капуста	20	20	20	20	30	40
Разом	40	85	130	170	200	230

Для виконання розрахунків в рамках даного сценарію встановлюються референтні значення агрегованих коефіцієнтів переходу B_{vs} "грунт - продукти харчування рослинного походження" (табл. 2.11). Розрахунки ефективних доз за таким сценарієм велися з використанням методичних підходів, викладених у роботі [77].

Таблиця 2.11 - Референтні значення узагальнених коефіцієнтів переходу B_{vs} "Грунт - продукти харчування рослинного походження" [32]

Елемент	B_{vs}	Елемент	B_{vs}
Ac	0,001	Ra	0,04
Pa	0,01	Th	0,001
Pb	0,004	U	0,002
Po	0,001		

Сценарій 3. Інгаляція радіоактивних аерозолів і газів

Населення періодично присутнє на території хвостосховища "КБЖ" і опромінення відбувається за рахунок інгаляції радону, дочірніх продуктів його розпаду і природних радіонуклідів, що містяться в пилу.

Для цього сценарію встановлюється наступний набір референтних параметрів:

- фактичний вміст радону і дочірніх продуктів його розпаду в атмосфері над хвостосховищем "КБЖ";
- час інгаляції протягом року для різних референтних віків населення (табл. 2.12);
- коефіцієнт переходу ґрунту в легені в залежності від референтного віку населення (табл. 2.13).

Таблиця 2.12 - Час інгаляції протягом року для різних референтних віків населення при знаходженні на хвостосховищі "КБЖ"

Референтний вік	Час інгаляції, годин
3 міс.	0
1 рік	0
5 років	250
10 років	250
15 років	250
Дорослий	100

Таблиця 2.13 - Коефіцієнти переходу ґрунту в легені для населення різного референтного віку

Референтний вік	Коефіцієнт переходу, $\text{кг} \cdot \text{год}^{-1}$
3 міс.	0
1 рік	$5 \cdot 10^{-5}$
5 років	$3 \cdot 10^{-5}$
10 років	$6 \cdot 10^{-6}$
15 років	$6 \cdot 10^{-6}$
Дорослий	$6 \cdot 10^{-6}$

Сценарій 4. Зовнішнє опромінення.

Зовнішнє опромінення, також як інгаляційна складова, обумовлює потенційну дозу для населення. Параметри опромінення прийняті аналогічно за сценарієм 3. У розрахунках використовується середнє значення потужності дози гамма-випромінювання, що дорівнює $0,26 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$ на хвостосховищі "КБЖ" і $0,14 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$ в якості середнього фонових значення по району досліджень.

Розрахунки за сценаріями 3 і 4 проводилися відповідно до методики, описаної в роботі [56].

Сценарій 5. Заковтування дрібних фрагментів хвостів.

Розглядається випадкове заковтування часток хвостів при виконанні земляних і сільськогосподарських робіт. Для дітей може бути характерно випадкове заковтування часток хвостів з хвостосховища "КБЖ". Референтне значення цього параметру згідно сценарію - річне надходження радіоактивних матеріалів, яке дорівнює $0,05 \text{ кг} \cdot \text{рік}^{-1}$.

У таблиці 2.14 наведені результати підсумовування доз потенційного опромінення для референтних груп населення відповідно до розглянутих сценаріїв.

Таблиця 2.14 - Сумарні потенційні дози опромінення референтних груп населення на хвостосховищі КБЖ "($\text{мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$)" відповідно з розглянутими сценаріями опромінення

Розглянуті сценарії	Референтний вік					
	3 міс.	1 рік	5 років	10 років	15 років	Дорослий
Сценарій 1	1,66	0,74	0,64	0,73	0,95	0,46
Сценарій 2	1,16	0,51	0,51	0,68	1,13	0,39
Сценарій 3-4	-	-	0,032	0,032	0,032	0,012
Сценарій 5	-	-	3,63	2,66	2,22	1,12
РАЗОМ	2,82	1,25	4,81	4,11	4,33	1,98

Найбільш критичним є сценарій 5, відповідно до якого дози опромінення перевищують $1 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$. Далі за небезпекою слідує сценарій 1 і потім - сценарій 2. Об'єктом впливу є населення м. Жовті Води. Склад населення міста за референтним віком відповідає наведеному розподілу:

- новонароджені - 570 чол.;
- 1 рік - 1360 чол.;
- 5 років - 3200 чол.;
- 10 років - 3300 чол.;
- 15 років - 3340 чол.;
- дорослі - 48230 чол.

У таблиці 2.15 наведені значення ризику потенційного опромінення референтних груп населення, розраховані за методикою, викладеною в роботі [31].

Таблиця 2.15 - Ризик потенційного опромінення референтних груп населення м. Жовті Води від хвостосховища "КБЖ", рік^{-1}

Вид потенційного ризику	Референтний вік					
	3 міс.	1 рік	5 років	10 років	15 років	Дорослий
Індивідуальний ризик	$2 \cdot 10^{-6}$	$9 \cdot 10^{-7}$	$3,5 \cdot 10^{-6}$	$2,9 \cdot 10^{-6}$	$3,1 \cdot 10^{-6}$	$1,4 \cdot 10^{-6}$
Колективний ризик	$1,1 \cdot 10^{-3}$	$1,2 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-2}$	$9,8 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$7,0 \cdot 10^{-2}$
Середній індивідуальний ризик	$1,7 \cdot 10^{-6}$					
Середній колективний ризик	0,1					

Як видно, з таблиці 2.15, розрахункове значення ризику потенційного опромінення референтних груп в 14-55 разів менше, ніж встановлений

референтний ризик потенційного опромінення. Це свідчить про те, що на даний час відсутня небезпека опромінення населення.

2.5 Методичні підходи до оптимізації радіаційного захисту при виконанні реабілітаційних заходів на уранових об'єктах

Після закінчення діяльності уранових об'єктів на їх території повинні виконуватись реабілітаційні заходи із забезпеченням необхідного і достатнього радіаційного захисту. Іонізуюча радіація при впливі на організм людини може викликати два види ефектів, які клінічна медицина відносить до хвороб, - детерміновані порогові ефекти (променева хвороба, променевий дерматит, променева катаракта, променеве безпліддя, аномалії в розвитку плоду і ін.) І стохастичні (ймовірні) безпорогові ефекти (злоякісні пухлини, лейкози, спадкові хвороби [78]. У зв'язку з невеликими дозами (не перевищують порогові) на території уранових об'єктів можливі тільки стохастичні ефекти та для розрахунків приймаємо коефіцієнти ймовірності, що приведені у таблиці 2.9.

Виконання реабілітаційних заходів на уранових об'єктах є завжди втручанням в нормальну життєдіяльність людей або в сферу соціально-побутових, культурних та господарських відносин на території об'єкта. Основою для прийняття рішення щодо доцільності проведення того чи іншого заходу є оцінка та порівняння загального збитку (соціального, економічного, здоров'ю), заподіяної цим заходом, з користю для здоров'я за рахунок відвернутої цим заходом дози опромінення. Найбільш визнаним в даний час є метод оптимізації радіаційного захисту на основі аналізу співвідношення «витрати-вигода». Характерна особливість аналізу «витрати-вигода» полягає в тому, що фактори, які впливають на рішення і досліджуються в процесі оптимізації, надаються в грошовому вираженні. У зв'язку з цим цей метод використовується за умови перетворення колективної дози на населення в її грошовий еквівалент, використовуючи при цьому вартість одиниці колективної дози α .

Вартість одиниці колективної дози α - це економічний критерій виправданості застосування реабілітаційних заходів або захисних контрзаходів, який виражається в прийнятній для суспільства вартості одиниці колективної дози, тобто в сумі грошей, які держава може собі дозволити на оплату відвернутої колективної дози в 1 людину·Зв.

На даний час існує два шляхи встановлення величини α :

- вона директивно встановлюється Урядом або Національним регулюючим органом;
- вона науково обґрунтовується в спеціалізованих інститутах і потім затверджується Урядом.

В Україні використовується перший метод. Законом України "Про захист людини від впливу іонізуючих випромінювань" (стаття 19) встановлено: "Компенсація за перевищення річної основної дозової межі опромінення встановлюється в розмірі 1,2 неоподаткованого мінімуму доходів громадян за кожен мілізіверт перевищення, встановленого цим Законом допустимої межі опромінення". Тому на даний час в Україні вартість 1 людину · Зв дорівнює 3750 USD. У таблиці 2.16 наведені матеріали по вартості одиниці колективної дози 1 людину · Зв в різних країнах світу, а також рекомендації міжнародних організацій, що працюють в сфері ядерного регулювання [79].

Таблиця 2.16 Оцінка вартості 1 людину · Зв в різних країнах світу

Країна або міжнародна організація	Вартість 1 людину·Зв, USD
США	100 000
Великобританія	10 000
Франція	1 800-5 400
Німеччина	60 000-80 000
Країни Північної Європи	20 000
МАГАТЕ	3 000

Для аналізу оптимізації реабілітаційних заходів можна використовувати наступне рівняння:

$$B = V - (P + X + Y + R) + N \quad (2.22)$$

де B - чиста користь від даної діяльності, грн;

V - повна користь радіаційної природи (радіаційний збиток), що представляє собою грошовий еквівалент колективної дози, яка буде попереджено внаслідок застосування реабілітаційних заходів, грн;

P - основні витрати на проведення реабілітаційних заходів, грн;

X - грошовий еквівалент фізичних і радіаційних ризиків для населення і персоналу, що виникають внаслідок виконання реабілітаційних заходів;

Y - витрати на утилізацію радіоактивних відходів, які утворилися внаслідок проведення реабілітаційних заходів, грн;

R - витрати на проведення радіаційного моніторингу при різних варіантах радіаційного захисту під час і після проведення реабілітаційних заходів, грн;

N - грошовий еквівалент додаткової вигоди (користі) нерадіологічної природи, яка буде отримана внаслідок проведення реабілітаційних заходів, грн.

Значення показника V визначається наступним чином:

$$V = \alpha \cdot S_E, \quad (2.23)$$

де S_E - відвернена колективна доза опромінення, людино · Зв.

Витрати, які будуть понесені при виконанні робіт, повинні бути обов'язково менше, ніж радіаційний збиток, внаслідок чого буде явно виражена ефективність даного заходу. Разом з тим, витрати, зроблені один раз, будуть приносити користь тривалий час. Міжнародна комісія з радіологічного захисту (МКРЗ) рекомендує встановлювати цей термін для дітей 70 років, а для дорослих - 50 років [80]. У формулі (2.23) враховано шість чинників, але, можливо, відповідним чином, врахувати й інші фактори, важливі для оптимізаційного дослідження.

Розглянемо застосування даної моделі оптимізації проведення реабілітаційних заходів на прикладі м. Жовті Води.

У м. Жовті Води, як і в багатьох інших урановидобувних містах світу, наприклад, таких як Гранд-Джанкшін (США), Порт Хоуп (Канада), на початкових етапах розвитку галузі відбувалася недооцінка небезпечного впливу низькоактивних відходів виробництва, в результаті якого відбулося безконтрольне використання порід відвалів в господарській діяльності населенням. Це призвело до радіоактивного забруднення території міста природними радіонуклідами уранового ряду [81-82].

У 80-ті роки в місті вже проводилися реабілітаційні заходи, однак цього виявилось недостатньо. Для оцінки необхідних додаткових заходів був виконаний розрахунок дозових навантажень на населення міста. Він проводився, виходячи з опромінення різних груп населення, за трьома основними шляхами:

- зовнішнє опромінення;
- опромінення за рахунок інгаляційного надходження в організм радону та дочірніх продуктів його розпаду при знаходженні населення на відкритому повітрі;
- опромінення за рахунок надходження довгоживучих природних радіонуклідів в організм інгаляційним шляхом.

Дозові навантаження від майданних радіоактивних забруднень розраховувалися за вище приведеними методиками.

У таблиці 2.17 наведені підсумкові значення колективних доз при різних варіантах виконання реабілітаційних заходів. Розглядалося три сценарії виконання реабілітаційних робіт в м.Жовті Води:

- очищення забрудненої території міста до залишкового значення потужності еквівалентної дози гамма випромінювання (ПЕД) на ній $0,40 \text{ мкЗв}\cdot\text{год}^{-1}$;
- очищення забрудненої території міста до залишкового значення ПЕД на ній $0,30 \text{ мкЗв}\cdot\text{год}^{-1}$;
- очищення забрудненої території міста до фонових значень ПЕД.

Таблиця 2.17 Колективні ефективні дози на населення міста від усіх джерел радіоактивного забруднення території, людино $\cdot$ Зв $\cdot$ рік $^{-1}$

Джерела впливу на населення	При фоновому значенні потужності еквівалентної дози	При середньому залишковому значенні ПЕД, мкЗв $\cdot$ год $^{-1}$		
		30	40	60
Зовнішнє опромінення	13,94	14,351	14,903	15,982
Радон і продукти його розпаду	4,255	6,134	7,112	8,718
Вторинний підйом пилу	-	0,002	0,0037	0,004
Всього	18,049	20,487	22,0187	24,704

Виходячи з отриманих результатів, були проведені розрахунки радіаційного збитку, який буде попереджено при різних сценаріях виконання реабілітаційних заходів (табл. 2.18).

Таблиця 2.18 Відвернений радіаційний збиток при різних сценаріях проведення реабілітаційних заходів, грн.

Категорія населення	Сценарії проведення реабілітаційних заходів					
	Зниження ПЕД до фонових значень		Зниження ПЕД до 0,30 мкЗв $\cdot$ год $^{-1}$		Зниження ПЕД до 0,40 мкЗв $\cdot$ год $^{-1}$	
	За 1 рік	За весь час оптимізації	За 1 рік	За весь час оптимізації	За 1 рік	За весь час оптимізації
Новонароджені	1394	97580	766	53550	412	28910
Діти до 17 років	25714	1800050	16302	1141210	10370	725830
Дорослі	108614	5430700	68942	3447100	44006	2200300
Разом	135722	7328330	86010	4641860	54788	2955040

Розрахунки показують, що проведення реабілітаційних заходів запобігає за один рік радіаційний збиток в залежності від обраного сценарію їх виконання в розмірі від 54 788 до 135 722 грн $\cdot$ рік $^{-1}$. Оптимізація радіаційного захисту проводилась відповідно до викладеної методикою. Результати розрахунків викладені в таблиці 2.19. Розрахункова величина витрат на проведення реабілітаційних заходів включала в себе витрати на очищення територій, захоронення радіоактивних відходів, радіаційний моніторинг під час виконання робіт.

Таблиця 2.19 Результати розрахунків по оптимізації радіаційного захисту при різних сценаріях проведення реабілітаційних заходів

Показники	Сценарії проведення реабілітаційних заходів		
	Зниження ПЕД до фонових значень	Зниження ПЕД до 0,30 мкЗв·год ⁻¹	Зниження ПЕД до 0,40 мкЗв·год ⁻¹
Відвернений радіаційний збиток, грн.	7328330	4641860	2955040
Розрахункова величина витрат на проведення реабілітаційних заходів, грн.	7900000	2200400	1139440
Чиста користь від проведення реабілітаційних заходів, грн	- 571670	2441460	1815600

Виконані розрахунки по оптимізації радіаційного захисту показують, що найбільша віддача вкладених коштів досягається при виконанні реабілітаційних заходів до залишкової потужності еквівалентної дози гамма випромінювання на реабілітованих території, що дорівнює 0,30 мкЗв·год⁻¹. Відновлення забрудненої території до фонових значень неефективне і не відповідає принципу ALARA [61].

Висновки до розділу 2

1. В Україні є радіаційно забруднені природними радіонуклідами території і будівлі, які, в основному, ідентифіковані та в достатній мірі вивчені. Разом з тим, щодо цих територій і будівель існує значна невизначеність в частині остаточних критеріїв після проведення реабілітаційних і дезактиваційних заходів. Запропоновані критерії втручання для радіаційно - забруднених територій та будівель, засновані на методології аналізу ризику для прийняття рішень з

реабілітації територій, що зазнали радіоактивного забруднення природними радіонуклідами.

2. Розроблено методику розрахунку доз опромінення персоналу, робітників та населення, яка може бути використана для оцінки доз опромінення як у районі розміщення уранових об'єктів, так і у районах розміщення об'єктів, забруднюючих навколишнє середовище природними радіонуклідами.

3. Розроблено методологію оцінки безпеки населення і навколишнього середовища на основі критеріїв ризику потенційного опромінення в місцях видобутку і переробки матеріалів з вмістом природних радіонуклідів, яка дозволяє оцінювати надійність сховищ РАВ, що функціонують в режимі "зберігання" і вибрати найбільш оптимальну систему захисних заходів з радіаційної безпеки.

4. Запропонована методика оптимізації радіаційного захисту при виконанні реабілітаційних заходів на уранових об'єктах дозволяє проводити аналіз їх ефективності ще на стадії проектування і дає можливість вибрати сценарії їх реалізації з максимальною чистою користю для суспільства.

5. Результати дослідження прогнозу захисту населення та працюючих при поводженні з матеріалами з вмістом природних радіонуклідів на основі критеріїв ризику, що наведені у розділі 2 роботи, опубліковані в наступних працях автора [40, 55-56, 59-60, 62, 81-82].

3. ДОСЛІДЖЕННЯ ВПЛИВУ ДІЯЛЬНОСТІ ГІРНИЧОДОБУВНОГО ПІДПРИЄМСТВА НА ЗАБРУДНЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА ПРИРОДНИМИ РАДІОНУКЛІДАМИ.

3.1. Методики вимірювання природних радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища (грунт, повітря, вода, харчові продукти).

3.1.1. Методики вимірювань природних радіонуклідів в атмосферному повітрі.

Для визначення вмісту еквівалентної рівноважної об'ємної активності радону (ЕРОА) в атмосферному повітрі застосовувався радіометр радону РГА-09М. Даний прилад призначений для вимірювання [83-85] :

- ЕРОА радону-222 в повітрі;
- ЕРОА радону 220 (торону) в повітрі;
- об'ємної активності дочірніх продуктів розпаду (ОА ДПР) радону-222 в повітрі: Po-218 (RaA), Pb-214 (RaB) и Bi-214 (RaC), в тому числі з урахуванням наявності торону.

Діапазон вимірювання складає:

- ЕРОА радону-222 і ОА ДПР радону-222.....від 5 до 10^4 Бк·м⁻³;
- ЕРОА радону 220 (торону).....від 0,5 до 10^4 Бк·м⁻³.

Границя основної відносної похибки радіометра при вимірюванні ЕРОА радону і ОА ДПР радону становить $\pm 30\%$ з довірчою ймовірністю $P=0,95$.

Визначення ЕРОА радону і торону в повітрі проводилося методом Маркова [86-87], суть якого полягає в послідовному виконанні наступних операцій:

- відбір проб аерозолів з повітря на фільтр АФА-РСП-10 шляхом прокачування повітря через фільтр;
- реєстрація α -випромінювання аерозолів дочірніх продуктів розпаду радону і торону, які осіли на фільтр;
- розрахунок значень ЕРОА радону.

Час вимірювання ОА ДПР радону-222 і ЕРОА радону-222 становить 15 хвилин. Для вимірювання ЕРОА радону-220 (торону) проводиться вимірювання протягом 30 хвилин об'ємної активності ДПР, які осіли на фільтрі, в період часу від 5 до 24 годин з моменту закінчення прокачування повітря.

Вимірювання інтегральної об'ємної активності (ОА) радону-222 в атмосферному повітрі проводилося методом пасивної трекової радонометрії. Для вимірювань застосовувався комплект апаратури ТРЕК-РЕІ-1М. Суть методу полягає в реєстрації α -випромінювання радону та його дочірніх продуктів розпаду за допомогою трекових детекторів, поміщених в пробовідбірні камери – радонометри [88-89]. У радонометрі використовувалася нітроцелюлозна плівка LR115 (Кодак, Франція). Після експонування радонометрів в місцях установки з них витягувалися трекові детектори і після стандартної процедури травлення в розчині NaOH оброблялися на іскровому лічильнику АІСТ-2В. При цьому підраховувалася кількість зареєстрованих слідів (треків) α -частинок електроіскровим методом. Мінімально детектируєма об'ємна активність радону-222 становила $8 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ при похибці менше 30%.

Для визначення вмісту довгоживучих природних радіонуклідів ряду урану в атмосферних аерозолях проводився відбір проб аерозолів на спеціальні фільтри з наступним їх радіохімічним аналізом в лабораторних умовах. Проби аерозолів відбиралися за допомогою високопродуктивних пробовідбірних пристроїв TF1A-2 и CF-903 виробництва фірми HI-Q Environmental Products Comp. (США). Використовувалися аерозольні фільтри марки FP 2063-102, FPAE-102 (діаметр 102 мм) та FPAE-810 (розмір 200×280 мм). Залежно від запиленості обсяг прокачуваного під час пробовідбору через фільтри повітря становив від 60 до 230 м^3 .

Вимірювання ОА ^{226}Ra проводилися гамма-спектрометричним методом на спектрометрі "ORTEC" з напівпровідниковим детектором [90]. Методика визначення активності ^{226}Ra заснована на реєстрації спектрів γ -випромінювання, що випускається речовиною рахункового зразка, з подальшою їх обробкою на

ЕОМ. Реєстрація випромінювання і обробка спектрів (ідентифікація радіонуклідів і розрахунків їх об'ємних активностей) проводилася з використанням програмного комплексу "Maestro-32" версія 6.08.

Для спектрометричних вимірювань фільтр містився в посудину геометрії "Дента" об'ємом 80 мл. Посудина з пробой герметизувалася і витримувалася протягом не менше двох тижнів для досягнення радіоактивної рівноваги в ряду ^{226}Ra - ^{222}Rn - ^{214}Pb - ^{214}Bi . Виміри проводилися протягом 24 годин. Похибка вимірювання об'ємної активності ^{226}Ra в фільтрах не перевищувала $\pm 25\%$.

Вимірянні фільтри після γ -спектрометричних розкладалися кислотами і за допомогою радіохімічних методів готувалися до α -спектрометричних вимірювань.

Радіохімічна підготовка до вимірів ізотопів урану (після кислотного розкладання фільтра) передбачає виділення їх (включаючи ізотопний індикатор ^{232}U) методом екстракції органічними сполуками, відділення від заважаючих радіонуклідів (реекстракції з органічної фази) і електроосадження на диск з нержавіючої сталі [91]. Вимірювання мішені проводилися на α -спектрометричному комплексу "ORTEC". Аналіз отриманого спектра дозволяє по енергії і інтенсивності випромінювання ідентифікувати ізотопи урану і визначити їх активності, виходячи з відомої активності попередньо введеного в пробу ізотопного індикатора ^{232}U . Методика забезпечує сумарну похибку аналізу не більше 30% з імовірністю $P = 0,95$.

Для визначення ОА ізотопів ^{210}Po і ^{210}Pb (після кислотного розкладання фільтра) радіохімічна підготовка полягає в усуненні заважаючого впливу заліза і спонтанному електрохімічному виділенні ізотопів ^{210}Po і ^{210}Bi , що знаходяться в рівновазі з ^{210}Pb , на диск з нержавіючої сталі. Після витримки протягом 10-12 годин проводиться вимірювання мішені на низькофоновому альфа- бета-радіометрі УМФ-200 [92]. Радіометричний аналіз полягає в вимірі інтенсивності альфа - і бета-випромінювання рахункового зразка і контрольного зразка порівняння, зіставленні їх активності і розрахунку результатів з урахуванням

розпаду ^{210}Bi . Методика забезпечує з ймовірністю $P = 0,95$ сумарну похибку аналізу не більше 30%.

3.1.2 Методики вимірювання природних радіонуклідів в пробах води

Методика вимірювання об'ємної активності (ОА) ізотопів урану в воді. Вона полягає в попередній радіохімічній підготовці проб, приготуванні рахункового зразка і його вимірі на альфа спектрометрі.

Радіохімічна підготовка передбачає виділення ізотопів урану (додавши певну кількість індикатора - ^{232}U) екстракцією органічними сполуками, відділення від радіонуклідів, що заважають (реекстракції з органічної фази). Лічильний зразок являє собою диск з нержавіючої сталі, на який за допомогою електроосадження нанесені ізомери урану з проби. Вимірювання рахункового зразка проводилися за допомогою альфа спектрометра "ORTEC" [93]. Аналіз отриманого спектра дозволяє по енергії і інтенсивності випромінювання ідентифікувати ізомери урану і визначити їх активності виходячи з відомої активності попередньо введенного в пробу ізотопного індикатора ^{232}U .

Методика визначення об'ємної активності ^{210}Po і ^{210}Pb в воді. Визначення об'ємної активності ^{210}Po і ^{210}Pb також складається з радіохімічної підготовки та вимірів рахункового зразка на альфа-бета радіометрі.

Радіохімічна підготовка при визначенні ОА ізотопів ^{210}Po і ^{210}Pb складається з концентрування, обробці розчину аскорбіновою кислотою для усунення впливу заліза, що заважає, і в спонтанному електрохімічному виділенні ізотопів ^{210}Po і ^{210}Bi на диск з нержавіючої сталі.

Розчин після осадження ^{210}Po і ^{210}Bi залишають для подальшого визначення ізотопів радію і торію. Після витримки диска з виділеними ізомерами протягом 10-12 годину проводиться вимірювання диска на низькофоновому альфа - бета радіометрі УМФ-2000 [94].

Радіометричний аналіз полягає в вимірі інтенсивності альфа і бета випромінювання препарату проби і контрольного зразка порівняння, зіставлення їх активності і розрахунку результатів з урахуванням розпаду ^{210}Bi .

Методика визначення об'ємної активності ^{226}Ra в воді заснована на селективному радіохімічному концентруванні радію з водної проби об'ємом 2 дм³, а також з фільтра з пробою аерозолів, приготуванні лічильного зразка (порошкового препарату невеликої маси - 100 мг), вимірювання альфа- та бета-випромінювання ізоотопів радію та дочірніх продуктів розпаду через визначені інтервали часу після концентрування, розрахунку результатів вимірювань по спеціальному алгоритму [95].

Радіохімічна підготовка полягає в селективному виділенні суми ізоотопів радію соосадженням з сульфатом барію та приготуванні лічильного зразка для вимірювань на радіометрі. Вихід ізоотопів радію визначається по масі сульфату барію ваговим методом.

Лічильний зразок являє собою підкладку стандартної геометрії з рівномірно нанесеним осадам.

Методика визначення об'ємної активності ^{230}Th в воді

Метод заснований на тому, що атомні ядра ізоотопів торію при радіоактивному розпаді випускають α -частинки точно визначених енергій (у дужках зазначений вихід α -частинок зазначених енергій, відн. од.):

Th-232: 4,010 MeV (0,77); 3,950 MeV (0,23);

Th-230: 4,685 MeV (0,76); 4,620 MeV (0,24);

Th-228: 5,420 MeV (0,73); 5,340 MeV (0,27).

Вимірювання і аналіз α -спектра лічильного зразка, що містить виділений із проби торій, дозволяють по енергії й інтенсивності випромінювання ідентифікувати його ізотопи і визначити їх активність.

Методика передбачає радіохімічну підготовку проб, що включає:

- концентрування ізоотопів торію співосадженням с гідроксидом заліза;
- іонообмінне виділення ізоотопів торію (відділення макрокомпонентів, полонію, радію, плутонію, урану);
- електролітичне осадження ізоотопів торію на диск з нержавіючої сталі.

Втрати в ході аналізу контролюються додаванням до проби розчину ^{234}Th (в рівновазі з $^{234\text{m}}\text{Pa}$) з наступним зіставленням інтегральної швидкості лічення β -часток від робочого препарату лічильного зразка і від спеціально приготовленого зразка порівняння ідентичної геометрії.

Спектрометричне детектування α -часток від лічильного зразка, який представляє собою сталевий диск з висадженими ізотопами торію, здійснюють за допомогою альфа-спектрометра з програмним забезпеченням [96].

Методика вимірювання об'ємної активності ^{222}Rn в пробах води.

Визначення ОА Rn-222 проводилося гамма-спектрометричним методом. Принцип дії заснований на отриманні апаратного спектра імпульсів від детектора гамма випромінювання, що реєструє випромінювання рахункового зразка, що експонується в фіксованих умовах вимірювання. Проба води об'ємом 0,5 л містилася в посудину Марінеллі. Виміри проводилися за допомогою гам-ма спектрометричного комплексу "ORTEC" (виробництво США). Час вимірювання проби становило від 27000 до 57000 с. Активність радіонукліда в досліджуваній пробі визначається шляхом машинної обробки отриманного спектра за допомогою пакета програм "Maestro".

Розрахунки активності ^{222}Rn проводяться по піках повного поглинання з енергіями 352 і 609 кеВ, відповідним дочірнім продуктам розпаду ^{222}Rn - ^{214}Pb - ^{214}Bi . Продукти розпаду знаходяться в рівновазі з ^{222}Rn , тому що час між відбором проби та її виміром перевищував 3 години.

3.1.3 Методики вимірювань природних радіонуклідів в пробах ґрунтів.

Визначення питомої активності природних радіонуклідів в ґрунтах гамма-спектрометричним методом.

Концентрації гамма випромінюючих радіонуклідів (^{210}Pb , ^{238}U , ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K) визначалися за допомогою гамма-спектрометричного комплексу "ORTEC" виробництва США. В комплекс входять напівпровідниковий детектор коаксіального типу GMX30P4-76 на основі особливо чистого германію, джерело живлення, підсилювач, амплітудно-цифровий перетворювач, блок свинцевою захисту, кріогенна система з рідким азотом і ЕОМ. Методика визначення активності ПРН заснована на реєстрації спектрів гамма-випромінювання, що випускається речовиною рахункового зразка, з подальшою їх обробкою на ЕОМ. Реєстрація випромінювання і обробка спектрів проводилася з використанням програмного комплексу "Maestro-32" версія 6.08 ".

Проба ґрунту сушилася до припинення втрати ваги при температурі 80-110 С. Далі проба подрібнювалася до розміру зерна <2 мм.

Для спектрометричних вимірювань готова проба поміщалася в посудину "Дента" об'ємом 80 мл. Так як вимірювання ^{226}Ra виконуються по піках повного поглинання на енергетичних лініях 352 і 609 кеВ, що відповідає дочірнім продуктам розпаду ^{226}Ra - ^{222}Rn (^{214}Pb и ^{214}Bi відповідно), посудину з пробой герметизують і витримують протягом не менше двох тижнів для досягнення радіоактивної рівноваги. Виміри проводилися протягом 6-12 годин. Похибка вимірювання природних радіонуклідів не перевищувала 25%.

Методика визначення об'ємної активності ^{210}Po і ^{210}Pb в пробах ґрунту.

Свинець-210 і полоній-210 завершують розпад у ряді ^{238}U і зв'язані між собою ланцюжком радіоактивних перетворень з випускненням α - і β -часток.

Сутність методики складається в концентруванні радіонуклідів із проб радіохімічними методами, вибіркового електрохімічного виділені ^{210}Po та ^{210}Bi

(відносно короткоіснуючого дочірнього продукту розпаду ^{210}Pb) на спеціальну підкладку з нержавіючої сталі і визначенні їхньої активності шляхом вимірювання інтенсивності α -випромінювання ^{210}Po та β -випромінювання ^{210}Bi на альфа-бета-радіометрі [97].

Методика передбачає виділення і вимірювання активності ^{210}Po та ^{210}Bi після витримки концентрату протягом 20 діб від відбору проби. При цьому ^{210}Pb практично не розпадається, ^{210}Bi приходить у рівновагу з ^{210}Pb . Зміна активності ^{210}Po у цьому випадку враховується введенням поправочних коефіцієнтів.

Підготовка проб ґрунтів. Наважку проби 1-5 грам ретельно розтирають та просіюють. Пробу вміщують в стакан і обережно приливають 10 мл HNO_3 при постійному перемішуванні. Вміст стакану нагрівають до припинення спінювання. Після охолодження обережно порціями додають 5 мл H_2O_2 . Далі проводять вилуговування. Вміст стакану випаровують до вологих солей. Обробляють 25 мл HCl (1:2) та кип'ятять протягом години. Розчин відфільтровують та промивають 25 мл гарячої HCl (1:4). Залишок разом з фільтром знову кип'ятять протягом 30 хв (25 мл HCl (1:2) та 1 мл H_2O_2).

Розчин знову відфільтровують і промивають гарячою HCl (1:4). В об'єднаний фільтрат додають 10 мл HClO_4 і випарюють до густих білих парів. Після випадіння солей випарюють до вологих солей. Осад розчиняють в 2,5 мл HCl та 50 мл H_2O . Додають аскорбінову кислоту.

Електрохімічне виділення полонію-210 та свинцю-210. Сталеві диски діаметром 34 мм протирають содою по обидва боки, обмивають водою і підписують з однієї сторони олівцем (№ проби, дата осадження), а іншу сторону полірують дрібним наждаковим папером і протирають ватою, змоченої спиртом чи ацетоном. Диск поміщають у тефлонову касету, яка закриває одну сторону диску, й опускають пінцетом у склянку з підготовленим досліджуваним розчином. Процес електрохімічного виділення ^{210}Po та ^{210}Bi проводять при інтенсивному кипінні розчину протягом двох годин, закривши склянку годинним склом. В міру википання розчину додають гарячу дистильовану воду до

попереднього об'єму. Через дві години касету з диском виймають пінцетом, обмивають дистильованою водою. Потім витягають диск із касети, знову обмивають його водою і висушують на повітрі. Час закінчення електрохімічного осадження фіксують у робочому журналі. Диск направляють для вимірювання на альфа-бета-радіометр. Для повторного використання дисків після вимірювання, їх треба прокип'ятити протягом 1 год. в 0,5 М HNO_3 , промити проточною водою, очистити по обидва боки содою й обробити дрібним наждаковим папером.

Виконання вимірювань. Підготовку радіометричної установки до роботи виконують відповідно до інструкції по експлуатації радіометра. Після прогріву і стабілізації режимів апаратури виконують вимірювання швидкості лічення від контрольного джерела $I_{ik.m}$. Після вимірювання $I_{ik.m}$ виконують вимірювання швидкості лічення фону I_{if} . Вимір активності зразків виконують не раніше, ніж через 10 год після електрохімічного виділення радіонуклідів, але і не пізніше, ніж через 36 год. (для препаратів з низькою активністю). Після вимірювання фону лічильний зразок вводять у робочу область детектора і включають радіометр у лічильний режим. Проводять п'ять послідовних вимірів лічильного зразка по 1000 с кожне. Час вимірювання повинен забезпечувати статистичну похибку u_s не гірше 25 %. Інакше кількість вимірювань збільшують. У робочому журналі чи у відповідному розділі програмного забезпечення приладу фіксують час початку вимірювання. Після завершення вимірювання лічильний зразок виймають, замінюють наступним і повторюють цикл вимірювань.

3.1.4 Методики вимірювань природних радіонуклідів в пробах рослинності і продуктах харчування.

Проби рослинності вагою 1,5-2 кг висушуються природним способом до припинення втрати ваги. Потім суху пробу озолюють в муфельній печі при температурі 400 ° С з хорошим доступом кисню. Проби продуктів харчування

вагою до 1 кг попередньо подрібнюються, потім в сушильній шафі обвуглюються при поступовому збільшенні температури до 350 ° С [98-99].

Наважку золи розкривають сумішню кислот. Подальший хід аналізів аналогічний методиками вимірювань радіонуклідів в пробах води.

3.2. Результати дослідження забруднення води, ґрунтів, рослинності та продуктів харчування та повітря в районі діючої Інгульської шахти.

Основним державним документом, що встановлює систему радіаційно-гігієнічних регламентів для забезпечення прийнятних рівнів опромінення, як для окремої людини, так і для суспільства в цілому є НРБУ-97 [31].

Для визначення ступеня впливу виробничої діяльності Інгульської шахти на населення і навколишнє середовище необхідно отримання реальних вихідних даних для розрахунку доз опромінення населення за методикою, викладеною в розділі 2. Основним регламентом для контролю за практичною діяльністю шахти є межа дози на населення. Вона розраховується на основі вимірів потужностей дози випромінювання для розрахунку зовнішнього опромінення і даних, необхідних для розрахунку інгаляційного і перорального шляхів внутрішнього опромінення. Нижче розглянуті дані (питомі активності ПРН в ґрунтах, воді, рослинності, продуктах харчування), які можуть служити для розрахунку одержуваної пероральної дози населення.

У радіаційно-гігієнічні регламенти четвертої групи (що визначають величину відвернутої дози опромінення населення від техногенно-підсилених джерел природного походження) входять рівні дій для активності природних радіонуклідів у воді джерел господарсько-питного водопостачання. Рівні дій складають (п.8.6.4 і таблиця П.2.2 НРБУ):

для урану (сумарна активність природної суміші ізотопів) – 1 Бк·кг⁻¹;

для ²²⁶Ra – 1 Бк·кг⁻¹;

для ^{210}Po – $0,2 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$;

для ^{210}Pb – $0,5 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$;

для ^{230}Th – $1,0 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$.

Крім того, якість води в р. Інгул регламентується чинним на Інгульській шахті документом "Тимчасові контрольні Рівні змісту ПРН в шахтних водах Інгульської шахти ДП СхідГЗК, що скидають у поверхневі води". В ньому вказані наступні контрольні рівні об'ємної активності ПРН в скидах до р. Інгул очищеної шахтної воді (ОШВ):

для урану природного – $1 \cdot 10^4 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$;

для ^{226}Ra – $0,5 \cdot 10^3 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$;

для ^{210}Po – $1,95 \cdot 10^2 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$;

для ^{210}Pb – $4,5 \cdot 10^2 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$;

для ^{230}Th – $0,25 \cdot 10^2 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$.

У зоні спостереження підприємства спільно з фахівцями Інгульської шахти були визначені критичні групи населення, в місцях проживання яких були виконані вимірювання радіаційного якості споживаної ними води, стану ґрунтів, рослинності та продуктів харчування [237]. Відбір проб води проводився з періодичністю раз в квартал. Відбір проб ґрунтів, рослинності та продуктів харчування - раз на рік.

У зоні спостереження проммайданчика стовбурів шахт "Південна" і "Північна" визначено такі критичні групи населення:

п. Первозванівка:

- вул. Шевченко - вул. Інгульська;

- вул. Шкільна - вул. Північна - вул. Жовтнева - пер. Завадовський;

п. Завадівка:

- вул. Мотокросна - вул. Інженерна;

- вул. 50 років Радянської Армії - пер. Кооперативний - вул. Краснодонська;

п. Неопалимівка:

- вул. Чапаєва

п. Сонячний:

- вул. Дзержинського - вул. Каштанова - вул. Молодіжна

п. Гірський:

- середня школа; дитячий садок

У зоні спостереження проммайданчика ш. "Центральна" визначено такі групи населення:

- вул. Воронцовська - вул. Шевченко - вул. Сєдова - вул. Леніна;

- вул. Світла - вул. Леніна - вул. Матросова - вул. Шевченко;

- вул. Криничувате - вул. 2-я Світлогірська - пер. Степовий;

- вул. Матросова-пер. Мирний-вул. Далекосхідна-вул. Запорізька;

- вул. Ялтинська-вул. Жуковського - вул. Вінницька;

У зоні спостереження проммайданчика ш. "Северинка" визначено такі групи населення:

п. Підгайці:

- вул. Спренжіна - вул. Чернишова - вул. Ентузіастів;

- вул. Грушевського - вул. Зарічна - вул. Хмельницького.

У місцях проживання цих груп населення були відібрані проби ґрунтів, рослинності, продуктів харчування і води з колодязів.

Крім того, відбір проб проводився на проммайданчиках Інгульської шахти та її СЗЗ. Результати вимірювань питомої активності ПРН в пробах ґрунтів наведені в таблицях 3.1 - 3.2.

У таблиці 3.3 наведені результати вимірювань ОА ПРН в пробах води в санітарно-захисній зоні (р. Інгул) і в колодязях зони спостереження проммайданчиків Інгульської шахти.

Результати вимірювань питомої активності ПРН в пробах рослинності СЗЗ і ЗС проммайданчиків Інгульської шахти наведені в таблиці 3.4.

Результати вимірювань питомої активності природних радіонуклідів в пробах рослинності дані в перерахунку як на суху вагу, так і на вагу проби при природній вологості.

Результати вимірювань питомої активності ПРН в пробах продуктів харчування, вирощених в місцях проживання критичних груп населення, показані в таблиці 3.5.

Таблиця 3.1 – Результати вимірювань ОА ПРН в ґрунтах СЗЗ, зоні спостереження і на проммайданчиках шахт, Бк/кг

Проба	Дата відбору	^{234}U	^{238}U	^{235}U	^{210}Po	^{210}Pb	^{226}Ra	^{230}Th	^{232}Th	^{40}K
т. Ф-1 фонові проба Велика Виска вул. Горького, 11	28.07.2009	8,44±2,11	10,3±2,6	<0,5	22,7±5,7	21,2±5,3	12,7±4,2	20,8±5,2	11,6±3,9	150±38
т. Ф-2 фонові проба Суботці	08.12.2009	25,0±6,3	22,5±5,6	0,89±0,22	19,1±3,5	25,4±6,4	23,8±5,9	21,2±5,3	40,9±10,2	526±132
т.1 Завадівка вул. Мотокросна, 39	18.05.2009	17,1±4,3	17,1±4,3	0,81±0,40	17,2±4,3	26,9±6,7	48,2±12,1	47,6±11,9	33,0±8,2	452±113
т.2 Завадівка вул. 50 років Радянської Армії, 9 (школа)		21,5±5,4	18,8±4,7	1,11±0,37	23,3±5,8	23,7±5,9	31,6±7,9	30,7±7,7	29,5±7,4	345±81
т.18 п. Сонячний д/с "Колосок"	19.05.2009	19,2±4,8	23,1±5,8	1,27±0,42	23,2±5,8	31,2±7,8	25,8±6,5	22,6±5,7	47,1±11,8	538±135
т.17 п. Горний, школа		24,2±6,1	24,2±6,1	1,08±0,36	22,0±5,5	26,8±6,7	28,2±7,1	27,1±6,8	34,3±8,6	433±108

Проба	Дата відбору	^{234}U	^{238}U	^{235}U	^{210}Po	^{210}Pb	^{226}Ra	^{230}Th	^{232}Th	^{40}K
т.25 вул. Воронцовська, 64	20.05.2009	20,2±5,0	17,9±4,5	0,93±0,35	17,6±4,4	22,2±5,5	41,1±10,3	35,6±8,9	73,9±18,5	607±152
т.26 ул.Світла, 94а		18,8±4,7	18,8±4,7	0,93±0,35	18,0±4,5	20,6±5,2	32,0±8,0	34,7±8,7	68,8±17,2	627±157
т.27 вул. Криничевата, 19		24,2±6,1	24,2±6,1	1,23±0,41	15,2±3,8	23,7±5,9	37,9±9,5	39,1±9,8	63,6±15,9	505±126
т.29 вул. Матросова, 16		17,9±4,5	20,9±5,2	1,00±0,33	19,5±4,9	27,6±6,9	32,3±8,1	30,8±7,7	39,8±9,9	500±125
т.24 вул. Чернігівська, 1а	23.06.2009	24,0±6,0	24,0±6,0	1,14±0,38	21,3±5,3	19,5±4,9	23,8±5,9	22,1±5,5	41,7±10,4	422±106
т.35 проммайданчик. шх."Ц", 25 м від ГВУ		25,4±6,4	22,3±5,6	1,14±0,38	21,6±5,4	23,6±5,9	29,4±7,4	26,3±6,6	41,6±10,4	537±134
т.11 п. Неопалимівка, Чапаєва,63	29.07.2009	26,7±6,7	26,7±6,7	1,21±0,33	34,2±8,0	42,3±10,6	25,1±6,3	28,6±7,2	30,4±7,6	357±89
т.12 п. Первозванівка Шкільна, 42 (школа)		26,7±6,7	35,6±8,9	1,61±0,38	30,9±7,7	40,0±10,0	18,5±5,9	29,7±7,4	25,1±6,3	405±101
т.16 проммайданчик шх."Північна", РОФ		2683±671	2600±650	120±40	2551±638	2334±584	2542±636	2670±668	<95	589±147
т.20 границя СЗЗ ГВУ шх."Інгульська"	11.09.2009	25,0±6,3	16,8±4,2	0,81±0,23	20,3±5,1	24,3±6,1	28,2±7,0	30,3±7,6	33,2±8,3	436±109

Проба	Дата відбору	^{234}U	^{238}U	^{235}U	^{210}Po	^{210}Pb	^{226}Ra	^{230}Th	^{232}Th	^{40}K
т.36 п.Підгайці, вул. Хмельницького, 3		21,6±5,3	20,8±5,2	0,95±0,24	28,1±7,0	32,6±8,2	30,0±7,5	31,8±8,0	36,7±9,2	489±122
т.37 п.Лелеківка, вул. Скульського, 47		29,9±7,5	29,9±7,5	1,22±0,31	25,7±6,4	29,8±7,5	32,1±8,0	28,6±7,2	33,0±8,3	512±128

Таблиця 3.2 – Результати вимірювань ОА ПРН в ґрунтах навколо відвалів у СЗЗ шахти "Північна", Бк/кг

Проба	Дата відбору	^{234}U	^{238}U	^{235}U	^{210}Po	^{210}Pb	^{226}Ra	^{230}Th	^{232}Th	^{40}K
т.6/3 відвал 3 т.6	28.07.2009	32,7±8,2	29,1±7,3	1,31±0,39	26,6±6,7	33±13	34,8±8,7	36,5±9,1	29,5±7,4	407±102
т.6/4 відвал 4 т.6		49,2±12,3	46,2±11,6	2,46±0,62	40±10	46±11	34,1±8,5	30,8±7,7	24,6±6,2	305±76
т.8/4 відвал 4 т.8		550±138	583±146	23,3±5,8	834±209	848±220	957±239	576±144	49±12	469±117
т.9/4 відвал 4 т.9		85,3±21,3	85,3±21,3	3,20±0,80	52±13	50±12	63±16	80±20	34,3±8,6	467±114
т.1/5 відвал 5 т.1		20,0±5,0	36,7±9,2	1,60±0,70	31,6±7,9	26,4±6,6	37,6±9,4	34,7±8,7	28,4±7,1	440±110
т.3/5 відвал 5 т.3		28,6±7,2	40,0±10,0	2,38±0,60	28,4±7,1	32,6±8,2	32,1±8,0	29,6±7,4	33,0±8,3	408±102
т.2/6 відвал 6 т.2		29,1±7,3	29,1±7,3	0,92±0,36	23,5±5,9	22,9±5,7	35,6±8,9	30,7±7,7	27,8±6,9	395±99
т.3/7 відвал 7 т.3		513±128	450±113	20,0±5,0	290±73	297±74	265±66	421±105	<90	395±99
т.4/7 відвал 7 т.4		48,0±12,0	32,0±8,0	1,45±0,73	20,6±4,9	30,9±8,0	19,8±5,9	23,8±6,0	22,9±5,7	285±71
т.5/7 відвал 7 т.5		220±55	211±53	8,95±2,24	96±34	150±48	139±35	180±45	25,7±6,4	241±60
т.3/8 відвал 8 т.3		32,0±8,0	36,0±9,0	1,61±0,75	26,5±6,6	31,5±7,9	32,5±8,1	28,7±7,2	28,1±7,0	367±92

Таблиця 3.3 – Результати вимірювань ОА ПРН в воді СЗЗ і ЗС проммайданчиків Інгульської шахти, Бк/л

Проба	Дата відбору	^{234}U	^{238}U	$\Sigma\alpha$	$\Sigma\beta$	^{226}Ra	^{230}Th	^{210}Po	^{210}Pb
т. Ф-1 фонові проба р.Аджамка (с Суботци)	20.02.2009	0,161±0,040	0,108±0,027	0,29±0,10	0,31±0,16	0,006±0,003	–	<0,002	<0,010
т. Ф-2 фонові проба Велика Виска, вул. Горького,11, колодязь	28.07.2009	0,47±0,12	0,240±0,060	0,78±0,20	<0,40	<0,006	–	<0,002	<0,010
т.21 р. Інгул, 500 м вище скиду	22.04.2009	0,42±0,10	0,270±0,067	0,65±0,18	<0,40	<0,006	–	0,003±0,002	<0,010
т.22 р. Інгул скид ОШВ		7,9±1,9	4,29±1,07	13,2±3,3	5,1±1,1	0,015±0,006	–	0,057±0,014	0,160±0,080
т.23 р. Інгул 500 м нижче скиду ОШВ		1,10±0,27	0,68±0,17	2,08±0,52	0,51±0,13	0,008±0,004	–	0,004±0,002	0,009±0,005
т.12 п. Первозванівка, вул.Шкільна,42, колодязь	29.07.2009	0,70±0,17	0,300±0,075	0,93±0,23	0,41±0,20	0,011±0,006	–	<0,002	<0,010
т.13 п. Первозванівка, вул.Шкільна,13, колодець		0,36±0,10	0,25±0,10	0,67±0,17	<0,40	0,008±0,004	–	<0,002	<0,010
т.15 п. Первозванівка, вул.Шевченко,14, колодець		0,133±0,033	0,156±0,039	1,19±0,29	<0,40	<0,006	–	<0,002	<0,010
т.21 р.Інгул, 500 м ищвіше скиду	30.07.2009	0,46±0,11	0,433±0,108	1,23±0,41	0,65±0,33	<0,006	–	0,003±0,002	0,012±0,006

Проба	Дата відбору	^{234}U	^{238}U	$\Sigma\alpha$	$\Sigma\beta$	^{226}Ra	^{230}Th	^{210}Po	^{210}Pb
т.22 р.Інгул, скид ОШВ		9,2±2,3	6,5±1,6	17,0±4,3	4,6±1,2	0,013±0,006	—	—	—
т.23 р.Інгул, 500 м нижче скиду		1,75±0,44	1,19±0,30	2,70±0,68	0,61±0,32	<0,006	—	0,005±0,002	0,016±0,008
т.3 Завадівка, вул. Інженерна, джерело	08.09.2009	7,5±1,9	1,93±0,48	—	—	<0,006	0,003±0,001	<0,002	0,046±0,012
т.4 Завадівка, вул. Мотокросна, 45, колодязь		3,56±0,89	1,04±0,26	—	—	<0,006	0,007±0,002	0,008±0,002	0,026±0,013
т.31 вул.Криничева-та, Святе джерело (джерело)	09.09.2009	1,47±0,37	0,73±0,18	—	—	0,008±0,004	0,004±0,001	<0,002	0,010±0,005
т.32 вул. Світла, 53, колодязь		1,60±0,40	1,03±0,26	—	—	<0,006	0,004±0,001	<0,002	<0,010
т.3 Завадівка, вул. Інженерна, джерело	09.11.2009	6,0±1,5	1,74±0,43	—	—	0,011±0,006	0,003±0,002	<0,002	0,090±0,022
т.4 Завадівка, вул. Мотокросна, 45, колодязь	10.11.2009	3,22±0,80	0,90±0,23	—	—	<0,006	<0,002	<0,002	<0,010
т.12 п. Первозванівка, вул.Шкільна,42, колодязь		0,76±0,19	0,209±0,052	—	—	<0,006	<0,002	<0,002	<0,010
т.13 п. Первозванівка, вул. Шкільна,13, колодязь		0,42±0,11	0,251±0,063	—	—	<0,006	<0,002	0,004±0,002	<0,010

Проба	Дата відбору	^{234}U	^{238}U	$\Sigma\alpha$	$\Sigma\beta$	^{226}Ra	^{230}Th	^{210}Po	^{210}Pb
т.15 п. Первозванівка, вул.Шевченко,14, колодязь		0,51±0,13	0,200±0,050	–	–	0,012±0,006	0,005±0,002	0,004±0,002	<0,010
т.31 вул.Криничева-та, Святе джерело (джерело)	11.11.2009	1,97±0,49	0,73±0,18	–	–	<0,006	<0,002	<0,002	0,055±0,014
т.32 вул. Светлая, 53, колодязь		0,97±0,24	0,65±0,16	–	–	0,006±0,003	<0,002	0,004±0,002	<0,010
т.21 р. Інгул, 500 м вище скиду ОШВ	09.12.2009	0,393±0,098	0,288±0,072	–	–	<0,006	<0,002	<0,002	<0,010
т.22 р. Інгул, скид ОШВ		10,4±2,6	6,5±1,6	–	–	0,021±0,006	0,006±0,002	0,062±0,016	0,119±0,030
т.23 р.Інгул, 500 м нижче скиду ОШВ		0,72±0,18	0,48±0,12	–	–	<0,006	<0,002	0,009±0,002	<0,010

Таблиця 3.4 – Результати вимірювань ОА ПРН в рослинності на території СЗЗ і ЗС промайданчиків Інгульської шахти, Бк/кг

Проба	Дата відбору	²³⁴ U		²³⁸ U		²¹⁰ Po		²¹⁰ Pb		²³⁰ Th		²²⁶ Ra	
		суха вага	природна вологість	суха вага	природна вологість	суха вага	природна вологість	суха вага	природна вологість	суха вага	природна вологість	суха вага	природна вологість
Т.Ф-1 Фонова проба Велика Виска, вул. Жовтнева, 24	10.09.09	1,32±0,33	0,409±0,102	1,32±0,33	0,409±0,102	1,16±0,29	0,360±0,090	4,63±1,16	1,44±0,36	0,353±0,088	0,109±0,027	1,87±0,47	0,580±0,145
т.6/3 відвал 3 т.6	28.07.09	3,47±0,87	0,939±0,235	4,16±1,04	1,13±0,28	3,20±0,80	0,868±0,217	9,34±2,34	2,53±0,64	0,895±0,224	0,243±0,082	3,16±0,79	0,856±0,214
т.6/4 відвал 4 т.6		2,26±0,57	0,856±0,214	2,26±5,05	0,856±0,214	3,46±0,87	1,31±0,33	11,2±2,8	4,22±1,06	0,118±0,060	0,045±0,023	3,38±0,85	1,28±0,32
т.8/4 відвал 4 т.8		3,15±0,79	1,47±0,37	2,29±5,07	1,07±0,27	2,87±0,72	1,34±0,34	11,8±2,9	5,50±1,38	3,10±0,78	1,45±0,36	2,96±0,74	1,38±0,35
т.9/4 відвал 4 т.9		4,24±1,06	1,03±0,26	3,64±0,91	0,884±0,221	3,11±0,78	0,754±0,189	14,8±3,7	3,60±0,90	0,554±0,139	0,135±0,068	3,49±0,87	0,848±0,212
т.1/5 відвал 5 т.1		3,71±0,93	1,52±0,38	3,16±0,79	1,29±0,32	5,02±1,26	2,06±0,52	19,0±0,58	7,80±1,95	2,53±0,63	1,04±0,26	4,08±1,02	1,67±0,42
т.3/5 відвал 5 т.3		2,23±0,56	0,713±0,178	2,60±0,65	0,832±0,208	3,56±0,89	1,14±0,29	12,0±3,0	3,84±0,96	0,28±0,07	0,090±0,045	2,16±0,54	0,691±0,173
т.2/6 відвал 6 т.2		1,30±0,32	0,668±0,167	1,10±0,27	0,563±0,141	2,29±5,06	1,18±0,30	8,24±1,06	4,23±1,06	0,362±0,181	0,186±0,093	1,98±0,50	1,02±0,25
т.3/7 відвал 7 т.3		8,05±2,01	3,21±0,80	7,16±1,79	2,85±0,71	7,06±1,77	2,81±0,70	23,1±5,8	9,21±2,55	0,579±0,145	0,230±0,115	6,39±1,60	2,55±0,64
т.4/7 відвал 7 т.4		1,64±0,41	0,781±0,195	0,954±0,239	0,455±0,114	3,15±0,81	1,50±0,38	9,85±2,46	4,70±1,18	0,289±0,072	0,138±0,068	1,87±0,47	0,891±0,223
т.5/7 відвал 7 т.5		4,07±1,02	1,13±0,28	4,07±1,02	1,13±0,28	6,31±1,58	1,75±0,44	19,3±0,59	5,36±1,34	0,494±0,124	0,137±0,068	5,38±1,35	1,49±0,37
т.3/8 відвал 8 т.3		0,619±0,155	0,134±0,034	0,619±0,155	0,134±0,034	3,33±0,83	0,718±0,180	7,13±1,78	1,54±0,38	0,216±0,054	0,047±0,015	0,980±0,246	0,212±0,053
т.1 Завадівка вул.Мотокросна, 39	08.09.09	2,15±0,54	0,677±0,169	2,06±0,52	0,649±0,162	3,16±0,79	0,995±0,249	9,39±2,35	2,96±0,74	0,452±0,113	0,142±0,036	2,96±0,74	0,932±0,233

Проба	Дата відбор у	²³⁴ U		²³⁸ U		²¹⁰ Po		²¹⁰ Pb		²³⁰ Th		²²⁶ Ra	
		суха вага	природна вологість	суха вага	природна вологість	суха вага	природна вологість	суха вага	природна вологість	суха вага	природна вологість	суха вага	природна вологість
т.2 Завадівка вул. 50 років Рад. Армії, 9 (школа)		1,98±0,50	0,867±0,217	1,78±0,45	0,780±0,195	2,84±0,71	1,24±0,31	8,90±2,23	3,90±0,98	0,816±0,204	0,358±0,090	2,17±0,54	0,950±0,238
т.13 п. Первозванівка, вул. Шкільна, 15		1,14±0,28	0,294±0,074	0,974±0,244	0,252±0,063	2,09±0,52	0,541±0,135	15,7±3,9	4,07±1,02	0,329±0,082	0,084±0,021	1,08±0,27	0,279±0,069
т.12 п.Першо- званівка, вул. Шкільна, 42 (школа)		1,42±0,35	0,622±0,156	1,53±0,384	0,672±0,168	3,88±0,97	1,70±0,43	23,8±6,0	10,4±2,6	0,687±0,172	0,301±0,075	1,21±0,030	0,530±0,133
т.11 п.Неопа- лимівка, вул. Чапаєва, 63		3,16±0,79	0,822±0,206	3,00±0,75	0,780±0,195	2,90±0,73	0,754±0,189	8,31±2,08	2,16±0,54	1,05±0,26	0,273±0,068	3,15±0,79	0,819±0,205
т.17 п. Горний, д/сад	09.09.09	3,03±0,76	0,91±0,23	2,62±0,66	0,931±0,233	2,98±1,25	1,04±0,26	8,12±2,03	2,84±0,71	1,16±0,29	0,406±0,102	2,018±0,56	0,765±0,191
т.18 п. Сонячний д/сад "Колосок"		2,12±0,53	1,26±0,32	1,67±0,42	0,989±0,247	2,18±0,55	1,29±0,32	10,2±2,6	6,04±1,51	1,01±0,25	0,598±0,150	2,31±0,58	1,37±0,34
т.31 вул. Криничевата, Св. джерело		2,61±0,65	1,16±0,29	1,12±0,28	0,498±0,125	1,62±0,41	0,722±0,181	9,30±2,33	4,14±1,03	0,560±0,146	0,249±0,062	1,42±0,36	0,630±0,158
т.29 вул. Матросова, 16		1,90±0,48	0,543±0,136	1,90±0,48	0,543±0,136	2,06±0,52	0,589±0,147	8,39±2,10	2,40±0,60	0,860±0,215	0,246±0,062	2,95±0,74	0,857±0,214
т.26 вул.Світла, 94а	10.09.09	1,55±0,39	0,679±0,170	0,777±0,194	0,340±0,085	0,262±0,066	0,115±0,029	1,99±0,50	0,873±0,218	0,210±0,053	0,091±0,023	1,38±0,35	0,604±0,151

Проба	Дата відбор у	²³⁴ U		²³⁸ U		²¹⁰ Po		²¹⁰ Pb		²³⁰ Th		²²⁶ Ra	
		суха вага	природна вологість	суха вага	природна вологість	суха вага	природна вологість	суха вага	природна вологість	суха вага	природна вологість	суха вага	природна вологість
т.20 границя СЗЗ ГВУ ш."Інгульська"	11.09.09	0,895±0,224	0,600±0,150	0,745±0,186	0,500±0,125	3,40±0,85	2,28±0,57	25,9±6,48	17,4±4,3	0,412±0,103	0,276±0,069	1,26±0,32	0,844±0,211
т.37 п.Лелеків- ка, вул. Скульського, 47		0,465±0,116	0,171±0,043	0,546±0,136	0,201±0,050	4,06±1,02	1,49±0,37	16,5±4,1	6,08±1,52	0,200±0,050	0,074±0,019	0,900±0,225	0,331±0,083

Таблиця 3.5 – Результати вимірювань питомої активності ПРН у продуктах харчування ЗС проммайданчиків Інгульської шахти, Бк/кг

Проба	Дата відбору	^{234}U	^{238}U	^{210}Po	^{210}Pb	^{230}Th	^{226}Ra
Картопля							
т.11 п. Неопалимівка, Чапаєва,63	08.09.2009	0,137±0,034	0,182±0,046	0,093±0,023	0,134±0,034	0,050±0,017	0,120±0,030
т.19 п.Сонячний вул. Дзержинського, 15		0,084±0,021	0,072±0,018	0,020±0,005	0,179±0,045	0,030±0,015	0,073±0,018
т.1 Завадівка вул. Мотокросна, 39		0,029±0,007	0,023±0,006	0,020±0,005	0,067±0,022	0,022±0,011	0,029±0,015
т.13 п. Первозванівка, вул. Шкільна, 15		0,188±0,045	0,199±0,050	0,117±0,029	0,249±0,062	0,086±0,022	0,061±0,020
т.28 вул. Криничевата, 30	09.09.2009	0,110±0,028	0,105±0,026	0,069±0,017	0,207±0,502	0,033±0,008	0,058±0,020
т.26 вул.Світла, 94а	10.09.2009	0,081±0,020	0,032±0,008	0,043±0,011	0,188±0,047	0,111±0,028	0,040±0,019
т.36 п.Подгайці, вул. Хмельницького, 3	11.09.2009	0,077±0,019	0,098±0,024	0,028±0,007	0,089±0,042	0,051±0,013	0,044±0,020
т.38 п.Подгайці, вул. Грушевського, 20	09.11.2009	0,064±0,016	0,052±0,013	0,022±0,006	0,024±0,012	0,020±0,010	0,078±0,020
т.5 Завадівка вул. Мотокросна, 54	10.11.2009	0,075±0,019	0,052±0,013	0,014±0,004	0,029±0,015	<0,020	0,085±0,021
т.33 вул. Східна, 52	11.11.2009	0,071±0,018	0,067±0,017	0,095±0,024	0,143±0,036	0,031±0,015	0,060±0,015
т.24 вул. Чернігівська, 1а	12.11.2009	0,072±0,018	0,078±0,019	0,065±0,016	0,125±0,031	<0,020	0,080±0,020
Морква							
т.26 вул.Светлая, 94а	10.09.2009	0,315±0,079	0,327±0,82	0,311±0,078	0,315±0,079	0,093±0,023	0,260±0,065
т.34 вул. Східна, 56	11.11.2009	0,112±0,028	0,136±0,034	0,090±0,022	0,216±0,054	0,035±0,017	0,139±0,035
Буряк							

Проба	Дата відбору	^{234}U	^{238}U	^{210}Po	^{210}Pb	^{230}Th	^{226}Ra
т.37 п.Лелеківка, вул. Скульського, 47	10.11.2009	0,080±0,020	0,076±0,019	0,038±0,019	0,106±0,027	0,039±0,015	0,060±0,018
т.6 Завадівка вул Краснодонська, 28/2		0,066±0,023	0,066±0,023	<0,020	0,024±0,012	0,027±0,014	0,050±0,018
т.7 Завадівка вул Краснодонська, 8		0,042±0,020	0,032±0,016	<0,020	0,024±0,012	<0,020	0,039±0,013
т.8 Завадівка вул. Мотокросна, 48		0,108±0,027	0,119±0,028	0,060±0,015	0,130±0,033	0,028±0,014	0,085±0,021
т.5 Завадівка вул. Мотокросна, 54		0,141±0,035	0,151±0,038	0,040±0,010	0,071±0,018	0,035±0,009	0,098±0,025
т.10 Завадівка вул. Інженерна, 15а		0,138±0,035	0,112±0,023	0,072±0,018	0,097±0,024	0,031±0,016	0,042±0,019
т.14 п. Первозванівка, вул. Інгульська, 42		0,112±0,028	0,112±0,028	0,068±0,017	0,129±0,032	0,076±0,019	0,052±0,026
т.9 Завадівка вул. 50 років Рад. армії, 3а		0,087±0,022	0,068±0,017	0,052±0,015	0,120±0,030	0,032±0,016	0,068±0,019
т.33 вул. Східна, 52	11.11.2009	0,076±0,019	0,060±0,015	0,039±0,010	0,080±0,020	<0,020	0,062±0,021
т.30 пер. Ананьївський, 43		0,106±0,027	0,106±0,027	0,086±0,022	0,125±0,031	0,041±0,020	0,048±0,016

Дослідження якості повітря проводилися шляхом вимірювання вмісту ізотопів уранового ряду: урану-234, урану-238, полонію-210, свинцю-210, радію-226, торію-230 і еквівалентної рівноважної об'ємної активності радону - 222 і радону-220 (торону) в атмосферному повітрі на території санітарно-захисної зони і зони спостереження Інгульської шахти (рис. 3.1).

У місцях проживання критичних груп населення обрані 11 пунктів спостереження за якістю атмосферного повітря з періодичністю вимірювань 1 раз в рік. У цих пунктах проводився відбір проб атмосферного повітря (рис. 3.2).

Для подальшої оцінки отриманих результатів були обрані дві фонові точки вимірювань розташовані на відстані 28 км на південний схід від проммайданчиків шахти "Інгульська" і в с. Суботці (22 км від проммайданчиків). Дослідження якості атмосферного повітря в зоні спостереження і санітарно-захисній зоні проммайданчиків Інгульської шахти велися протягом кількох років.

За весь час спостережень було зафіксовано кілька одиничних перевищень допустимих концентрацій, причому середньорічні рівні об'ємних активностей ПРН не перевищували допустимих і знаходяться на рівні фонових.

На рисунках 3.3-3.4 показані результати вимірювань концентрацій природних радіонуклідів в одному з пунктів спостереження протягом 2009-2014р.р і наведені дані фонових вимірювань в одному з пунктів.

Крім того, проводилися вимірювання ЕРОА радону-222, ЕРОА радону-220 і потужності дози зовнішнього гамма випромінювання в межах санітарно-захисних зон, зони спостереження і в місцях фонових вимірювань (табл. 3.6 - 3.7).

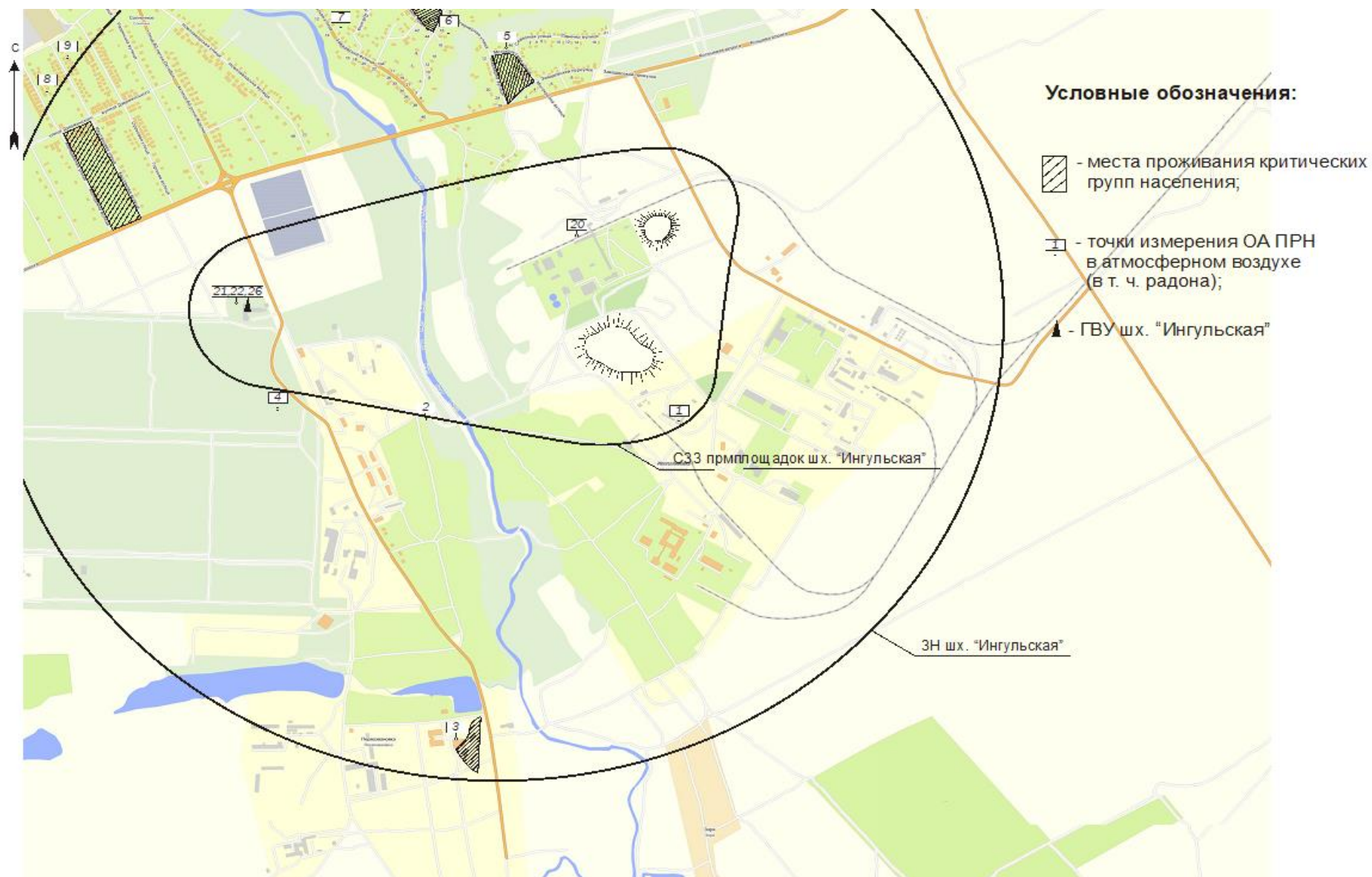


Рис. 3.1 Схема місць розташування точок радіаційного моніторингу в СЗЗ і зоні спостереження шахти "Інгульська"



Рис. 3.2 – Відбір проб повітря (пробовідбірник повітря TFIA-2) для визначення концентрації природних радіонуклідів в повітрі і вимірювання потужності дози зовнішнього гамма випромінювання (ДКС-96М)

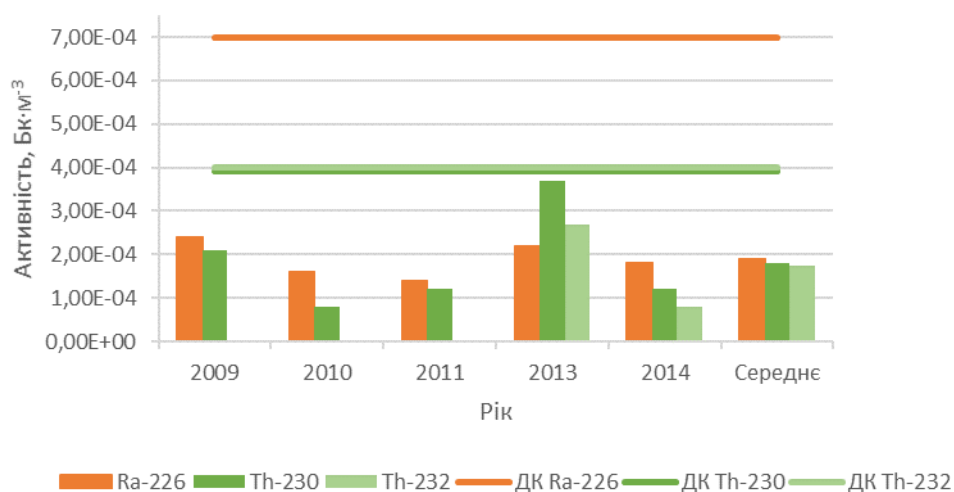
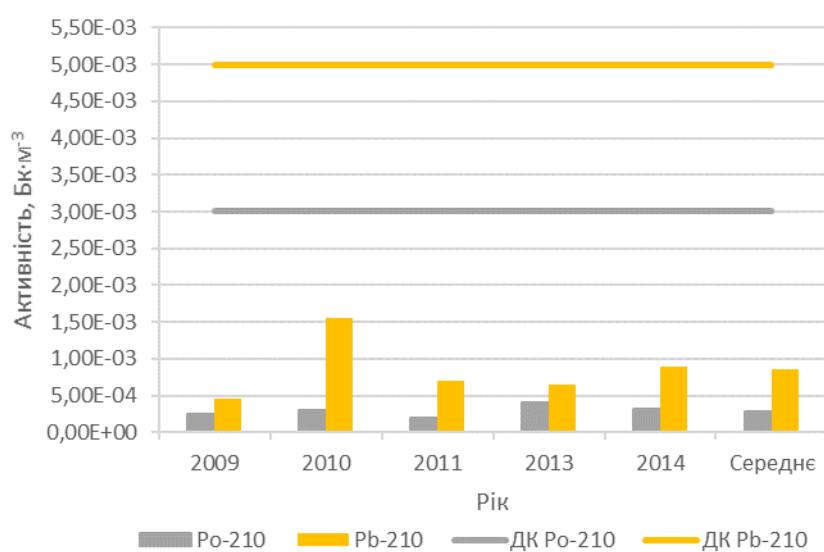
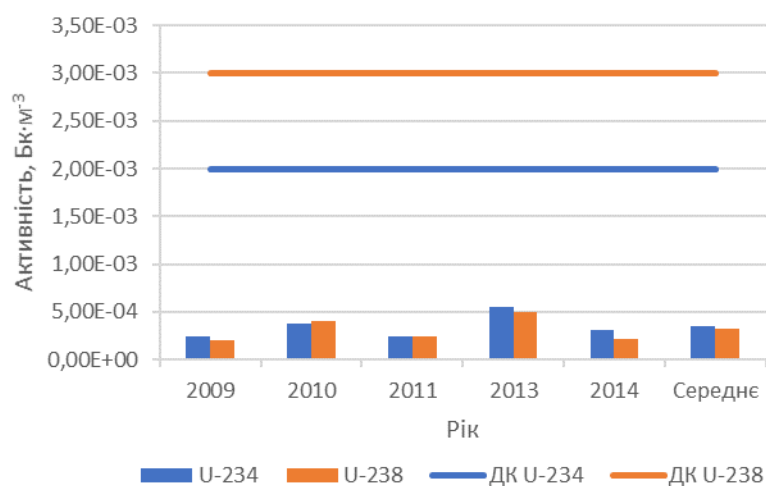


Рис. 3.3 - Динаміка зміни об'ємної активності природних радіонуклідів в повітрі в 2009 - 2014г.г (Бк·м⁻³) і допустимі їх концентрації (ДК) для населення в пункті спостереження №1

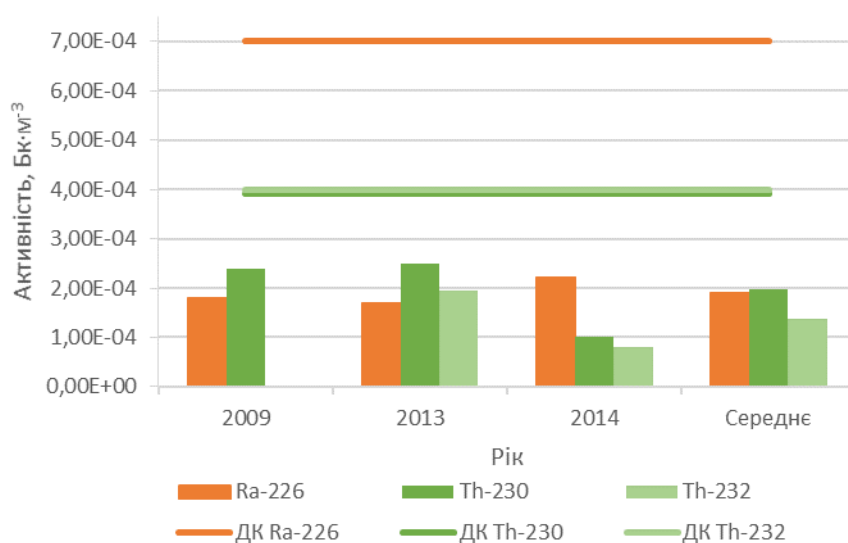
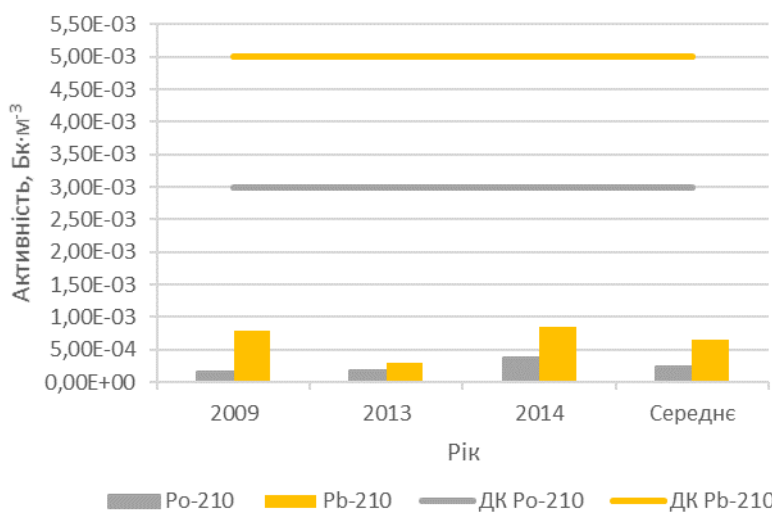
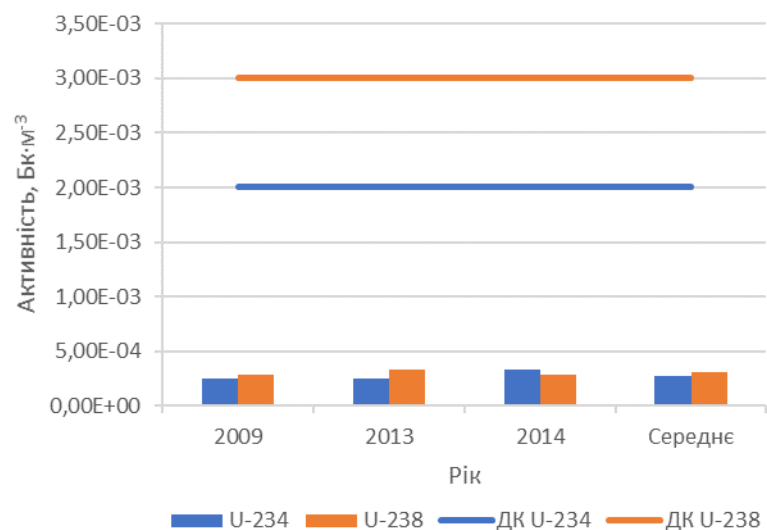


Рис. 3.4 - Фонові об'ємні активності природних радіонуклідів в повітрі

с. Новгородка і допустимі їх концентрації (ДК) для населення

Таблиця 3.6 - Результати вимірювань ЕРОА радону-222, ЕРОА радону-220 і потужності дози зовнішнього гамма випромінювання (ПД) в межах СЗЗ, ЗС і в місцях фонових вимірювань

Місце спостереження	Дата вимірювань	ЕРОА радону-222, Бк/м ³	ЕРОА радону-220, Бк/м ³	ПД, мкЗв/год
т.5 с. Первозванівка, вул.Гагаріна 2-А, СШ	22.07.15	27,4±8,2	0,92±0,28	0,138±0,047
т.6 с. Сонячне, вул. Дзержинського 8, дитсадок		<5,0	<0,5	0,162±0,055
т.9 Мкр Завадівка, вул. 50 років радянської армії, школа	23.07.15	<5,0	<0,5	0,136±0,046
т.2 Проммайданчик шх. "Північна", навантаження руди в вагони		6,9±2,1	<0,5	1,03±0,35
т. 12 Проммайданчик шх. "Південна", АПК	24.07.15	12,1±3,7	<0,5	0,206±0,070
т.Ф-1 с. Новгородка, фонове вимірювання	14.09.15	6,0±1,8	<0,5	0,172±0,059
т.1 с. Неопалимівка, вул. Чапаєва, 43		<5,0	0,58±0,18	0,149±0,051
т.4 Мкр Завадівка. Кордон СЗЗ шх. "Південна"	15.09.15	6,7±3,1	0,71±0,22	0,148±0,051
т.10 Мкр Катранівка, вул. Ялтинська, 2		<5,0	<0,5	0,168±0,058
т.7 Мкр Велика балка, пер. Ананіївський, 47	16.09.15	8,7±2,6	0,67±0,20	0,188±0,064
т.13 Кордон СЗЗ ГВУ шх. "Північна" (з півночі)		<5,0	0,52±0,16	0,151±0,052
т.Ф-2 с. Суботці, фонове вимірювання	17.09.15	5,1±1,6	<0,5	0,191±0,065

Місце спостереження	Дата вимірювань	ЕРОА радону-222, Бк/м ³	ЕРОА радону-220, Бк/м ³	ПД, мкЗв/год
т.13 Кордон СЗЗ ГВУ шах. "Північна" (з півночі)		50±15	1,56±0,47	0,151±0,052
т.11 Проммайданчик. шах. "Центральна", ст. АПК	18.09.15	10,0±3,0	0,70±0,21	0,160±0,055

Як видно з таблиці 3.6 рівні вимірюної ЕРОА радону-222 і ЕРОА радону-220 (торону) в межах СЗЗ та ЗС знаходяться практично на рівні фонових значень.

Така ж ситуація спостерігається і для вимірів потужності дози зовнішнього гамма випромінювання у в межах СЗЗ, ЗС. Оцінка вкладу викидів Інгульської шахти в ефективну дозу опромінення (табл. 3.7), що отримується населенням визначається за методикою, наведеною в розділі 2. Там де фонові рівні ОА ПРН перевищують виміряні значення, доза за рахунок викидів нульова (відзначена прочерками). Як видно з таблиці 3.7, внесок в ефективну дозу на населення від викидів довгоживучих природних радіонуклідів Інгульської шахти, становить 0,00181-0,00384 мЗв, що становить 1,5- - 3,2% від ліміту дози для населення від викидів, який дорівнює 0,120 мЗв на рік, [31]. У таблиці 3.8 приведені результати оцінки сумарної дози від ПРН та ЕРОА радону-222, ЕРОА радону-220.

З таблиці 3.8 видно, що ЕРОА радону-222 та ЕРОА радону-220 достатньо сильно впливають на дозу на населення від викидів Інгульської шахти. У двох точках відмічено перевищення квоти межі дози у 2,3 рази. Це вимагає встановлювати більш вимогливіші вимоги до проведення моніторингових досліджень у межах СЗЗ, ЗС та в місцях виконання фонових вимірювань.

Таблиця 3.7 - Внесок в річну ефективну дозу опромінення населення від викидів довгоживучих природних радіонуклідів Інгульської шахти в атмосферу.

Місце спостереження	Доза від U-234, мЗв	Доза від U-238, мЗв	Доза від Po-210, мЗв	Доза від Pb-210, мЗв	Доза від Ra-226, мЗв	Доза від Th-230, мЗв	Доза від Th-232, мЗв	Сумарна доза, мЗв
т.4 границя Мкр Завадівка та СЗЗ шах. "Північна"	—	—	0,000412	0,000692	0,001164	—	—	0,00227
т.5 с. Первозванівка, школа	0,000011	0,000296	—	—	0,001504	—	—	0,00181
т.7 Мкр Велика балка, пер. Ананьївський, 47	—	—	0,000177	0,000603	0,001561	—	—	0,00234
т.13 Кордон СЗЗ ГВУ шах. "Північна"	0,000358	0,000301	0,000235	0,000710	0,002072	—	0,000162	0,00384
Дозові коефіцієнти, Зв/Бк	$3,50 \cdot 10^{-06}$	$2,90 \cdot 10^{-06}$	$3,30 \cdot 10^{-06}$	$1,10 \cdot 10^{-06}$	$3,50 \cdot 10^{-06}$	$1,40 \cdot 10^{-05}$	$2,50 \cdot 10^{-05}$	

Таблиця 3.8 - Внесок в річну ефективну дозу опромінення на населення від викидів Інгульської шахти в атмосферу ЕРОА радону-222, ЕРОА радону-220, а також оцінка сумарної дози від всіх викидів Інгульської шахти.

Населення	Доза від ЕРОА Rn-222, мЗв	Доза від ЕРОА Rn-220, мЗв	Сума, мЗв	Доза від ПРН, мЗв	Сумарна доза від ПРН та радону, мЗв
т.4 границя Мкр Завадівка та СЗЗ шах. "Північна"	0,0123	0,0147	0,0270	0,00227	0,02927
т.5 с. Первозванівка, школа	0,2335	0,0294	0,2629	0,00181	0,26471
т.7 Мкр Велика балка, пер. Ананьївський, 47	0,0337	0,0119	0,0456	0,00234	0,04794
т.13 Кордон СЗЗ ГВУ шах. "Північна" (з півночі)	0,2346	0,0378	0,2724	0,00384	0,276240
Дозові коефіцієнти, Зв·м ³ /Бк·час	$6,10 \cdot 10^{-09}$	$4,00 \cdot 10^{-08}$			

Для порівняння проведені дослідження рівнів ЕРОА радону-222, ЕРОА радону 220 та потужності дози зовнішнього гамма випромінювання (ПД) в місцях поруч з ГВУ шахт «Центральна» та «Північна» табл. 3.9).

Таблиця 3.9 - Результати вимірювань ЕРОА радону-222, ЕРОА радону 220 та потужності дози зовнішнього гамма випромінювання (ПД) в місцях поруч з ГВУ шахт «Центральна» та «Північна»

Місце вимірювань	Дата вимірювань	ЕРОА радону-222, Бк·м ⁻³	ЕРОА радону-220, Бк·м ⁻³	МД, мкЗв/час
т.8 ГВУ шахти. "Центральна", нормальний режим роботи; 30 м на Південно-Захід (підвітряний бік)	24.07.15	86,9±26,1	5,7±1,8	0,238±0,081
т.8 ГВУ шахти. "Центральна", нормальний режим роботи; 30 м на Південно-Захід (підвітряний бік)		198±60	10,1±3,1	0,238±0,081
т.3 ГВУ шах. "Північна", нормальний режим; 30 м на північ з підвітряного боку	16.09.15	22,8±6,8	0,78±0,24	0,193±0,066
т.3 ГВУ шах. "Північна", після масового вибуху; 30 м на північ з підвітряного боку		109±33	1,29±0,39	0,193±0,066
т.3 ГВУ шах. "Північна", нормальний режим; 30 м на північ з підвітряного боку	17.09.15	167±51	1,78±0,54	0,193±0,066
т.3 ГВУ шах. "Північна", після масового вибуху; 30 м на північ з підвітряного боку		155±47	2,17±0,65	0,193±0,066

Проведені спостереження 16, 17 вересня близько вентканалу ГВУ шах. "Північна", і 24 липня біля вентканалу ГВУ шах. "Центральна" показали, що . рівні ЕРОА радону-222 на території проммайданчиків перевищують рівень 110 Бк·м⁻³ (для персоналу категорії Б [31]) в трьох вимірах з шести, причому місця вимірів не є робочими місцями.

Крім того, в районі шахти «Центральна» була проведена радонова зйомка [100-102]. Установка детекторів проводилася на території м. Кропивницький і на території проммайданчика вентиляційного стовбура шахти. На рисунку 3.5 приведено майданне розташування точок вимірювань. Точка 3 (дифузор вентиляційної шахти) є джерелом викиду радону в атмосферу. Установка детектора проводилася на висоті органів дихання людини (рис. 3.6) з фіксацією координат точки вимірювання за допомогою GPS навігатора. Три детектора були взяті для визначення власного фону плівки і опромінення в атмосфері з відомою об'ємною концентрацією радону.

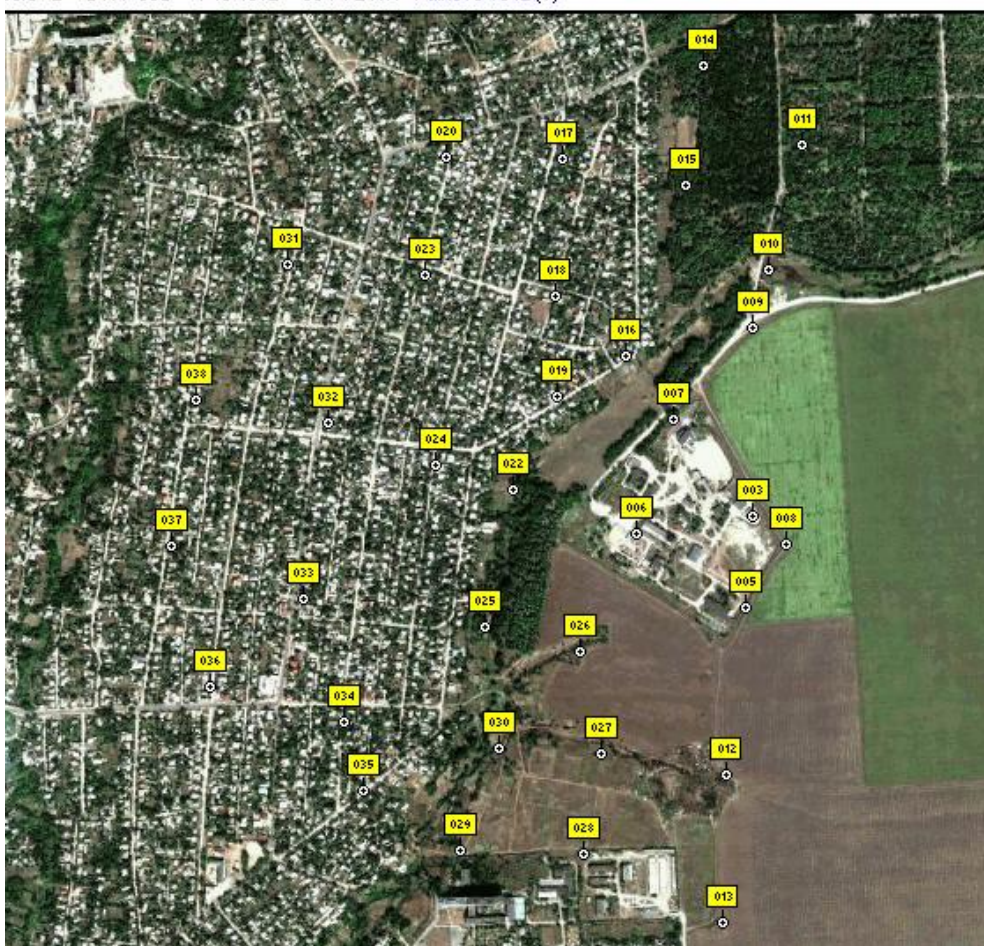


Рис. 3.5 - Розташування точок вимірювання об'ємної активності радону з прив'язкою на місцевості.



Рис. 3.6 - Встановлення трекових детекторів на місцевості

Фонові точки вимірювання розташовані у двох точках: перша - на відстані 14,5 км від джерела викиду радону, та друга - на відстані 33 км в південно-східному напрямку. Час експозиції трекових детекторів склав 58-60 діб. Після зняття кожного детектора він знову містився в подвійній целофановий пакет. У лабораторії, після установки робочих детекторів на досліджуваних місцях, проводилося опромінення не менше трьох детекторів в атмосфері з відомою об'ємною концентрацією радону (не більше $1000 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$). Для цієї мети використовувалася експериментальна ємність, що герметично закривається, з поміщенням усередину вимірювальним приладом і джерелом випромінювання. При цьому керування приладом здійснювалося з ЕОМ. Дана операція необхідна для визначення коефіцієнта реєстрації треків.

Розподіл величин інтегральної об'ємної активності радону за результатами досліджень представлені на рисунку 3.7

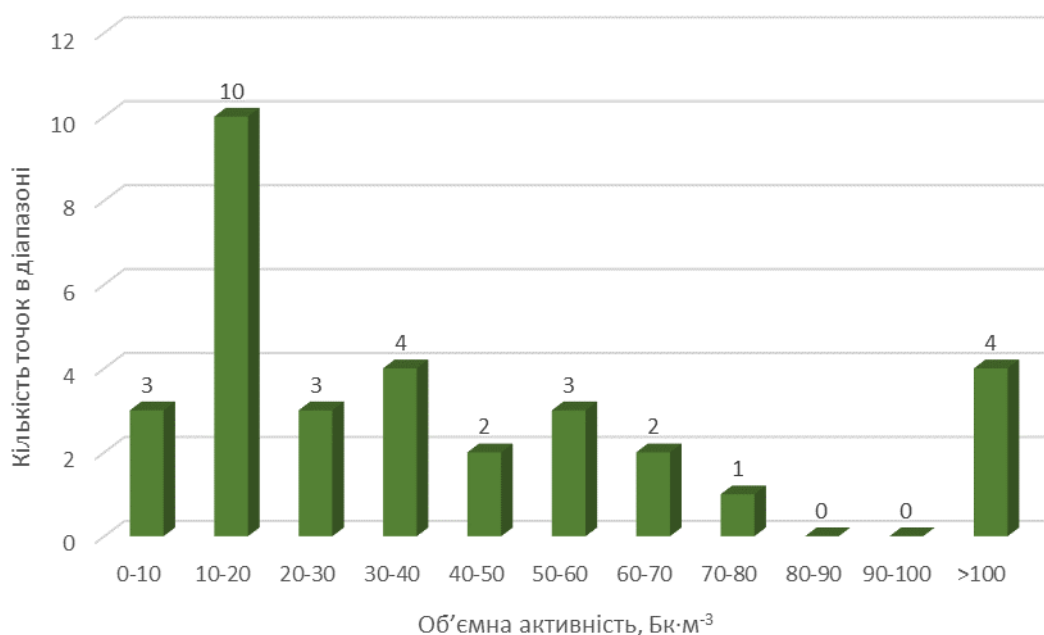


Рис. 3.7 Розподіл інтегральної об'ємної активності радону згідно з результатами досліджень.

Активність радону в атмосферному повітрі на території м. Кропивницький (в районі шахти «Центральна») змінюється в дуже широких межах від 8,9 до $152,8 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$. Середнє значення становить $51,5 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$. Фонові значення знаходяться в

межах 9,1-16,9 Бк·м⁻³ при середньому значенні 13,2 Бк·м⁻³. Значення активності радону в досліджуваному районі в більш ніж чотири рази перевищують фонові значення. Найменші значення характерні для західної частини території шахти, де трекові детектори знаходилися на відкритій місцевості, що продувається (рис. 3.8). Найбільші значення ОА радону спостерігалися в східній частині території шахти, в західній та північно-західній частині житлового масиву міста в районі вулиць Макаренко і Далекосхідна.

За час експозиції детекторів, швидкість вітру в даному регіоні становила від 2 до 6 м/с. Напрямок вітру за цей період для даного регіону був переважно південний і західний. Опади були незначні, температура навколишнього середовища носила практично стабільний характер і була в основному позитивною.

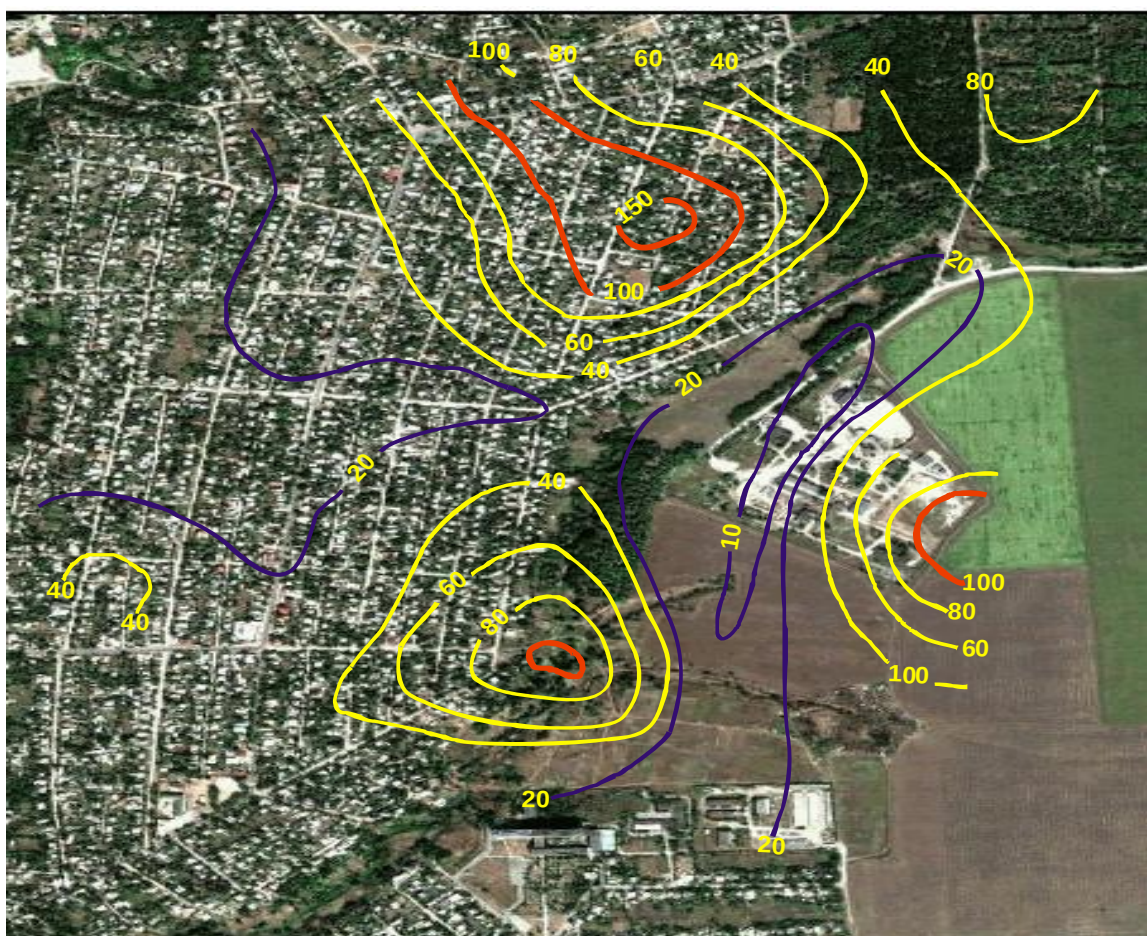


Рис. 3.8 Результати роботи по визначенню інтегральної об'ємної активності радону.

3.3 Досвід радіаційного дослідження на території колишнього підприємства з добування уранових руд

Першим підприємством в Україні, зайнятим видобутком і переробкою уранових руд, було гірниче підприємство "Першотравневе". У кінці 40-х років на одному з його проммайданчиків (шахта "2/6") було розпочато видобуток уранових руд. Надалі видобуток здійснювався і на шахтах "Об'єднана" і "Північна Вентиляційна". Наприкінці 60-х років видобуток уранових руд на підприємстві припинився, а на шахті "Об'єднана" тривав видобуток залізних руд. На початку 1998 року на гірничому підприємстві було закінчено видобуток залізних руд і розпочато роботи по його ліквідації [103-104].

За минулі 30 років надшахтний комплекс шахти "2/6" прийшов в повну непридатність і, в основному, зруйнований. На шахті "Північна Вентиляційна" зруйновані практично всі основні і допоміжні будівлі і споруди (рис. 3.9-3.11).

Важливою проблемою для "старих уранових" міст є несанкціоноване використання відходів видобутку уранових руд в будівництві. Дана проблема інтернаціональна. З нею зіткнулися в Канаді (Порт Хоуп), США (Гранд-Джанкшін), Україна (Жовті Води), Росія (Жовтневий) і інших країнах. Аналогічна проблема існує і в м.Терни. У 1994-1995 рр. частково були виконані роботи по дезактивації міста, але все ж залишилися проблеми, пов'язані з радоновим забрудненням будинків і радіаційним забрудненням прилеглих до будинків територій.



Рис. 3.9 Рудно-грунтова суміш на майданчику шахти "Об'єднана"



Рис. 3.10 Зруйнований комплекс будівель на майданчику шахти "Об'єднана"



Рис. 3.11 Дозиметрична зйомка на майданчику шахти

Відповідно до закону України "Про захист людини від впливу іонізуючих випромінювань" основна дозована межа індивідуального опромінення населення не повинна перевищувати 1 мЗв ефективної дози опромінення на рік, при цьому середньорічні ефективні дози опромінення людини, віднесеної до критичної групи, не повинні перевищувати встановлених дозових меж опромінення незалежно від умов і шляхів формування цих доз.

Загальна площа території гірничого підприємства, що підлягає рекультивуації, складає 68,5 га. Площа зони з особливим режимом становить 1070 га і включає практично все місто Терни. У неї потрапляє 215 багатоповерхових і 878 одноповерхових будинків.

В результаті діяльності уранодобувного підприємства відбулося забруднення навколишнього середовища. Воно обумовлено наступними факторами:

- розміщенням руди на проммайданчиках;
- вилуговуванням природних радіонуклідів з руд та порожніх порід, збагачених природними радіонуклідами;
- неконтрольованим використанням відходів для інших цілей;
- пиловим забрудненням.

З плином часу утворилася рудно-грунтова суміш, яка містить підвищені концентрації природних радіонуклідів [105-106]. Сумарна альфа-активність цієї суміші коливається від $313 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ до $406000 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$, вміст радію-226 - 110 до $5,35 \cdot 10^4 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ (табл. 3.10).

Таблиця 3.10 - Вміст природних радіонуклідів в пробах рудно-грантової суміші на проммайданчиках шахт "Об'єднана", "2/6" та "Північна-Вентиляційна"

№ проби	Місце відбору і тип проби	Вміст природних радіонуклідів, Бк·кг ⁻¹			Сумарна питома альфа-активність, Бк·кг ⁻¹
		Th-232	Ra-226	K-40	
Шахта "2/6"					
1	Майданчик навантаження руди, рудно - ґрунтова суміш	10	239	244	6340±610
2	Майданчик навантаження руди, зразок руди	—	53500	—	(4,06±0,05)·10 ⁵
4	Майданчик навантаження руди, рудно-ґрунтова суміш	14	705	307	7190±690

№ проби	Місце відбору і тип проби	Вміст природних радіонуклідів, Бк·кг ⁻¹			Сумарна питома альфа-активність, Бк·кг ⁻¹
		Th-232	Ra-226	K-40	
Шахта "Об'єднана"					
5	Аномалія 1/1, рудно- грунтова суміш	18	753	240	6750±610
Шахта "Північна Вентиляційна"					
17	Лівий відстійник ОШВ. Глибина 0,5 м. Мул	28	110	494	813±190
22	Пил з галереї №7	25	2412	1441	(2,47±0,08)·10 ⁴
26	Аномалія 3. Глибина 0,1- 0,3 м. Дресвяно- щебеневий ґрунт	25	601	542	6811±850
39	Фонова проба.	15	20	169	588±176

У місцях, де виявлені ореоли радіоактивного забруднення гранту, відзначаються як значні значення ексхаляції радону в атмосферу, так і великі концентрації радону у ґрунтовому повітрі (табл. 3.11).

Таблиця 3.11 - Еманаційні і ексхаляційні вимірювання на території шахт "2/6" і "Північна Вентиляційна"

Номер точки відбору	Місце відбору проби	Ексхаляція радону, мБк·м ⁻² ·с ⁻¹	Концентрація радону на глибині 0,5 м, кБк·м ⁻³ .
Шахта "2/6"			
12	Аномалія 1	355	50,5
13	Аномалія 1	459	48,4
14	Аномалія 2	1850	459
15	Границя аномалії 1	93	—
16	Аномалія 1	801	—
17	Аномалія 2	4050	—

Номер точки відбору	Місце відбору проби	Ексхаляція радону, $\text{мБк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{с}^{-1}$	Концентрація радону на глибині 0,5 м, $\text{кБк}\cdot\text{м}^{-3}$.
18	Аномалія 3	614	—
Шахта "Північна Вентиляційна"			
5	Тимчасове зберігання промислових відходів від видобутку уранових руд	860	960
8	Тимчасове зберігання промислових відходів від видобутку уранових руд	169	—
21	Лівий відстійник очищених шахтних вод	43	0,18
19	Фоновий вимір	28	1,18

Фонові значення ексхаляції перевищені на забруднених ділянках в 1,5-140 раз, концентрація радону в ґрунтовому повітрі на аномальних ділянках в 40-815 разів більше фонових значень. Відповідно до чинних нормативних документів ці відходи уранодобувного виробництва були прибрані і складовані в стовбурі шахти. В даний час шахта "Першотравнева-Дренажна" працює в режимі гідрозахисту, в зв'язку з чим провітрювання її ведеться за всмоктуючою схемою. Викид вихідного струменя здійснюється через диффузор стовбура "В-4".

Для радіаційної оцінки параметрів викиду в вентиляційному каналі ствола "В-4" проводилися вибіркові вимірювання концентрації радону і еквівалентної рівноважної об'ємної активності (ЕРОА) радону для визначення коефіцієнту рівноваги F (табл. 3.12).

Таблиця 3.12 – Результати вимірювання концентрації радону і ЕРОА радону в вентиляційному каналі стовбура "В-4"

Стан роботи вентилятора	Об'ємна активність, Бк·м ⁻³		Коефіцієнт рівноваги F
	радону	ЕРОА радону	
Вентиляція відключена	2080	104	0,05
Вентиляція включена	1296	132	0,1

З огляду на те, що метеорологічні і технічні умови для проведення вимірювань в стовбурі "В-4" були несприятливими, були отримані досить великі коливання коефіцієнта рівноваги F. Тому додатково були проведені дослідження його значення при інших метеорологічних умовах і сприятливих технічних параметрах. Проведені дослідження показали, що коефіцієнт рівноваги F змінюється в межах від 0,05 при непрацюючій вентиляції до 0,28 при працюючій вентиляції. Співвідношення між радоном та його продуктами розпаду залежить від вологості, тиску, температури. З огляду на те, що протягом року метеорологічні параметри можуть змінюватися в широких межах, прийнята для подальших розрахунків величина параметра F, яка дорівнює 0,2. Середньозважена концентрація радону в викидах у повітря дорівнює 1510 Бк·м⁻³, ЕРОА радону - 302 Бк·м⁻³, продуктивність вентилятора - 170 м³·с⁻¹. Таким чином, середній викид радону складає $2,57 \times 10^5$ Бк с⁻¹.

Крім того, було проведено дослідження вмісту радону і ЕРОА радону в атмосфері на території проммайданчиків шахт і Тернівського району (табл. 3.13)

Таблиця 3.13 - Результати вимірювань об'ємної активності радону і ЕРОА радону в атмосфері на території проммайданчиків шахт «О», «2/6», «С-В» і Тернівського району

№ п/п	Дата і час проведення вимірювань	№ точки.	Об’ємна активність, Бк·м ⁻³	
		Місце розташування	Rn-222 (вимірювань)	ЕРОА радону
Територія проммайданчиків шахт				

№ п/п	Дата і час проведення вимірювань	№ точки.	Об'ємна активність, Бк·м ⁻³	
		Місце розташування	Rn-222 (вимірювань)	ЕРОА радону
1	13/11/01 11:40	Т.1 Ст. УВК	22 (12-40)	8,7
2	13/11/01 12:06	Т.2 Стовбур ш. «О» (поруч з надшахтною будівлею)	28 (20-36)	10,3
3	13/11/01 12:30	Т.3 Стовбур ш. «С-В» (зруйнована)	18 (10-25)	6,0
4	13/11/01 12:50	Т.4 Стовбур ш. «2/6» (зруйнована)	16 (9-29)	4,8
5	13/11/01 13:20	Т.8 Територія шахти "2/6"	35 (20-48)	8,3
6	13/11/01 13:50	Т.9 Територія шахти "С-В" (відходи)	42 (22-62)	16
7	13/11/01 14:20	Т.10 Територія шахти "С-В"	23 (12-28)	9,0
8	13/11/01 15:00	Т.11 Територія шахти "О"	17 (10-23)	5,7
Територія Тернівського р-ну				
9	15/11/01	Т.5 Підстанція 31; Початок житлової забудови	17 (10-25)	4,8
10	29/11/01	Т.6 Тернівський р-н, пл. Петлякова	18 (11-23)	3,1
11	30/11/01	Т.7 Тернівський р-н, к/т "Восход"	16 (10-24)	3,1
12	30/11/01	Т.5. Підстанція 31; початок житлової забудови	19 (11-28)	2,5

Концентрація радону і ЕРОА радону на території міста знаходиться на рівні фонових значень для Криворізького регіону. Значення даних показників для промайданчиків трохи вище, що пояснюється підвищеним рівнем еманірування радону з радіоактивно-забруднених територій промайданчиків шахт «О», «2/6», «С-В». Стовбури шахт "2/6" і "С-В" перекриті бетонними плитами, в зв'язку з чим вихід радону з них відсутній

Для території шахти "Першотравнева" рекомендовано лісогосподарський напрямок рекультивації. Забруднені землі, що утворилися в результаті ліквідації рудних складів, відвалів, знесення будівель і споруд, в яких проводилася переробка і збагачення руд, дезактивація обладнання і місця аварійних просипів руд і ореоли розмиття забруднень під дією природних факторів після рекультивації повинні відповідати вимогам радіаційної безпеки, які викладені у СП ЛКП-91[21]:

- середня сумарна питома альфа-активність ґрунту в шарах після рекультивації 0-25 см, 25-50 см, 50-75 см і 75-100 см від поверхні не повинна бути понад $1200 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ понад природного фону;
- середня потужність еквівалентної дози зовнішнього гамма-випромінювання на висоті 1 м над поверхнею ґрунту не повинна перевищувати $0,175 \text{ мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ ($20 \text{ мкР} \cdot \text{рік}^{-1}$) понад рівень природного фону, характерного для даної місцевості.

Рекультивована територія після озеленення буде служити природним захистом м. Терни від впливу викидів Першотравневого кар'єру. Все обладнання, розташоване як на поверхні, так і під землею, після демонтажу піддається радіаційному контролю[193]. Сумарні значення поверхневого забруднення обладнання і металобрухту альфа-активними нуклідами знаходяться в межах $0,0002-0,02 \text{ Бк} \cdot \text{см}^{-2}$, бета-активними нуклідами - $0,013-1,8 \text{ Бк} \cdot \text{см}^{-2}$. Забруднення, що знімається, становить 10-70% від сумарного значення поверхневого забруднення. Все обладнання, яке брало участь в технологічному процесі видобутку і первинної переробки уранових руд, підлягає дезактивації. Металобрухт і

обладнання після дезактивації відправляються на переплавку або використовуються з будь-якого іншого призначенню в народному господарстві.

При виконанні робіт по рекультивації на території проммайданчиків шахт «О», «2/6», «С-В» буде спостерігатися пилоутворення. Пилоутворення може бути обумовлено дією вітру і діяльністю людини, рухом транспорту, будівельними і сільськогосподарськими роботами і т.ін. Найбільш небезпечними природними радіонуклідами, що містяться в пилу, є уран-238, торій-230, радій-226, свинець-210, полоній-210. Результати розрахунку річних індивідуальних ефективних дозових навантажень на референтні групи населення від вдихання пилу, що містить ПРН, наведені в таблиці 3.14.

Таблиця 3.14 - Результати розрахунку ефективних дозових навантажень на референтні групи населення від вдихання пилу, Зв рік⁻¹

ПРН	Референтний вік					
	3 міс.	1 рік	5 років	10 років	15 років	Дорослий
Уран-238	0	0	$7,86 \cdot 10^{-11}$	$1,09 \cdot 10^{-10}$	$1,51 \cdot 10^{-10}$	$4,52 \cdot 10^{-11}$
Радій-226	0	0	$5,92 \cdot 10^{-10}$	$1,24 \cdot 10^{-9}$	$3,29 \cdot 10^{-9}$	$2,73 \cdot 10^{-10}$
Торій-230	0	0	$1,46 \cdot 10^{-8}$	$1,59 \cdot 10^{-8}$	$2,1 \cdot 10^{-8}$	$8,72 \cdot 10^{-9}$
Свинець-210	0	0	$2,8 \cdot 10^{-9}$	$5,39 \cdot 10^{-9}$	$5,56 \cdot 10^{-9}$	$8,98 \cdot 10^{-10}$
Полоній-210	0	0	$2,31 \cdot 10^{-9}$	$4,43 \cdot 10^{-10}$	$1,93 \cdot 10^{-9}$	$6,43 \cdot 10^{-10}$
Всього	0	0	$2,04 \cdot 10^{-8}$	$2,3 \cdot 10^{-8}$	$3,19 \cdot 10^{-8}$	$1,06 \cdot 10^{-8}$

Результати розрахунку показали, що річні ефективні дози опромінення низькі і не перевищують 0,03 мкЗв, тобто 0,02% від квоти ліміту дози на викиди для уранових рудників[106-108]. По розташованій на території підприємства балці «Грядковата» протікає струмок, що впадає в р. Саксагань. Для оцінки забруднення вод струмка були проведені дослідження проб води (табл. 3.15) з нього після закінчення дощу шляхом відбору однієї з проб вище проммайданчика підприємства за течією струмка, інша – нижче проммайданчика [103-104].

Таблиця 3.15 - Активність природних радіонуклідів в пробах води струмка балки «Грядковата» і р. Саксагань.

Місце відбору проби води	Активність природних радіонуклідів, мБк/л				
	$\Sigma\alpha$	^{238}U	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po
Вище проммайданчика	<400	33±2	45±11	<12	7±1,4
Нижче проммайданчика	2320±950	1200±260	90±18	<11	2±0,6
Р. Саксагань (Фон)	320±25	30±4	15±3	4±1	0,7±0,3
Р. Саксагань (Кресівське водосховище)	820±28	55±6	7±4	<11	1,1±0,5

Результати аналізу проб підтвердили факт забруднення води струмка природними радіонуклідами. Найбільш інтенсивно йде змив урану і радію, як найбільш небезпечних нуклідів, що мають високі міграційні властивості.

Основними причинами забруднення поверхневих вод є вилуговування і змив забруднюючих речовин в результаті схилового стоку опадів з проммайданчику шахт «О», «2/6», «С-В». Оскільки час добігання схилового стоку для басейнів річок степової зони України становить 30 хв. [109], надходження ПРН за рахунок вилуговування незначно. В результаті схилового стоку опадів з водозбірної площі балки "Грядковата", що дорівнює 10,5 км², можливий винос забрудненого ПРН твердого в р. Саксагань у вигляді суспензій. Матеріал верхнього шару ґрунту, забрудненого ПРН, являє собою дресвяно-щебнистий матеріал з суглинистим наповнювачем (~20%). Розраховується найгірший варіант, при якому передбачається, що вся активність міститься в наповнювачі.

При русі води і суспензій по руслу балки відбудеться осадження твердих частинок. Решта суспензії (близько 1,3% [110-113] для струмка балки "Грядковата") складуть розрахункову величину концентрації компонентів забруднення у воді.

Як показують розрахунки, при невтручанні і при опадах 50% забезпеченості в р. Саксагань будуть скидатися поверхневі води з вмістом ПРН вище значень,

отриманих в результаті аналізу водних проб, відібраних в струмку вище проммайданчика.

При невтручанні і при опадах більше 50% забезпеченості в р. Саксагань будуть скидатися поверхневі води з вмістом ПРН нижче розрахункових за всіма компонентами за рахунок розведення.

При опадах менше 50% забезпеченості схиловий стік не поступатиме в р. Саксагань в результаті того, що він не буде утворюватися за рахунок перевищення випаровування над опадами.

При виконанні рекультиваційних робіт зміст ПРН в поверхневих водах зменшиться за рахунок видалення брудного ґрунту і укладання більш чистого згідно проектних вимог, та у р. Саксагань будуть скидатися поверхневі води з розрахунковими концентраціями менше величин концентрацій компонентів, виміряних в воді струмка балки "Грядковата" нижче проммайданчика, і фонових.

В даний час підприємство (шахта «Першотравнева») переведено в режим гідрозахисту, тобто виконує відкачування води з метою захисту розташованого поруч кар'єра від затоплення і забудови територій міста від підтоплення та за чинною схемою забруднені шахтні води подаються на хвостосховище ВАТ «Північний ГЗК», розташоване на відстані 7 км від шахти.

Відповідно до законів України "Про видобування і переробку уранових руд" і "Про захист людини від впливу іонізуючого випромінювання" в межах санітарно-захисної зони і зони спостереження (території з особливим режимом) здійснюється контроль за радіаційним станом робочих місць, житлових приміщень, території, а також за викидами і скидами радіоактивних речовин.

Попередні вибіркові дослідження, виконані в 1996-1997 рр. показали, що в 36% будинків спостерігаються перевищення нормативу по еквівалентній рівноважної об'ємної активності радону-222. Дозові навантаження на населення в цих будинках перебувають в межах 6,55-14,55 мЗв·рік⁻¹. На території з особливим

режимом буде проводитися радіаційний контроль, що включає визначення наступних параметрів:

- об'ємна активність природних радіонуклідів в атмосферному повітрі, поверхневих і підземних водах;
- концентрація радону, торону та їх дочірніх продуктів розпаду в атмосферному повітрі і повітрі житлових приміщень;
- потужність дози гамма-випромінювання.

Результати радіаційного контролю заносяться в екологічний паспорт території. За результатами даного контролю проводиться розрахунок ефективних доз опромінення осіб критичної групи.

3.4 Радіаційне забруднення навколишнього середовища в м. Жовті Води

Зародження уранової промисловості в Україні пов'язане з відкриттям ряду уранових родовищ в Дніпропетровській і Кіровоградській областях. Понад 100 років тому в районі розташування м. Жовті Води було розпочато відпрацювання відкритим способом родовища залізних руд. Через півстоліття тут було виявлено Жовторіченське уранове родовище і вперше в Україні розпочато його розробка. Будівництво основних шахт для видобутку уранових руд було завершено в період з 1954 по 1958 роки. Видобуток і переробку уранових руд виконує з 1951 року одне підприємство - Східний гірничодобувний комбінат. В цей же час поблизу шахт було розпочато будівництво сучасного міста. У 80-х роках відпрацювання уранових руд в м. Жовті Води було закінчено, тривало відпрацювання залізних і скандієвих руд, та в даний час родовище затоплено. Жовтоводський проммайданчик є основним системою виробничого об'єднання "СхідГЗК.

На проммайданчику розміщені рудовидобувні і допоміжні підприємства: шахти "Ольховська" і "Нова", гідрометалургійний завод, завод сірчаної кислоти і

ряд допоміжних підрозділів, необхідних для забезпечення нормальної діяльності всіх виробництв міста, тут розташований офіс комбінату.

Хвости ГМЗ і збагачувальної фабрики залізних руд складаються в хвостосховища. Хвостосховище "КБЖ" розташоване в 3 км від північної околиці міста в санітарно-захисній зоні ГМЗ. Під хвостосховище використаний відпрацьований кар'єр бурих железняків. Загальна площа водної поверхні становила 55 га. До 1987 року чаша кар'єра була практично заповнена і після часткової рекультивації використовується як резервне сховище для аварійного скидання з ГМЗ. Хвостосховище "Щ" розташоване в 1,5 км на південь від міста в межах балки і експлуатується з 1979 року. Його площа 250 га.

Хвостосховище "Р" розташоване на лівому схилі долини р. Жовта в балці. Експлуатується з 1969 року з метою скидання хвостів залізних руд збагачувальної фабрики шахти "Нова". Площа хвостосховища - 230 га. Шахтні води, що містять радіонукліди, після очищення скидаються в гидросеть. Обсяг скидання становить 2,4 млн.м³ в рік.

Недооблік при проектуванні шкідливого впливу видобутку і переробки уранових руд призвело до того, що місто опинилося практично оточеним радіаційно-небезпечними об'єктами. На півночі в 2-х км від міської межі розташовані гідрометалургійний завод та хвостосховище "КБЖ"; на сході практично примикає до міській забудові територія шахти "Нова"; на півдні розташована велика чинне хвостосховище "Щ". Вплив хвостосховищ на забруднення ґрунту, повітря, рослинності такими радіонуклідами як R a-226, Po-210, Pb-210 простежується на відстані до 2-х км від кордонів хвостосховищ. Крім перерахованих об'єктів джерелами забруднення міського середовища є пилогазові вентиляційні викиди, склади руд і пустих порід.

В кінці 90-х років на території колишньої уранової шахти "Ольховська" був реалізований один з перших проектів з рекультивації [114]. Роботи включали розбирання розташованого на цій території терикону і санацію забруднених земель. На початку 90-х років були практично закінчені відновлювальні роботи.

Порода терикону була розсортовані: частина, що містила багаті руди, була перероблена на гідрометалургійному заводі, інша була вивезена в провал шахти «Нова». Після проведення реабілітаційних робіт був виконаний послерекультивационний контроль. Він включав проведення комплексу наступних робіт:

- дозиметричну гамма-зйомка;
- еманаційна зйомка;
- емісійна радонова зйомка;
- відбір проб ґрунту і аналіз їх на вміст природних радіонуклідів.

Основна кількість вимірних значень потужності еквівалентної дози гамма-випромінювання на рекультивованій території лежить в діапазоні від 0,1 до 0,22 мкЗв·год⁻¹, що відповідає значенням природного радіаційного фону району.

Еманаційних зйомка проводилася для залишкових джерел забруднення, що залягають на глибині і не зазначених гама-зйомкою. Мінімальні значення вмісту ґрунтового радону відзначені в центрі досліджуваної території. Це пояснюється переущільненням ґрунту, який перебував під териконом шахти «Ольховська», і повною заміною забрудненої частини підстилаючих порід. На більшій частині території середня концентрація радону в ґрунті знаходиться в межах $(10-20) \cdot 10^3$ Бк·м⁻³, що відповідає фоновим значенням району. Максимальні значення ґрунтового радону відзначені в південній частині досліджуємої території, де концентрації перевищують фонові в 20-50 разів. Зазначені аномалії, в основному, обумовлені відкладенням і накопиченням радіонуклідів в зниженнях рельєфу (канавах, поглибленнях).

У найбільш характерних точках досліджуваної території були проведені заміри ексхаляції радону з ґрунту. З п'яти вимірів в трьох точках відзначені фонові значення, рівні 15-25 мБк·м⁻²·с⁻¹. У центрі аномалії 1, визначеної за допомогою еманаційних зйомки, ексхаляція радону досягає величини 553 мБк·м⁻²·с⁻¹. За результатами обстеження виконані додаткові роботи по санації

забруднених місць. У м. Жовті Води, як і в багатьох інших урановидобувних містах США, Канади, Німеччини на початкових етапах розвитку галузі відбувалася недооцінка небезпечного впливу низькоактивних відходів виробництва, в результаті якого відбулося безконтрольне використання порід відвалів в господарської діяльності населення[115-118,191-196]. Це призвело до забруднення території міста. У 80-і роки почалася дезактивація окремих частин міста, однак цього виявилось недостатньо. Розподіл середньої величини гамма-фону на території міста становить:

для 88% території - $0,16 - 0,4 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$

для 8% території - $0,4 - 1,5 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$;

для 3% території - $1,5 - 2,5 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$

для 1% території - $2,5 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$.

Виявлено понад 5,4 тис. аномальних точок і ділянок з інтенсивністю гамма-випромінювання понад $1,2 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$, в 460 точках потужність дози гамма-випромінювання перевищує $10 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$ і в 57 точках - $30 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$. Всі аномалії пов'язані з породами, що містять підвищені кількості природних радіонуклідів. ПО локалізації аномалії розподілені наступним чином:

- у фундаментах будинків - 1334 (25%) аномалій;
- в покритті будинків і площ - 2400 (44%) аномалій;
- локальні ділянки - 1253 (23%) аномалій;
- ділянки невизначеної локалізації - 430 (8%) аномалій.

У місті були виконані масові роботи з очищення території від відходів. На Жовтоводському майданчику в рамках проведення моніторингу стану навколишнього середовища була виконана радонова зйомка міста. Вона проводилася для оцінки якості виконаних робіт по реабілітації м. Жовті Води. Твердотільні детектори для визначення об'ємної активності радону в повітрі були розставлені у всіх частинах міста. Установка детекторів проводилася в період з 01 по 05 листопада 2012 року на території м. Жовті Води та прилеглих районів на

найбільш ймовірних радононебезпечних напрямках. Координати місця установки трекового детектора фіксувалися за допомогою GPS навігатора GARMIN 60. Час установки детектора фіксувалося в польовому журналі. Зокрема детектори були розставлені в наступних районах міста:

1. Центр міста-парк;
2. Північна частина міста, район ГМЗ;
3. Східна частина міста, район провалу шахти «Нова»;
4. Південна околиця міста. Район вул. Маяковського;
5. На відстані 3-4 км в південно-східному напрямку від міста.

Проведені дослідження дозволили встановити основні території радонового забруднення в місті. В якості фонового значення радону в атмосфері району (рис. 3.12.) приймаємо результати радонових вимірювань на відстані 3-4 км від міста і рівне $10 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$.



Рис. 3.12 Результати вимірювання об'ємної інтегральної активності радону на прилеглий до м. Жовті Води території з південної і південно-східної сторони. — хвостосховище «Щ»

▲ — хвостосховище «Щ», ■ — хвостосховище балка «Р»

Вплив чинного хвостосховища «Щ» поширюється до південної межі міста і середнє значення становить $45 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$, а це в 4,5 рази перевищує фонове значення. Є також вплив хвостосховища «Р», в яке скидалися шахтні води шахти «Нова» і його вплив оцінено у перевищенні фонових значень у 2 рази.

На рисунку 3.13 показані результати вимірювань концентрацій радону в центрі міста. Також відзначено підвищені концентрації радону, що перевищують фонові значення у 1,8-4,8 рази. Це свідчить про залишкове радіоактивне забруднення центральної частини міста. В районі шахти «Нова» та розташованого поруч провалу [119] не спостерігається різкого підвищення концентрації радону в атмосфері і середня його активність становить $15 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$.



Рис. 3.13 Результати вимірювання об'ємної інтегральної активності радону у центрі м. Жовті Води.

▲ – хвостосховище «Щ», ■ – хвостосховище балка «Р», ● – провал та шахта «Нова»

На рисунку 3.14 наведені результати вимірювання активності радону в атмосфері в північній частині міста, де розташовані діючий гідрометалургійний завод з переробки уранових руд і недіюче хвостосховище «КБЖ».



Рис 3.14 Результати вимірювання активності радону в атмосфері в північній частині міста.

■ – гідрометалургійний завод з переробки уранових руд та хвостосховище «КБЖ».

У цьому районі відзначено висока активність радону в атмосфері, яка змінюється від 44 до 73 Бк·м⁻³. Це пояснюється як впливом діючого заводу, так і викидами радону з поверхні хвостосховища «КБЖ». На рисунку 3.15 приведено

розподіл точок по діапазонах об'ємної активності радону в атмосфері згідно з результатами досліджень, м. Жовті Води.

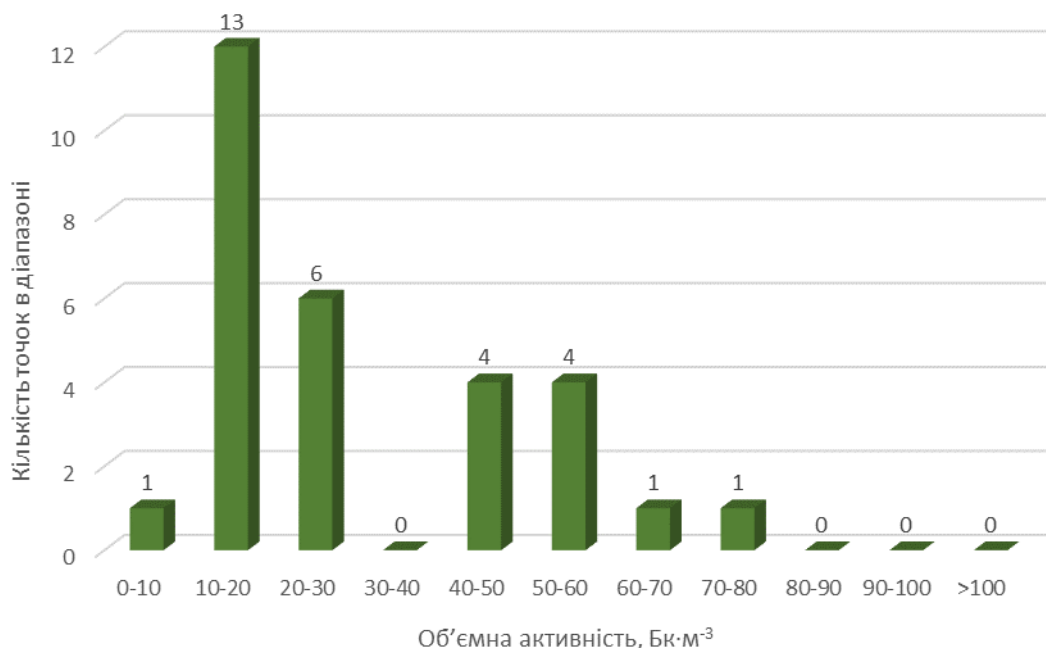
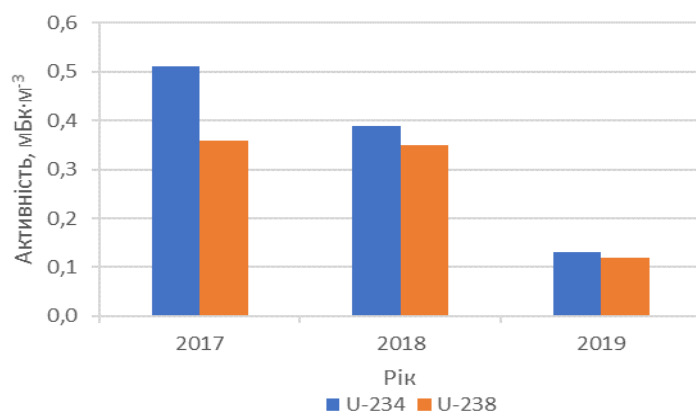


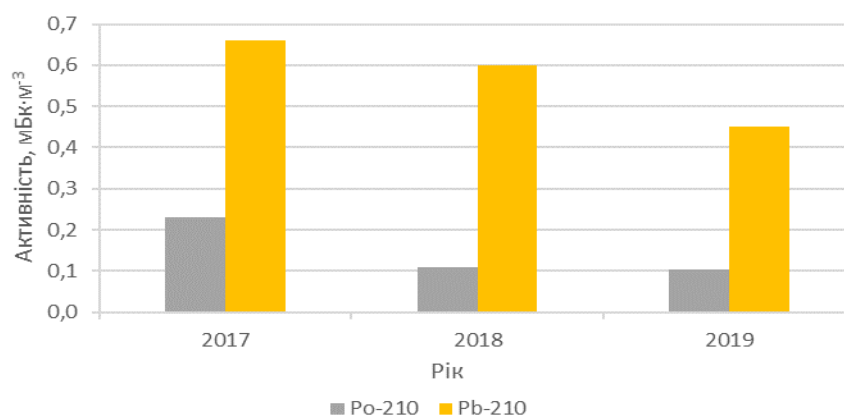
Рис. 3.15 Розподіл точок по діапазонах об'ємної активності радону в атмосфері згідно з результатами досліджень у м. Жовті Води.

Діапазони обрані з кроком 10 Бк·м⁻³. Як видно з графіка, основні значення об'ємної активності радону в атмосфері знаходяться в діапазоні 10-30 Бк·м⁻³. Це характерно для територій, де не спостерігається техногенного впливу промислового уранового виробництва. Об'ємна активність радону в атмосфері в діапазоні 40-80 Бк·м⁻³ є індикатором для детальних досліджень джерел радонового забруднення атмосфери[120] і оцінки відповідності вимогам нормативних документів з радіаційної безпеки.

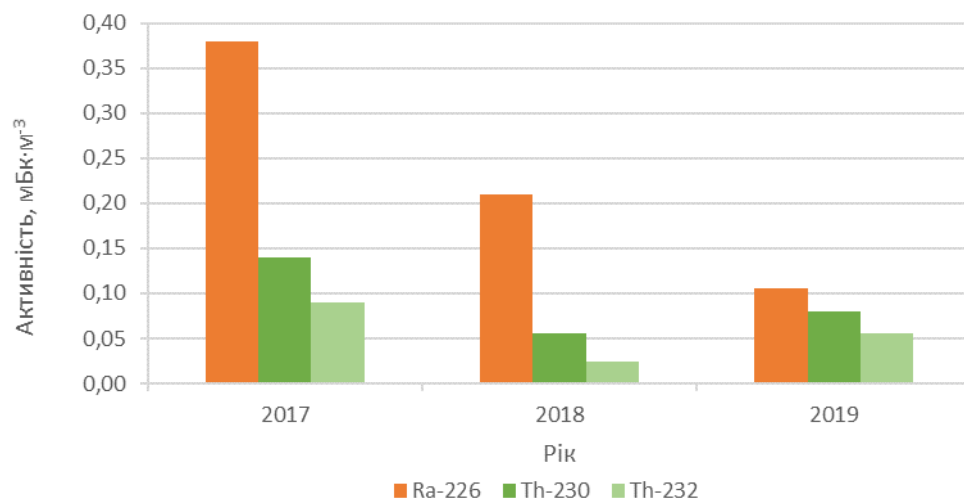
З 2017 по 2019 рік дослідження радіаційного забруднення повітря природними радіонуклідами ряду урану проводилися у СЗЗ та зоні спостереження хвостосховища «Щ» у м. Жовті Води (рис. 3.16). Контроль якості атмосферного повітря навколо хвостосховища у балці «Щербаківська» проводився 1 раз на квартал.



Нормативне значення для зони спостереження: U-234 - 2,0 МБк·м⁻³, U-238 - 3,0 МБк·м⁻³



Нормативне значення для зони спостереження: Po-210 - 3,0 МБк·м⁻³, Pb-210 - 5,0 МБк·м⁻³



Нормативне значення для зони спостереження: Ra-226 - 0,7 МБк·м⁻³, Th-230 - 0,4 МБк·м⁻³, Th-232 - 0,4 МБк·м⁻³

Рис. 3.16. Моніторинг річної об'ємної активності природних радіонуклідів в повітрі в 2017-2019 роках у точці спостереження (х. Козацький) у зоні спостереження хвостосховища «Щ».

Відбір про для вимірювання питомої активності радіонуклідів в повітряних фільтрах здійснювався у наступних напрямках: - хвостосховище - у напрямку населених пунктів Ганнівка, Володимирівка, Козацьке, фонові (10 контрольних точок у квартал). Пробовідбір атмосферного повітря для радіологічного аналізу здійснюється з використанням повітродувок продуктивністю 1,0 м³/хв. та спецфільтрів типу FPAE-810 в одній точці. В повітряних фільтрах вимірювалася питома активність радіонуклідів урану-234, урану-238, радію-226, полонію-210, свинцю-210. За весь час спостережень не було зафіксовано перевищень допустимих концентрацій, причому середньорічні рівні об'ємної активності ПРН знаходяться на рівні фонових.

Висновки до 3 розділу

1. Для виконання лабораторних випробувань були опрацьовані методики вимірювання природних радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища (грунт, повітря, вода, харчові продукти), також методики польових досліджень радону та ЕРОА радону-222 у атмосфері.
2. Виконані дослідження забруднення атмосфери у СЗЗ Інгульської шахти та встановлено, що внесок в ефективну дозу на населення від викидів довгоживучих природних радіонуклідів, становить 0,00181-0,00384 мЗв. Ця доза становить 1,5 - 3,2% від ліміту дози для населення від викидів, який дорівнює 0,120 мЗв на рік.
3. Активність радону в атмосферному повітрі на території м. Кропивницький (в районі шахти «Центральна») змінюється в дуже широких межах від 8,9 до 152,8 Бк/м³. Середнє значення становить 51,5 Бк/м³. Фонові значення знаходяться в межах 9,1-16,9 Бк/м³ при середньому значенні 13,2 Бк/м³. Значення активності радону в досліджуваному районі в більш ніж чотири рази перевищують фонові значення.
4. Приведено досвід радіаційного дослідження на території першого підприємства з добування уранових руд. Результати розрахунку показали, що

річні ефективні дози опромінення низькі при виконанні рекультиваційних робіт і не перевищують 0,03 мкЗв, тобто 0,02% від квоти ліміту дози на викиди для уранових рудників. Після виконання рекультиваційних робіт зміст ПРН в поверхневих водах зменшиться за рахунок видалення брудного ґрунту і укладання більш чистого згідно проектних вимог, та у р. Саксагань будуть скидатися поверхневі води з розрахунковими концентраціями на рівні фонових концентрацій компонентів.

5. Приведено результати дослідження радіаційного забруднення природними радіонуклідами м. Жовті Води та післярекультиваційного контролю. Виконана радонова зйомка міста довела, що є джерела забруднення радоном навколишнього середовища у місці. Об'ємна активність радону в атмосфері в може служити індикатором для детальних досліджень джерел радіаційного забруднення атмосфери і оцінки відповідності вимогам нормативних документів з радіаційної безпеки.

6. Результати дослідження впливу діяльності гірничодобувного підприємства на забруднення навколишнього середовища природними радіонуклідами, що наведені у розділі 3 роботи, опубліковані в наступних працях автора [101-106, 108, 113, 117, 118-120].

4. ДОСЛІДЖЕННЯ ВПЛИВУ РАДОНУ НА ЗАБРУДНЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА В РАЙОНІ ПІДПРИЄМСТВ З ВИДОБУТКУ І ПЕРЕРОБКИ РУД.

4.1 Розробка методу вимірювання ексхаляції радону.

Процес виділення радону або торону з поверхні гірських порід, ґрунту, води, рослинності в атмосферу називається ексхаляцією. Кількісно ексхаляція визначається щільністю потоку радону або торону і виражається в одиницях активності радіоактивного газу, що виділяється з одиниці поверхні в одиницю часу. Основна частина вимірювань ексхаляції проводилася до недавнього часу для вивчення виходу радону з ґрунту в атмосферу і використовувалася головним чином в метеорології [121-122]. На даний час вимірювання щільності потоку радону проводяться при контролі якості захоронення відходів видобутку і переробки уранових руд, визначенні дебіту радону в гірничі виробки, а також при вирішенні проблеми присутності радону в оселях.

Всі методи вимірювання ексхаляції можна розділити на три групи:

- з використанням накопичувальних камер;
- із застосуванням колектора Пірсона;
- розрахункові методи з використанням виміряного розподілу радону в повітрі ґрунту або в атмосфері.

Незважаючи на широке застосування цих методів в 60-і роки, через низку недоліків і невизначеностей в проведенні вимірювань, вони розглядаються в даний час як оціночні. Так, в класичному варіанті методу накопичувальних камер ділянку землі ізолюють від атмосфери, що призводить до спотворення вимірюваної величини внаслідок зміни природного градієнта концентрації. В іншому варіанті цього методу підтримується атмосферний тиск всередині накопичувальної камери, при цьому виникають невизначеності, пов'язані з

розведенням радону атмосфери повітрям і способом переведення газу в вимірювальну камеру. Крім того, вимірювання низьких значень ексхалляції ($<0,01 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$) цим методом утруднені, тому що через обмежену чутливість еманометрів доводиться збільшувати час накопичення до доби, що зважаючи на наявність добових варіацій ексхалляції сильно спотворює отриманий результат.

У методах із застосуванням колектора Пірсона здійснюється безперервне прокачування повітря насосом, при цьому змінюються природні умови виходу в атмосферу, що вносить спотворення в вимірювану величину.

У розрахункових методах невизначеності пов'язані з неадекватністю прийнятих моделей поширення радону у реальній ситуації і точністю застосовуваних коефіцієнтів [123-126].

Найбільш точним і простим у виконанні представляється метод експозиції сорбенту (активоване вугілля) на поверхні, що еманує, з подальшим аналізом його на гамма-спектрометрі. Кращими сорбентами радону є ті марки вугілля, які мають максимальний об'єм мікропор і мінімально необхідний об'єм мезо- і макропор для транспорту газу до мікропор. Для вимірювань можна використовувати газове активоване вугілля марок СКТ, СКТ-2, СКТ-2М, а також різновиди вугілля марок СКН і СКАН з переважним розвитком мікропор.

Пропонований метод [127] відрізняється від відомих трьома принциповими особливостями:

- активоване вугілля експонується у відкритій касеті, яка має зв'язок з атмосферою, що дозволяє вимірювати повний потік радону (конвективна + дифузійна складові), а не тільки його дифузійну складову;
- виключається пересипання вугілля відразу після експонування, що запобігає втрати сорбованого радону;
- вугілля експонується не на самій вимірюваній поверхні, а на відстані 0,5 см, що дає можливість уникнути забруднення вугілля і зменшити вплив вологи при вимірюванні сильно зволжених ґрунтів.

Пристрій для вимірювання щільності потоку радону складається з корпусу висотою 5 см (рис. 4.1), вимірювальної касети з сорбентом і запобіжного вугільного патрона.

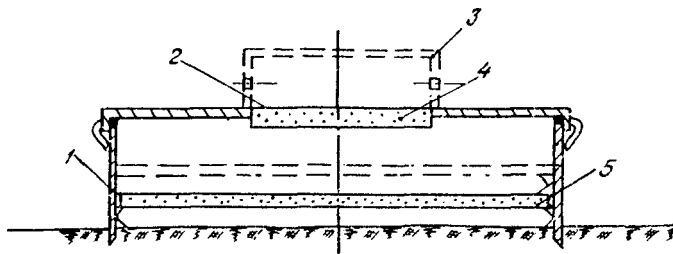


Рис. 4.1 Пристрій для вимірювання щільності потоку радону

1 - корпус; 2 - протипилловий фільтр; 3 – захисна кришка, що встановлюється на час дощу; 4-запобіжний вугільний патрон; 5 – вимірювальна касета з сорбентом

У необхідних випадках при швидкості вітру більше $15 \text{ м} \cdot \text{с}^{-1}$ в пристрої для вимірювання щільності потоку радону може міститися друга касета з сорбентом для контролю проскоку радону, що розташовується на відстані 1 см від першої касети. Запобіжний вугільний патрон виключає потрапляння радону з атмосфери на вимірювальну касету. Фільтрувальна тканина, що покриває вугілля патрона, захищає його від пилу.

Вимірювальний пристрій встановлюється на досліджувану поверхню таким чином, щоб не допустити зазорів між корпусом і поверхнею. При вимірах на м'яких ґрунтах касета вдавлюється до упорів, а при замірах на скельних породах зазор між касетою і поверхнею порід герметизується.

У разі поверхонь, що сильно еманують та створюють високі приповерхневі концентрації радону в атмосфері, до складу пристрою необхідно включати запобіжну кришку, що запобігає сорбції на вугілля атмосферного приповерхневого радону.

Час експозиції вибирається виходячи з очікуваної величини щільності потоку радону, чутливості вимірювальної апаратури, необхідної похибки

вимірювань і площі вугільного диска. При вимірюванні щільності потоку радону фонового рівня з використанням касети площею 318 см² і спектрометра СГС-200 знадобилося близько 3 годин для досягнення 10% -ної відносної похибки.

Час експозиції T_{ex} розраховуємо за формулою:

$$T_{ex} = \frac{L_q}{R_s \cdot S_g \cdot k_{sor}} \quad (4.1)$$

де L_q – мінімально детектируєма активність наявного спектра, яка визначається для q-го значення максимально допустимої відносної похибки, Бк;

R_s – очікувана щільність потоку радону, Бк·м⁻²·с⁻¹;

S_g - площа вимірювальної касети з сорбентом, м²;

k_{sor} - коефіцієнт сорбції радону активованим вугіллям, відн. од.

Після закінчення експозиції вимірювальна касета з сорбентом виймається з пристрою і поміщається в поліетиленовий пакет. Після закінчення трьох годин (після закінчення експозиції), коли радон досягає рівноваги з дочірніми продуктами розпаду, активоване вугілля з касети пересипається в стандартну кювету для вимірювання на гамма - спектрометрі. Визначення кількості ²²²Rn, адсорбованого вугіллям, проводиться по фотопікам ²¹⁴Pb з енергіями 0,609 MeV і 1,76 MeV.

Концентрація ²²⁰Rn визначається по лінії ²⁰⁸Tl з енергією 2,61 MeV.

У разі вимірювання активності вугілля на гамма-спектрометрі з напівпровідниковим детектором можна використовувати всі гамма-лінії дочірніх продуктів радону і торону, підсумовуючи їх з масовими коефіцієнтами, що підвищує точність визначення.

При проведенні спектрометричних вимірювань в разі використання відносного методу визначення активності ²²²Rn у вугіллі за 30 днів до вимірювань виготовляється еталон шляхом змішування стандартного радієвого розчину з

певною кількістю активованого вугілля, який використовується в вимірах. Після змішування вугілля герметично закривається в кювету такого ж об'єму і форми, як і робоча. Еталон на ^{220}Rn виготовляється шляхом рівномірного розміщення і закріплення еталонного рівноважного торієвого порошку в кюветі з активованим вугіллям і подальшої герметизації її.

За результатами спектрометричних вимірювань активності ^{222}Rn щільність потоку R_s , $\text{Бк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{с}^{-1}$ визначається за формулою:

$$R_s = \frac{q_{\text{Rn}}}{S_g \cdot T_{\text{ex}} \cdot k_{\text{sor}}} \quad (4.2)$$

де q_{Rn} – активність ^{222}Rn в вимірюваному активованому вугіллі, Бк.

S_g – площа вимірювальної касети з сорбентом, м^2 ;

k_{sor} – коефіцієнт сорбції радону активованим вугіллям, відн. од.

T_{ex} – час експозиції, с.

Коефіцієнт сорбції радону активованим вугіллям визначається експериментально для кожної використовуваної марки вугілля. У лабораторних умовах визначався коефіцієнт сорбції активованого вугілля марки СКТ. Попередньо знаходили оптимальну товщину шару вугілля, що впливає на загальну кількість активованого вугілля, необхідного для ефективної сорбції радіоактивних газів, що еманують з ділянки поверхні. Для встановлення оптимальної товщини сорбенту з активованого вугілля на поверхню, що складається з хвостів переробки уранових руд, поміщали одночасно сім кювет з різною кількістю активованого вугілля. Кювети являли собою короткі алюмінієві трубки діаметром 53 мм і довжиною 25 мм, один кінець яких затягнутий марлею, а другий відкритий. На марлю розміщувався активоване вугілля. Після одногодинного експонування кожна кювету витримували протягом 3 ч в поліетиленовому пакеті. Потім кювети по черзі завантажувалися в колодязь спектрометра СГС-200.

Результати вимірювань показали (рис. 4.2), що оптимальна товщина шару вугілля $0,7 \text{ г} \cdot \text{см}^{-2}$. Подальше збільшення шару вугілля не призводить до істотного збільшення кількості сорбованої радону. В подальшому для досліджень використовували шар вугілля оптимальної товщини.

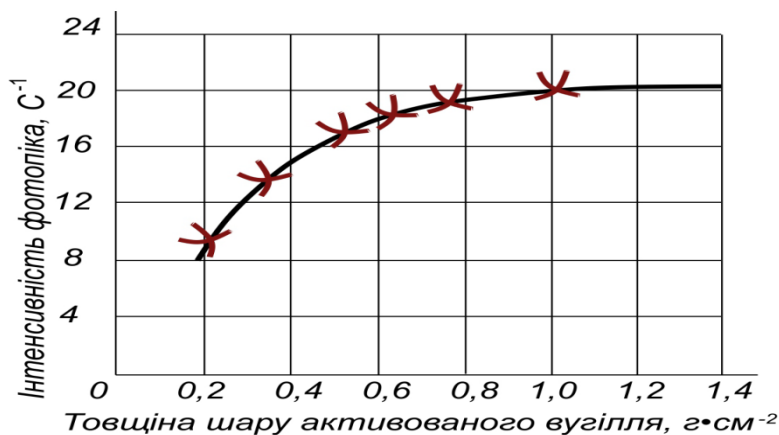


Рис. 4.2. Залежність ефективності сорбції активованого вугілля від його товщини.

Коефіцієнт сорбції активованого вугілля для нормальних умов ($P=0,1 \text{ МПа}$, $t = 20^\circ\text{C}$, $W= 30\%$) визначався шляхом повільного пропускання певної кількості ^{222}Rn , що надходить з барботера з еталонним радієвим розчином і після того, як він минув осушувач, проходить через систему трьох шарів активованого вугілля. Кювети з вугіллям розташовувалися на відстані 10мм один від одного, причому нижня розміщувалася в воронці Бюхнера, до якої приєднувався шланг від осушувача. Вимірювання показали, що 98,5% всього ^{222}Rn сорбуються в першому шарі активованого вугілля, 1,5% -в другому, в третьому шарі радон виявлений не був. Таким чином, для нормальних умов $k_{\text{сор}} = 0,985$. В подальшому використовували шар активованого вугілля товщини $0,7 \text{ г} \cdot \text{см}^{-2}$, що дозволяє при коефіцієнті сорбції 98,5% всього ^{222}Rn проводити моніторингові вимірювання інтегрального рівня ексхаляції від $4 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$ при похибці вимірювання не більше 20%.

На цій же лабораторній установці вивчали залежність коефіцієнта сорбції від температури та вологості. Кювету з одним шаром активованого вугілля

попередньо нагрівали до певної температури в сушильній шафі. Потім через кювету протягом 1,5 ... 2 хв пропускався ^{222}Rn з еталонного розчину, після чого повторювалася процедура витримки і вимірювань. Температура вугілля контролювалася термометром. Вимірювання швидкості охолодження вугілля показали, що через 2 хв після вилучення кювети з сушильної шафи падіння температури не перевищувало 3°C за 1 хв. Отримані таким способом значення k_{sor} для різних температур перевірялися іншим методом, при якому попередньо підігріта кювета з вугіллям встановлювалася на поверхню хвостового матеріалу і під час експонування (15 ... 20 хв) підтримувалася постійна температура вугілля за допомогою рефлекторної лампи.

З графіка (рис. 4.3) видно, що в діапазоні температур від 10°C до 45°C k_{sor} змінюється від 99 до 85%. З урахуванням того, що в літній час температура ґрунту і повітря на висоті 2 см може досягати $50\text{--}60^{\circ}\text{C}$, необхідно контролювати в спекотну пору температуру повітря в приземному шарі і вводити відповідні поправки в розрахунки.

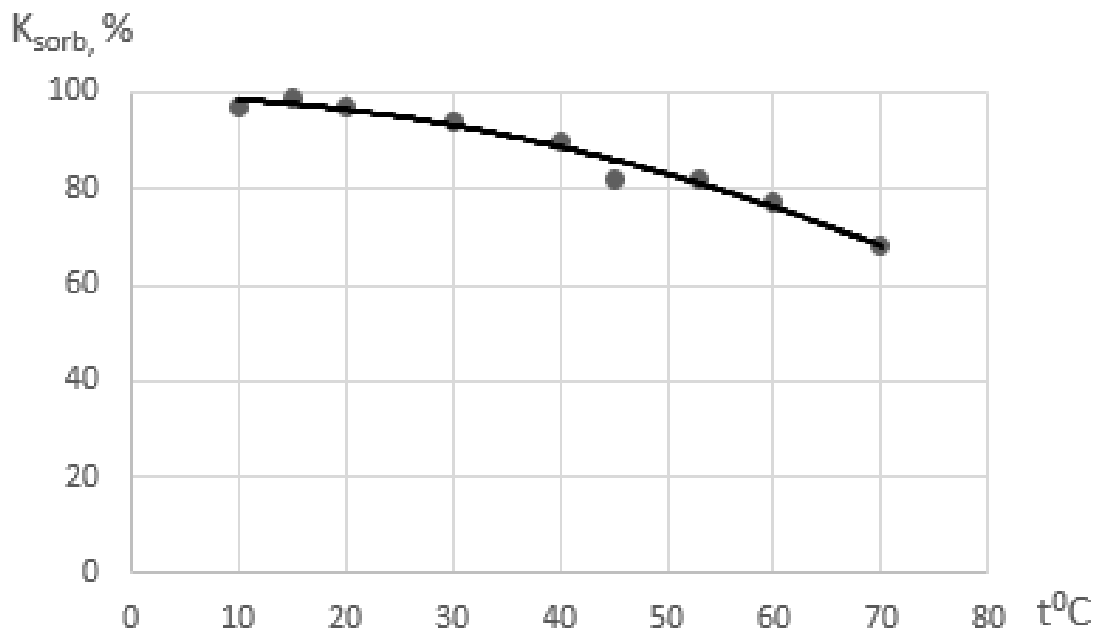


Рис. 4.3. Залежність k_{sor} радону шаром активованого вугілля оптимальної товщини від температури

Експерименти по визначенню впливу вологості повітря на сорбційні властивості активованого вугілля показали, що k_{sor} залишається незмінним в діапазоні виміряної вологості 30 ... 89%.

Для більш точних вимірювань бажано використовувати свіже вугілля. Повторно використовувати вугілля можна після 30-денної витримки і контрольних вимірів. Не рекомендується проводити температурну десорбцію вугілля, оскільки він швидко втрачає свої властивості через вигорання і деструктивні зміни.

Для статистичної оцінки методу проводили 20 вимірювань щільності потоку радону з поверхні хвостового матеріалу в лабораторних умовах. В результаті обробки даних встановлено, що результати вимірів належать нормальному розподілу. Коефіцієнт варіації, обчислений за цими вимірами, дорівнює 10%. Запропонований метод дозволяє проводити емісійні радонові зйомки на значній площі шляхом одночасного експонування на досліджуваній території 20-30 пристроїв. Крім того, метод дозволяє проводити прямі вимірювання ексхаляції радону і торону зі стін гірничих виробок і житлових приміщень.

4.2. Експериментальні дослідження рівня виділення радону з різних поверхонь, що еманують.

4.2.1 Радіаційне обстеження території в районі видобутку кольорових металів

Селище Акчатау є другим за величиною адміністративно-промисловим містом Агадирського району Дзезказганської області Казахстану. У ньому ведеться видобуток і переробка вольфрамових і молібденових руд ВО "Казвольфрам". В геологічному відношенні селище розташоване на тріщинуватому гранітному масиві. Грунт на території селища практично відсутній. Для оцінки дозових

навантажень на населення селища, крім вимірювань ^{222}Rn і його продуктів розпаду в повітрі житлових приміщень, проводилися вимірювання потужності експозиційної дози гамма-випромінювання (як в будинках, так і на території селища) і рівноважної еквівалентної об'ємної активності ^{222}Rn в атмосферному повітрі [128-129]. При пошуках джерела радону-222 в оселях і районування території здійснювалися прямі вимірювання щільності потоку радону з земної поверхні, а також з поверхні підлоги в будинках.

Щільність потоку радону-222 з земної поверхні і з поверхні підлоги приміщень вимірювалася з використанням розробленого методу сорбції газу на активованому вугіллі. Спеціальні пристрої, що містять касети з активованим вугіллям, встановлювалися на досліджувану поверхню, експонувалися на ній і в подальшому вугілля піддавалося гамма-спектрометричному аналізу.

Вимірювання потужності еквівалентної дози (ПЕД) гамма-випромінювання на території селища виконувалися з метою оперативного виявлення і визначення межі ділянок, пов'язаних з виходом на земну поверхню гірських порід з підвищеним вмістом природних радіонуклідів. На цих ділянках можна було очікувати значного потоку радону-222 в атмосферу. Вимірювання потужності дози гамма-випромінювання в будинках проводилися для виявлення будинків, побудованих з "брудних" будівельних матеріалів і для отримання чисельних значень, що використовуються в розрахунку сумарної ефективної дози на населення. Гамма-зйомкою була охоплена вся територія селища. В результаті проведених робіт було виділено 11 аномальних ділянок і 12 точкових аномалій зі значеннями ПЕД, що перевищують $0,30 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$ при фоні місцевості $0,18 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$. Зйомкою була виділена велика аномальна зона на північному заході селища, всередині якої виявлені 12 локальних ділянок з ПЕД більше $0,60 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$. Підвищені значення ПЕД в цьому районі обумовлені наявністю виходів на денну поверхню лейкократових гранітів, збагачених урановою мінералізацією, а також наявністю зони геологічного розлому, заповненого грейзенізованими породами. На території цієї аномальної зони розташовані

одноповерхові будинки чотирьох вулиць (рис. 4.4). Саме в цих будинках наступними вимірами були відзначені найбільш високі концентрації радону-222.

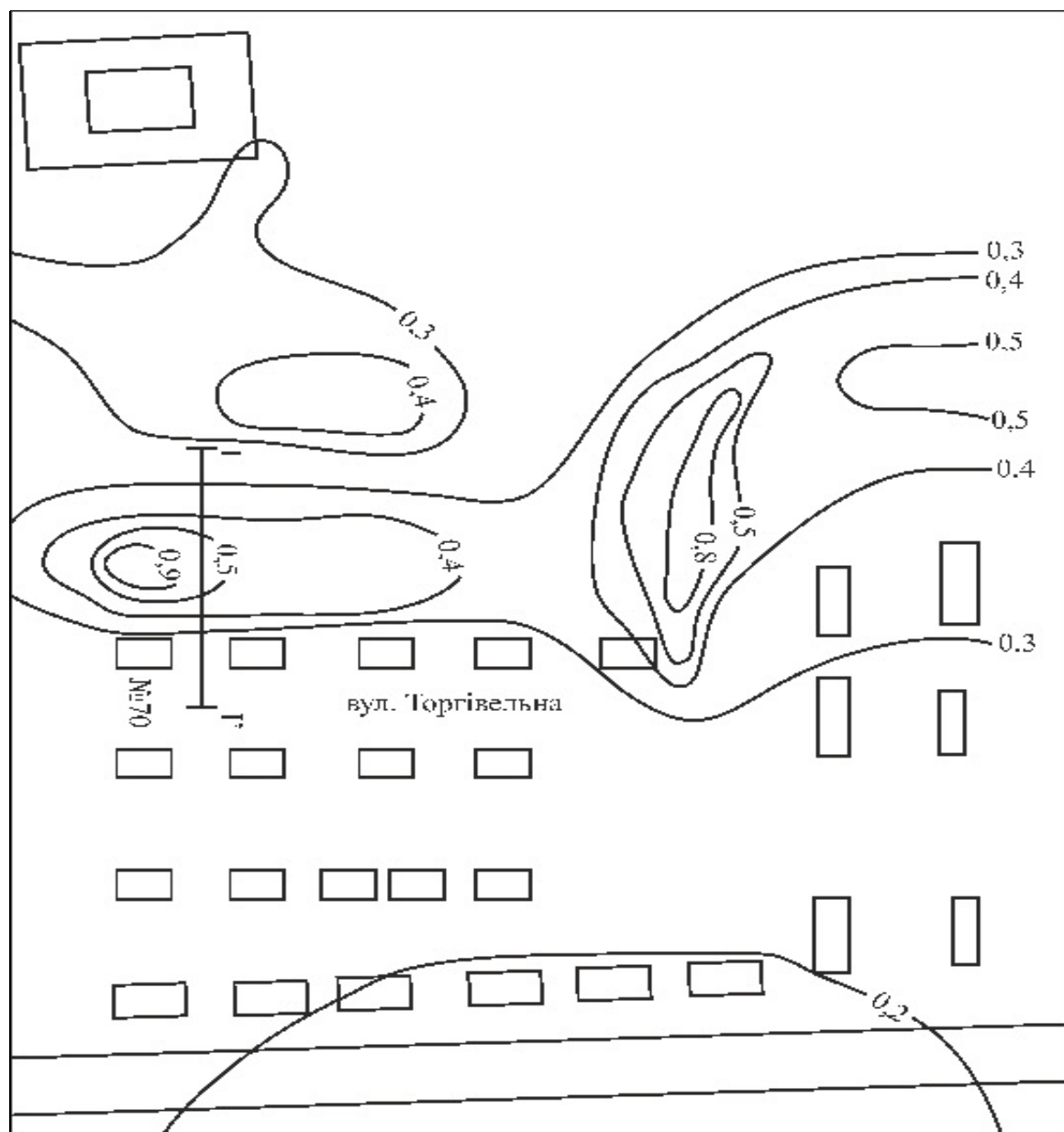


Рис. 4.4 Ізолінії рівнів потужності дози гамма-випромінювання на території частини селища, $\text{мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$.

Вимірами було охоплено 124 приміщення в 119 будинках селища. У кожному будинку проводилися вимірювання не менше 3 разів на різні пори року. У частині будинків з високими концентраціями радону-222 велися сезонні і

добові спостереження. Частотний розподіл середньої рівноважної еквівалентної концентрації радону-222 в будинках селища приведено на рисунку 4.5.

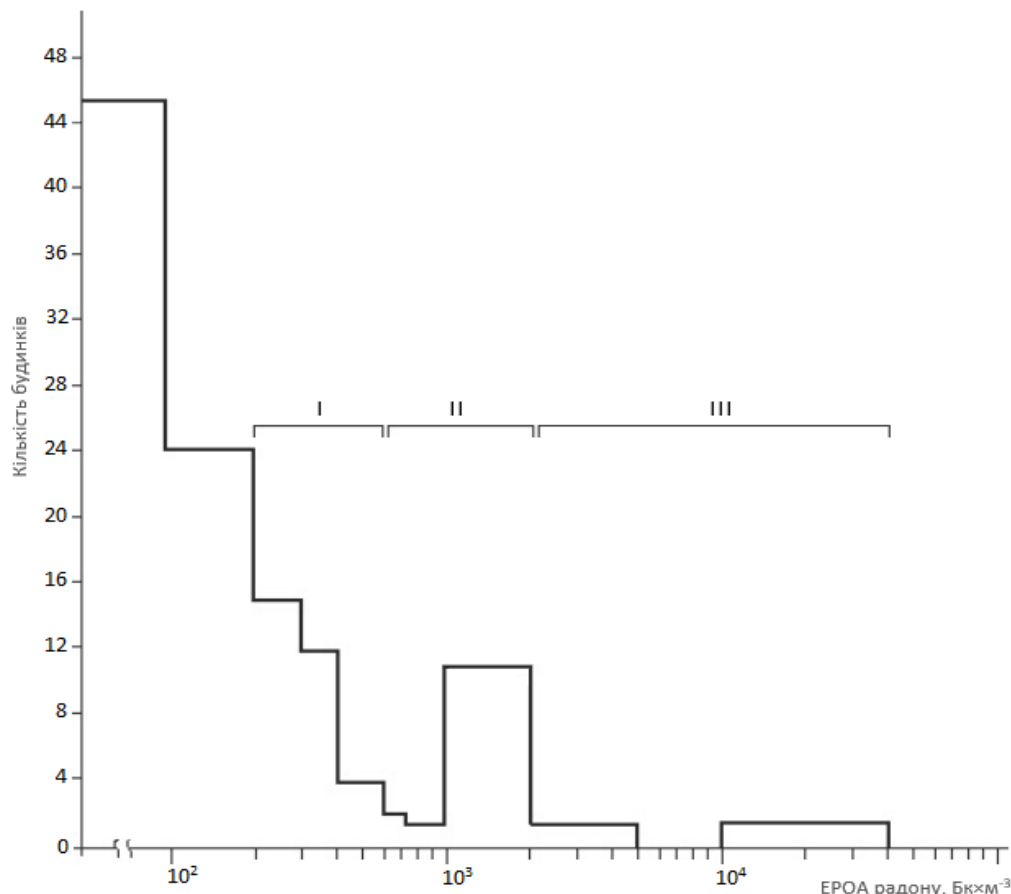


Рис. 4.5 Розподіл середньої рівноважної еквівалентної концентрації радону-222 в будинках селища Акчатау: перший діапазон I – від 200 до 600 Бк·м⁻³; другий діапазон – від 600 до 2000 Бк·м⁻³; третій діапазон – 2000 від 40000 Бк·м⁻³.

Максимальне значення, отримане в одиничному вимірі в будинку 71 по вулиці Торговій, досягало 56 990 Бк·м⁻³. При цьому коефіцієнт рівноваги між радоном-222 і його продуктами розпаду дорівнював 0,83. Середньорічна рівноважна еквівалентна концентрація радону-222 в цьому будинку склала 37 650 Бк·м⁻³. В 73 будинках проводились вимірювання концентрації радону-222 і в середньому по всім виміряним квартирах коефіцієнт рівноваги F склав 0,57.

Відповідно до наведеного розподілу (рис. 4.5) і за даними по потужності еквівалентної дози гамма-випромінювання, концентрації ЕРОА радону-222 в атмосфері ($4,2 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ - середнє значення по 10 пунктам), а також з урахуванням вкладу радону -222 були розраховані дозові навантаження на населення обстежених будинків. Сумарна ефективна еквівалентна доза для жителів квартир з найбільшою концентрацією радону (діапазон III на рис. 4.5) склала від $0,64$ до $2,312 \text{ Зв} \cdot \text{рік}^{-1}$. Це 3% від загальної кількості обстежених будинків. Ефективна еквівалентна доза для жителів будинків II діапазону концентрацій радону склала від 51 до $300 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ (12% обстежених будинків). Для жителів будинків I діапазону концентрацій радону доза склала від $15,6$ до $43 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ (29% обстежених будинків). І хоча кількість обстежених будинків становить $1/4$ від усього житлового фонду, наведені значення доз характеризують радіаційну обстановку в селищі, як досить серйозну.

Дослідженнями встановлено три основні чинники, що обумовлюють високі концентрації радону-222 в будинках селища:

1. ділянки земної поверхні з високою ексхалляцією радону-222;
2. місцеві будівельні матеріали (саман, граніт, пісок хвостів збагачувальної фабрики) з підвищеним вмістом природних радіонуклідів;
3. низький повітрообмін в приміщеннях.

Найвищі концентрації ЕРОА радону-222, відмічені в декількох будинках селища (від $10\ 000$ до $56\ 990 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$), обумовлені впливом тільки першого фактора. Це підтверджується тим, що вимірювання проводилися в літній час при відкритих кватиркових отворах, а аналіз будівельних матеріалів будинків не виявив аномальних концентрацій радію-226 в сучасних будівельних матеріалах. Разом з тим, вимірювання щільності потоку радону-222 з земної поверхні біля цих будинків виявили наявність потужного "радонового факела", який обумовлений зоною геологічного розлому. Значення щільності потоку радону-222 тут складали від $0,2$ до $2,2 \text{ Бк м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$ (рис. 4.6).

У будинку 70 був проведений експеримент для вивчення динаміки накопичення радону в загерметизованій кімнаті.

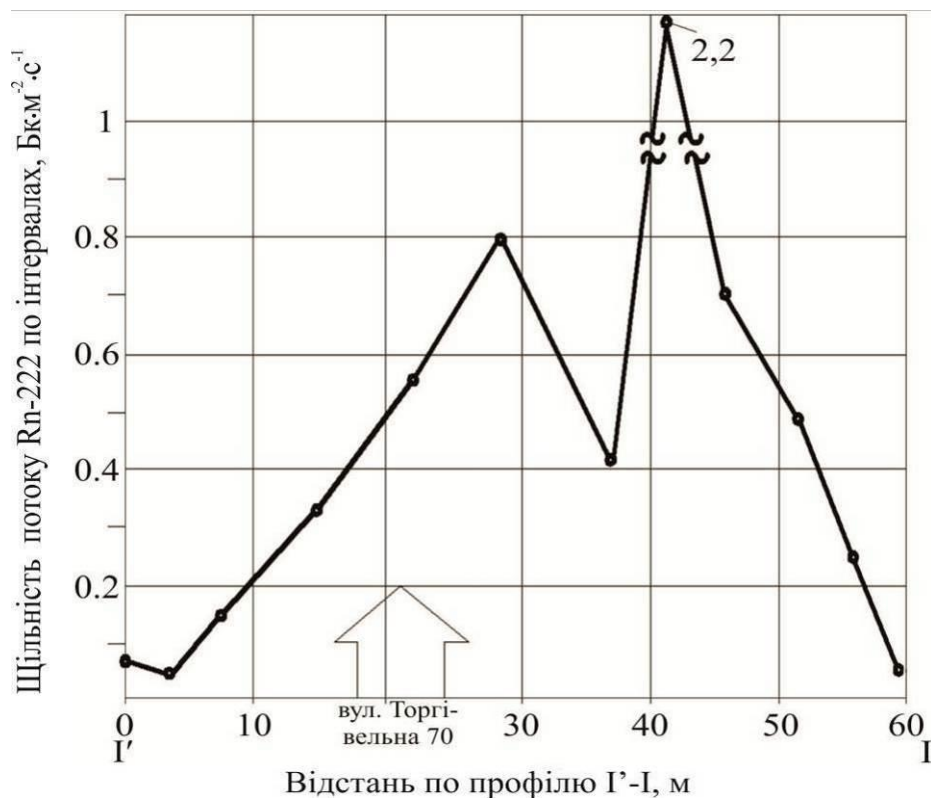


Рис. 4.6 Щільність потоку радону-222 з земної поверхні на території селища Акчатау (розріз I-I' з рис 4.4)

Протягом п'яти годин відзначено збільшення рівноважної об'ємної еквівалентної концентрації радону-222 з 640 до 20320 Бк·м⁻³ і в той же час потужність еквівалентної дози гамма-випромінювання зростає на 10 мкЗв·год⁻¹ (рис. 4.7).

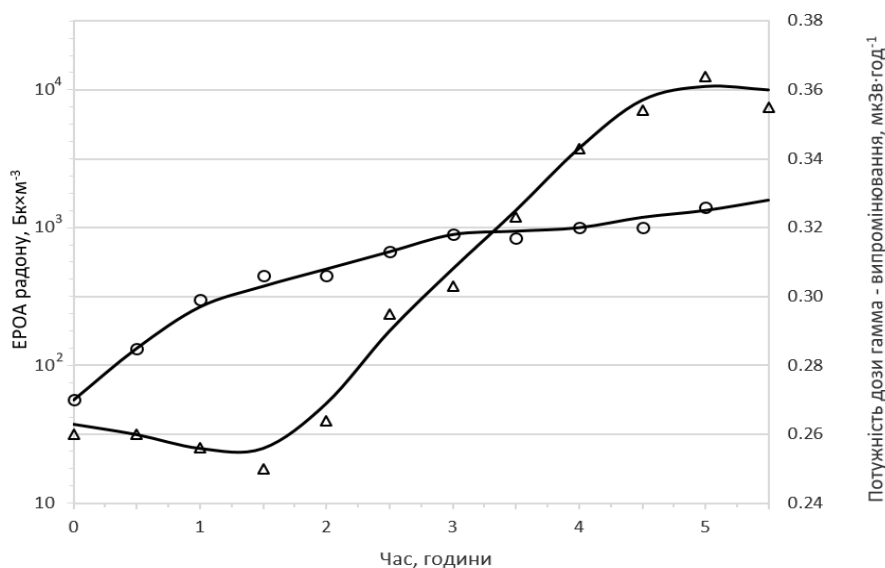


Рис. 4.7 Збільшення потужності дози гамма-випромінювання (Δ) в закритій окремій оселі у будинку 70 при підвищенні ЕРОА радону (○).

Усереднене значення ексхалатції радону-222 з поверхні підлоги кімнати становило $0,215 \text{ Бк м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$.

У будинках з рівноважними еквівалентними концентраціями радону-222 діапазонів I і II (рис. 4.5) спостерігається поєднана дія всіх трьох чинників. Найбільші концентрації в цих діапазонах були пов'язані з будинками, побудованими з саману і граніту.

У ряді будинків для штукатурки стін використовувався пісок з хвостосховища збагачувальної фабрики з високим вмістом ПРН (табл. 4.1).

Таблиця 4.1 Середня питома радіоактивність будівельних матеріалів, використаних в селищі Акчатау

Будівельні матеріали	Вміст природних радіонуклідів у будівельних матеріалах, $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$			
	^{238}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Будівельні матеріали, використані раніше				
Камінь природний (граніт)	-	76	152	596
Саман		192	141	573
Пісок хвостосховища	744	2299	777	-
Пісок хвостосховища світло-жовтого кольору	63	203	88	240
Пісок хвостосховища жовтого кольору	151	145	85	315
Пісок хвостосховища темно-сірого кольору	2232	3287	730	-
Пісок хвостосховища сірого кольору	-	259	133	503
Сучасні будівельні матеріали				
Шлакобетон	37	29	28	340
Шлакоблок (PCY)	-	29	22	266
Штукатурка	80	39	47	717
Цегла	-	56	46	380

Вимірювання радону-222 в багатоповерхових будинках селища, а також в льохах одноповерхових будинків підтвердили висновок суттєвої ролі потоку радону-222 з земної поверхні у формуванні концентрації цього газу в оселях. Так, концентрації радону-222 в квартирах багатоповерхових будинків швидко

зменшуються з поверховістю, що свідчить про надходження його з ґрунту. При цьому внесок потоку газу з ґрунту в концентрацію його в квартирах перших поверхів становить від 60 до 80%. У льохах одноповерхових будинків концентрація радону-222 в 13-18 разів вище, ніж в кімнатах. Навіть в дерев'яній будівлі при відсутності будівельних матеріалів з саману, піску, відзначена рівноважна еквівалентна концентрація радону-222, що дорівнює $373 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$.

4.2.2 Радіаційне обстеження території в районі видобутку та переробки уранових руд

Найбільше значення фактор опромінення радоном і його дочірніми продуктами розпаду набуває в зв'язку з їх надходженням з ґрунту і будматеріалів в житлові будівлі в районі видобутку уранових руд. Найбільш повні дослідження з оцінки шляхів надходження радону з будматеріалів в житлові приміщення були виконані в США, Росії та Україні[130-133]. Дослідження по визначенню ексхаляції радону з поверхні землі почали проводитися найбільш інтенсивно в 1990-2000 роках. В Україні дослідження з визначення інтенсивності ексхаляції радону виконувалися в менших обсягах і проводилися в основному на підприємствах з видобутку і переробки уранових руд.

Складування порожніх порід і хвостів переробки уранових руд призводить до підвищення величини ексхаляції радону. Подальше неконтрольоване господарське використання зазначених матеріалів призводить до забруднення навколишнього середовища і, зокрема, атмосфери житлових приміщень. Крім того, на цих територіях зазвичай завжди спостерігається підвищене значення щільності потоку радону. У таблиці 4.2 наведені виміряні значення ексхаляції радону у районах видобутку і переробки уранових руд.

Таблиця 4.2 - Значення щільності потоку радону з територій у районах видобутку і переробки уранових руд

Район вимірювання	Тип ґрунту або порід	Щільність потоку радону, мБк·м ⁻² ·с ⁻¹
1	2	3
1. м. Жовті Води Дніпропетровська обл.		
1.1 Техногенно-порушений ділянка, відведена під забудову	Чернозем	17-36
1.2 Рекультивована територія шахти "Ольховська"	Суміш ґрунтів	25-553
1.3 Поверхня підпільного простору одного зі старих приватних будинків	Суміш порід	25-58
1.4 Поверхня хвостосховища "КБЖ"	Хвости переробки уранових руд	50-3000
2. м. Кропивницький (Кіровоград) Інгульський рудник		
2.1 Поверхня відвалу порожніх порід	Скельні породи	34-39
2.2 Поверхня відвалу позабалансових порід	Скельні породи	224-326
2.3 Фонове вимірювання	Суглинок	20
3. смт. Смоліне Кіровоградська область, Смолінський рудник		
3.1 Колишня територія відвалу, призначена для будівництва	Суміш скельних порід і ґрунту	32-112
4. м. Кам'янське (Дніпродзержинськ), Дніпропетровська область, Придніпровський хімічний завод		
Поверхня хвостосховища "С". Секція 1.	Хвости переробки уранових руд	1000
Поверхня хвостосховища "С". Секція 2.	Хвости, покриті шаром фосфогипсу	300
Поверхня законсервованого хвостосховища на території ПХЗ	Захисне покриття з чорнозема	32-1500
Незабруднена поверхня землі на території ПХЗ	Чорнозем	9-18
5. Брест. Білорусь, Станція перевантаження уранових руд		
5.1 Об'єкт 802	Суміш скельних порід та песку	30-1002

Район вимірювання	Тип ґрунту або порід	Щільність потоку радону, $\text{мБк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{с}^{-1}$
5.2 Об'єкт "Західний"	Суміш скельних порід та песку	25-260
5.3 Фонове вимірювання	Пісок	17
6. м. Кривий Ріг, Дніпропетровська область, Шахта "Першотравнева"		
6.1 Територія колишньої шахти "2/6"	Техногенний ґрунт	93-4050
6.2 Територія шахти "Північна-Вентиляційна"	Техногенний ґрунт	43-860
6.2 Фонове вимірювання	Чорнозем	28

Наведені в таблиці 4.2 дані показують, що є техногенний пресинг на навколишнє середовище в місцях інтенсивного розвитку уранової промисловості. У 50-70 рр. в м. Жовті Води, а також в ряді "уранових міст" світу, мало місце неконтрольоване використання відходів видобутку уранових руд. У м. Жовті Води відходи, в основному, використовувалися для фундаментів і підсипання під підлогу, внаслідок чого збільшувалася щільність потоку радону і, відповідно, еквівалентна рівноважна об'ємна активність (ЕРОА) радону в повітрі та у житлових приміщеннях. У наведеному у таблиці 4.2 старому приватному будинку в м. Жовті Води ЕРОА радону становила $186 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$. Під час рекультивації промислового майданчику шахти "Ольховська" була проведена недостатньо ретельна дезактивація території, внаслідок чого на глибині 1,0-2,5 м виявився ґрунт з вмістом ^{226}Ra , що складає $210\text{-}555 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$. Дана ситуація не поодинока.

Вирівнювання рельєфу майданчику під майбутнє будівництво супроводжується, як правило, засипанням яружно-балочної мережі і, нерідко, утворенням несанкціонованих звалищ, що містять промислово-побутові відходи не встановленого змісту, можливо, з радіоактивними елементами. Так, під час житлового будівництва в Москві на території муніципальних районів "Братєєво" і

"Мар'їно" в товщі ґрунту були виявлені радіоактивні речовини, які за рівнем активності підлягали спеціальній переробці та захороненню [134].

Аналогічна ситуація спостерігається на діючих рудниках з видобутку уранових руд в м. Кропивницький (Кіровоград) та смт. Смоліне.

Особливу небезпеку становлять хвостосховища відходів переробки уранових руд. Вони розташовані як в м. Жовті Води, так і в м. Кам'янське (Дніпродзержинськ). Щільність потоку радону з поверхні цих хвостосховищ коливається в межах $0,3-3 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$. Відповідно, забудовувати цю територію практично неможливо, а необхідно тільки розробляти і застосовувати спеціальні покриття, що забезпечують зниження величини щільності потоку радону.

Крім того, серйозні забруднення ґрунту природними радіонуклідами і, відповідно, високі значення щільності потоку радону, спостерігаються в місцях складування або перевантаження уранових руд. Характерним прикладом є колишня станція перевантаження уранових руд, розміщена в м. Брест. Вона включала два майданчики (об'єкт 802 і об'єкт "Західний"), на яких відбувалося перевантаження уранових руд, що надходили до тодішнього Радянського Союзу, в основному, з НДР. Об'єкт 802 розташований по вулиці Московській в межах житлової забудови навпроти міської ТЕЦ і займає територію розміром $400 \times 75 \text{ м}$. На майданчику об'єкта було прокладено 6 під'їзних залізничних шляхів, рейки для "козлового" крана, розміщені майданчик з гідрантами і адміністративно-побутові приміщення. Перевантаження здійснювалася по всій довжині залізничних колій за допомогою грейфера. Після припинення функціонування майданчика було прийнято рішення про її рекультивацію. З огляду на місце розташування майданчика, найкращим напрямком рекультивації є промислове або житлове будівельне. З цієї точки зору обмежуючим фактором є виділення радону з поверхні землі, а також еквівалентна рівноважна об'ємна активність (ЕРОА) радону в повітрі.

Проведені дослідження показали неоднорідний характер поля значень ексхаляції радону. Середні фонові значення щільності потоку радону в районі

об'єкта 802 дорівнюють $17 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$ при середньому значенні гамма-поля $0,12 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$. Величини щільності потоку радону на території об'єкта 802 змінюються в діапазоні від 30 до $1002 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$ при середньому значенні $300 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$. Середньорічний викид радону з забрудненої території майданчика об'єкта 802 дорівнює $15,15 \cdot 10^{10} \text{ Бк}$ ($4,0 \text{ Ки}$).

Вимірювання ЕРОА радону в атмосфері об'єкта 802 включали вимірювання як над фоновими територіями, так і над забрудненими. Величина ЕРОА радону в повітрі об'єкта 802 коливається від $2,1 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ в фонових місцях до $7,6 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ в закритих (зарослих деревами) місцях. Середнє значення ЕРОА радону по об'єкту 802 дорівнює $3,9 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$, що практично в 2 рази перевищує фонові величини по району. Підвищене значення ЕРОА радону в повітрі зумовлено високою ексхалациєю його з ґрунту, забрудненого ^{226}Ra на глибину до 1,0 м, що створює додаткову ефективну дозу опромінення $25 \text{ мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$.

Крім підприємств уранової промисловості аналогічні ситуації можуть виникати на підприємствах з видобутку і переробки руд чорних і кольорових металів, на вугільних шахтах і розрізах, нафтових промислах, хімічних комбінатах. Так, наприклад, мул в ставку-відстійнику №1 вугільної шахти "Червоноармійська-Західна-1" має концентрацію ^{226}Ra , що дорівнює $12060 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$, а відпрацьоване активоване вугілля Челекенського хімічного комбінату - $72500 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ [135].

Велика частина України розташована на Українському кристалічному щиті, що характеризується підвищеним вмістом в породах радіонуклідів уранового ряду [136]. Відповідно до цього ґрунти України містять концентрації ^{226}Ra в різних районах від $59,2$ до $148,4 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$, що вдвічі вище середніх значень для території колишнього СРСР [137]. Виходячи з цього, можна припустити, що і щільність потоку радону на території України буде також значно вище. У таблиці 4.3 наведені результати комплексного радіаційного обстеження деяких населених пунктів Кіровоградської та Житомирської областей [138].

Таблиця 4.3 Результати радіаційного обстеження деяких населених пунктів Кіровоградської та Житомирської областей

Місце розташування	Щільність потоку радону з земної поверхні, мБк·м ⁻² ·с ⁻¹	Еквівалент на рівноважна об'ємна концентрація радону в житлових приміщеннях Бк·м ⁻³	Концентрація радону в житлових приміщеннях, Бк·м ⁻³	Потужність еквівалентної дози гамма-випромінювання, мкЗв·ч ⁻¹	Примітка
1	2	3	4	5	6
1. Житомирська обл					
1.1 <u>С. Нові Озеряни</u>					
вул. Сосніна, 36	10	7±2	18±3	-	-
вул. Сосніна, 29	14	6±2	17±6	0,10	-
вул. Коротюків, 5	6	15±3	-	0,12	-
вул. Коротюків, 10	10	32±6	-	-	-
вул. Леніна, 27	36	43±7	-	0,12	-
1.2 <u>С. Пилипонки</u>					
вул. Леніна, 3	4,5	-	46±16	0,09	-
вул. Шевченка, 30	7	12±3	20±10	0,08	-
вул. Шевченка, 33	4,5	-	17±9	-	-
вул. 9 травня, 7	10	15±2	35±6	0,11	-
1.3 <u>Пос. Покришев</u>					
Будинок № 47*	8	10±3	24±11	0,12	-
Будинок № 27*	53	90±15	154±18	0,14	-
	8	3±2	14±9	0,10	
Будинок № 46*					Приміщення провітрене

Місце розташування	Щільність потоку радону з земної поверхні, мБк·м ⁻² ·с ⁻¹	Еквівалент на рівноважна об'ємна концентрація радону в житлових приміщеннях Бк·м ⁻³	Концентрація радону в житлових приміщеннях, Бк·м ⁻³	Потужність еквівалентної дози гамма-випромінювання, мкЗв·ч ⁻¹	Примітка
Будинок № 63*	4,5	21±4	20±10	-	-
вул. Леніна, 23	20	22±4	56±24	0,09	-
1.4 <u>Пос. Соловеевка</u>					
1.4.1 вул. Шепетчука, 83	10				
а) дитяча		25±5	50±27	-	Приміщення провітрене
б) спальня		324±32	290±42	-	Приміщення провітрене
1.4.2 вул. Шепетчука, 67	4,5	158±33	161±30	0,13	-
1.4.3 вул. Шепетчука, 50	30	20±4	66±20	0,014	Приміщення провітрене
1	2	3	4	5	6
1.4.4 вул. Горького, 58	8	220±44	244±33	0,11	Будинок дерев'яний із саманною обмазкою
2. Кіровоградська обл.					
2.1 <u>Пос.Ленінське</u>					
2.1.1 Будинок № 24*	24	313±47	-	0,20	-
2.1.2 Будинок № 27*	17	200±42	-	0,17	-
2.1.3 Будинок № 28*	18	34±6	-	0,19	Приміщення провітрене
2.2 <u>Пос.Нєсватово</u>					
2.2.1 Будинок № 9*	15	402±60	-	0,20	Кімната не провітрена
2.2.2 Будинок № 205*	16	112±16	-	0,14	Кімната не провітрена
2.2.3 Будинок № 76*	7	60±12	-	0,14	Приміщення

Місце розташування	Щільність потоку радону з земної поверхні, $\text{мБк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{с}^{-1}$	Еквівалент на рівноважна об'ємна концентрація радону в житлових приміщеннях $\text{Бк}\cdot\text{м}^{-3}$	Концентрація радону в житлових приміщеннях, $\text{Бк}\cdot\text{м}^{-3}$	Потужність еквівалентної дози гамма-випромінювання, $\text{мкЗв}\cdot\text{ч}^{-1}$	Примітка
2.2.4 Будинок № 169*	21	102±26	-	0,17	провітрене Приміщення провітрене
2.3 <u>Пос. Бутовське</u>					-
2.3.1 Будинок № 39*	47	496±77 (1,3)**	-	0,17	-
2.3.2 Будинок № 19*	25	33±8 (1,0)**	-	0,21	Будинок побудований за проектом, розробленим у Румунії
2.3.3 Будинок № 110*	26	53±8 (2,6)**	-	0,15	-

* Нові будинки для переселенців з Чорнобильської зони

** значення еквівалентної рівноважної об'ємної активності радону-220 в приміщеннях, $\text{Бк}\cdot\text{м}^{-3}$

Нові будинки призначалися для переселенців з Чорнобильської зони. Проведені виміри показали, що щільність потоку радону з земної поверхні коливається, в основному, в межах $4,0 - 30,0 \text{ мБк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{с}^{-1}$. У рідкісних місцях значення щільності потоку радону на нетехногенних ділянках сягає величини $53 \text{ мБк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{с}^{-1}$. Виміри проводилися тільки в осінній період в денний час, в зв'язку з чим вони можуть відрізнятися як від середньодобових, так і від середньорічних. В цілому рівень ексхаляції радону в Кіровоградській області вище, ніж в Житомирській. У досліджених селищах Кіровоградської області в 32% обстежених житлових будинків значення ЕРОА радону перевищували $200 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$ і в 39% - понад $100 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$. Це свідчить про необхідність врахування значень

щільності потоку при проектуванні і будівництві нових будинків. Велике значення має також радіаційна якість будівельних матеріалів і інтенсивність повітрообміну в житлових приміщеннях. Оцінка будівельних матеріалів виконується на даний час відповідно до вимог НРБУ-97 [31].

4.3. Вплив радону на радіоактивне забруднення приміщень в місцях розміщення підприємств з видобутку і переробки руд.

4.3.1 Проблема радонового забруднення житлових будівель

Серед пріоритетних екологічних проблем важливе місце відводиться радіаційним факторам, які негативно впливають на здоров'я людей. Природні джерела іонізуючого випромінювання вносять основну частку (60-80%) у дозу опромінення населення. Середня ефективна еквівалентна доза, обумовлена природними джерелами, становить приблизно $\frac{2}{3}$ від сумарної дози. При цьому найбільшу небезпеку становлять радон і продукти його розпаду. В останні десятиріччя у ряді країн в рамках державних програм проводяться цілеспрямовані роботи з оцінки доз опромінення населення радоном. Встановлено, що залежно від геологічних та гідрологічних особливостей різних районах створюються різні умови для формування фонових концентрацій радону в повітрі і водних джерелах. У таблиці 4.4 представлені нормовані рівні ЕРОА ($\text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$) радону в різних країнах [139-141].

Таблиця 4.4 - Рівні ЕРОА радону, нормовані в різних країнах

Країна	Рівень ЕРОА, Бк·м ⁻³		Примітки
	Існуючі будівлі	Будинки в процесі будівництва	
Рекомендації МКРЗ	200	100	Запропоновано в 1986 р., Публікація 39 Міжнародної комісії з радіаційного захисту .
Росія	(ЕРОА _{Rn} +4,6×ЕРОА _{Tn}) 200	(ЕРОА _{Rn} +4,6×ЕРОА _{Tn}) 100	Введено в 1990 р., Збережено в НРБ -99. Антирадонові заходи обов'язкові при рівні 400 Бк·м ⁻³
Швеція.	100	100	Запропоновано в 1984 р. Національним інститутом радіаційного захисту . Антирадонові заходи обов'язкові при рівні 400 Бк·м ⁻³
Фінляндія	400	100	Прийнято в 1986 р. Центральною медичною радою .
США	200	-	Запропоновано в 1984 р. Національним радою з радіаційного захисту та вимірювань
США	80	-	Запропоновано в 1986 р. Агентством з охорони навколишнього середовища. Реальний рівень радону визначає терміновість захисних заходів.
Канада	400	-	Запропоновано в 1985 р. Радою з радіаційного захисту .
ФРН	200	-	Запропоновано в 1986 р. Комісією з радіаційного захисту
Великобританія	200	50	Запропоновано в 1987 р. Національною радою з радіаційного захисту .
Україна	100	50	Прийнятий в 1992 р..

Загальний вклад природного опромінення в дозове навантаження населення становить близько 72% (опромінення космічним випромінюванням -14%, зовнішнє і внутрішнє природне гамма-випромінювання по 16% кожне, опромінення радоном оцінюється приблизно 54%). Цей факт викликав величезний інтерес до радонової проблеми практично у всіх розвинених країнах, оскільки більше половини річної дози від усіх природних джерел випромінювання людина отримує через повітря, опромінюючи радоном легені під час дихання.

Дослідженнями також встановлено, що джерелами радону в повітрі приміщень слугують головним чином геологічне простір під будівлями будівельні матеріали, з яких побудовано будівлю, вода і побутовий газ, які використовуються населенням. У різних районах вплив кожного фактора має свої особливості, які залежать від геологічної будови, включно розподіл вмісту природних радіоактивних елементів в породах, ґрунтах і підземних водах, наявність тектонічних розломів та інших причин. Існує наступне співвідношення щодо причин появи радону в приміщеннях:

Джерелами проникнення радону і його продуктів розпаду в приміщення слугують:

- Ґрунт під будівлею і будматеріали - 78 %.
- Зовнішнє повітря - 13 %.
- Вода, що використовується в будинку - 5 %.
- Природний газ - 4 %.
- Будівельні матеріали (цемент, щебінь, цегла і т. і.) ..
- Інфільтрація з повітря, яке надходить ззовні в результаті вентиляції.

Але геологічні особливості території визначають тільки ймовірність досягнення високих активностей радону - 222 в повітрі приміщень. Визначальними параметрами є архітектурно - планувальне рішення будівлі, організація вентиляції приміщень та інше. При цьому потрібно враховувати, що

активність радону в приміщенні змінюється не тільки протягом доби, але і по сезонах протягом року (так зване співвідношення зима - літо). Як у тому, так і в іншому випадку, співвідношення між мінімальним і максимальним значеннями активності може становити від 2-5 до 10 разів. Таким чином, достовірні дані про вміст радону в повітрі приміщень можуть бути отримані тільки в результаті проведення детального обстеження, яке повинно проводитись протягом року із застосуванням підтверджених методик.

Основним джерелом надходження радону в повітря приміщень є геологічний простір під будівлею . Радон легко проникає в приміщення по проникним зонам земної кори. Будівля з газопроникною підлогою може збільшувати потік радону, що виходить з земної поверхні, до 10 разів за рахунок перепаду тиску повітря в приміщеннях будівлі та атмосфері. Цей перепад оцінюється в середньому величиною близько 5 Па і обумовлений двома причинами : вітровим навантаженням на будівлю (розрідження, що виникає на кордоні газового струменя) і перепадом температур між кімнатним повітрям і атмосферою (ефект димової труби).

Вміст радону в повітрі приміщень залежить від його вмісту в ґрунті і підстиляючих породах, їх емануючої здібності, кліматичних умов конструкції будівель і системи їх вентиляції та кратності повітрообміну в приміщенні. Концентрації і потоки радону вкрай нерівномірні, вони змінюються в дуже широких межах для різних регіонів і видів будівель. За оцінками Міжнародної комісії з радіаційного захисту (МКРЗ) індивідуальна сумарна доза опромінення варіює від 0,5 до 100 від модального значення дози, причому вона перевищує не тільки межу дози для обмеженої частини населення від штучних ДІВ ($1 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$), але й може перевищувати межу дози для професіоналів ($20 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$).

Свій внесок у потік радону, що надходить в приміщення, створює і його вихід з будівельних конструкцій - радон і торон можуть генеруватися будівельними матеріалами при досить великому вмісті в них урану і торію. Генерується він внаслідок того, що при будівництві будівлі була використана

цегла, виготовлена з глини, взятої, скажімо, з кар'єру, глини якого характеризуються підвищеною радіоактивністю. Таким чином, можна окреслити проблему таким чином. Радон - 222 - це газ, який утворюється при радіоактивному розпаді природних радіонуклідів уранового ряду. Розпадаючись, радон - 222 утворює короткоіснуючі дочірні продукти розпаду (ДПР) - полоній, свинець, вісмут, які приєднуючись до частин пилу або вологи, утворюють радіоактивний аерозоль. Потрапляючи в легені, радіоактивний аерозоль (за малого періоду напіврозпаду ДПР радону - 222) опромінює бронхіальний епітелій, який призводить до відносно високих доз опромінення, які можуть бути причиною додаткового ризику захворювань на рак легенів.

Згідно НРБУ -97 [31] радіаційно - гігієнічні регламенти по радону віднесені до 4 -ї групи, яка визначає рівні втручання і рівні дій, спрямовані на зменшення доз при постійному опроміненні людини від техногенно -підсилених джерел природного походження.

Рівні дій для радону виражаються у величинах середньорічної ЕРОА (еквівалентної рівноважної об'ємної активності) ізотопів радону в повітрі приміщень, вимірюваної в бекерелях на кубічний метр повітря ($\text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$).

Згідно Публікації 50 МКРЗ від 1987 «Ризик захворювання на рак легенів від дії дочірніх продуктів розпаду радону у приміщеннях», рівні дії можуть бути перераховані в середньорічні ЕД (ефективні дози). У результаті, за даними НЦРМ АМН України маємо такі співвідношення:

- обов'язковий рівень дій - для приміщень дитячих установ, санаторно-курортних і лікувально-оздоровчих установ, а також будівлі і споруди, які реконструюються для експлуатації з постійним перебуванням людей, - понад $50 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$, що складе понад $3,37 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$;
- узгоджений рівень дій - для раніше побудованих будівель, які експлуатуються з постійним перебуванням людей, - понад $100 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$, що складе понад $6,42 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$;

- рівень дій в повітрі виробничих приміщень - понад $300 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$, що складе до $18,4 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$;
- рівень дії безумовно виправданого втручання (аж до відселення) - для житлових і виробничих приміщень усіх типів і призначення - понад $400 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$, що складе до $24,7 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$.

Якщо взяти до уваги, що центральну частину України становить кристалічний масив (приблизно 35 %) з наявністю великих родовищ нерудних матеріалів (граніти, габро, мармур, вапняк та інші), з яким пов'язаний Центрально- український радіогеохімічний регіон і широке виробництво будівельних матеріалів, то контури радононебезпечних зон в першому наближенні фахівцями в галузі прогнозування, пошуків і розвідки уранових родовищ і радіоекологами можуть бути визначені за геологічними даними. Саме геологічна будова Українського кристалічного щита обумовлює винесення значної кількості природних радіонуклідів на поверхню. Концентрація радію- 226 в ґрунтах різних регіонів України варіює в діапазоні $59,2 - 148,4 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$, що призводить до підвищення дози внутрішнього опромінення населення зовні і всередині житлових та промислових будівель.

Система радіаційного захисту населення побудована на результатах медико-біологічних досліджень, які стисло формулюються висновком: мірою можливого негативного впливу опромінення на здоров'я людини є величина дози, незалежно від того, яким джерелом іонізуючого випромінювання вона сформована - природним або штучним, тобто величина отриманої дози опромінення обумовлює радіаційний ризик для здоров'я людини.

З 1989р. ведеться моніторинг радону і в Україні . Дуже високий рівень активності цього газу ($1000 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ і вище) в будівлях зареєстрований в районах Українського кристалічного масиву. Середня доза опромінення населення України від джерел природного походження становить $6,15 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$. Внесок компоненти, яка може бути зменшена, становить $5 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ і більше 75 % цієї дози опромінення створюється природним радіоактивним газом радоном. По

окремих регіонах України доза від радону в повітрі будинків становить до 7 мЗв·рік⁻¹. Особливо це стосується районів видобутку і переробки корисних копалин і, особливо, уранових руд. В цих районах в окремих випадках індивідуальні ЕД опромінення можуть становити більше 50 мЗв·рік⁻¹.

4.3.2 Радіаційні дослідження у містах Дніпропетровської області

У геологічному відношенні територія області розташована на стику двох геологічних структур. Правобережна частина розташована на Українському кристалічному щиті, а лівобережна займає першу терасу Придніпровської низини. Геологічна будова правобережної частини являє собою комплекс гірських порід, які перекривають кристалічні породи фундаменту архейського - протерозойського віку. Породи фундаменту представлені комплексом кристалічних порід інтрузивно - ефузивно - метаморфічного ряду, в який входять граніти, гранодіорити, мігматити, габро, гнейси, діабазы та інші. Поверхня кристалічного фундаменту становить каолінова і щебенисто - дресвяна зона мезозойської кори вивітрювання.

Комплекс осадових порід в основному включає у себе вапняки, піски і червонобурі глини неогену, супісок, суглинки, піски п'яти надзаплавних терас і потужний шар лесових відкладень. Геологічна будова лівобережної частини також включає кристалічні породи фундаменту, які перекриті піщаними і супіщаними комплексами трьох заплавних терас.

Отже, в геологічній будові території області беруть участь породи, які можуть мати підвищений вміст природних радіоактивних елементів, в першу чергу уранового ряду. Уран в гірських породах знаходиться, переважно в стані рівноваги з членами ряду і тому породи, які мають підвищений вміст урану, також мають підвищений вміст радію - 226, який породжує радон - 222.

Крім того, Дніпропетровська область є одним з найбільше радіаційно небезпечних регіонів України. Причини цього в наступному:

1. В регіоні вівся видобуток і переробка уранових руд, у зв'язку з чим на поверхню землі була винесена велика кількість порід і відходів з підвищеним вмістом природних радіонуклідів;
2. На території області є кілька родовищ уранових руд (Сурське, Червоноярське, Новогур'ївське та ін), тому в їх районах є ймовірність підвищеної ексхаляції радону [142-143];
3. На території області є багато кар'єрів, в яких добувалися і добуваються будівельні матеріали з підвищеним вмістом радію -226 і торію - 232;
4. Інтенсивне використання відходів видобутку та переробки руд.

Ці причини сприяли підвищеній увазі до проблеми радіаційної безпеки в області, вимірам радону і торону в приміщеннях і впровадженню та виконанню протирадонових програм.

Комплексні дослідження були проведені в м. Дніпропетровську[144-145] в серпні- листопаді в 2004р. Отримані результати показують, що в 50 % випадках перевищується комплексний норматив по ЕРОА радону - 222 і ЕРОА радону - 220 (торону). Високий вміст ЕРОА торону відзначено в приміщеннях на лівому березі. Повторні вимірювання, проведені в листопаді в 2004 р., підтвердили наявність високих концентрацій ЕРОА радону - 220 (торону) в житлових приміщеннях м. Дніпропетровська. Крім того, були проведені із застосуванням методу пасивної трекової дозиметрії вибіркові вимірювання ЕРОА радону - 222 в деяких житлових приміщеннях м. Дніпропетровська. Результати показують, що середні ефективні дози змінюються в м. Дніпропетровськ від 1,6 до 11,4 мЗв·рік⁻¹ (при середньому значенні по Україні 3,8 мЗв·рік⁻¹), що свідчить про серйозність радонової проблеми в місті.

Місто Жовті Води - центр уранодобувної галузі в Україні, на території якого протягом п'яти десятиріч велися і ведуться роботи з видобутку та переробки уранової руди. Результатом господарської діяльності стало значне забруднення міської території такими радіонуклідами, як уран-238, радій-226, свинець-210, полоній-210. У житлових приміщеннях міста спостерігається значне перевищення

нормативу з еквівалентної рівноважної об'ємної активності (ЕРОА) радону-222, особливо в будинках індивідуальної забудови. Це викликано використанням при будівництві в якості підсипки відвальної породи, що має підвищений радіаційний фон, а також, ймовірно, обумовлено морфологічним складом подстилаючих територію міста гірських порід.

Такий стан справ зумовив прийняття Кабінетом Міністрів України Постанови № 656 від 5 травня 2003 року «Про затвердження Програми радіаційного і соціального захисту населення м. Жовті Води на 2003-2012 роки».

Одним із завдань «Програми» є здійснення заходів щодо приведення концентрацій радону в 11 дошкільних дитячих установах, дитячому будинку, 9-ти школах, на перших поверхах 585 багатоповерхових будинків, 4200 будинках приватного сектора до норм санітарно-гігієнічної безпеки [31]. З метою виконання даного завдання протягом 2004 року було проведено дослідження радіаційної обстановки в житлових приміщеннях м. Жовті Води. Вимірювання ЕРОА радону-222 проводилися в повітрі житлових приміщень першого поверху методом пасивної трекової радонометрії[146]. У більшості будинків установка радонометрів проводилася в одній квартирі на під'їзд з дотриманням вимог ДБН В.1.4-2.01-97 [147]. Вимірювання ЕРОА радону-222 велися протягом усього року як в холодний, так і в теплий періоди. У радонометрі у якості трекового детектора використовувалася нітроцелюозна плівка типу KODAK LR-115. Отримані результати вимірювань інтегральних ОА радону-222 перераховувалися в значення ЕРОА радону-222 за допомогою коефіцієнта рівноваги $F = 0,4$ [148]. За період проведення робіт було обстежено 329 приміщень в 179 квартирах житлового фонду міста, розташованих на перших поверхах житлових будинків. У холодний період року було обстежено 137 житлових приміщень в 81 квартирі, в теплий період - 192 приміщення в 98 квартирах. У ці періоди обстежувалися різні квартири з метою охоплення первинними вимірами більшої кількості будинків. Детектори встановлювалися: в однокімнатних квартирах - в залі; в двох, трьох,

чотирикімнатних - в залі і в спальні або в двох спальнях, а в квартирах на двох рівнях - в залі на першому поверсі.

Обстеження проводились в старій частині міста в 2-х-3-х поверхових будинках, компактно розташованих в семи міських кварталах, побудованих в 50-х-60-х роках минулого століття, тобто в період найбільш інтенсивного росту промислового потенціалу містоутворюючого підприємства - Східного ГЗК.

В ході робіт встановлено, що в 35,8% приміщень, обстежених в холодний період року і в 50,3%, обстежених в теплий період, значення ЕРОА радону-222 перевищують гігієнічний регламент - $100 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ [149]. Максимально виміряні інтегральні значення ЕРОА радону-222 склали $294 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ (холодний період) і $447 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ (теплий період). Перевищення регламента більш ніж в два рази відзначено в 4,4% житлових приміщень міста, обстежених в холодний період року і в 17,7%, обстежених в теплий період.

Значення ЕРОА радону в квартирах, під якими відсутні підвальні приміщення, вище, ніж в квартирах, під якими вони є. Це пояснюється тим, що радон, накопичуючись в підвалах, частково виходить через підвальні двері і вентиляційні вікна (там, де вони є). При відсутності ж підвальних приміщень і монолітної стяжки під дерев'яними підлогами потік радону з ґрунту безперешкодно потрапляє в підпільний простір, а потім через негерметичні стики в підлогах і через вентиляційні отвори проникає всередину приміщень першого поверху.

На рисунках 4.8 та 4.9 показано частотний розподіл значень ЕРОА радону-222 в повітрі житлових приміщень м.Жовті Води[149]. Результати вимірювань свідчать про логнормальний характер частотного розподілу ЕРОА радону-222 в житлових будинках міста, середнє значення ЕРОА радону-222 в холодний період року склало $91 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$, а в теплий - $125 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$.

Проведені дослідження виявили, що гігієнічний регламент в $100 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ перевищується в 43,2% квартир, обстежених в холодний період (35 квартир з 81-и) і в 51,4% квартир, обстежених в теплий період року (57 квартир з 98-и).

Таким чином, з 179 обстежених в 2004 році квартир значення ЕРОА радону-222 хоча б в одному з житлових приміщень перевищують гігієнічний регламент в 92-х квартирах, тобто в більш ніж половині квартир від загального їх числа (51.4%).

З 82-х будинків, які були охоплені дослідженнями, в 60-і були виявлені квартири з вмістом ЕРОА радону-222 в житлових приміщеннях вище $100 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$, число таких будинків становить 73.2% від обстежених.

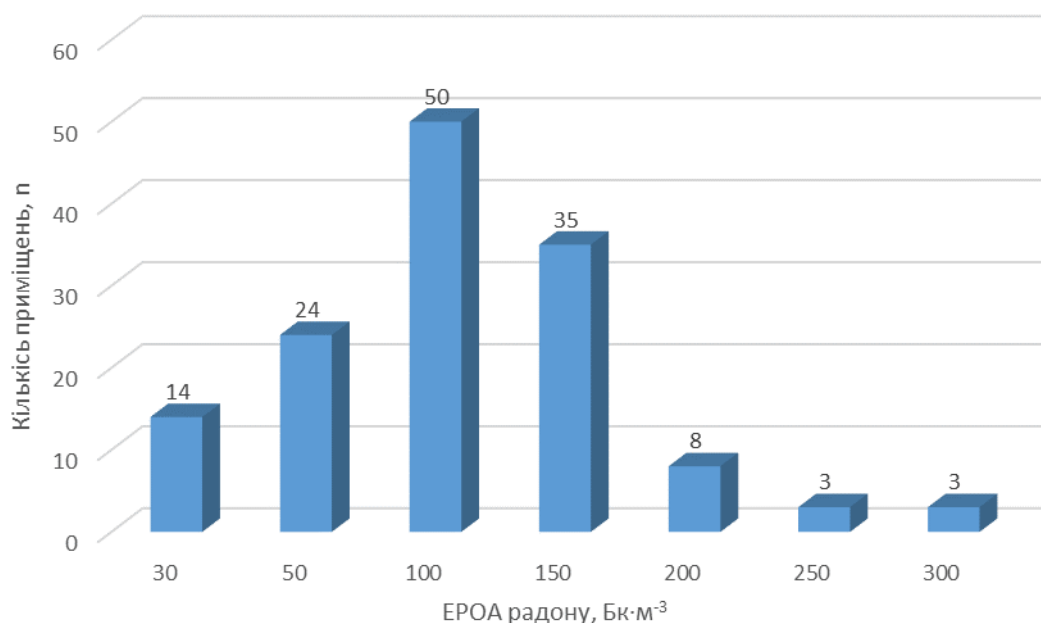


Рис. 4.8 Частотний розподіл ЕРОА радону-222 у повітрі житлових будинків будинків «старої» забудови, вимірюваних в холодний сезон року

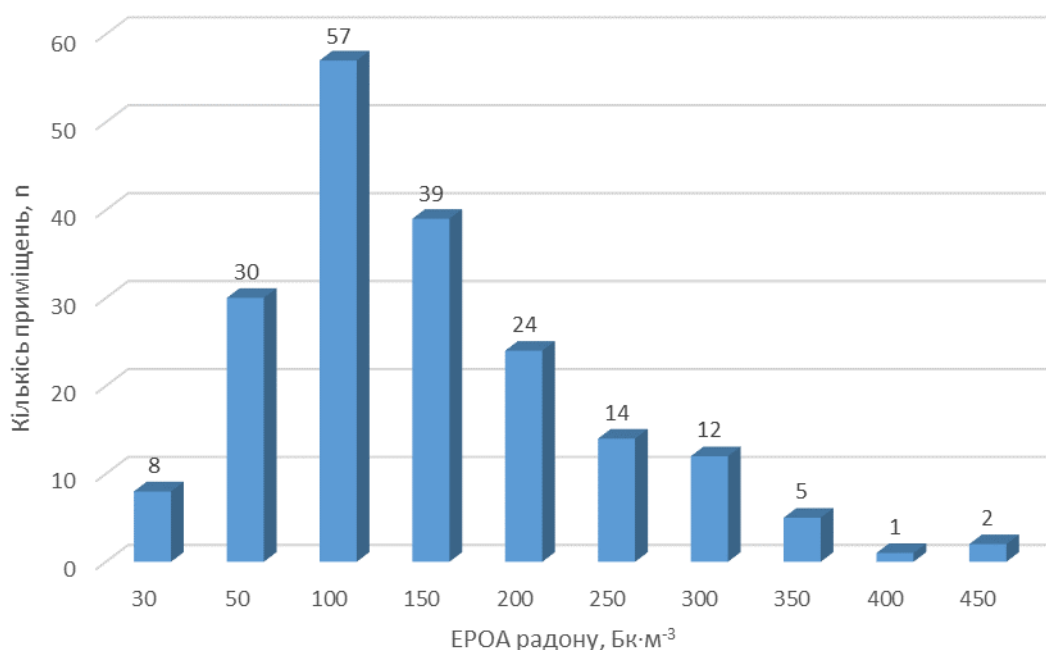


Рис. 4.9 Частотний розподіл ЕРОА радону-222 у повітрі житлових будинків будинків «старої» забудови, вимірюваних в теплий сезон року

Для порівняння, в середньому по Україні гігієнічний регламент перевищується в 23% будинків.

За результатами проведених досліджень у відповідності з методиками і математичними моделями, рекомендованими МКРЗ [148], були розраховані середньорічні ефективні дози (ЕД) опромінення від радону-222. ЕД опромінення мешканців обстежених приміщень варіюють від 1 до 19,3 мЗв·рік⁻¹ із середнім значенням 4,7 мЗв·рік⁻¹. Це значення в 1,2 рази перевищує середньозважену ЕД для населення України (3,8 мЗв·рік⁻¹).

В 2013 році було проведено радіаційне обстеження житлових і адміністративних приміщень міста, для отримання первинних даних за рівнями радіаційно-небезпечних факторів у будинках для оптимізації радіаційного захисту населення міста Жовті Води від природних і техногенно-підсилених джерел радіоактивності[150]. Обстеження виконувалося за рішенням міської виконавчого комітету і в рамках «Державної цільової програми радіаційного і соціального захисту населення. Жовті Води на 2013-2022 роки» та охоплювало, в основному,

західну частину міста з будинками нової забудови (70-х років і пізніше), де раніше обстеження не проводилися.

Вимірювання рівнів еквівалентної рівноважної об'ємної активності (ЕРОА) радону-222 в повітрі приміщень проводились методом пасивної трекової радонометрії, як і в попередніх обстеженнях [149]. Установка радонометрів проводилася в квартирах перших поверхів (одна або дві квартири в кожному під'їзді). При цьому в однокімнатних квартирах радонометри встановлювалися в залі, а в багатокімнатних - в залі і спальні або в двох спальнях. В адміністративних будівлях (робочі приміщення міськвиконкому та поліклініки) радонометри також встановлювалися на першому поверсі. Радонометри експонувалися протягом, приблизно, одного місяця в холодну (опалювальне) пору року (навесні і восени). Всього за період виконання робіт у 2013 році було обстежено близько 850 приміщень міста. Це наймасштабніше обстеження за весь час проведення таких робіт.

Результати радонових вимірювань в приміщеннях наведені на рисунках 4.10 і 4.11. На рисунку 4.10 показано розподіл величин ЕРОА радону-222 по адміністративним приміщенням, а на рисунку 4.11 - по житлових приміщенням м. Жовті Води.

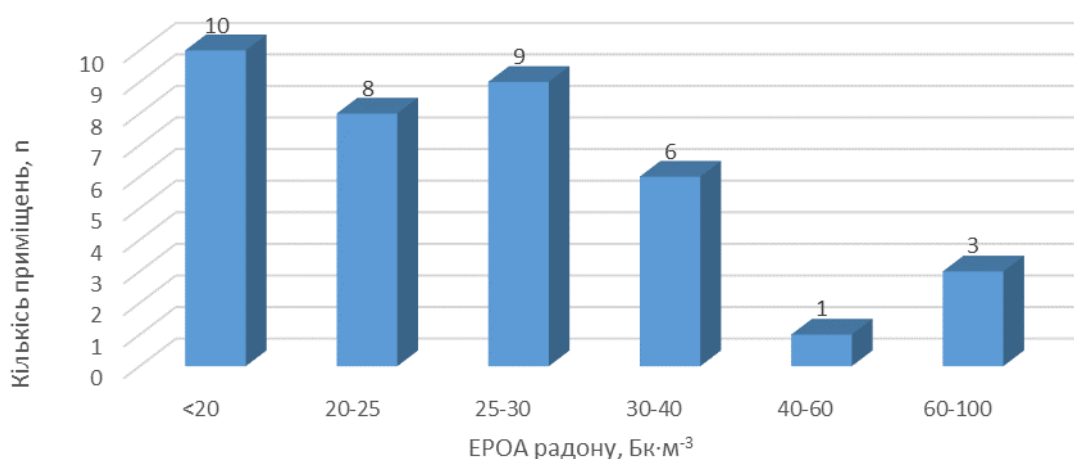


Рис. 4.10 Частотний розподіл величин ЕРОА радону-222 по адміністративним приміщенням будинків нової забудови

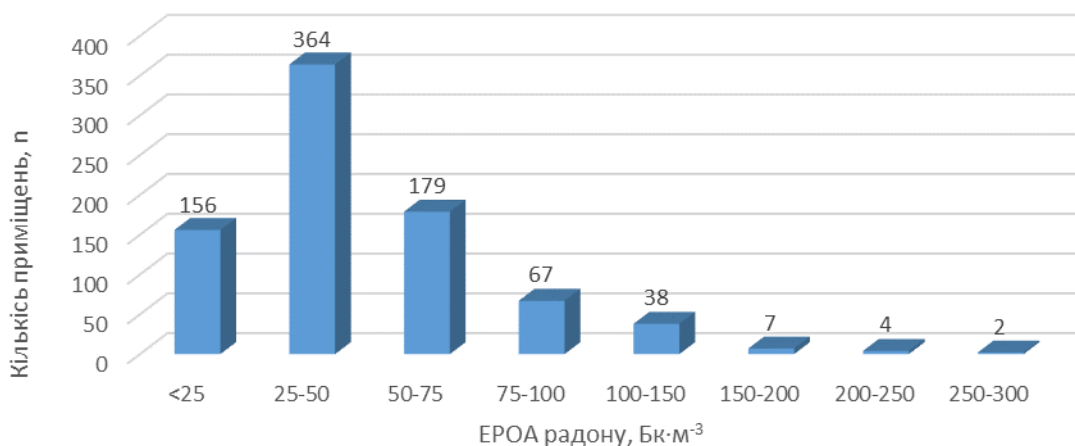


Рис. 4.11 - Частотний розподіл величин ЕРОА радону-222 по житловим приміщенням будинків нової забудови

Представлені дані показують, що кількість житлових приміщень з перевищенням нормативу $100 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ [31] по ЕРОА радону-222 становить близько 5% (~ 50 приміщень) від обстежених приміщень. Для адміністративних будівель, де працюють люди, кількість приміщень з перевищенням нормативу $60 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ [32] для працівників категорії «Не персонал» становить близько 10% від обстежених приміщень. Максимальна виміряне значення ЕРОА радону-222 для житлових приміщень становить $269 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$, а для адміністративних - $94 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$.

Порівняння отриманих в цьому обстеженні результатів з результатами попередніх обстежень в старій частині міста, де кількість приміщень, у яких перевищується норматив по радону становила 51%, свідчить про відносно благополучну радіаційну ситуацію в районі нової забудови в західній частині міста.

Подібні дослідження з вимірювання радону і рівнів ЕРОА радону - 222 були проведені в м. Кривий Ріг, де вперше проводилося видобування уранової руди. Результати вибірково проведених вимірювань [151-153] показали, що в 36 % будинків Тернівського району спостерігаються перевищення нормативів по ЕРОА радону - 222, а дозові навантаження на населення в цих будинках знаходяться в межах $6,55\text{-}14,55 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$.

Проведені дослідження за вимірюваннями концентрації радону - 222 в повітрі житлових будинків показали, що в багатоповерхових будинках концентрація радону - 222 коливається від 32 до 86 Бк·м⁻³, а на перших поверхах досягає активності 173 Бк·м⁻³. За вимірами в повітрі одноповерхових будинків сільського типу перевищення встановленого нормативу спостерігалися в Тернівському районі в 44,4 % обстежених будинків, в Центрально Міському - в 62,5 %, в Жовтневому - в 100 %.

Радіаційна обстановка в м. Кам'янське (Дніпродзержинськ) визначається наступними факторами:

- природним радіаційним фоном, який визначається наявністю природних радіонуклідів (ПРН);
- техногенно зміненим радіаційним фоном, обумовленим будівництвом споруд на територіях з підвищеним рівнем ексхалатії радону і використанням у будівництві матеріалів з підвищеним вмістом ПРН;
- діяльністю на території міста Придніпровського хімічного заводу, який займався переробкою уранових руд;
- наявністю на території міста хвостосховищ з радіоактивними відходами переробки уранових руд;
- наслідками радіоактивного забруднення території міста в результаті широкого і неконтрольованого використання в якості будівельних матеріалів відходів підприємств зі збагачення та переробки мінеральної сировини з високим вмістом ПРН.

Враховуючи це, у 2010 році було проведено радіаційне обстеження м. Кам'янське (Дніпродзержинськ). Для обстежень були обрані приміщення з частим і тривалим перебуванням в них людей, і дошкільні та навчальні заклади. Саме в цих приміщеннях люди проводять більшу частину часу і тому підвищені дозові навантаження небажані. Слід зазначити, що для дошкільних і навчальних приміщень радонове навантаження регламентується величиною ЕРОА радону-222

не більше ніж $50 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$, внаслідок тривалого перебування дітей та підлітків. Для кожного типу досліджуваних приміщень було проведено від 30 до 45 вимірювань.

Проведені дослідження показали, що в 50% випадків ОА радону в приміщеннях шкіл і дитячих садків перевищує $100 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$, що вимагає проведення більш детальних радіаційних досліджень. З урахуванням коефіцієнта рівноваги 0,4 в 20% обстежених приміщень шкіл і дитячих садків спостерігається перевищення нормативу по ЕРОА радону.

У грудні 2009 р в дитячих садах № 11 і №28, а також в школах №39 і №9 були проведені дослідження з часткової дезактивації і здійснення протирадіаційних заходів [154]. Основним методом, який показав себе досить ефективним в умовах приміщень за умов не дуже високої перевищення нормативних радіаційних показників, є метод провітрювання. Методика досліджень полягала в наступному. Спочатку проби повітря відбиралися в ранковий час в закритій кімнаті. Потім, після провітрювання, через три години проводились наступні вимірювання. При дослідженнях проводилися вимірювання:

- еквівалентної рівноважної об'ємної активності (ЕРОА) радону;
- еквівалентної рівноважної об'ємної активності (ЕРОА) торону;
- об'ємної активності (ОА) радону.

Результати експериментальних досліджень з проведення часткової дезактивації в дитячих шкільних та дошкільних закладах м. Кам'янське (Дніпродзержинськ) наведені в таблиці 4.5.

Таблиця 4.5 Результати вимірювань об'ємної активності радону-222, еквівалентної рівноважної об'ємної активності (ЕРОА) радону-222 і радону-220 (торону) в повітрі дитячих садків і шкіл Кам'янське (Дніпродзержинськ), $\text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$

№	Місце і час проведення вимірювань	Об'ємна активність радону-222, $\text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$	ЕРОА радону-222, $\text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$	ЕРОА радону-220(торону), $\text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$
Д/с № 11				
1	Молодша група, 9-00	183	$108,9 \pm 23,2$	$1,27 \pm 0,47$

№	Місце і час проведення вимірювань	Об'ємна активність радону-222, Бк·м ⁻³	ЕРОА радону-222, Бк·м ⁻³	ЕРОА радону-220(торону), Бк·м ⁻³
2	Молодша група, 12-00	68	43,5±13,2	0,86± 0,22
Д/с № 28 «Курчатко»,				
3	Ясельна група, 9-30	231	88,9±23,2	0,88±0,26
4	Ясельна група, 12-30	68	33,2±10,2	0,56 ±0,17
Школа № 39				
5	Кабінет №9, 8-00	322	127,3 ±43,2	1,92± 0,58
6	Кабінет №9, 11-00	75	45,5 ±14,6	0,72±0,19
7	Кабінет №12, 8-30	253	114 ±43,2	2,22± 0,68
8	Кабінет №12, 11-30	85	34 ±13,2	0,52±0,12
Школа № 9				
	Кабінет №9, 8-00	212	105,1 ± 30,7	0,72±0,22
	Кабінет №9, 8-00	88	33,5 ±10,6	0,32± 0,10
	Кабінет №7, 9-30	123	64,7±17,4	0,47± 0,68
	Кабінет №7, 12-30	35	24,4±7,2	0,21±0,12

Проведений експеримент показав, що спостерігається стійке зниження після провітрювання навіть через три години активності радону і ЕРОА радону і торону в повітрі досліджуваних приміщень. Результати показують, що вони відповідають вимогам нормативних документів України з радіаційного безпеки. Ефективність проведених робіт при проведенні часткової дезактивації оцінювалася коефіцієнтом зниження радіаційних показників. Він обчислювався як відношення виміряних радіаційних показників (ОА радону і ЕРОА радону і торону) до експерименту до аналогічних вимірам через три години після його початку. Коефіцієнт зниження об'ємної активності радону змінювалася від 2,4 до 4,3 при середньому значенні 3,18. Для ЕРОА радону-222 даний коефіцієнт змінювався для досліджуваних приміщень від 2,5 до 3,15 і в середньому становив 2,86. Коефіцієнт зниження ЕРОА радону-220 коливався в більш широкому діапазоні. Середнє значення склало 2,19.

Дуже високі значення об'ємної активності радону, які досягали $466 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$, зафіксовані і в житлових приміщеннях міста. Майже в 35% обстежених житлових приміщеннях м. Кам'янське (Дніпродзержинськ) [155] спостерігається перевищення нормативу по ЕРОА радону для житлових приміщень.

Таким чином, проведені дослідження показують, що в «уранових містах» Дніпропетровської області існує «радонова проблема», яка вимагає постійного радіаційного контролю.

4.4 Дослідження поширення радону і оцінка небезпеки в районі гірничих підприємств.

Одним з видів професійної небезпеки при підземному видобутку руд є дія на гірників радіаційних факторів. До цих факторів належать: радіоактивне забруднення рудничної атмосфери ізотопами радону (радон-222, радон-220) і їх короткоживущими продуктами розпаду, довгоживучими природними радіонуклідами, що містяться в рудничному пилу і гамма-випромінювання гірських порід. При цьому провідне радіаційно-гігієнічне значення належить, як правило, радону і його короткоживущим дочірнім продуктам розпаду (ДПР). Зв'язок між концентрацією радону у шахтному повітрі і захворюванням шахтарів на рак легенів вперше було виявлено ще в 20-х роках минулого століття в Німеччині. Саме тоді виявили причину виникнення загадкової «Шнеебергської легеневої хвороби» (її називають іще «гірської хворобою»), від якої в 17-18 століттях вмирало до 75% шахтарів Шнеебергських шахт з видобутку срібла [156]. Незважаючи на багаторічну історію проблеми радону в шахтах, перші дослідження радіаційних факторів у шахтах Криворізького залізорудного басейну були проведені лише в 1995 році [157-159].

Вимірювання ЕРОА радону-222 і радону-220 проводилися за методом Маркова-Терентьєва, який був запрограмований в розробленому переносному альфа-радіометрі РГА-09М. Основні етапи вимірювання склалися з:

- прокачування повітря через фільтр протягом 5 хвилин (витрата $20 \text{ л} \cdot \text{хв}^{-1}$);
- 2-х послідовних (з 1-го по 4-ю і з 7-ї по 10-ю хв) після закінчення пробовідбору вимірювань альфа активності фільтра напівпровідниковим детектором.
- попередній розрахунок результату, його індикація і запам'ятовування даних в пам'ять приладу;
- третього півгодинного вимірювання (не раніше ніж через 5 годин після прокачування фільтру) для визначення ЕРОА радону-220 і внесення поправок в значення ЕРОА радону-222;
- занесення в пам'ять остаточних результатів.

Етапи вимірювання виконувалися приладом автоматично, включно з реєстрацією часу до третього виміру. Діапазон вимірювань становить $5,0 - 10^4 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ по ЕРОА радону-222 і $0,5 - 10^4 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ по ЕРОА радону-220.

Вимірювання потужності еквівалентної дози гамма випромінювання проводилися методом реєстрації гамма-квантів газорозрядними лічильниками Гейгера-Мюллера за допомогою переносного професійного дозиметра ДБГ-01Н і дозиметра-радіометра ДКС-96М. Об'ємна активність радону-222 в повітрі вимірювалася іонізаційним методом з використанням радон-монітора Alpha-GUARD PQ2000.

Вміст довгоживучих альфа-випромінюючих радіонуклідів (ДАР) в шахтному пилу визначався за величиною середньорічної запиленості рудникового повітря і вмісту природних радіонуклідів в гірських породах. Останнє визначалося в лабораторії методами радіохімії і спектрометрії з напівпровідниковим детектором. Результати цих досліджень показали, що на більшості шахт басейну радонова проблема має місце. Шахти за місцем розташування були розділені на три групи. Результати досліджень перших років наведені в таблиці 4.6.

Таблиця 4.6. Рівні радіаційно-небезпечних факторів в шахтах Кривбасу (1995-1997 р)

Назва шахти	Потужність еквівалентної дози гамма-випромінювання (максимум у локальній аномалії), мкЗв·год ⁻¹	ЕРОА Rn –222, Бк·м ⁻³	ЕРОА Rn –220, Бк·м ⁻³	Об'ємна активність Rn –222, Бк·м ⁻³	Максимальна об'ємна активність ДАР в повітрі, мБк·м ⁻³	
					ряд U	ряд Th
Північна група шахт						
Першотравнева	0,04 – 0,18	22 – 58	<0,5 – 1,4	37 – 1004	0,63	0,12
Тернівська/ ім. Леніна	0,04 – 0,08	28 – 506	<0,5 – 0,7	46 – 431	1,6	0,15
Гвардійська	0,07- 0,17 (128,1)	78 – 1257	1,2 – 4,6	178 – 10100	2,5	0,14
Центральна група шахт						
Ювілейна	0,06 - 0,56 (3,5)	23 – 3020	1,1 – 2,7	31 – 4170	1,7	0,19
Жовтнева	0,04 – 0,15	15 –60	<0,5 – 0,6	49 – 84	1,3	0,11
Південна група шахт						
Родіна	0,04 – 0,22 (8,5)	87 – 861	0,6 – 3.8	140 – 1320	0,55	0,037
ім. Артема / ім. Кірова	0.05 – 0,13	12 – 1024	1,4 – 2.6	210 – 3780	0,63	0,31
Гігант	0,05 – 0,36 (1,8)	23 - 503	0,7 – 2,1	98 – 3338	1,0	0,12

Провідним радіаційним фактором є ЕРОА радону-222. Перевищення чинного на той час нормативу [160] по ЕРОА радону-222 (110 Бк·м⁻³) в рудничній атмосфері основних робочих місць спостерігалось на 6 з 8 обстежених шахт [158,159,161,162]. Рівні потужності дози гамма-випромінювання в шахтах басейну мають, в основному, значення нижче фонових величин на поверхні землі. Винятки становлять локальні ділянки аномально-високого гамма-випромінювання на шахтах «Гвардійська» (128,1 мкЗв·год⁻¹) і «Батьківщина» (8,5 мкЗв·год⁻¹), пов'язаних з перетином аркозових пісковиків з підвищеним вмістом радію-226 до 4630 Бк·кг⁻¹. Ширина аномальних ділянок не перевищує 30 м. І вони розташовані

на відкаточному і вентиляційному квершлагах, далеко від робочих місць і не вносять помітного вкладу в дозу на підземний персонал. Перевищень нормативних рівнів по двом іншим радіаційно-небезпечним факторам, ЕРОА радону-220 і вмісту ДАР в рудничному пилу, не спостерігалось.

За сумою основних вимірюваних радіаційно-небезпечних факторів була виконана попередня оцінка дозових навантажень на підземний персонал і проведена класифікація шахт басейну по радононебезпеці. За ступенем радононебезпеки всі шахти можна розділити на три категорії: радононебезпечні, помірно радононебезпечні і радонобезпечні. До радонобезпечних віднесені шахти, в яких річна ефективна доза на робочих основних професій не перевищує 1 мЗв за сумою радіаційно-небезпечних факторів. До помірно радононебезпечних відносяться шахти з річною ефективною дозою на гірників більше 1, але менше 5 мЗв. До радононебезпечних відносяться шахти з річною ефективною дозою на гірників більше 5 мЗв. Розподіл шахт Криворізького залізничного басейну відповідно до цієї класифікації наведено в таблиці 4.7.

Таблиця 4.7 - Класифікація залізничних шахт Кривбасу по радононебезпеці.

Категорія шахт	Назва шахти	Ефективна річна доза на категорію працюючих на шахті, мЗв
Радонобезпечні	Першотравнева	1,088
	Жовтнева	0,586
Помірно радононебезпечні	Гвардійська	2,773
	Гігант	4,288
	ім. Артема / ім. Кірова	4,228
Радононебезпечні	Родіна	5,651
	Ювілейна	14,142
	Тернівська/ ім. Леніна	6,712

На підставі проведених досліджень був розроблений галузевий нормативний документ для залізорудних шахт [163], де встановлені обмеження опромінення техногенно-підсиленими джерелами природного походження для працівників неатомної промисловості та визначено вимоги щодо радіаційного контролю. На підприємствах, де доза виробничого опромінення працівників від природних джерел не перевищує $1 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$, радіаційний контроль є не обов'язковим. На підприємствах, де доза виробничого опромінення перевищує $1 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$, але менше $5 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ необхідно проводити радіаційний контроль не рідше 2 разів на рік і за його результатами здійснювати заходи щодо зниження дози опромінення. На підприємствах, де доза перевищує $5 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ адміністрація повинна використовувати всі засоби для зниження опромінення працівників, а роботи повинні бути переведені в категорію «практична діяльність з індустріальними джерелами іонізуючого випромінювання». При цьому самі працівники повинні бути віднесені до «персоналу категорії А». Відповідно до цих доз встановлені референтні, середні протягом року, рівні радіаційних факторів при монофакторному впливі:

• **для дози 5 мЗв на рік:**

- потужність поглиненої в повітрі дози гамма-випромінювання $4 \text{ мкГр} / \text{год}$;
- ЕРОА радону-222 в повітрі $300 \text{ Бк} / \text{м}^3$;
- ЕРОА радону-220 (торону) в повітрі $60 \text{ Бк} / \text{м}^3$;

• **для дози 1 мЗв на рік:**

- ЕРОА радону-222 в повітрі $60 \text{ Бк} / \text{м}^3$;
- ЕРОА радону-220 (торону) в повітрі $10 \text{ Бк} / \text{м}^3$.

Додатково, в цьому ж документі вказані референтні рівні довгоживучих радіонуклідів у рудному пилу для дози $5 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$:

- об'ємна активність в повітрі суми довгоживучих альфа-випромінюючих радіонуклідів (ДАР) уранового ряду, пов'язаних з аерозолями рудничного пилу - $0,025 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$;
- об'ємна активність в повітрі суми довгоживучих альфа-випромінюючих радіонуклідів торієвого ряду, пов'язаних з аерозолями рудничного пилу - $0,01 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$.

Належність шахт до тієї чи іншої категорії радононебезпеки не є постійним фактом. Вона може змінюватися в залежності від зміни режиму роботи шахти. Наступними дослідженнями було встановлено, що основним джерелом радону в шахтах басейну є зони обвалення, обумовлені технологією ведення гірничих робіт, а геологічні джерела мають другорядне значення. Основними системами розробки родовищ в Кривбасі є системи поверхового і підповерхового обвалення з відбійкою руди глибокими свердловинами, при яких і утворюються зони обвалення на відпрацьованих горизонтах. Цей висновок підтверджується зіставленням даних по радону для шахти "Жовтнева", де залізні руди до гор -890м розроблялися за допомогою системи розробки із закладкою виробленого простору. На цій шахті не спостерігається перевищення нормативних значень по дочірнім продуктам розпаду радону-222. У таблиці 4.8 наведені дані по рівням ЕРОА радону-222 в шахтах, отриманих в дослідженнях наступних років.

Таблиця 4.8 Рівні ЕРОА радону-222 в шахтах Кривбасу в різні періоди[164].

Назва шахти	Рівні ЕРОА радону-222, $\text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ в шахтах Кривбасу в різні періоди			
	2003-2004 г.	2012 г.	2016 г.	2018-2019 г.
Першотравнева	500 - 11760*	не працює	не працює	не працює
Тернівська/ ім. Леніна	62 - 1659	-	-	20 - 279
Гвардійська	965 - 1352	-	-	1102 - 3204
Ювілейна	-	-	-	-
Жовтнева	18 - 310	-	-	3,3 - 67
Родіна	17 - 1750	16 – 172	-	1,5 - 231

Назва шахти	Рівні ЕРОА радону-222, Бк·м ⁻³ в шахтах Кривбасу в різні періоди			
	2003-2004 г.	2012 г.	2016 г.	2018-2019 г.
ім. Артема / ім. Кірова	10 - 550	-	20 - 1152	17 - 652
Гігант	84 - 987	не працює	не працює	не працює

*- шахта в стадії закриття, демонтажні роботи, вентиляція відключена

Отримані результати показують, що категорія радононебезпеки шахт може змінюватися в часі. Так, радонобезпечна шахта «Першотравнева» перетворилася в радононебезпечну (ЕРОА радону-222 > 300 Бк·м⁻³) в період виведення її з експлуатації, коли різко скоротилася чисельність підземного персоналу до 59 осіб і при проведенні демонтажних робіт була відключена примусова вентиляція з метою економії електрики. У цьому «нульовому режимі» в шахту за рахунок природної тяги надходило 94,3 м³·с⁻¹ повітря, що забезпечувало достатній його об'єм на людину при найбільшій кількості персоналу в змїну і складало 118 м³·хв⁻¹ (при нормі 6 м³·хв⁻¹). Однак, не було враховано різкого накопичення радону-222. У цій ситуації, після наших вимірів, адміністрація шахти прийняла екстрені заходи для поліпшення радіаційної обстановки. При виведенні шахт з експлуатації необхідно застосовувати спеціальний режим провітрювання, який не погіршує радіаційну обстановку. Аналіз даних таблиці 4.9 показує, що на сьогоднішній день, шахти «Батьківщина» і «Тернівська» (Леніна) перейшли в категорію «помірно радононебезпечні», а шахта «Гвардійська» і «Артема» в категорію «радононебезпечні». Останніми дослідженнями відзначений той факт, що в зв'язку з розвитком видобутку руди в басейні на великих глибинах, збільшується кількість шахт, в яких радон-222 з верхніх відпрацьованих горизонтів потрапляє до вхідного свіжого струменю повітря і вже далі забруднює повітря на робочих горизонтах. Це призводить до необхідності ретельно ізолювати старі відпрацьовані горизонти і зони обвалення і здійснювати регулярний радіаційний контроль[165].

Основними завданнями радіаційного контролю на шахтах є:

- контроль рівнів радіаційно-небезпечних факторів на всіх робочих місцях;
- контроль і облік доз внутрішнього і зовнішнього опромінення підземного персоналу;
- оцінка радіаційної обстановки і визначення необхідних коригувальних заходів;
- підтвердження відповідності вимогам санітарного законодавства радіаційно-гігієнічних умов на робочих місцях[166] і виявлення тенденцій в забезпеченні радіаційної безпеки, в тому числі, при модифікації технологій і технологічних регламентів;
- контроль ефективності радіаційного захисту гірників.

Для вирішення цих завдань, з урахуванням специфіки гірських підприємств, необхідно проводити вимірювання, як мінімум, наступних радіаційних чинників:

1. об'ємна активність радону-222 в рудничній атмосфері;
2. об'ємна активність короткоживучих дочірніх продуктів розпаду радону-222 і радону-220 (торону) в рудничній атмосфері;
3. вміст довгоживучих природних радіонуклідів в рудничному пилу або пилоутворювальному продукті (рудах і породах);
4. потужність дози гамма-випромінювання на робочих місцях і маршрутах пересування гірників.

4.5. Розробка класифікації територій для забудови за ступенем радононебезпеки.

Найважливішим фактором надходження радону в житлові будинки є аномальна ексхаляція радону з поверхні ґрунтів. Підвищена ексхаляція в природних умовах може виникати як показано вище в місцях:

- неглибокого залягання рудних тіл родовищ уранових руд або руд, що містять підвищену кількість ^{232}Th і ^{238}U ;
- розвитку вторинних перевідкладень солевих ореолів розсіювання материнських елементів (в першу чергу, радію), що утворюються в зонах окислення родовищ під впливом гіпергенних процесів, як в пухких відкладеннях, так і в корінних породах;
- виходів на поверхню або неглибокого залягання (5-10 м) кислих кристалічних порід, глинистих сланців і їх кори вивітрювання;
- наявності древніх геологічних розломів, тріщин і їх перетинів з утворенням зон дроблення порід;
- неглибокого залягання водоносних горизонтів радоно-радієвих вод і зон їх розвантаження.

За результатами вимірювань в польових умовах значень щільності потоку радону очікувану ЕРОА радону в повітрі житлових приміщень першого поверху майбутніх будівель визначаємо за формулою

$$E_{\text{Rn}} = \left[C_{\text{атм}} + \frac{(3,6 \cdot 10^3 q_{\text{Rn}} \cdot K)}{\lambda_v \cdot H} \right] \cdot F \quad (4.3)$$

де E_{Rn} – ефективна рівноважна об'ємна активність радону в приміщенні, Бк·м⁻³;

$C_{\text{атм}}$ – концентрація радону в атмосферному повітрі, що використовується для провітрювання, Бк·м⁻³;

q_{Rn} – щільність потоку радону з ґрунту, Бк м⁻²·с⁻¹;

H – висота приміщення, м;

λ_v – швидкість повітрообміну, ч⁻¹;

K – коефіцієнт зміни щільності потоку радону підлогою і фундаментом ;

F – коефіцієнт рівноваги в приміщенні, що дорівнює відношенню еквівалентної рівноважної об'ємної активності радону в повітрі до реальної об'ємної активності радону.

Формула застосовна для рівноважного стану в припущенні відсутності потоку радону з будівельних конструкцій. Виходячи з нормованого рівня обов'язкових дій для середньорічної ЕРОА ^{222}Rn в повітрі приміщень, що дорівнює $50 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$, середній концентрації радону в атмосферному повітрі України, яка дорівнює $10 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$, висоти приміщення 3 м та значень $F = 0,4$ [148], $K = 1$, $\lambda_v = 0,7 \text{ ч}^{-1}$ [167] середньорічна щільність потоку радону з ґрунту обмежена значенням $40 \text{ мБк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{с}^{-1}$.

Дана оцінка є, очевидно, максимальною, оскільки в розрахунках не враховувалися інші джерела радону в будинках (будівельні матеріали, природний газ, вода). Важливі також коливання концентрації радону в атмосферному повітрі, які в залежності від стану атмосфери можуть бути від 5 до $110 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$ на висоті 2 м (висота віконних прорізів). Важливим фактором підвищення безпеки життя є витримування при проектуванні і будівництві швидкості повітрообміну $\lambda_v = 1,0 \text{ ч}^{-1}$ і коефіцієнта зміни потоку підлогою і фундаментом $K = 0,5-0,7$. У таблиці 4.9 пропонується класифікація територій за ступенем радононебезпеки, в якій враховані результати виконаних раніше досліджень [129]. При виникненні гострої необхідності в житловому будівництві в зонах з щільністю потоку радону більше $40 \text{ Бк м}^{-2}\cdot\text{с}^{-1}$ слід розробляти спеціальні проекти будинків. Таким чином, впровадження на стадії інженерних вишукувань системи радіоекологічних досліджень з вимірюванням щільності потоку радону і обліку їх результатів при проектуванні і будівництві житлових будинків дозволить уникнути в подальшому як неконтрольованого опромінення населення, так і значних витрат на протирадонового заходи.

Таблиця 4.9 Класифікація ділянок території, що забудовуються, за ступенем радононебезпеки

Категорія	Щільність потоку радону з поверхні землі, $\text{мБк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{с}^{-1}$	Вимоги до території, призначеної для будівництва	Вимоги до конструкції будівель
I	1-40	Можлива забудова без обмежень	—
II	40-80	Будівництво будівель повинно вестися за умови ретельного радіаційного контролю території	Виведення сантехнічних мереж в окремі вентилявані канали з герметизацією місць введення труб в житлові приміщення. Ізоляція підлоги першого поверху за допомогою рулонних полімерних матеріалів. Вентиляція підвальних приміщень.
III	80-200	Будівництво будівель і споруд здійснюється тільки за спеціальними проектами з проведенням оптимізації радіаційного захисту	Перший поверх бажано використовувати під магазини, пункти громадського харчування, гаражі. Всі приміщення повинні бути обладнані примусовою вентиляцією
IV	> 200	Забороняються всі види будівництва	—

Висновки до 4 розділу

1. Встановлені закономірності сорбції радону на активоване вугілля, визначено оптимальну товщину шару вугілля, яка дорівнює $0,7 \text{ г} \cdot \text{см}^{-2}$ та розроблено точний і простий у виконанні метод вимірювання щільності потоку радону за допомогою пристрою для експозиції сорбенту (активоване вугілля) на поверхні, що еманує, з подальшим аналізом його на гамма-спектрометрі.
2. Встановлено, що ексхаляція радону з поверхні землі має важливе вплив на радіоактивне забруднення територій та приміщень радоном та його продуктами розпаду і запропоновано норматив щільності потоку радону з поверхні території для житлового та промислового будівництва не вище $80 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$.
3. Вперше досліджено радіаційну обстановку у залізорудних шахтах, визначено залежності радіаційних параметрів безпеки від забруднення рудничного повітря радоном та природними радіонуклідами та створена класифікація цих шахт за рівнем радіаційної безпеки.
4. Встановлено, що в приміщеннях старого урановидобувного міста, яким є місто Жовті Води (Дніпропетровської області), де міське будівництво відбувалося одночасно з розвитком гірничого виробництва, спостерігається перевищення гігієнічного регламенту ЕРОА радону-222 у $100 \text{ Бк} \cdot \text{м}^3$ в 35,8% приміщень, обстежених в холодний період року і в 50,3%, обстежених в теплий період. Розроблені рекомендації щодо ремонтних протирадонових заходів у приміщеннях, спрямованих на зменшення надходження радону в приміщення внаслідок ексхаляції радону з земної поверхні.
5. Розроблено класифікацію ділянок території, що забудовуються, за ступенем радононебезпеки, у якій рекомендовані вимоги як до території, призначеної для будівництва, так і до конструкції будівель, що суттєво підвищує рівень радіоекологічної безпеки населення.
6. Результати досліджень впливу радону на забруднення навколишнього середовища в районі підприємств з видобутку і переробки руд, у приміщеннях та будівлях, на територіях під забудову що наведені у розділі 4 роботи, опубліковані в працях [85,103, 127-130, 133, 135, 142-145, 149-155, 157-159, 161-166].

5. ТЕХНОЛОГІЧНІ ВІДХОДИ ПРОМИСЛОВОГО ВИРОБНИЦТВА І ЇХ ВПЛИВ НА РАДІОАКТИВНЕ ЗАБРУДНЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА.

5.1. Сировина і технологічні відходи з підвищеним вмістом природних радіонуклідів і їх вплив на працюючих і навколишнє середовище.

В останнє десятиліття в зв'язку з інтенсивним розвитком промисловості та зростанням уваги до якості життя і, відповідно, до чистоти навколишнього середовища, досить актуальною стає проблема поводження з технологічними відходами з підвищеним вмістом природних радіонуклідів

Це обумовлено тим, що природні радіонукліди рядів урану і торію грають більш вагому роль в опроміненні людини, ніж штучні[197-205]. Виключно гостро стоїть ця проблема в Україні.

Це викликано наступними причинами:

- інтенсивний розвиток гірничодобувної та переробної промисловості, включаючи уранову та рідкометальну[170];
- геологічні умови країни;
- висока щільність населення в промислових регіонах країни;
- високий рівень розвитку сільського господарства;
- аварія на Чорнобильській АЕС і радіоекологічні наслідки цього.

З огляду на це, в Україні прийнято ряд нормативних документів, що регламентують опромінення працівників і захищають їх від шкідливого впливу на організм:

Закон України «Про захист людини від впливу іонізуючих випромінювань»;

Закон України «Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення»;

Закон України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку»;

Закон України «Про охорону праці»;

Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97);

Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України (ОСПУ-2005).

Проведені в останні роки дослідження на рудниках Кривбасу показали, що ефективні дози опромінення шахтарів залізорудних шахт [164,171-173] можуть досягати величини 15-25 мЗв, що в кілька разів перевищує дози опромінення працівників атомних станцій.

Аналогічна ситуація на металургійних підприємствах. При виплавці флюсу АН-67А на Нікопольському заводі феросплавів концентрація полонію -210 в повітрі в піковому режимі перевищувала на два порядки нормативи для населення і в півтора рази для категорії «персонал». У шламах концентрація полонію -210 і свинцю - 210 досягала величини відповідно 5400 і 12400 Бк·кг⁻¹, в зв'язку з чим вони підпадають під категорію «низькорадіоактивні відходи» [40].

На робочих місцях коксового цеху коксохімічного виробництва ПАТ "АрселорМіттал Кривий Ріг" було проаналізовано дві проби повітря на вміст ²³⁸U і ²¹⁰Po. Вони аналізувалися в лабораторних умовах із застосуванням методів альфа - спектрометричного і радіометричного аналізу. Зміст ²³⁸U і ²¹⁰Po в повітрі одно, відповідно, 0,9 і 0,0045 Бк·м⁻³. Це значно (до 300 разів по урану) перевищує допустимі концентрації в повітрі для категорії В (населення). У таблиці 5.1 наведені дані за вмістом природних радіонуклідів у вугіллі, смолі і коксі, які є сировиною і готовим продуктом коксохімічного виробництва цього підприємства.

Таблиця 5.1 Вміст природних радіонуклідів у вугіллі, смолі і коксі на ПАТ "АрселорМіттал Кривий Ріг", Бк·кг⁻¹.

Матеріали	⁴⁰ K	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²²⁶ Ra	²³⁸ U	²³⁰ Th
Вугілля «СС»	90±12	36±6	12±4	12±2	94±8	16±2
Кокс	78±13	45±7	5±2	25±3	108±10	11±2
Смола	11±7	139±17	222±40	2,1±1,3	39±4	2,0±0,6

З таблиці 5.1 видно, що при високій температурі йде процес технологічного перерозподілу радіонуклідів між коксом і смолою. Це може створити небезпеку додаткового опромінення робітників на цих і суміжних виробництвах.

У 2015-2016 роках були проведені натуральні дослідження (вимірювання) і зроблено розрахунок річної ефективної дози працюють на наступних підприємствах[174]:

- ПАТ "Дніпровський Меткомбінат", м. Кам'янське (2015 рік);
- філія «Вільногірський ГМК» ДП «ОГХК», м. Вільногірськ (2016 рік).

Так на ПАТ «Дніпровський Меткомбінат» перевищення дозового межі 1 мЗв на рік не спостерігалось і основний внесок в дозу опромінення при високій запиленості повітря вносить внутрішня ефективна доза від вдихання ПРН.

У конвертерному цеху річна ефективна доза становила від 0,00176 до 0,208 мЗв·рік⁻¹. Максимальна ефективна річна доза спостерігалася на робочому місці оператора печей на ділянці оберткових печей в конверторному цеху - 0,247 мЗв·рік⁻¹. Причому 35% від цієї дози належить дозі від дії радону-222, 33% від дії радону-220 і 26% від зовнішнього гамма - випромінювання. У той же час, річна ефективна доза сушильника на шихтовому дворі сипучих і феросплавів в цьому ж цеху становить 0,115 мЗв·рік⁻¹, де 93% від дози становить доза від гамма випромінювання.

У доменному цеху річна ефективна доза становила від 0,00923 до 0,270 мЗв·рік⁻¹. Максимальна ефективна річна доза спостерігалася на робочому місці готувачів заправних вогнетривких матеріалів і термічних сумішей в глином'яльному відділенні - 0,270 мЗв·рік⁻¹. Тут 66% дози становить внутрішня від вдихання ПРН і 26% - зовнішня доза від зовнішнього гамма - випромінювання (0,212 мЗв·рік⁻¹).

В агломераційному цеху річна ефективна доза становила від 0,04902 до 0,265 мЗв·рік⁻¹. Максимальна ефективна річна доза спостерігалася на робочому

місці машиніста конвеєра А1-Ш2 - 0,265 мЗв. На цьому робочому місці 75% дози - внутрішня від вдихання ПРН і 25% - зовнішня доза від гамма - випромінювання.

На підприємстві - філія «Вільногірський ГМК» ДП «ОГХК» річні ефективні дози від 4,8 до 5,1 мЗв отримують працівники на ділянці подрібнення концентратів і від 1,47 до 1,63 мЗв на ділянці доведення. Вони працюють і з сировиною і з готовою продукцією, де містяться природні радіонукліди з різною активністю (табл. 5.2). Більшість робочих місць на підприємстві відноситься до II та III класу умов праці [175]. На підприємстві внесок в річну ефективну дозу визначають наступні складові:

- зовнішнє гамма-випромінювання від 0,142 до 0,545 мЗв;
- вдихання ПРН - від 0,135 до 4,459 мЗв;
- ЕРОА радону-222 - від 0,066 до 0,242 мЗв;
- ЕРОА радону-220 - від 0,034 до 0,170 мЗв;
- пероральне надходження - 0,00292 мЗв.

Проведені дослідження і розрахунки показали, що річна ефективна доза при виконанні технологічного циклу робіт різна для різних робочих місць і підприємств, де є сировина і технологічні відходи, що містять природні радіонукліди, і, відповідно, радіаційні дослідження повинні бути складовою частиною робіт по атестації робочих місць для оцінки їх безпеки.

Продукт	Питома активність природних радіонуклідів, Бк·кг ⁻¹								Приведена активність
	U-238	U-234	Th-230	Ra-226	Po-210	Pb-210	Th-232	Th-228	
Циркон	364,93	362,87	378,8	1842,33	120,44	183,73	409,27	273,7	3281,05
Кварц	2,92	1,15	3,2	2,33	1,32	2,10	1,53	0,97	11,86
Рутил	181,23	183,03	231,4	304,93	92,83	117,69	93,43	69,14	945,85
Дістен	76,07	65,83	49,16	61,45	22,42	54,46	17,7	13,54	232,92
Дільниця доведення (склад готової продукції)									
Циркон	354,25	276,4	282,3	1738,0	130,9	203,55	383,35	243,8	3044,97
Рутил	147,8	152,3	189,1	279,4	58,4	58,62	88,41	86	789,94
ТЕУ									
Рутил	177,05	166,1	250,1	349,1	54,85	102,31	121,85	92,63	1005,16
Циркон	354,25	276,4	282,3	1738,0	130,9	203,55	383,35	243,8	3044,97

5.2. Класифікація технологічних відходів з підвищеним вмістом природних радіонуклідів (ТВППР)

Проблема накопичення технологічних відходів з підвищеним вмістом природних радіонуклідів (ТВППР) обумовлює необхідність в розробці нормативних документів, що забезпечують радіаційну безпеку працюючих на діючих гірничих і металургійних виробництвах і населення України. З огляду на необхідність гармонізувати нормативну базу України з нормативною базою європейських країн, при розробці регламентують величин необхідно враховувати підходи до цієї проблеми МАГАТЕ, ЄС і Канади [176-183].

Небезпека для працівників при поводженні з мінеральною сировиною і матеріалами залежить від питомої активності в них природних радіонуклідів, кількості цих матеріалів на робочому місці, тривалості роботи з ними, запиленості повітря в зоні дихання, вентиляції приміщень[184] і ряду інших параметрів. Для забезпечення радіаційної безпеки працівників в умовах виробництва, включаючи планування виду, обсягів і періодичності радіаційного контролю при поводженні з мінеральною сировиною і матеріалами, а також заходів щодо протирадіаційного захисту населення вводиться їх класифікація за трьома класами [185-187].

Критеріями класифікації є загальна питома активність природних альфа - випромінюючих радіонуклідів в мінеральній сировині та матеріалах і потужність поглиненої в повітрі дози на відстані 0,1 м від них (табл. 5.3).

Таблиця 5.3 Класифікація мінеральної сировини і матеріалів

Клас	Критерії	
	Питома активність природних альфа-випромінюючих радіонуклідів, кБк-кг ⁻¹	Потужність поглиненої в повітрі дози, мкГр-год ⁻¹
Перший	$<10^0$	$<0,5$
Другий	$>10^0; <10^1$	$>0,5; <5,0$
Третій	$>10^1; <10^2$	$>5,0; <50$

Поводження з сировиною і матеріалами I класу з обсягами до 100 тонн в виробничих умовах здійснюється без будь-яких обмежень. У разі великих обсягів сировини або матеріалів, застосування технологій високотемпературної переробки, технологій збагачення сировини обов'язковою умовою є проведення радіаційно-гігієнічної оцінки умов роботи, включаючи оцінку ймовірних доз опромінення працівників.

Правила поведінки з сировиною і матеріалами II класу встановлюються на основі радіаційно-гігієнічної оцінки умов роботи з урахуванням характеру їх використання, транспортування, складування. За результатами дозиметричної оцінки приймається рішення про видачу санітарно-епідеміологічного висновку і визначення виду радіаційного контролю.

Гігієнічна оцінка матеріалів, сировини III класу є обов'язковою і проводиться з урахуванням обсягів і характеру їх використання. Оцінка доз опромінення працівників цих організацій і населення, яке може відчувати опромінення внаслідок видобутку, переробки, складування, транспортування матеріалів або сировини з підвищеним вмістом природних радіонуклідів (ПРН) є обов'язковою. За результатами цієї оцінки може прийматися рішення про віднесення працівників до категорії "Персонал", а також визначається необхідний обсяг радіаційного контролю і приймається рішення про необхідність проведення спеціальних заходів щодо зменшення доз опромінення. При цьому обов'язково оформлюється санітарно-епідеміологічний висновок. Для підприємства або об'єкта обґрунтовується категорія відповідно до вимог розділу 7.2 ОСПУ-05[33]. Питання про використання, складуванні і транспортуванні сировини або матеріалів з питомою активністю природних альфа-радіонуклідів понад $100 \text{ кБк} \cdot \text{кг}^{-1}$ вирішується в кожному конкретному випадку Міністерством охорони здоров'я України на підставі проведеної радіаційно-гігієнічної оцінки ймовірної ситуації опромінення в умовах виробництва і оцінки доз опромінення населення.

До початку використання матеріалів другого і третього класів підприємству або організації необхідно:

- отримати від постачальника повну інформацію про ізотопний склад матеріалу, включно із утриманням в ньому природних радіонуклідів;
- офіційно повідомити про це органи Держсанепідемслужби, надавши наступну інформацію:
 - точне найменування матеріалу, назва і адреса постачальника;
 - заплановані обсяг і періодичність поставок;
 - кількісні дані про вміст природних радіонуклідів в матеріалі;
 - перелік робочих місць в технологічному процесі використання матеріалу, їх кількість і загальна чисельність зайнятих щодо процесу працівників;
 - місце складування матеріалу і спосіб його використання у виробництві;
 - ступінь механізації робіт з матеріалом на окремих етапах виробництва.

При пошуку, видобутку та переробки корисних копалин, сировини або матеріалів утворюються технологічні відходи з підвищеним вмістом природних радіонуклідів (ТВПРН). Вони розрізняються по агрегатному стану, питомої активності, радіонуклідного складу, вмісту солей, іншим фізико-хімічними властивостями, які мають значення для вибору способів переробки, зберігання або захоронення ТВПРН. До рідких ТВПРН відносяться органічні і неорганічні рідини, пульпи і шлами, які не підлягають подальшому використанню та в яких питома активність окремих ПРН перевищує значення рівнів PC_{ingest} , наведені в таблиці П.2.2. НРБУ-97 [31] або склад суміші радіонуклідів такий, що сума співвідношення питомої активності кожного окремого радіонукліда до відповідного значенням його PC_{ingest} перевищує одиницю.

Тверді ТВППР підрозділяються на сипучі і фрагментарні.

Сипучі тверді ТВППР - забруднений природними радіонуклідами матеріал (грунти, шлами, фосфогіпс, хвости, пил з системи газоочистки та інше), в якому концентрація радіоактивних нуклідів рівномірно розподілена. Вони зазвичай низькі по концентрації радіонуклідів, але відносно великі за обсягом.

Фрагментарні тверді ТВПР - забруднене природними радіонуклідами матеріал (обладнання та його частини, труби, металоконструкції, окремі фрагменти будівельних відходів), в яких радіоактивні речовини сконцентровані або нерівномірно розподілені в матеріалі. Зазвичай вони мають значно вищі концентрації радіонуклідів в локальному обсязі, ніж сипучі. Для твердих сипучих ТОПРН встановлюються рівні звільнення від контролю.

Рівні звільнення від контролю - значення, встановлені регулюючим органом і виражені в одиницях питомої активності, при яких або нижче яких техногенно-підсилені джерела природного походження (забруднене обладнання, відходи) можуть бути звільнені від регулюючого контролю.

У таблиці 5.4 наведено класифікацію категорій твердих сипучих **ТВПР** за критерієм питомої активності, а таблиці 5.5 - рівні звільнення для цих ТВПР.

Таблиця 5.4. Класифікація категорій твердих сипучих ТВПР за критерієм питомої активності

Категорії ТВПР	Інтервал значень питомої активності твердих ТВПРН, $\text{кБк} \cdot \text{кг}^{-1}$	
	альфа- радіонукліди	бета-, гамма- радіонукліди
Н-1	$<10^0$	$< 10^1$
Н-2	$\geq 10^0; < 10^1$	$\geq 10^1; < 10^2$
Н-3	$\geq 10^1$	$\geq 10^2$

Таблиця 5.5. Рівні звільнення від контролю твердих сипучих ТВПР природних радіонуклідів рядів ^{238}U , ^{235}U та ^{232}Th .

Радіонуклід	Період напіврозпаду	Тип розпаду	Рівні звільнення, $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$
Ряд ^{238}U			
^{238}U	$4,77 \cdot 10^9$ років	α	1000
^{234}U	$2,45 \cdot 10^5$ років	α	1000
^{230}Th	$7,70 \cdot 10^4$ років	α	500

Радіонуклід	Період напіврозпаду	Тип розпаду	Рівні звільнення, Бк·кг ⁻¹
²²⁶ Ra	1600 років	α	250
²¹⁰ Pb	22,3 років	β	250
²¹⁰ Po	138,4 днів	α	750
Ряд ²³²Th			
²³² Th	1,4·10 ¹⁰ років	α	250
²²⁸ Ra	5,75 років	β	250
²²⁸ Th	1,913 років	α	250
Ряд ²³⁵U			
²³⁵ U	7,038·10 ⁸ років	α	1000
²³¹ Pa	3,276·10 ⁴ років	α	600
²²⁷ Ac	21,773 років	α (1,38%)%;	600

Для твердих фрагментарних ТВППР (обладнання та його частини, труби,металоконструкції, великі фрагменти будівельних відходів) встановлюються рівні звільнення від контролю, наведений в таблиці 5.6.

Крім того, для твердих фрагментарних ТВППР слід дотримуватись таких вимог:

- потужність поглиненої дози на відстані 0,1 м не більше ніж 0,26 мГр·час⁻¹;
- відсутність нефіксованого забруднення природними альфа- радіонуклідами.

Таблиця 5.6 Рівні звільнення від контролю для твердих фрагментарних ТВПРН.

Радіонуклід	Рівні звільнення від контролю одиничного фрагмента, Бк
Ряд ²³⁸U	
²³⁸ U	10000
²³⁴ U	10000
²³⁰ Th	1000
²²⁶ Ra	1000
²¹⁰ Pb	1000
²¹⁰ Po	1000
Ряд ²³²Th	
²³² Th	1000

Радіонуклід	Рівні звільнення від контролю одиничного фрагмента, Бк
^{228}Ra	1000
^{228}Th	1000
Ряд ^{235}U	
^{235}U	10000
^{231}Pa	1000
^{227}Ac	1000

В умовах діяльності промислових підприємств працівники можуть бути піддані додатковому опроміненню техногенно-підсиленими джерелами природного походження. У цьому випадку встановлюються такі дозові критерії необхідності здійснення контролю, обліку природною складовою опромінення працівників і прийняття контрзаходів.

Якщо в виробничих умовах річна ефективна доза опромінення техногенно-підсиленими джерелами природного походження (без урахування дози фонових опромінення) не перевищує $1 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$, то контроль і облік природної компоненти працівників не обов'язковий (п. 5.1.3 НРБУ-97).

При ефективних дозах опромінення працівників від 1 до $5 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$, пов'язаних з техногенно-підсиленими джерелами природного походження, вводиться система періодичного радіаційного контролю цього радіаційного фактора і можлива реалізація певних захисних заходів, які впливають з реальних умов опромінення і можливого зменшення доз опромінення ціною обґрунтованих витрат.

Протирадіаційний захист населення вважається забезпеченою, якщо середня річна ефективна доза опромінення критичної групи населення не перевищує $0,3 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ ($300 \text{ мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$) за рахунок поточної діяльності підприємства або організації.

5.3 Пошук та ідентифікація міст знаходження технологічних відходів з підвищеним вмістом природних радіонуклідів

5.3.1 Показники, які застосовуються при ідентифікації технологічних відходів на території

Обсяг, види і технологія робіт з ідентифікації забруднених об'єктів і дезактивації чи ліквідації ділянок забруднення території, а також заходи щодо забезпечення радіаційного захисту та техніки безпеки працюючих, що передбачаються проектом, повинні ґрунтуватися на фактичних результатах попередньо проведеного спеціального санітарно-дозиметричного обстеження радіоактивного забруднення об'єктів і аналізу даних періодичного контролю за останні роки експлуатації підприємства (об'єкта), або технологічних досліджень, або наявного досвіду по дезактивації території і обладнання на підприємстві [205-209].

Для досягнення поставленої мети передбачається поетапне виконання (алгоритм) наступних досліджень:

- Проведення радіометричних досліджень території що включають альфа, бета, гама – вимірювання;
- Проведення ексхаляційної та радонової зйомки;
- Буріння свердловин та відбір проб по глибині;
- Гама-каротаж свердловин;
- Аналітичне вимірювання вмісту ПРН та важких металів у відібраних пробах;

Після проведення цих робіт виконується підготовка заключного технічного звіту за результатами виконаних робіт, в якому зокрема мають бути уточнені

просторові та по глибині межі розповсюдження та рівень забруднення, визначені обсяги матеріалу, що підлягатиме видаленню.

Підходи щодо розміщення та кількості каротажних свердловин, методика відбору проб та їх обсяг визначатимуться

Спочатку для ідентифікації забруднення в польових умовах проводяться вимірювання потужності еквівалентної дози зовнішнього гамма випромінювання (дозиметрична зйомка). В рамках дозиметричної зйомки проводилися вимірювання потужності дози на висоті 1 м над поверхнею землі по сітці 1×1, 2×2 чи 4×4 м . Сітка визначається в залежності від площі ділянок. Виміри проводяться як правило дозиметром-радіометром ДКС-96 чи іншим професійним дозиметром.

Метою дозиметричної зйомки є визначення розподілу забрудненості радіонуклідами по площі ділянок. Згідно з п. 2.4.5 СП ЛКП-91 [21] потужність еквівалентної дози не повинна перевищувати 20 мкР/год понад рівень природного фону для даної місцевості. Як приклад, попередньо були проведені фонові виміри в м. Кам'янське та його околицях на непорушених ґрунтах. Середнє значення потужності дози склало 0,122 мкЗв/год. 20 мкР/год відповідає потужності еквівалентної дози в 0,175 мкЗв/год, отже нормативний рівень склав 0,297 мкЗв/год. Аналогічно визначається допустимі рівні для потужності еквівалентної дози гамма випромінювання для іншої місцевості.

До цієї зйомки долучаються при необхідності альфа та бета – вимірювання.

Крім цього, на досліджуваній території проводяться ексхалційна та радонова зйомки. При бурінні свердловин проводиться відбір проб ґрунтів з різних глибин. Глибина свердловин та інтервали відбору проб визначаються при розробці технічного завдання на польові дослідження. У пробурених свердловинах виконується гамма-каротаж, метою якого є визначення в польових умовах глибини поширення радіоактивного забруднення.

У лабораторних умовах проводяться вимірювання питомої активності радіонуклідів – свинцю-210, полонію-210, урану-238, урану-234, торію-230,

радію-226, торію-232, калію-40, а також питомої сумарної активності альфа і бета випромінюючих радіонуклідів. Крім того, визначається вміст важких металів – марганець, свинець, миш'як, кадмій, нікель, кобальт, ванадій, молібден, селен. В умовах підприємств зі збагачення корисних копалин це забруднення може бути домінуючим.

Вище було приведено обґрунтування нормативних показників, які можна використовувати у разі оцінки забруднення майданчиків технологічними відходами. Згідно з нормативними величинами, можна виділити наступні допустимі рівні радіаційної забрудненості та рівні аномальності:

1. Для потужності еквівалентної дози гамма випромінювання:

Допустимі рівні – $0,297 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$ та нижче;

Аномалія I рівня – $0,298 - 1,484 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$;

Аномалія II рівня – $1,485 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$ (5-кратне перевищення фону) та більше.

2. Для щільності потоку бета частинок[189]:

Допустимі рівні – $50 \text{ част} \cdot \text{хв}^{-1} \cdot \text{см}^{-2}$ та нижче;

Аномалія I рівня: $51 - 250 \text{ част} \cdot \text{хв}^{-1} \cdot \text{см}^{-2}$;

Аномалія II рівня: $251 \text{ част} \cdot \text{хв}^{-1} \cdot \text{см}^{-2}$ та вище.

3. Для щільності потоку альфа частинок:

Допустимі рівні – $5 \text{ част} \cdot \text{хв}^{-1} \cdot \text{см}^{-2}$ та нижче;

Аномалія I рівня: $5,1 - 10 \text{ част} \cdot \text{хв}^{-1} \cdot \text{см}^{-2}$;

Аномалія II рівня: $10,1 \text{ част} \cdot \text{хв}^{-1} \cdot \text{см}^{-2}$ та вище.

4. Для щільності потоку радону-222 з поверхні ґрунту в атмосферу

Допустимі рівні – $0,08 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$ та нижче;

Аномалія I рівня – $0,09 - 1 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$;

Аномалія II рівня – $1,01 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$ та вище.

5. Для об'ємної активності радону в повітрі:

Допустимі рівні – $17,5 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ та нижче;

Аномалія I рівня – $17,6 - 88,0 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$;

Аномалія II рівня – $88,1 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ та вище.

6. Для твердих сипучих ТВПРН природних радіонуклідів ряду ^{238}U :

Допустимі рівні – $250 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ по ^{226}Ra або $1200 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ по сумарній питомій альфа-активності ґрунту в шарі 0-25 см від поверхні.

Аномалія I рівня – $1250 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ по ^{226}Ra або $6000 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ по сумарній питомій альфа-активності ґрунту в шарі 0-25 см від поверхні.

Аномалія II рівня – $1251 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ по ^{226}Ra або $6001 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ по сумарній питомій альфа-активності ґрунту в шарі 0-25 см від поверхні та вище.

В даний час йде процес вдосконалення нормативної бази в області рекультивації (реабілітації) забруднених технологічними відходами з підвищеним вмістом природних радіонуклідів, тому запропоновані допустимі рівні можуть бути використані при пошукових та проектних роботах.

5.3.2 Радіаційне обстеження та оконтурювання території, забрудненої низькоактивними відходами промислового виробництва в м. Кам'янське

Ділянка хвостосховища розташована між селітебною забудовою міста (приватний сектор) та західною частиною промайданчика колишнього ВО «ПХЗ» вздовж вул. Лазо (рис. 5.1).



Рис. 5.1. Схема місця розташування хвостосховища «Лазо» та відходів уранового виробництва колишнього ВО «ПХЗ».

Умовні позначення:

1. Хвостосховище «Лазо»
2. Хвостосховище «Західне»
3. Хвостосховище «Центральний Яр»
4. Хвостосховище «Південно-східне»
5. Хвостосховище «Дніпровське»

Хвостосховище розміщене у природному яру, що прорізає надзаплавні тераси р. Дніпро та схил водороздільного плато з півдня на північ. З півночі воно обмежене ґрунтовою дамбою. В межах хвостосховища по правому борту збудована технологічна автомобільна дорога ВО «ПХЗ», якою частково порушена дамба. Дно та стінки яру природні та не мають надійних захисних бар'єрів від дренажу ґрунтових вод. Загальний похил поверхні ділянки – з півдня на північ з абсолютними відмітками 101 – 82 м та складає: для сховища 2,7 %, для автомобільної дороги 5 %. На території забудови поверхня терасована.

Сховище використовувалось для складування шламів – відходів переробки

фосфорної кислоти для виробництва фосфатів на ДАТЗ (нині «ДніпроАЗОТ») в 1956-61 рр. Технічна відроблена фосфорна кислота поставлялась з ВО «ПХЗ», де вона первинно використовувалась у технології переробки уранових руд [210-216]. Очевидно, ця кислота містила в собі радіонукліди уранового ряду, які і потрапили у відходи ДАТЗ.

Таким чином, у сховищі закладовані відходи хімічного та уранового виробництва. Складування відходів (за винятком покривного шару) здійснювалось наливним способом організовано, про що свідчать зливні колодязі та система водовідведення. Санітарно-захисна зона (СЗЗ) для хвостосховища не встановлювалась. Раніше воно знаходилося у СЗЗ уранового виробництва ВО «ПХЗ», а тепер в межах СЗЗ діючих підприємств ДНВП «Цирконій», ДП «ПГМЗ». По західному борту сховища частково розміщена територія діючого дослідного заводу, а частина його будівель розташована безпосередньо над похованими відходами, про що свідчать значні деформації та пошкодження будівельних конструкцій. Так, будівля котельні з цих причин не експлуатується.

Правий схил автомобільної дороги в межах сховища забетоновано у 2002 р. після його розмиву дощовими зливами. По результатам вимірювань, проведених на узбіччі автомобільної дороги, щільність потоку радону-222 з земної поверхні тут перевищує фоновий рівень у 2 - 6 разів, що говорить про близьке ($\sim 0,4-0,5$ м) залягання відходів до поверхні. Загальна площа поверхні закладованих відходів на дослідженій ділянці близько 52,0 тис. м². Вивчений об'єм складає 330,0 тис. м³ радіоактивних відходів.

Для оконтурювання відходів по вул. Лазо застосовувався поверхневий, чи шпуровий варіант еманаційної зйомки, заснований на знанні того, що відходи які містять великі кількості ²²⁶Ra, утворюють ²²²Rn і його ореоли в покриваючих ґрунтах. По межах еманаційних аномалій можуть фіксуватися межі залягання відходів [216-217]. Поверхнева зйомка є основним видом еманаційних робіт; використовується на площах з переважним розвитком елювіально-делювіальних відкладень. Об'ємна активність ґрунтового радону коливалась від 0,67 до 1060

кБк·м⁻³. В місцях, де цей показник не перевищував 11 кБк·м⁻³ передбачалася відсутність відходів (або відходи могли залягати на глибині більше 6 м); де перевищував – передбачалася наявність відходів.

Емісійна радонова зйомка, яка полягає у вимірі щільності потоку радону з поверхні ґрунту в атмосферу, також використовувалась для оконтурювання території хвостосховища «Лазо» [210-113]. Щільність потоку ²²²Rn є нормованим параметром для рекультивованих уранових хвостосховищ і, відповідно до санітарних правил [21] не повинна перевищувати 1 Бк·м⁻²·сек⁻¹ із поверхні покриття хвостів.

Для визначення фонового рівня щільності потоку радону були проведені виміри при в'їзді в м. Кам'янське зі сторони м. Дніпра, на відстані більш ніж 5 км від сховища. Щільність потоку ²²²Rn при оконтурюванні території хвостосховища «Лазо» коливалась від 0,011 до 7,38 Бк·м⁻²·сек⁻¹.

Для визначення ступеню впливу заскладованих відходів на населення були проведені виміри об'ємної активності (ОА) ²²²Rn та еквівалентної рівноважної об'ємної активності (ЕРОА) ²²²Rn і ²²⁰Rn (торону) в атмосферному повітрі.

Об'ємна активність ²²²Rn в повітрі на території сховища та на прилеглий території коливалась від 8,2 до 90 Бк·м⁻³, еквівалентної рівноважної об'ємної активності ²²²Rn від 1,8 до 5,4 Бк·м⁻³ і ЕРОА ²²⁰Rn від 0,11 до 0,80 Бк·м⁻³.

Усереднені результати радіохімічного аналізу ґрунтів, відходів і порід наведені в таблиці 5.7.

Таблиця 5.7 – Усереднені результати вмісту природних радіонуклідів уранового ряду у ґрунтах, відходах та підстеляючих породах Бк·кг⁻¹.

	Ra-226	U-234	U-238	U-235	Po-210	Pb-210
Покриваючі ґрунти	42,1	25,9	25,4	1,26	45,6	45,9
Відходи	14480	93,4	91,0	4,42	13430	14360
Підстеляючі породи	38,2	25,9	26,4	1,29	41,6	45,0

За класифікацією ОСПУ [32] відходи належать до радіоактивних довгоіснуючих низькоактивних відходів 2 та 3 груп.

5.4 Дослідження стабільності технологічних відходів на території хвостосховищ підприємств з добування уранових руд

У період з 1954 по 1958 роки було завершено будівництво шахт "Нова" і "Ольховська" для видобутку уранових руд на Жовторіченському родовищі в м. Жовті Води. Наприкінці 80-х Жовторіченське родовище уранових руд було відпрацьовано, тривав видобуток залізних руд на шахті "Нова".

Місто Жовті Води розташоване в центральній частині України. Територія місця його розташування характеризується розвинутою інфраструктурою, високою щільністю населення, родючими чорноземними ґрунтами, інтенсивним сільськогосподарським виробництвом. В даний час населення міста становить близько 57 тис. жителів. Недооблік при проектуванні несприятливого впливу видобутку і переробки уранових руд, призвів до того, що місто опинилося практично оточеним об'єктами, які потрапляють під ситуацію пролонгованого опромінення. На півночі в 2-х км від міської межі розташовані гідрометалургійний завод та хвостосховище "КБЖ"; на сході практично примикає до міській забудові територія шахти "Нова"; на півдні розташовано велике чинне хвостосховище "Щ". Відповідно до досліджень, виконаними в Інституті проблем природокористування та екології і НГУ[210] місця розташування уранових об'єктів в Дніпропетровській області (м.Жовті Води) відносяться до територій з незадовільною екологічною ситуацією. На цій території необхідно виконання реабілітаційних заходів, що і відображено в "Комплексну програму поводження з радіоактивними відходами", затвердженою Постановою Кабінету Міністрів №542 від 05.04.1999 р.

Одним з перших уранових об'єктів СхідГЗК, на якому були виконані рекультиваційні роботи, є хвостосховище "КБЖ". Хвостосховище "КБЖ"

влаштовано у колишньому кар'єрі бурих железняків, має глибину 65 м і овальну в плані форму. Дно кар'єра врізане в кристалічні породи. Хвостосховище експлуатувалося з 1964 по 1991 рік. Загальна площа становить близько 55 гектарів. Територія хвостосховища була розділена дамбами на шість карт. Перші роботи по рекультивації хвостосховища "КБЖ" були виконані в 1982-1983 р.р. на карті №5 площею 2,66 га. На підставі отриманого досвіду в 1983-1989 р.р. карти 1, 4 і 6 були покриті шаром суглинку потужністю 0,5 м. В даний час практично вся територія хвостосховища покрита консерваційні шаром від 0,4 до 1,0 м. В карті 3д ще розташована водойма для аварійного скидання хвостів з ГМЗ .

Для оцінки якості захисних властивостей покриття хвостосховища "КБЖ" були проведені комплексні радіоекологічні дослідження, які . використовували методику комплексного радіометричного дослідження. З огляду на відсутність в даний час подібної затвердженої контролюючими органами методики, вона була складена на підставі досвіду проведення подібних досліджень на уранових об'єктах колишнього СРСР [21,219-222], а також з використанням останніх вийшли нормативних документів і публікацій в Україні [31-33].

Вони включали в себе виконання наступних видів досліджень:

- еманаційна зйомка;
- майданна емісійна радонова зйомка;
- відбір проб ґрунту і їх аналіз на вміст природних радіонуклідів;
- вибіркова дозиметрична зйомка;
- вимірювання радону та продуктів його розпаду в атмосфері над хвостосховищем.

Основні дослідження проводилися в п'яти точках, які характеризують різні варіанти покриття, місце розташування і час виконання рекультиваційних робіт (табл. 5.8).

Еманаційне зондування проводилося за допомогою польового радіометра газів РГА-01 в інтервалі 0,35 - 3,0 м. Заміри проводилися через 0,25-0,5 м, відповідно до рекомендованої методикою вимірювання [222-223].

Майданна емісійна зйомка виконувалася як в точках проведення основних радіоекологічних досліджень, так і на основних картах хвостосховища "КБЖ". Була застосована розроблена методика вимірювань, яка заснована на сорбції радону активованим вугіллям і наступному аналізі експонованої касети на гамма спектрометрі. Вимірювання радону і дочірніх продуктів його розпаду проводилися на висоті 1 м за допомогою радон-монітора "Alpha GUARD" і приладу «WL-meter Thomson- Nilsen». Час вимірювань було від 2 до 4,5 годин, що дозволяло отримати досить надійну характеристику радонового забруднення атмосфери. У чотирьох точках проводився відбір проб покриття на всю його існуючу потужність. Проби характеризують процес забруднення консерваційного шару в процесі знаходження хвостосховища в природних умовах. Крім того, на території хвостосховища "КБЖ" (на всіх його картах) були відібрані проби поверхневого шару покриття та проаналізовані на вміст ^{40}K , ^{137}Cs , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{230}Th , ^{232}Th , ^{238}U . Обсяг відбору проб - 2 проби·га⁻¹. Вибіркові дозиметричні вимірювання проводилися в місцях відсутності покриття або виявлення сміття, змішаного з матеріалом, що нагадує хвости.

Таблиця 5.8 - Характеристика основних місць проведення радіоекологічних досліджень

Місце розташування точки вимірювання, час виконання консерваційних робіт	Назва точки вимірювання	Характеристика покриття в точці вимірювання	Вимірювані параметри або види робіт						
			Потужність дози гамма-випромінювання	Радон в атмосфері	Еквівалентна рівноважна концентрація радону в атмосфері	Ексхаляція радону з поверхні покриття	Еманацій на зйомка	Аналіз вмісту ПРН в покритті	Аналіз вмісту ПРН за профілем покриття
Карта 3 б 1996	А	Скельні породи потужністю 0,4 м	+	+	-	+	+	-	-
Карта 4 1989	Б	Суглинок - 0,65 м	+	+	+	+	+	+	+
Карта 3 а 1996	В	Глина - 0,6 м Пісок - 0,35 м	+	+	+	+	+	+	+
Карта 5 1982	Г	Чорнозем - 0,3 м Глина - 0,3 м	+	+	+	+	+	+	+
Карта 3 а 1996	Д	Суглинок з піском (суміш)- 0,35 м	+	+	+	+	+	+	+

Дані по вмісту радону в покритті і в поверхневому шарі хвостів, отримані при виконанні еманаційної зйомки, наведені у таблиці 5.9. Її результати показують, що зв'язок з атмосферою спостерігається до глибини 1,5 м. Нижче в зв'язку зі значною обводненностью газообмін утруднений і значення концентрації радону в хвостах, в основному, знаходяться в межах $3,4 - 8,0 \cdot 10^6$ Бк·м⁻³.

Таблиця 5.9 - Результати еманаційного зондування хвостосховища КБЖ

Місто зондування	Глибина зондування, м	Активність радону у ґрунті на глибині, Бк·м ⁻³	Місто зондування	Глибина зондування, м	Активність радону у ґрунті на глибині, Бк·м ⁻³
т. А	0,3	$1,96 \cdot 10^4$	т. Б	0,3	$2,79 \cdot 10^5$
	0,5	$3,57 \cdot 10^5$		0,5	$1,51 \cdot 10^6$
	1,0	$7,3 \cdot 10^6$		1,0	$4,81 \cdot 10^6$
	1,5	$6,4 \cdot 10^6$		1,3	$8,23 \cdot 10^6$
	1,75	$8,0 \cdot 10^6$		1,75	$6,65 \cdot 10^6$
	2,0	$3,13 \cdot 10^6$		2,2	$6,18 \cdot 10^6$
	2,25	$1,15 \cdot 10^6$		2,5	$4,24 \cdot 10^6$
	2,5	$3,71 \cdot 10^5$		2,75	$5,73 \cdot 10^6$
	2,75	$4,75 \cdot 10^5$		3,0	$5,02 \cdot 10^6$
т. В	0,3	$4,85 \cdot 10^3$	т. Г	0,3	$2,78 \cdot 10^5$
	0,6	$7,5 \cdot 10^5$		0,6	$4,06 \cdot 10^6$
	1,0	$3,48 \cdot 10^6$		0,9	$5,97 \cdot 10^6$
	1,5	$4,78 \cdot 10^6$		1,5	$4,88 \cdot 10^6$
	2,0	$3,39 \cdot 10^5$		2,0	$2,82 \cdot 10^6$
	2,5	$1,80 \cdot 10^6$		2,5	$2,19 \cdot 10^6$
	3,0	$1,09 \cdot 10^6$		3,0	$2,14 \cdot 10^6$
т. Д	0,35	$1,08 \cdot 10^6$			
	0,5	$1,28 \cdot 10^6$			

Місто зондування	Глибина зондування, м	Активність радону у ґрунті на глибині, Бк·м ⁻³	Місто зондування	Глибина зондування, м	Активність радону у ґрунті на глибині, Бк·м ⁻³
	1,0	4,12·10 ⁶			
	1,5	5,67·10 ⁶			
	2,0	5,77·10 ⁶			
	2,5	4,15·10 ⁶			
	2,75	4,28·10 ⁶			
	3,0	4,81·10 ⁶			

Концентрація радону, а також значення ЕРОА радону в повітрі над хвостосховищем "КБЖ" незначно, але перевищують фонові значення для міста Жовті Води (табл. 5.10).

Таблиця 5.10 - Виміряні середні значення радону і продуктів його розпаду в атмосфері над хвостосховищем "КБЖ" і на території м. Жовті Води

Місце вимірювання	Концентрація радону, Бк·м ⁻³	Еквівалентна рівноважна об'ємна активність радону, Бк·м ⁻³	Коефіцієнт рівноваги, F
Точка А	30	-	-
Точка Б	50	12,5	0,25
Точка В	52	9,4	0,18
Точка Г	31	7,1	0,23
Точка Д	136	12,9	0,09
Середнє значення на території хвостосховища "КБЖ"	60	10,5	0,18
Центр м. Жовті Води	8,1	6,5	0,8

Слід зазначити, що в окремі дні при вимірах на території хвостосховища відзначені досить високі концентрації радону, що досягають 250 Бк / м³, що свідчить про інтенсивний виділення радону з хвостосховища. Коефіцієнт рівноваги для атмосфери над хвостосховищем значно менше, ніж в м. Жовті Води.

На території хвостосховища "КБЖ" проведена емісійна радонова зйомка. В цілому, ексхаляція радону змінюється для умов:

- оголені хвости- 123,2 Бк·м⁻²·с⁻¹;
- карта 3 б - від 0,58 до 1,78 Бк·м⁻²·с⁻¹;
- карта 3 г - від 0,69 до 0,93 Бк·м⁻²·с⁻¹;
- карта 3 е - від 0,25 до 2,16 Бк·м⁻²·с⁻¹;
- карта 3 а - від 0,74 до 3,6 Бк·м⁻²·с⁻¹;
- карта 2 - від 0,24 до 0,71 Бк·м⁻²·с⁻¹;
- карта 5 - від 0,65 до 2,63 Бк·м⁻²·с⁻¹.
- карта 4 - від 1,2 до 2,4 Бк·м⁻²·с⁻¹.

Заміри ексхаляції радону з непорушеної території в районі хвостосховища "КБЖ" дають значення в інтервалі 0,048 - 0,055 Бк·м⁻²·с⁻¹.

Практично на всій території є перевищення нормативного значення для рекультивованого хвостосховища рівного 1 Бк·м⁻²·с⁻¹ [21]. Перевищення над фоновими значеннями складають від 5 до 72 разів. На території хвостосховища і в санітарно-захисній зоні були відібрані проби ґрунту і проаналізовані на вміст природних радіонуклідів (табл. 5.11).

Таблиця 5.11 - Результати визначення вмісту ПРН в характерних пробах ґрунтів на хвостосховищі "КБЖ", Бк·кг⁻¹

Номер проби	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	²¹⁰ Pb	²²⁶ Ra	²³⁰ Th	²³² Th	²³⁸ U
1	2	3	4	5	6	7	8
Профіль 1							
3	576±64	16±2	52±8	37±16	86±40	49±8	32±8
Профіль 3							
1	576±64	13±2	60±8	35±6	76±38	48±8	40±10
8	563±64	22±3	56±8	42±6	<80	47±8	40±10
Профіль 4							
2	576±64	4,7±1,4	55±7	42±6	<90	39±6	27±8
7	561±63	7,1±1,7	87±8	58±8	<100	53±8	56±16
8	631±66	25±3	61±6	46±6	<90	90±13	30±7
Профіль 5							
6	546±63	1,3±0,5	74±9	50±8	<100	45±8	44±15
7	559±63	33±3	99±10	78±9	<100	46±8	49±16
8	583±64	1,6±0,3	54±7	32±6	<90	97±13	42±15
Профіль 5*							
5	552±63	13±2	294±22	246±30	287±66	46±8	67±18
6	621±66	43±4	130±12	60±8	75±38	102±13	52±16
Профіль 6							
5	547±63	1,5	179±14	132±13	140±35	90±13	56±17
6	624±66	133±15	188±19	91±12	<100	88±13	43±11
7	578±64	7,6±1,8	73±9	50±8	<90	77±8	36±8
8	610±66	2,5±0,4	41±6	38±6	<90	87±13	60±16
Профіль 6*							
5	519±62	4,3±1,3	103±10	60±8	90±33	89±13	48±16
Профіль 7							
2	584±65	28±4	104±14	56±8	<100	45±8	61±17

Номер проби	^{40}K	^{137}Cs	^{210}Pb	^{226}Ra	^{230}Th	^{232}Th	^{238}U
5	556±63	1,3	95±11	55±8	<90	78±13	47±10
6	499±60	27±3	86±9	45±6	<90	75±13	37±9
7	616±67	17±3	64±8	43±6	<100	86±13	44±5
8	637±67	23±3	56±7	44±7	<100	101±13	56±16
Двір профілакторію в м. Жовті Води	551±26	<2	44±7	38±1	-	40±2	22±5

* - проміжні профілі

Концентрація всіх природних радіонуклідів підвищена в порівнянні з прийнятими в якості фонових даними по вмісту в ґрунті (двір профілакторію в м.Жовті Води). Забруднення обумовлене як пиловим розносом хвостів, так і міграцією по рекультиваційному шару і випаданням ^{210}Pb з атмосфери. На території санітарно-захисної зони вміст усіх радіонуклідів в ґрунті менше, ніж на території хвостосховища, але все ж більше, ніж на території міста.

Крім відбору проб з поверхні був проведений відбір проб ґрунту в шурфах за профілем рекультиваційного шару. Результати аналізу цих проб на вміст ПРН наведені у таблиці 5.12.

Таблиця 5.12 - Вміст природних радіонуклідів за профілями рекультиваційного покриття на хвостосховищі "КБЖ", Бк·кг⁻¹

Глибина відбору проби, см	^{40}K	^{210}Pb	^{226}Ra	^{232}Th	^{238}U
Шурф Б (карта 4)					
15-25	629±37	90±13	23±2	54±3	45±14
57-59	657±48	176±25	42±3	42±3	550±55
59-61	580±48	140±23	30±3	41±3	1187±110
61-63	557±44	182±23	30±3	46±4	1018±95

Глибина відбору проби, см	^{40}K	^{210}Pb	^{226}Ra	^{232}Th	^{238}U
63-65	704±52	340±36	132±6	50±4	1786±164
65 (Хвосты)		11709±626	8316±179	58±9	1174±335
Шурф В (карта 3а)					
0-2	625±37	68±12	30±2	52±3	23±11
58-60	254±25	121±17	108±4	36±3	40±16
60-62	105±18	100±15	43±3	35±3	94±27
85-87	75±15	147±15	11±2	19±2	23±10
87-89	53±14	167±17	18±2	25±3	34±7
89-91	63±14	158±13	23±2	29±2	21±9
91-93	54±14	180±17	80±3	21±2	16±10
93-95	84±17	437±30	215±7	15±2	44±16
95 (Хвосты)	-	14384±843	11045±313	45±21	1690±470
Шурф Г (карта 5)					
0-2	653±27	160±10	67±2	47±18	45±5
13-18	750±48	72±12	24±2	54±4	52±19
28-30	766±49	107±14	27±2	49±4	39±16
50-52	695±41	163±16	220±3	54±4	46±16
52-54	711±40	146±14	282±2	50±3	54±16
54-56	659±44	163±19	248±2	48±3	40±15
56-58	699±43	193±17	212±2	56±4	53±17
58-60	692±47	478±35	156±6	43±4	74±14
Хвосты	-	3315±220	3287±95	65±10	1454±159
Шурф Д (карта 3а)					
0-2	206±23	62±11	32±2	38±2	30±11
27-29	166±22	68±14	33±2	36±3	59±18
29-31	221±21	48±9	13±1	30±2	12±8
31-33	189±20	41±9	13±1	35±2	20±9

Глибина відбору проби, см	^{40}K	^{210}Pb	^{226}Ra	^{232}Th	^{238}U
33-35	252±22	62±10	26±2	32±2	25±11
Хвост	-	6985±455	5972±170	74±15	1132±297

Дані по карті 4 (шурф Б) свідчить про те, що спостерігається міграція урану за профілем рекультиваційного шару, обумовлена капілярним підняттям його з вологою. Високе забруднення шару свинцем-210 пояснюється, в основному, газовим перенесенням і розпадом радону і, відповідно, накопиченням продуктів його розпаду в шарі. Висока швидкість міграції урану може призвести до виходу його на поверхню і, відповідно, до критичного (понад нормативних значень, наведених в п.2.4.4 СП ЛКП-91) забруднення існуючого покриття.

У шурф В (карта 3а) основне забруднення ^{210}Pb зосереджено в шарі піску, який виконує роль капіляророзривного шару і перешкоджає міграції ПРН в покриття. Решта радіонуклідів практично не переміщуються по шару піску знизу вгору. Підвищений вміст ПРН в верхньому шарі піску (шар 60-62 см) обумовлений міграцією їх із забрудненого суглинку, який був використаний в процесі виконання першого етапу рекультиваційних робіт [224-225].

На карті 5 (шурф Г) спостерігається сильне забруднення рекультиваційного шару ^{210}Pb , що обумовлено міграцією радону, і, відповідно, розпадом його в шарі. Протягом більш, ніж 18 років відбулося забруднення практично на всю потужність шару. На потужність близько 10 см забруднилася ґрунт ^{226}Ra , ^{238}U . Поверхнєве забруднення шару природними радіонуклідами обумовлено процесами дефляції, які спостерігалися на хвостосховищі в період з 1982 по 1996 роки. На карті 3а (шурф Д) забруднення рекультиваційного шару носить "строкатий", мінливий характер, що пов'язано з технологією його нанесення (гідронамив), внаслідок чого сталося перемішування і усереднення вмісту радіонуклідів ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{238}U у рекультиваційному шарі.

Першим досвідом з рекультивації відходів була консервація сховищ в містах Майлі-Сай (Киргизія) [226-225]. і Гаруфов (Таджикистан), де знаходилися перші підприємства з видобутку і переробки уранових руд.

Західний комбінат (Майлі-Сай) почав розробляти родовище уранових руд в середині 40-х років і закінчив ліквідаційні роботи на початку 70-х років . Всього було законсервовано 23 хвостосховища. Їх консервували в основному за єдиною технологією шляхом покриття поверхні шаром гравійно-галечникові суміші загальної потужності 0,5 м. Винятком є хвостосховище №7, поверхня якого покрили шаром 0,2 малінових сумсарських глин і шаром 0,8 гравійно-галечникові суміші. Як об'єкти обстеження були обрані два хвостосховища (№2 та №7) з різною структурою і потужністю покриття. Потужність еквівалентної дози γ -випромінювання на поверхні хвостів в шуфре склала 6-8,2 мкЗв·год⁻¹, на поверхні законсервованого хвостосховища - 0,15-0,2 мкЗв·год⁻¹, тобто на рівні фону для даного району. В результаті аналізу проб рекультиваційного покриття встановлено, що в ньому спостерігається підвищення концентрації ²³⁸U, ²²⁶Ra і ²¹⁰Po (табл. 1). Виділення ²²²Rn з поверхні законсервованого хвостосховища було визначено прямими вимірами. Щільність потоку ²²²Rn з оголеної поверхні хвостосховища №7 склала 0,85 Бк·м⁻²·с⁻¹, з поверхні насипних ґрунтів хвостосховищ №7, №2 відповідно 0,03 - 0,05 і 0,05-0,734 Бк·м⁻²·с⁻¹. Фонове значення щільності потоку ²²²Rn для даного району дорівнює 0,016 - 0,026 Бк·м⁻²·с⁻¹.

Намивне хвостосховище дослідного заводу Ленінабадського гірничо-збагачувального комбінату (ВО «Востокредмет») у м. Гафуров експлуатували з 1947 по 1954 роки. У 1964 р. його законсервували шаром галечного ґрунту з суглинистим заповнювачем товщиною шару від 0,5 м у верхній підставі до 2-3 м на бічних частинах . Хвостосховище в плані нагадує трапецію, площа його близько 4 га, огорожена площа 5,3 га. Максимальна висота 12 м, закладення укосів в середньому 1: 4, орієнтовний обсяг 250 тис.м³, сейсмічність майданчика (з урахуванням властивостей ґрунтів) 9 балів. Потужність еквівалентної дози γ -

випромінювання на поверхні законсервованого хвостосховища коливається від 0,3 до 4,2 мкЗв·год⁻¹. Природний фон γ -випромінювання для району його розташування становить 0,15 мкЗв·год⁻¹. Щільність потоку ^{222}Rn з законсервованої поверхні змінюється в межах 1,7-20,1 Бк·м⁻²·с⁻¹. Виділення ^{222}Rn з поверхні оголених хвостів в шурфі 313 Бк·м⁻²·с⁻¹, що вище рівня фону в 10 тис. разів. Концентрація ^{238}U в консерваційному шарі знаходиться на рівні його залишкового вмісту в хвостах і перевищує фоновий вміст в ґрунтах в 9-32 рази (табл. 1). Вміст ^{226}Ra також в 2-3 рази вище фонових значень, а його висока концентрація в поверхневому шарі пояснюється, ймовірно, локальним забрудненням консерваційного покриття в районі шурфу. Концентрація ^{210}Po різко зменшується в міру віддалення від хвостів, що обумовлено розпадом ^{222}Rn і накопиченням його продуктів розпаду в шарах консерваційного покриття. Проведено експеримент, який полягав у розкритті хвостосховища на глибину до 2м. Перші години спостерігається різкий вихід ^{222}Rn , рівний 543 Бк·м⁻²·с⁻¹. Концентрація ^{222}Rn в повітрі над поверхнею законсервованого хвостосховища становить $1,7 \cdot 10^2 \cdot \text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$, в утворених виїмках - $(1,9-2,3) \cdot 10^4 \text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$. Еквівалентна рівноважна об'ємна концентрація ^{222}Rn в виїмках досягає 680 Бк·м⁻³, в межах огорожі хвостосховища - 15-36 Бк·м⁻³. За межами огорожі з навітряної сторони на відстані 100 м зазначається еквівалентна об'ємна рівноважна концентрація ^{222}Rn 8 Бк·м⁻³, з підвітряного на відстані 20 м - 10 Бк·м⁻³. Концентрація дочірніх продуктів розпаду ^{220}Rn над поверхнею хвостосховища досягала 1,9 Бк·м⁻³. Річний викид ^{222}Rn з хвостосховища становить $2,1 \cdot 10^{12} \text{Бк}$.

Обстеження показують, що виконані в 60-70-х роках роботи по консервації виявилися неефективними[228-230] і необхідні повторні відновлювальні заходи.

Висновки до 5 розділу

1. Досліджено сировина і технологічні відходи з підвищеним вмістом природних радіонуклідів та проаналізовано і оцінено їх вплив на працюючих і навколишнє середовище.
2. Розроблені рівні звільнення від контролю твердих сипучих технологічних відходів з підвищеним вмістом природних радіонуклідів рядів ^{238}U , ^{235}U та ^{232}Th .
3. Розроблено алгоритм дослідження, який застосовується при ідентифікації технологічних відходів на забрудненій території та обґрунтуванні нормативні показники, які можна використовувати для оцінки забруднення майданчиків технологічними відходами.
4. За результатами експериментальних досліджень на науковому дослідницькому полігоні виявлено, що спостерігається міграція урану за профілем рекультиваційного шару, обумовлена капілярним підняттям його з вологою. Доведено, що високе забруднення шару свинцем-210 та полонієм-210 пояснюється, в основному, газовим переносом і розпадом радону і, відповідно, накопиченням продуктів його розпаду в шарі.
5. Результати дослідження впливу сировини та технологічні відходів з підвищеним вмістом природних радіонуклідів на радіаційну безпеку робітників та населення, що наведені у розділі 5 роботи, опубліковані в наступних працях автора [173-174, 184-187, 215-218, 223-227].

6. УДОСКОНАЛЕННЯ СИСТЕМИ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПРИ ПОВОДЖЕННІ МАТЕРІАЛАМИ З ПІДВИЩЕНИМ ВМІСТОМ ПРИРОДНИХ РАДІОНУКЛІДІВ.

6.1 Удосконалення системи радіоекологічного моніторингу на діючих підприємствах з видобутку і переробки руд з підвищеним вмістом природних радіонуклідів.

Аналіз експлуатації уранових об'єктів в частині ефективності технічних рішень щодо обмеження газоаерозольних викидів та рідких скидів радіонуклідів у навколишнє середовище, а також обсягу і інформативності радіаційного контролю навколишнього середовища, дозволяє зробити висновок, що викиди і скиди радіонуклідів з діючих підприємств з видобутку та переробки уранових руд не призводять до виявлених змін природного радіаційного фону в межах його сезонних та інших коливань на проммайданчиках уранових об'єктів, в їх санітарно-захисній зоні та зоні спостереження. У НРБУ-97[31] визначено умови та вимоги до нормування газоаерозольних викидів та рідких скидів радіонуклідів у навколишнє середовище, і контролю цих викидів та скидів. При експлуатації підприємств з видобутку і переробки уранових руд обов'язкове нормування викидів та скидів радіонуклідів у навколишнє середовище, а також потрібно проводити контроль і облік викидів та скидів. При цьому необхідний також контроль об'єктів навколишнього середовища для підтвердження обґрунтованості нормування викидів та скидів, а також якості їх контролю[231-235] .

Для підприємств з видобутку і переробки уранових руд встановлюється два виду радіаційного моніторингу[236-237]:

- моніторинг джерела;
- моніторинг навколишнього середовища.

Моніторинг джерела на підприємствах з видобутку і переробки уранових руд здійснюється в місцях газоаерозольних викидів та місця виробництва рідких скидів.

Газоаерозольні викиди поділяються на організовані та неорганізовані. До організованих газоаерозольних викидів на уранових об'єктах відносяться:

- викиди вентиляційних шахт;
- вентиляційні викиди рудосортувальних та рудопереробних фабрик;
- вентиляційні викиди гідрометалургійних заводів.

До неорганізованих газоаерозольних викидів на уранових об'єктах відносяться:

- запылювання і еманация з рудних складів, штабелів купчастого вилуговування, відвалів пустих порід та позабалансових руд, відкритого кар'єрного простору, забруднених територій;
- запылювання та еманация з поверхні хвостосховища відходів переробки уранових руд.

До рідких скидів на уранових об'єктах відносяться:

- води від осушення родовища, що розробляється відкритим або підземним способом;
- хвостові розчини від переробки уранових руд;
- відпрацьовані розчини на полігонах підземного вилуговування;
- дренажні води на хвостосховищах відходів переробки уранових руд.

Моніторингом навколишнього середовища на уранових об'єктах називають систему регулярних тривалих спостережень у просторі і часі, які проводяться за певною програмою, що дозволяє отримувати інформацію про стан навколишнього середовища. Основною метою моніторингу є виявлення і прогноз антропогенних змін природного середовища та одержання вихідних даних для розрахунку дозових навантажень на населення. Відповідно до цього результатами моніторингу найчастіше є числові значення контрольованого параметру, визначені з деякою погрішністю. Порівняння результатів радіаційних вимірювань, отриманих при моніторингу, проводять як з результатами визначення фонових значень тих же параметрів, так і з результатами попередніх спостережень.

Необхідність моніторингу навколишнього середовища на уранових об'єктах обумовлена низкою причин. До основних з них можна віднести наступні:

1. Наявність моніторингу навколишнього середовища на уранових об'єктах дозволяє встановити несприятливі тенденції в зміні якості навколишнього середовища, побудувати прогноз розвитку даних змін і, в разі необхідності, виробити відповідні управлінські рішення, спрямовані на зниження впливу на навколишнє середовище. При зіставленні показників якості навколишнього середовища тільки з величинами прийнятих нормативів можна випустити з уваги ситуацію, коли тривалий вплив радіоактивних речовин на об'єкти навколишнього середовища в концентраціях, які не перевищують нормативних значень, призведе до того, що через якийсь час стан навколишнього середовища перестане бути безпечним для людини.
2. Використання моніторингу дозволяє отримувати більш повну інформацію. Внаслідок цього, більш повно оцінювати вплив власної виробничої діяльності на природне середовище, зіставляючи результати радіаційних вимірювань, одержуваних при моніторингу, з величинами значень тих же параметрів, характерних для об'єктів навколишнього середовища, котрі не відчують антропогенного впливу, і (або) зі значеннями параметрів, зумовленими глобальним забрудненням навколишнього середовища. Ця обставина є дуже важливою для запобігання виникнення радіофобії у населення, що проживає на території зони спостереження даного радіаційного об'єкта. Крім того, наявність цієї інформації робить дану організацію більш захищеною від необґрунтованих звинувачень у надмірному впливі на навколишнє середовище.
3. За відсутності нормативів якості для уранових об'єктів моніторинг є практично єдиним інструментом для оцінки їх забруднення, оскільки єдиний критерій якості для таких об'єктів - фонові значення визначених параметрів.
4. У разі прийняття більш жорстких нормативів якості навколишнього середовища інформація, отримана при моніторингу, дозволить провести ретроспективний аналіз впливу виробничої діяльності уранового об'єкта на населення, що мешкає на зоні спостереження.
5. Витрати на здійснення моніторингу навколишнього середовища на уранових об'єктах, як правило, становлять невелику частку загальних витрат

підприємства на радіаційний контроль, а інформація, що отримується при моніторингу, в більшості випадків виявляється для підприємства дуже корисною.

При підземному видобутку уранових руд моніторинг джерела включає контроль таких місць скидів та викидів:

- Місце скидання шахтних вод у відстійники або у річкову (озерну) мережу;
- Місце аерозольного викиду з вентиляційної шахти;
- Місце аерозольного викиду із системи вентиляції рудозбагачувальної фабрики;
- Склад уранової руди;
- Відвали порожніх порід та позабалансових руд;
- Штабелі купчастого вилюговування уранових руд.

Регламенти виконання моніторингу джерела при підземному видобутку уранових руд наведені у таблиці 6.1.

Таблиця 6.1 - Регламенти виконання моніторингу джерела при підземному видобутку уранових руд

№	Місця виконання вимірів	Середовище, яке контролюється, та періодичність	Параметри, що контролюються	Примітки
1	Місце скиду шахтних вод у відстійники або у річкову (озерну) мережу	Вода Один раз у місяць	Сумарна α і β -активність, ^{234}U , ^{238}U , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra	За результатами двох-трьох річних робіт може бути прийняте рішення про зменшення об'єму моніторингу
		Донні відкладення Один раз на рік	^{234}U , ^{238}U , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra	
2	Місце аерозольного скиду з вентиляційної шахти	Повітря Один раз у квартал	^{234}U , ^{238}U , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ЕРОА радону -222 та радону-220, ^{222}Rn	-«-
3	Місце аерозольного скиду із системи вентиляції рудозбагачувальн	Повітря Один раз у квартал	^{234}U , ^{238}U , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ЕРОА радону -222 та радону-220, ^{222}Rn	-«-

№	Місця виконання вимірів	Середовище, яке контролюється, та періодичність	Параметри, що контролюються	Примітки
	ої фабрики			
4	Склад уранової руди	Повітря Один раз у квартал	^{234}U , ^{238}U , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ЕРОА радону -222 и радона-220, ^{222}Rn , щільність потоку радону -222	-«-
		Ґрунти Один раз на рік	^{234}U , ^{238}U , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra	
5	Відвали пустих порід та забалансових руд	Повітря Один раз у квартал	^{234}U , ^{238}U , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ЕРОА радону -222 и радона-220, ^{222}Rn , щільність потоку радону -222	-«-
		Ґрунти Один раз на рік	^{234}U , ^{238}U , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra	
6	Штабеля кучного вилуговування уранових руд	Повітря Один раз у квартал	^{234}U , ^{238}U , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ЕРОА радону -222 и радона-220, ^{222}Rn , щільність потоку радону -222	-«-
		Ґрунти Один раз на рік	^{234}U , ^{238}U , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra	

Моніторинг джерела при підземному вилуговуванні уранових руд [238] включає контроль таких місць:

- Місце скидання технологічних вод у відстійники або у річкову (озерну) мережу;
- Контроль підземних вод продуктивного горизонту, що підстилає водоносний горизонт;
- Місце аерозольного викиду із системи вентиляції установки первинної переробки продуктивних розчинів;
- Ґрунт в районі розташування свердловин підземного вилуговування.

Регламенти виконання моніторингу джерела при підземному вилуговуванні уранових руд наведені у таблиці 6.2.

Таблиця 6.2 - Регламенти виконання моніторингу джерела при підземному вилуговуванні уранових руд

№	Місця виконання вимірів	Середовище, яке контролюється, та періодичність	Параметри, що контролюються	Примітки
1	Місце скиду технологічних вод у відстійники або в річкову (озерну) мережу	Вода. Один раз у місяць	Сумарна α і β -активність, ^{234}U , ^{238}U , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra , важкі й рідкісні метали та шкідливі хімічні речовини.	За результатами двох-трьох річних робіт може бути прийняте рішення про зменшення об'єму моніторингу
2	Місце контролю підземних вод продуктивного горизонту, нижчезташованого водоносного горизонту	Підземні води Один раз у місяць	Сумарна α і β -активність, ^{234}U , ^{238}U , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra , важкі й рідкісні метали та шкідливі хімічні речовини.	-«-»
3	Місце аерозольного скиду із установки первісної переробки продуктивних розчинів	Повітря Один раз у квартал	^{234}U , ^{238}U .	-«-»
4	Місце в районі розміщення свердловин підземного вилуговування.	Ґрунти Один раз на рік	^{234}U , ^{238}U , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra , важкі й рідкісні метали та шкідливі хімічні речовини.	-«-»

При переробці уранових руд моніторинг джерела включає контроль наступних місць скиду та викиді[239] :

- місце скиду хвостів у хвостосховище;
- місце скиду дренажних вод із хвостосховища у річкову (озерну) мережу;

- контроль підземних вод водоносних горизонтів в районі хвостосховища;
- місце аерозольного викиду з системи вентиляції гідрометалургійного заводу;
- хвостосховище відходів переробки уранових руд.

Регламенти виконання моніторингу джерела при переробці уранових руд приведені у таблиці 6.3.

Таблиця 6.3 - Регламенти виконання моніторингу джерела при переробці уранових руд.

№	Місця виконання вимірів	Середовище, яке контролюється, та періодичність	Параметри, що контролюються	Примітки
1	Місце скиду хвостів у хвостосховище	Вода Один раз у місяць	Сумарна α і β -активність, ^{234}U , ^{238}U , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra	За результатами двох-трьох річних робіт може бути прийняте рішення про зменшення об'єму моніторингу
2	Місце скиду дренажних вод із хвостосховища у річкову (озерну) мережу	Вода Один раз в квартал	Сумарна α і β -активність, ^{234}U , ^{238}U , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra	-«-
3	Контроль підземних вод водоносних горизонтів у районі хвостосховища	Підземні води Один раз в квартал	Сумарна α і β -активність, ^{234}U , ^{238}U , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra	
4	Хвостосховище відходів переробки уранових руд	Повітря Один раз у квартал	^{234}U , ^{238}U , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ЕРОА радону - 222 та радону-220, ^{222}Rn , щільність потоку радона -222	
		Ґрунти Один раз на рік	^{234}U , ^{238}U , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra	

№	Місця виконання вимірів	Середовище, яке контролюється, та періодичність	Параметри, що контролюються	Примітки
5	Місце аерозольного викиду із системи вентиляції	Один раз у квартал	^{234}U , ^{238}U .	-«-

Навколо уранових об'єктів, що відносяться до І категорії, в обов'язковому порядку встановлюється зона спостереження. Внутрішня межа зони спостереження завжди збігається з зовнішнім кордоном СЗЗ. Радіоекологічний моніторинг навколишнього середовища проводиться на території зони спостереження. Основною метою радіоекологічного моніторингу навколишнього середовища є виявлення і прогноз антропогенних змін природного середовища. Відповідно до цього результатами моніторингу найчастіше є числові значення спостережуваної величини, визначені з деякою погрішністю. Порівняння результатів радіаційних вимірювань, отриманих при моніторингу, проводять як з результатами визначення фонових значень тих же параметрів, так і з результатами попередніх спостережень. До основних функцій моніторингу навколишнього середовища можна віднести наступні.

1 Моніторинг дозволяє встановити несприятливі тенденції в зміні якості навколишнього середовища, побудувати прогноз розвитку даних змін і, в разі необхідності, виробити відповідні управлінські рішення, спрямовані на зниження впливу на навколишнє середовище. При зіставленні показників якості навколишнього середовища тільки з величинами прийнятих нормативів можна випустити з уваги ситуацію, коли тривалий вплив радіоактивних речовин на об'єкти навколишнього середовища в концентраціях, що не перевищують нормативних значень, призведе до того, що через якийсь час стан дозового навантаження перестане бути безпечним для людини.

2 Використання моніторингу дозволяє урановому об'єкту отримувати більш повну інформацію про стан навколишнього середовища і, внаслідок чого, більш повно оцінювати вплив власної виробничої діяльності на природне середовище. зіставляючи результати радіаційних вимірювань, отриманих при моніторингу, з величинами значень тих же параметрів, характерних для об'єктів навколишнього середовища, які не відчують антропогенного впливу, і (або) зі значеннями параметрів, зумовленими глобальним забрудненням навколишнього середовища. Ця обставина є дуже важливою для запобігання виникнення радіофобії у населення, що проживає на території зони спостереження даного радіаційного об'єкту. Крім того, наявність цієї інформації робить дану організацію більш захищеною від необґрунтованих звинувачень у надмірному впливі на навколишнє середовище.

3 Моніторинг при відсутності нормативів якості навколишнього середовища природними радіонуклідами є практично єдиним інструментом для оцінки її забруднення від уранового об'єкта, оскільки єдиний критерій якості для таких об'єктів - фонові значення визначених параметрів.

4 У разі прийняття більш жорстких нормативів якості навколишнього середовища інформація, отримана при моніторингу, дозволить провести ретроспективний аналіз впливу виробничої діяльності уранового об'єкта, на населення, що мешкає на зоні спостереження.

При моніторингу навколишнього середовища території зони спостереження уранового об'єкта виконується контроль таких місць та такої середи, де знаходиться людина:

- повітря;
- вода, яку безпосередньо може споживати людина з колодязя, свердловини;
- ґрунт;
- продукти харчування, які вирощуються на присадибних ділянках.

Пропоновані регламенти виконання моніторингу навколишнього середовища території зони спостереження наведені у таблиці 6.4.

Таблиця 6.4 - Регламенти виконання моніторингу навколишнього середовища території зони спостереження уранового об'єкта

№	Місця виконання вимірів	Середовище яке контролюється	Параметри, що контролюються	Примітки
1	Колодязі, свердловини на території проживання населення	Вода	Сумарна α и β -активність, ^{234}U , ^{238}U , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{222}Rn	Один раз на рік
2	Місця на території проживання населення	Повітря	^{234}U , ^{238}U , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ЕРОА радону -222 та радону-220, щільність потоку радону -222	Один раз на рік
			^{222}Rn	Щомісячно
3	Території проживання населення у ЗС	Ґрунти	^{234}U , ^{238}U , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra	Один раз на рік
4	Території проживання населення у ЗС	Продукти харчування	^{234}U , ^{238}U , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra	Один раз на рік

Для оцінки впливу діяльності радіаційного об'єкта на населення і навколишнє середовище необхідно порівнювати результати радіаційних вимірювань з встановленими нормативами якості навколишнього середовища, з результатами попередніх радіаційних вимірювань, а також з результатами визначення фонових значень вимірюваних параметрів. При відсутності багатьох нормативів якості для природних радіонуклідів фонові значення визначених параметрів можуть з'явитися єдиним критерієм порівняння. Залежно від розв'язуваних завдань визначення понять фон і фонові територія можуть бути різними. Так при моніторингу глобального антропогенного забруднення в якості фонових територій вибирають місцевості, які не відчувають ніякого або зазнали мінімальний антропогенний вплив. На противагу цьому при розрахунках допустимих викидів радіонуклідів в атмосферу як фонові розглядають концентрації радіонуклідів у приземному шарі повітря в даній місцевості, створювані всіма техногенними джерелами викиду за винятком того, викиди

якого підлягають нормуванню. Для цілей моніторингу навколишнього середовища необхідно в якості фонових вибирати території, які не піддавалися радіоактивному забрудненню за винятком глобального.

Вибір фонових територій з точки зору відсутності забруднення слід проводити, виходячи з аналізу поточної та попередньої діяльності даного уранового об'єкта, з урахуванням діяльності інших об'єктів (хімічних, металургійних, гірничорудних підприємств, у тому числі й уранових), які надавали або можуть впливати на радіаційну обстановку на розглянутій території.

6.2 Обґрунтування стратегії реабілітації території колишнього уранового виробництва ВО «Придніпровський хімічний завод»

Колишнє підприємство ВО «Придніпровський хімічний завод» (ВО «ПХЗ») було одним з найпотужніших виробництв з переробки уранової сировини колишнього СРСР і функціонувало протягом періоду з 1949 р. по 1991 р.

У 1992 році було припинено виробництво уранового концентрату на ВО «ПХЗ», але урановий комплекс підприємства не був виведений з експлуатації відповідно до діючих в той час нормативних документів. Це призвело до руйнування захисних бар'єрів на хвостосховищах та сховищах відходів виробничої діяльності, що містять радіоактивні матеріали природного походження, і поширенню забруднених природними радіонуклідами матеріалів і пилу в зовнішньому середовищі, формуючи ризики радіаційного опромінення персоналу та населення на прилеглих ділянках міста.

Аналіз проведення експериментальних досліджень стану радіоактивного забруднення основних виробничих цехів колишнього уранового виробництва показав, що в таких будівлях, як №103, №104, № 2Б, №6, №95 і ряді інших накопичені значні обсяги радіоактивних матеріалів. Вони в основному зосереджені в апаратах, ємностях і фрагментах обладнання колишнього виробництва і є джерелами як реального, так і потенціального радіаційного забруднення.

Запропоновано стратегію [241-242] реабілітаційних заходів на території колишнього ВО «Придніпровський хімічний завод», яка включає дезактивацію металевих і будівельних конструкцій, рекультивацію забруднених територій і хвостосховищ та ряд інших заходів по підвищенню екологічної та радіаційної безпеки[241]. Основні об'єкти та напрямки їх реабілітації наведені на рисунку 6.1.

Промисловий майданчик колишнього ВО "ПХЗ" володіє розвиненою інфраструктурою і є привабливим для розвитку нових інвестиційних проектів. Сформульовано основні стратегічні цілі реабілітації і розвитку промислового майданчика колишнього ВО "ПХЗ" при забезпеченні екологічної безпеки:

Стратегічна мета 1: Реабілітація промислового майданчика.

Стратегічна ціль 2: Інноваційний розвиток промислового майданчика.

Стратегічна ціль 3: Екологічна безпека

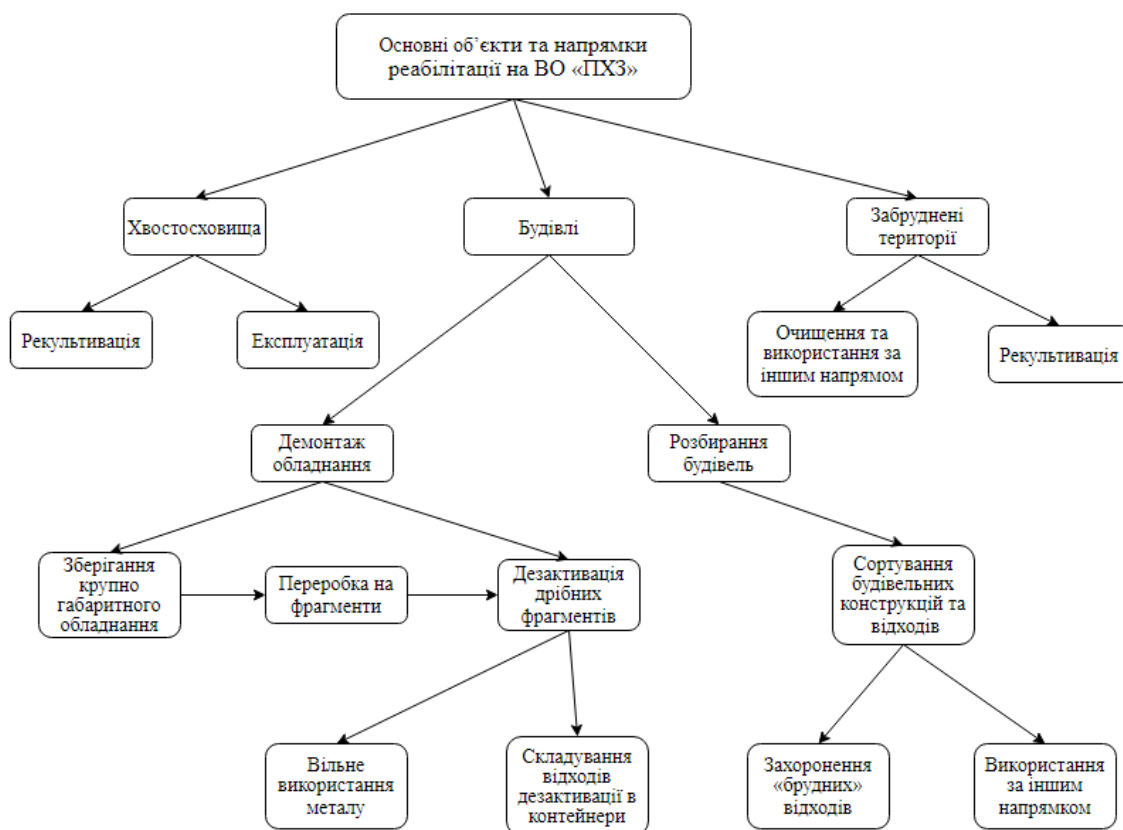


Рис. 6.1. Основні об'єкти і напрямки реабілітації на ВО «ПХЗ»

Для виконання стратегічної мети 1 необхідна реалізація наступних операційних цілей:

Операційна ціль 1.1. Забезпечення рекультивації хвостосховищ.

Операційна ціль 1.2. Удосконалення системи регулюючих критеріїв по радіаційному і хімічному забрудненню

Операційна ціль 1.3. Рекультивація радіаційно - забруднених територій

Операційна ціль 1.4. Забезпечення дезактивації будівель і будівельних конструкцій.

Операційна ціль 1.5. Забезпечення радіаційного контролю.

Операційна ціль 1.6. Сприяння розвитку міжнародного співробітництва по реабілітація промислового майданчика ВО "ПХЗ"

Для вирішення стратегічної мети на промисловому майданчику ВО "ПХЗ" треба виконати наступні кроки з рекультивації хвостосховищ та радіаційно - забруднених територій, дезактивації будівель і будівельних конструкцій, також створення сучасної системи радіаційного контролю.

Аналіз сучасної радіаційної обстановки на майданчику колишнього ВО «ПХЗ» дозволяє розділити її за ознаками радіаційного забруднення на північний і південний сектор. У північному секторі рівні забруднення території незначні і дозволяють здійснювати виробничу діяльність підприємств практично без обмежень. На третині площі південного сектора спостерігаються підвищені рівні потужності еквівалентної дози (ПЕД) гамма випромінювання від 0,4 до 30 мкЗв • год⁻¹ [243, 245, 247-250]. Для м. Кам'янське фонові рівні зовнішнього гамма випромінювання на територіях міста складають 0,1-0,2 мкЗв•год⁻¹.

Ділянки з підвищеними рівнями ПЕД гамма випромінювання характеризуються підвищеним вмістом урану і його дочірніх продуктів в ґрунтах. На окремих ділянках майданчика виявлено накопичення залишків виробництва з високим вмістом торію-230 і радію-226 у вигляді комплексів очищення уранових концентратів на іонообмінних матеріалах.

Основні технологічні відходи уранового виробництва на майданчику зосереджені в хвостосховищах і деяких будівлях колишнього уранового виробництва. У трьох хвостосховищах, розташованих в південному секторі майданчика («Західне», «Центральний Яр» і «Південно-Східне») зосереджено кілька сотень тисяч м³ відходів. Хвостосховища «Південно-Східне» і «Західне»

мають рекультиваційні покриття, які виконані відповідно до розроблених сучасних проектів. Хвостосховище «Центральний Яр» має ґрунтове покриття, виконане понад тридцять років тому, яке частково зруйновано і не відповідає стандартам захисту навколишнього середовища [251-253]. Це хвостосховище повинно бути рекультивовано згідно сучасних нормативних вимог по радіаційному захисту.

Хвостосховище «Дніпровське» має покриття шаром фосфогіпсу, що в даний час в достатній мірі стримує надходження природних радіонуклідів в навколишнє середовище[244-247]. У майбутньому він не може грати роль ефективного захисного бар'єру. На цьому хвостосховищі треба виконати роботи зі зняття шару фосфогіпсу та покриття його новим рекультиваційним шаром згідно нормативних вимог з радіаційної безпеки.

Хвостосховище «Сухачевське» (секція-1) не має ефективного захисного покриття і є найбільшим потенційним джерелом забруднення природного середовища як за рахунок розносу радіоактивного пилу, так і за рахунок забруднення підземних вод. Проведені розрахунки за допомогою математичного моделювання показали, що поширення радіоактивно забруднених підземних вод від усіх хвостосховищ є повільним процесом (від 3 до 10 м в рік) і вони є чинником тривалих ризиків, в даний час не потребують негайного втручання. Найбільш актуальним на даний час є необхідність здійснити ремонтні роботи на хвостосховищах, дамби яких місцями знаходяться в аварійному стані. Терміново необхідно виконати ремонт верхньої дамби та почати роботи з рекультивації секції -1.

Важливим радіаційно-небезпечним об'єктом є територія сховища «База С», яка має розміри в плані 750х475 м і включає:

- 5 відкритих залізобетонних бункерів загальною площею 8,4 га в південно-східній частині сховища, які використовувалися для зберігання уранової руди;
- відкритий майданчик площею 6,0 га в південно-західній частині сховища, яка використовувалася для зберігання уранової руди;
- сховище «ДП-6» в північній частині території сховища «База С».

Основними спорудами на території «База С» є бункера і відкриті майданчики для зберігання руди і залізничні під'їзні шляхи до них. Бункери представляють собою бетонні ємності, обваловані ґрунтовими греблями висотою 2,5-4,5 м. У північно-західній частині території «База С» знаходиться закрите сховище залишків доменної печі «ДП-6», розміщене в заглибленій на 2-2,5 м траншеї, розміром 215х28 м. Територія «База С» має помітне радіоактивне забруднення, основним джерелом якого було раніше складована уранова руда, а на даний час збереглися її залишки.

У сховищі «База С» знаходиться 40 тис. тон (15 тис. м³) демонтованих на ДМК великоуламкових будівельних конструкцій, радіоактивного металобрухту і футеровки доменної печі № 6, загальною активністю $1,3 \cdot 10^{12}$ Бк. Сховище перекрито суглинком (товщина ~ 1 м) і чорноземом ($\sim 0,5$ м).

Аналіз результатів вимірювань радіаційних параметрів показує, що показники на території сховища «База С» змінюються в діапазоні:

- об'ємна активність (ОА) Rn-222 - 80 - 386 Бк·м⁻³ при середньому значенні 171,5 Бк·м⁻³;
- ексхаляція Rn-222 - 0,05 - 29,5 Бк·м⁻²·с⁻¹ при середньому значенні 2,9 Бк·м⁻²·с⁻¹.

Аналіз стану радіоактивного забруднення основних виробничих цехів колишнього уранового виробництва показав, що в таких будівлях, як №103, №104, № 2Б, №6, №95 і ряді інших накопичені значні обсяги радіоактивних матеріалів. Вони в основному зосереджені в апаратах, ємностях і фрагментах обладнання колишнього виробництва і є джерелами радіаційного забруднення. Потужність еквівалентної дози гамма - випромінювання в безпосередній близькості до апаратів і брудних місцях може становити від 10 мкЗв·год⁻¹ до 100 мкЗв·год⁻¹ і більше. Це на даний час є одним з основних радіаційних ризиків на майданчику, оскільки в разі руйнування будівель вони можуть стати джерелами істотного вітрового розносу радіоактивного пилу на території проммайданчика. У приміщеннях можуть спостерігатися також високі об'ємні концентрації радону-222 і небезпечних довгоживучих природних радіонуклідів, що зумовлює високі

ризика інгаляційного опромінення. Крім того, на майданчику зосереджена значна кількість токсичних речовин і хімічних відходів колишнього виробництва, які також потребують безпечної утилізації.

Вирішення цієї стратегічної мети 1 дозволить вирішувати і наступну стратегічну мету.

Стратегічна ціль 2, пов'язана з інноваційним розвитком промислового майданчика колишнього ВО "ПХЗ", включає виконання наступних операційних цілей:

Операційна ціль 2.1. Розвиток сучасних технологій по дезактивації радіаційно - забрудненого обладнання.

Операційна ціль 2.2. Створення економічно комфортних і безпечних умов для сучасного промислового виробництва.

Операційна ціль 2.3. Сприяння розвитку гідрометалургії виробництва рідкісних і рідкісноземельних елементів

Операційна ціль 2.4. Створення сміттєспалювального заводу.

Операційна ціль 2.5. Інноваційний розвиток системи контейнерного зберігання токсичних відходів

Операційна ціль 2.6. Впровадження та розвиток технологій з переробки фосфогіпсу.

Це тільки деякі найбільш актуальні операційні цілі, які необхідно вирішити в найближчі 10-20 років. Вони можуть видозмінюватися і розширюватися, але разом з тим вони дозволяють забезпечувати ефективний розвиток майданчика.

Важливою залишається на весь час стратегічна мета 3. Вона включає в себе наступні операційні цілі:

Операційна ціль 3.1. Розвиток системи радіоекологічного моніторингу.

Операційна ціль 3.2. Поліпшення системи управління відходами.

Операційна ціль 3.3. Інституційний контроль.

Дана стратегічна мета є основоположною і буде стояти в основі всіх проектів на промисловому майданчику колишнього ВО "ПХЗ".

На рисунку 6.2 наведено запропонований на основі матеріалів дослідження екологічного та економічного стану промислового майданчика SWOT - аналіз промислового майданчика колишнього ВО «ПХЗ».

Сильні сторони	Слабкі сторони
1. Високий рівень економічного розвитку 2. Розвинена інфраструктура залізничного, автомобільного, трубопровідного транспорту. 3. Розвинені зовнішньоекономічні зв'язки. 4. Збережено науковий потенціал в області гідрометалургії і хімічних технологій. 5. Достатня кількість кваліфікованих трудових ресурсів. 6. Високий рівень забезпеченості водою, електроенергією, каналізацією. 7. Можливість утилізації промислових рідких відходів у хвостосховищі	1. Радіоактивне та хімічне забруднення атмосферного повітря, ґрунтів і ґрунтових вод промислового майданчика 2. Радіоактивне забруднення будівель і будівельних конструкцій. 3. Необхідність реабілітації промислового майданчика 4. Висока ресурсо - і енергоємність виробництва. 5. Значна зношеність інженерної інфраструктури. 6. Відсутність переробки та утилізації радіоактивних твердих відходів переробки уранових руд. 7. Незначна частка малого та середнього бізнесу в структурі підприємств на території промислового майданчика.
Можливості	Загрози
1. Створення договору про зону вільної торгівлі з ЄС. 2. Розвиток технологій використання промислових відходів у виробництві будматеріалів. 3. Розвиток новітніх сучасних технологій дезактивації НКТ та іншого обладнання з проммайданчика. 4. Розвиток нових підприємств в дезактивованих будівлях і на території проммайданчика 5. Розвиток гідрометалургії виробництва рідкісних і рідкісноземельних елементів 6. Перспективне будівництво сміттєспалювального заводу. 7. Державна підтримка створення промислових і наукових парків на промисловому майданчику. 8. Інноваційний розвиток системи контейнерного зберігання токсичних відходів.	1. Прогнозоване значне скорочення трудових ресурсів в найближчі 10 років. 2. Відсутність сучасної нормативної бази по реабілітації колишніх уранових об'єктів. 3. Неефективна державна політика в галузі управління радіоактивними і токсичними відходами. 4. Несприятливий бізнес-клімат в Україні. 5. Відсутність державної та місцевої фінансової підтримки. 6. Дуже високі, необґрунтовані ціни на енергоносії, воду, газ в Україні з загрозою підвищення їх надалі.

Рис. 6.2 SWOT - аналіз промислового майданчика колишнього ВО «ПХЗ».

Запропонована Стратегія, що включає конфігурацію стратегічних та оперативних цілей, яка здатна в довгостроковій перспективі на 10-20 років не тільки зберегти в економічно привабливому світлі територію колишнього уранового виробництва ВО «Придніпровський хімічний завод», так і уникнути прогнозованих на сьогоднішній день радіаційних та екологічних ризиків.

6.3 Досвід проведення екологічного моніторингу на перепрофільованому підприємстві з видобутку уранових руд.

Існуюча в даний час в Україні нормативно-правова база з радіаційної безпеки та протирадіаційного захисту населення та персоналу підприємств, що здійснюють діяльність з використанням радіоактивним матеріалом природного походження (РМПП), в тому числі при поводженні з технологічним обладнанням, що має забруднення РМПП, на даний час представлена тільки розділами № 16 - 19 "Основних санітарних правил забезпечення радіаційної безпеки України"[33]. Для залізорудних шахт в даний час необхідно здійснювати радіоекологічний моніторинг. Це стосується особливо тих шахт, де раніше видобували уранові руди.

Родовища залізних руд по річці Жовтій були відкриті в 1885 році. Їх розробка почалася в 1898 році. У період з 1898 по 1934 рік, крім Жовторіченського родовища розроблялися ще відкритим способом ділянки Урсаті, Нетесовській, Михайлівський і інші [254].

Після 1917 року на базі Жовторіченського залізорудного родовища було створено рудоуправління «Жовта річка» тресту "Кривбасруда". З 1934 року, після введення в дію шахти "Капітальна", почалися відпрацювання запасів виключно підземним способом. Рудник функціонував до початку окупації Криворіжжя. Під час війни рудник був затоплений, а підйомна установка була приведена в аварійний стан. Всі спроби німців по відновленню рудника успіхів не мали. Після війни на Жовторіченському родовищі були розвідані поклади уранових руд. З

1950 по 1993 роки відпрацюванням запасів уранових і залізних руд займалося державне підприємство «Східний гірничо-збагачувальний комбінат».

Після відпрацювання уранових руд в 1993 року на базі запасів скандій-ванадієвих і залізних руд Жовторіченського родовища було створено спільне українсько-Бермудське підприємство з іноземними інвестиціями «СхідГЗК-Ашурст».

В кінці 1995 року скандієва програма була зупинена через відсутність попиту на скандієву продукцію. Розвиток робіт з подальшого освоєння запасів залізних руд іноземним інвестором не фінансувався. З 1996 року до початку 2002 року допрацьовувалися раніше підготовлені запаси залізних руд основного покладу?. У другому кварталі 2002 року почалося затоплення гірничих виробок і відпрацьованих блоків шахти. А з 2003 року почалося неконтрольоване затоплення горизонтальних, вертикальних, похилих виробок і пустот відпрацьованих блоків і камер шахти, і до липня 2004 рівень підземних вод досяг горизонту 405м. У складі шахтної води з'явилися зважені частинки і хімічні елементи, які не характерні для води шахти «Нова», а саме:

- залізо загальне - $1,98 - 0,96 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$;
- фосфати - до $5,1 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$;
- сульфати - до $1760 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$;
- зважені речовини - до $68,9 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$;
- сухий залишок - до $5000 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$;
- уран - до $40 \text{ Бк} \cdot \text{дм}^{-3}$.

Подальше затоплення загрожувало для м. Жовті Води і всього регіону Інгулецького басейну екологічною катастрофою. Це пов'язано з тим, що в воду внаслідок вилуговування могли бути додані ще токсичні природні радіонукліди уранового ряду, оскільки вище цього горизонту залишилися невідпрацьованими запаси уранових руд з великою кількістю піриту. У зв'язку з цим протокольними рішеннями Державної комісії з питань техногенно-екологічної безпеки та надзвичайних ситуацій від 11.06.2003 року та від 08.10.2003 року було доручено Міністерству охорони навколишнього середовища провести державну екологічну

експертизу екологічної ситуації навколо шахти «Нова». За завданням Мінприроди України, ВАТ «УкрНТЕК» була проведена «Науково еколого - експертна оцінка екологічної ситуації навколо шахти «Нова». У цій роботі було оцінено екологічний вплив на навколишнє середовище і економічні наслідки при трьох варіантах стану підприємства, а саме:

1. Повне затоплення (неконтрольоване затоплення гірничих виробок шахти «Нова»).

2. Часткове затоплення (контрольоване затоплення гірничих виробок шахти «Нова» та утримання рівня води в шахті на рівні нижче гір. 405 м.).

3. Повернення шахті «Нова» статусу чинного гірничодобувного підприємства (відкачка води з гірських виробок шахти «Нова», які були затоплені, і підтримка рівня води в шахті на безпечному рівні нижче гір. 755 м.). У висновку по роботі відзначалися наслідки по кожному з варіантів і, як найбільш прийнятним, з екологічних, економічних і соціальних аспектів був запропонований варіант повернення шахті «Нова» статусу чинного гірничодобувного підприємства.

З приходом в січні 2004 року на підприємство нового інвестора в особі ВАТ «Полтавський ГЗК» і його дочірнього підприємства «Ферротранс», затоплення шахтного поля було зупинено і почалося його осушення і відновлення гірничих виробок на осушених горизонтах. Однією з вимог, поставлених перед підприємством ТОВ «Восток - Руда», була вимога організації і регулярного проведення радіоекологічного моніторингу. Досвід проведення подібного моніторингу в Україні був відсутній. Була підготовлена програма радіоекологічного моніторингу і узгоджений план виконання цих робіт.

Виробничі води ТОВ «Восток-Руда» відводилися по водоводу на чинне хвостосховище «Р». Схема водовідведення ТОВ «Схід-Руда» представлена на рисунку 6.3.

Хвостосховище "Р", розташоване на лівому схилі долини р. Жовта в балці "Розбери", використовується як накопичувач для складування відходів шахти "Нова" з 1969 року. Найближчі населені пункти - м. Жовті Води та с. Мар'янівка -

розташовані в 1,5 км на захід і південного заходу, села Вдалий і Запорожець - в 0,4 км на схід від хвостосховища.

Хвостосховище оконтурене земляною греблею з ущільнених суглинків і глин, природним екраном греблі є глинисті і суглинні ґрунти. Здреновані води хвостосховища (Створ 1) відводяться в річку Жовта (Створ 2) у вигляді дренажного струмка. Є можливість відкриття шандори на хвостосховищі «Р» для скидання надлишку води в річку Жовта по каналу. Це дуже актуально, в зв'язку з практично повним заповненням хвостосховища і необхідністю скидання надлишку води в р. Жовта.

Контроль за дотриманням встановлених норм гранично допустимого скиду радіоактивних речовин відповідно до [255-259] входить в систему радіаційного дозиметричного контролю (моніторингу), що здійснюється спеціалізованими службами підприємства. Основне завдання радіоекологічного моніторингу полягає в отриманні інформації, яка дає можливість систематично зіставляти величини фактичного скидання нуклідів з встановленими нормами допустимого скидання[260]. Радіоекологічний моніторинг включає вимірювання концентрації природних радіонуклідів. У таблиці 6.5 наведено розроблений графік відбору проб води для проведення контролю.

Таблиця 6.5 - Графік відбору проб води для проведення досліджень

№	Місце відбору проб води	Періодичність відбору	Досліджувані радіонукліди
1	Водоприймач шахтних вод на території шахти «Нова»	1 раз на місяць	Природні радіонукліди (²³⁸ U, ²³⁴ U, ²¹⁰ Po, ²¹⁰ Pb, ²²⁶ Ra)
2	р. Жовта (створ 2)	1 раз на місяць	
3	Р. Жовта, 500 м вище створа 2	1раз у квартал	
4	р. Жовта, 500 м ниже створа 2	1 раз на місяць	
5	Дренаж в нижньому б'єфі греблі	1 раз на місяць	
6	Вода зі ставка хвостосховища «Р»	1 раз на місяць	
7	Місце впадання р. Жовта у р. Інгулець (створ 5)	1 раз на місяць	

№	Місце відбору проб води	Періодичність відбору	Досліджувані радіонукліди
8	500 м нижче місця впадання р. Жовта, в р. Інгулець	1 раз на місяць	
9	500 м вище місця впадіння р. Жовта в р. Інгулець	1 раз у квартал	
10	в 1 км вище водозабору Карачунівського водосховища (Ствір 6)	1 раз на місяць	

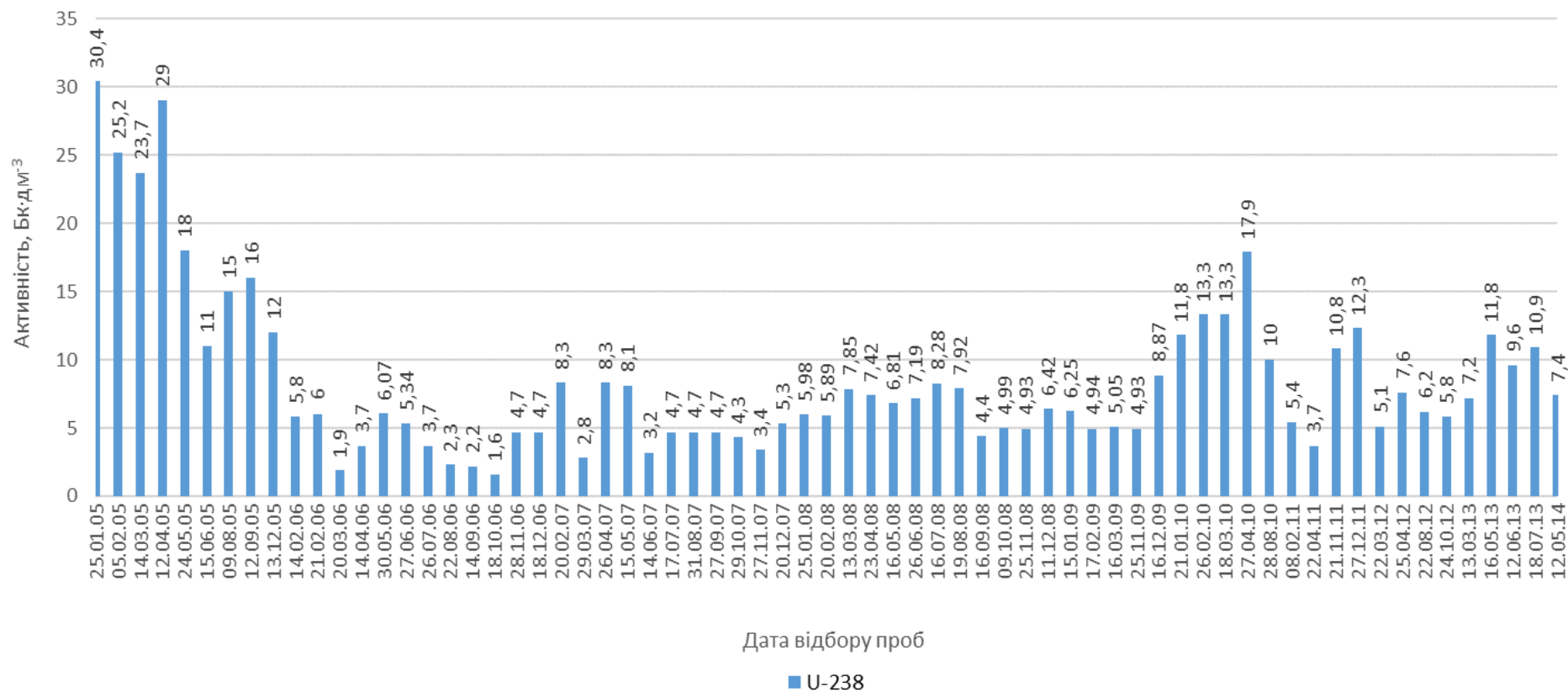


Рис. 6.3. Результати моніторингу активності ^{238}U в пробах шахтних вод

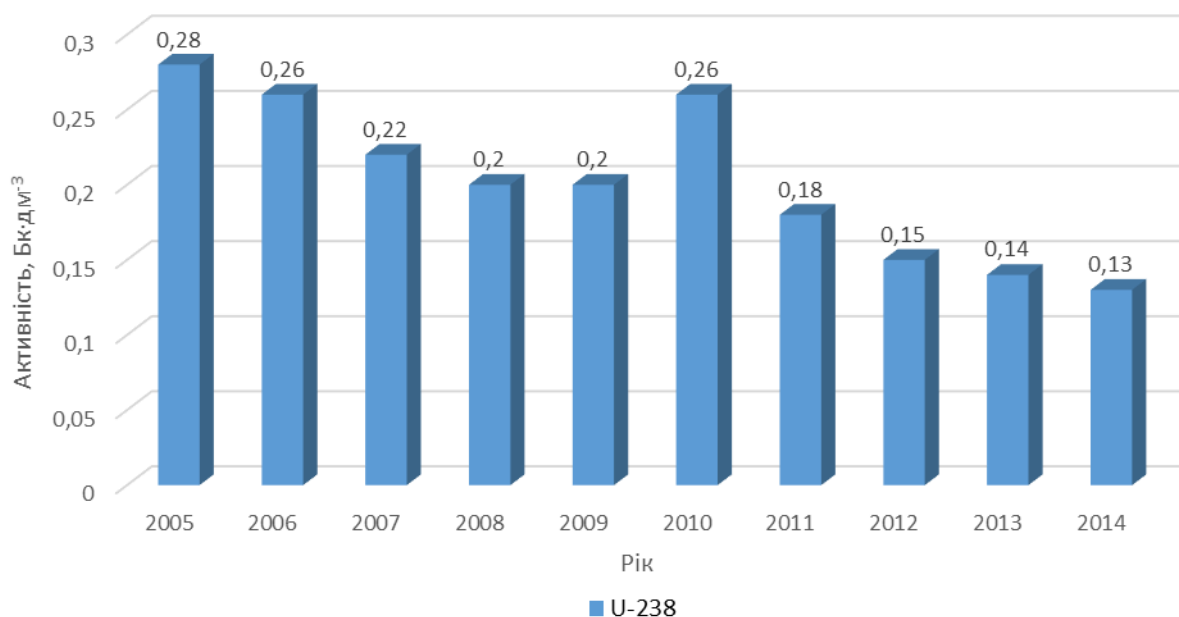


Рис. 6.4 Середньорічна активність ^{238}U в пробах води з Карачунівського водосховища

Відповідно до цього графіка з 2005 року на ТОВ «Схід-Руда» виконувався радіоекологічний моніторинг скиду шахтних вод. На рисунку 6.3 наведені результати зміни концентрації ^{238}U за десять років в шахтній воді. За досліджуваний період активність ^{238}U зменшилася в три рази. Це є наслідком ведення активних гірничодобувних робіт. У хвостосховищі вода очищається від природних радіонуклідів і скидається в річку відповідно до встановлених контролюючими органами вимог. На місці контролю в р. Інгулець в 1 км вище водозабору Карачунівського водосховища (рис. 6.4) концентрація ^{238}U змінюється в досить широких межах, але не перевищує встановлених рівнів.

6.4 Досвід впровадження результатів досліджень на підприємствах для екологічної безпеки при поводженні з матеріалами, які вміщують природні радіонукліди

У Дніпропетровській області гостро стоять питання радіоекологічної безпеки населення та зовнішнього середовища, що пов'язано з роботою колишнього ДП «Придніпровський хімічний завод» (ПХЗ), зайнятого у минулому

столітті переробкою уранових руд[261]. Технологією переробки було передбачено створення хвостосховищ для зберігання відходів переробки.

Одне з хвостосховищ ДП «Бар'єр» - «Сухачівське» - розташоване на Сухачівському проммайданчику у лівому одвершку балки Россоловата, що впадає в долину р. Суха Сура. Загальна довжина хвостосховища - 4,8 км. Хвостосховище складається з двох секцій, розташованих послідовно одна за одною. Перша секція хвостосховища «Сухачівське» експлуатувалась з 1968 по 1983 рік для складування відходів уранового виробництва. На даний час його територія частково покрита рослинністю, частина території покрита водою і це зменшує радіаційний вплив на навколишнє середовище і населення. Друга секція хвостосховища «Сухачівське» згідно проекту призначалась для спільного складування відходів виробництв переробки уранової сировини, іонообмінних смол, мінеральних добрив, цирконію, гафнію і рідкісних земель, що і здійснювалося до 1991 року.

З 1991 по 2007 р в II секції складувалися тільки відходи (в основному - гіпс) діючих виробництв ВО «ПХЗ», а після його реструктуризації (1995-2000 рр.) - відходи підприємств, що утворилися на базі ВО «ПХЗ» - ДНВП «Цирконій», ДП«Смоли», ЗАТ«ДЗМД», ТОВ«Завод Поліхімпром», ЗАТ «Феррекспо». Відходи зазначених підприємств по макрокомпонентному і мікрокомпонентному складу ідентичні нерадіоактивним промисловим відходам, які складувалися в II секції з 1984 по 1991 рр. На території сховища сконцентровано 5,6 млн.т відходів переробки уранових руд[261-262]. Раніше за діючою технологією хвостосховище було покрите водою, потім насосні станції та трубопроводи на хвостосховищі були знищені, подача води на хвостосховище для зменшення виділення пилу з поверхні була припинена, що призвело до появи відкритих ділянок та до забруднення прилеглих територій радоном та радіаційним пилом[263-265]. На відстані більше восьми кілометрів від нього знаходиться у аварійному стані шламонакопичувач з небезпечними відходами ДП «Екоантилід» у балці Ясинова.

На даний час в його чаші знаходиться 190 тис.м³ освітленої води з загальною мінералізацією до 15-18 г/л. Цей шламонакопичувач у балці Ясинова

давно потребує поетапної ліквідації та його рекультивації, чому бар'єром було його обводнення. Були розроблені проектні рішення щодо його осушення шляхом перекачування освітленої води з ложа шламонакопичувача у балці Ясинова до 2-ї секції хвостосховища «Сухачівське».

Була виконана комплексна радіоекологічна оцінка цього проекту з точки зору впливу на навколишнє середовище та населення, яка ґрунтувалась на наступних результатах досліджень та розрахунків з оцінки радіоекологічної сумісності освітленої води з шламонакопичувача у балці Ясинова з водою з 2-ї секції хвостосховища «Сухачівське» [267-268].

Оцінка радіоекологічної сумісності у відібраних пробах води виконувалась на результатах як аналізів питомої активності ПРН (^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po , так і аналізів вмісту шкідливих хімічних речовин і важких металів (табл. 6.6-6.8).

Таблиця 6.6 - Результати хімічного складу поверхневої води в шламонакопичувачі ДП «Екоантилід» в балці Ясинова та в хвостосховищі «Сухачівське-2»

Контрольований параметр, одиниця виміру	Опис проби води, стан та її ідентифікація			
	Хвостосховище Сухачівське-2		Шламонакопичувач б. Ясинова	
	Проба 6406	Проба 6407	Проба 6408	Проба 6409
	Фактичне значення параметра $\pm$ похибка та/або невизначеність вимірювання*			
Нітрати, мг/дм ³	16,7 $\pm$ 2,0	16,6 $\pm$ 2,0	1,79 $\pm$ 0,21	1,71 $\pm$ 0,20
Нітроти, мг/дм ³	1,06 $\pm$ 0,23	1,03 $\pm$ 0,22	0,63 $\pm$ 0,14	0,62 $\pm$ 0,14
Амоній, мг/дм ³	5057 $\pm$ 455	4737 $\pm$ 426	1,07 $\pm$ 0,10	0,74 $\pm$ 0,07
Хлориди, мг/дм ³	2599 $\pm$ 260	2524 $\pm$ 252	3181 $\pm$ 318	3077 $\pm$ 308
Сульфати, мг/дм ³	2477 $\pm$ 248	2472 $\pm$ 247	1301 $\pm$ 130	1201 $\pm$ 120
Сухий залишок, мг/дм ³	35887 $\pm$ 1794	36972 $\pm$ 1849	9563 $\pm$ 478	9902 $\pm$ 495
pH	6,57 $\pm$ 0,40	6,36	8,26	8,14
Фториди,	25,9 $\pm$ 3,1	26,00 $\pm$ 3,11	0,63 $\pm$ 0,18	0,87 $\pm$ 0,24

Контрольований параметр, одиниця виміру	Опис проби води, стан та її ідентифікація			
	Хвостосховище Сухачівське-2		Шламонакопичувач б. Ясинова	
	Проба 6406	Проба 6407	Проба 6408	Проба 6409
	Фактичне значення параметра $\pm$ похибка та/або невизначеність вимірювання*			
мг/дм ³				
Фосфати, мг/дм ³	4,60 $\pm$ 0,46	4,44 $\pm$ 0,44	<0,05*	<0,05*
Завислі речовини, мг/дм ³	1233 $\pm$ 123	1109 $\pm$ 111	3 $\pm$ 1	4 $\pm$ 1
АПАР, мг/дм ³	0,373 $\pm$ 0,055	0,383 $\pm$ 0,057	0,570 $\pm$ 0,114	0,579 $\pm$ 0,116
Нафтопродукти, мг/дм ³	1,25 $\pm$ 0,13	1,20 $\pm$ 0,12	1,05 $\pm$ 0,10	1,05 $\pm$ 0,10
Загальна лужність, мг/дм ³	24 $\pm$ 5	24 $\pm$ 5	244 $\pm$ 29	256 $\pm$ 31
БСК ₅ , мгО/дм ³	108 $\pm$ 34	102 $\pm$ 32	35 $\pm$ 12	30 $\pm$ 10
ХСК, мгО/дм ³	224 $\pm$ 27	196 $\pm$ 23	66,0 $\pm$ 9,9	58,0 $\pm$ 8,7
Залізо загальне, мг/дм ³	0,20 $\pm$ 0,01	0,24 $\pm$ 0,01	0,091 $\pm$ 0,004	0,076 $\pm$ 0,003

Проведені дослідження показали, що досліджувана шламова вода має різні показники рН, тобто в хвостосховищі «Сухачівське-2» кисла, а в шламонакопичувачі в балці Ясинова більш лужна. По хімічному складу у води в шламонакопичувачі в балці Ясинова та у воді з хвостосховища «Сухачівське-2» не відмічено серйозних відмінностей.

Таблиця 6.7 - Результати аналізу складу важких металів у пробах поверхневої води в шламонакопичувачі в балці Ясинова та в хвостосховищі «Сухачівське-2» методом АЕС-ІЗП.

Контрольований параметр, одиниця виміру	Опис проби води, стан та її ідентифікація			
	Хвостосховище Сухачівське-2		Шламонакопичувач б. Ясинова	
	Проба 6406	Проба 6407	Проба 6408	Проба 6409
Срібло, мг/ дм ³	<0,02*	<0,02*	<0,02*	<0,02*
Алюміній, мг/дм ³	<0,1*	<0,1*	<0,1*	<0,1*
Арсен, мг/ дм ³	0,27	0,26	0,038	0,043
Барій, мг/ дм ³	<0,005*	<0,005*	<0,005*	<0,005*
Кальцій, мг/дм ³	401	412	398	389
Кадмій, мг/дм ³	<0,01*	<0,01*	<0,01*	<0,01*
Кобальт, мг/дм ³	0,028	0,027	0,006	0,006
Хром, мг/ дм ³	0,025	<0,01*	<0,01*	<0,01*
Мідь, мг/дм ³	<0,01*	<0,01*	<0,01*	<0,01*
Магній, мг/дм ³	53	76	249	232
Молібден, мг/дм ³	1,1	1,1	<0,05*	0,028
Нікель, мг/дм ³	0,28	0,28	0,019	0,018
Свинець, мг/дм ³	<0,2*	<0,2*	<0,2*	<0,2*
Селен, мг/дм ³	<0,1*	<0,1*	<0,1*	<0,1*
Стронцій, мг/дм ³	19	19	5,2	5,2
Цинк, мг/дм ³	0,81	0,71	0,012	0,006

Крім хлоридів, вода в шламонакопичувачі в балці Ясинова має вміст усіх хімічних компонентів і важких металів на один-два порядки менше, ніж у воді з хвостосховища «Сухачівське-2». Згідно проведених досліджень та відповідно до хімічного складу води у шламонакопичувачі в б. Ясинова та у хвостосховищі «Сухачівське-2» виявлено, що при змішанні цих вод хімічні реакції будуть відсутні. У таблиці 6.8 наведені результати аналізу об'ємної активності (ОА) природних радіонуклідів у зразках вод, відібраних у хвостосховищі Сухачівське-2 та шламонакопичувачі у балці Ясинова.

Таблиця 6.8 - Результати випробувань об'ємної активності (ОА) природних радіонуклідів у зразках стічних вод відібраних у хвостосховищі Сухачівське-2 та шламонакопичувачі у балці Ясинова.

Опис зразків, що пройшли випробування	Контрольований параметр	Одиниця виміру	Допустима концентрація [31] у питній воді PC_B^{ingest} , Бк·дм ⁻³	Фактичне значення, Бк·дм ⁻³
6406; Хвостосховище Сухачівське-2	ОА U-234	Бк·дм ⁻³	10	0,0165±0,0049
	ОА U-238	Бк·дм ⁻³		0,0191±0,0057
	ОА Po-210	Бк·дм ⁻³	0,2	<0,0033*
	ОА Pb-210	Бк·дм ⁻³	0,5	<0,0083*
	ОА Ra-226	Бк·дм ⁻³	1,0	<0,015*
	ОА Rn-222	Бк·дм ⁻³	100	0,66±0,21
6407; Хвостосховище Сухачівське-2	ОА U-234	Бк·дм ⁻³	10	0,040±0,013
	ОА U-238	Бк·дм ⁻³		0,039±0,013
	ОА Po-210	Бк·дм ⁻³	0,2	<0,0034*
	ОА Pb-210	Бк·дм ⁻³	0,5	<0,0085*
	ОА Ra-226	Бк·дм ⁻³	1,0	<0,015*
	ОА Rn-222	Бк·дм ⁻³	100	1,05±0,36
6408; Шламонакопичувач у б. Ясинова	ОА U-234	Бк·дм ⁻³	10	0,204±0,043
	ОА U-238	Бк·дм ⁻³		0,251±0,050
	ОА Po-210	Бк·дм ⁻³	0,2	<0,0034*
	ОА Pb-210	Бк·дм ⁻³	0,5	<0,0083*
	ОА Ra-226	Бк·дм ⁻³		<0,015*
	ОА Rn-222	Бк·дм ⁻³	100	1,11±0,38
6409; Шламонакопичувач у балці Ясинова	ОА U-234	Бк·дм ⁻³	10	0,174±0,033
	ОА U-238	Бк·дм ⁻³		0,222±0,040
	ОА Po-210	Бк·дм ⁻³	0,2	<0,0033*
	ОА Pb-210	Бк·дм ⁻³	0,5	<0,0083*
	ОА Ra-226	Бк·дм ⁻³	1,0	<0,015*
	ОА Rn-222	Бк·дм ⁻³	100	1,15±0,37

Результати показали низькі концентрації Ra-226, Pb-210, Po-210, які дорівнюють фоновим значенням. Зміст U-238, U-234 в водах не перевищує PC_B^{ingest}

для цих нуклідів, разом з тим дещо підвищене значення відмічається в шламонакопичувачі в б. Ясинова .

Висновки до 6 розділу

1. Обґрунтована система радіоекологічного моніторингу і контрольованих параметрів для підприємств з видобутку та переробки матеріалів та руд з підвищеним вмістом природних радіонуклідів.
2. Встановлено, що промислова діяльність на території колишнього уранового виробництва ВО «Придніпровський хімічний завод» привела до погіршення радіаційного стану та потребує реабілітаційних заходів. Запропоновано Стратегію реабілітації цієї території., сформульовано основні стратегічні цілі реабілітації і розвитку промислового майданчика колишнього ВО "ПХЗ", реалізація яких здатна в довгостроковій перспективі на 10-20 років не тільки зберегти в економічно привабливому світлі територію колишнього уранового виробництва ВО «Придніпровський хімічний завод», так і уникнути прогнозованих на сьогоднішній день радіаційних та екологічних ризиків.
3. Виконані радіоекологічні дослідження та розрахунки дозових навантажень довели, що виконання робіт з прокладки каналізаційного напірного колектора для перекачування освітленої води з шламонакопичувача в б. Ясинова до хвостосховища «Сухачівське-2» дасть значний екологічний ефект, що полягає в регулюванні кислотності, поліпшенні якості та хімічного складу води у хвостосховищі «Сухачівське-2» внаслідок розведення її більш чистою водою з шламонакопичувача в б. Ясинова і зменшення при цьому внаслідок вітрового розносу, та відповідно, хімічного і радіоактивного забруднення атмосфери, ґрунтового покриву, рослинності.
4. Результати досліджень з удосконалення системи забезпечення екологічної безпеки при поводженні матеріалами з підвищеним вмістом природних радіонуклідів, включаючи і системи радіоекологічного моніторингу,

що наведені у розділі 6 роботи, опубліковані в наступних працях автора [231-238, 240-241, 243-250, 257-258, 267-368].

ВИСНОВКИ

За результатами дисертаційного дослідження вирішено актуальну наукову проблему створення наукових основ забезпечення екологічної безпеки при поводженні з матеріалами, збагаченими природними радіонуклідами, в якій враховуються вплив природних радіонуклідів на людину та на процес радіаційного забруднення навколишнього середовища, оцінюються ризики для населення та робітників та розроблені система радіоекологічного моніторингу та реабілітації, що є передумовою та підґрунтям ефективного управління екологічною безпекою.

В результаті дисертаційних досліджень отримано наступні результати:

1. На основі аналізу сучасних міжнародних підходів проведено критичний аналіз існуючої системи і принципів радіаційної безпеки населення та навколишнього середовища при поводженні з радіоактивним матеріалом природного походження (РМПП), включно видобуток та переробку руд з підвищеним вмістом природних радіонуклідів в Україні.
2. Розроблено методологію і обґрунтовано методики розрахунку доз опромінення населення та робітників, які включали в себе аналіз і узагальнення світового досвіду та підходу до ймовірних сценаріїв опромінення при поводженні з радіоактивним матеріалом природного походження та створено наукові засади радіаційно - обґрунтованого захисту навколишнього середовища у місцях видобутку і переробки руд та матеріалів, які вміщують природні радіонукліди на базі сучасної методології ризику.
3. Обґрунтовано методологію проведення радіоекологічних досліджень, яка передбачає як теоретичні, так і експериментальні дослідження впливу радіоактивних матеріалів природного походження, зокрема, застосування радіометричних та спектрометричних методів аналізу як на промислових підприємствах, так і у житлових агломераціях.
4. На основі дослідження впливу діяльності гірничодобувного підприємства ДП «СхідГЗК» на забруднення навколишнього середовища природними радіонуклідами встановлено, що за весь час спостережень було зафіксовано кілька

одиничних перевищень допустимих концентрацій, причому середньорічні рівні об'ємних активностей ПРН не перевищували допустимих і знаходяться на рівні фонових. Встановлено, що активність радону в атмосферному повітрі на території м. Кіровоград (в районі шахти «Центральна») змінюється в дуже широких межах від 8,9 до 152,8 Бк/м³, при середньому значенні 51,5 Бк/м³, що більш ніж у чотири рази перевищують фонові значення.

5. Вивчено процеси сорбції радону на активоване вугілля і за результатами досліджень встановлена оптимальна товщина шару вугілля, яка дорівнює 0,7 г·см⁻² та розроблено точний і простий у виконанні метод вимірювання щільності потоку радону за допомогою пристрою для експозиції сорбенту (активоване вугілля) на поверхні, що еманує, з подальшим аналізом його на гамма-спектрометрі.

6. Встановлено, що ексхаляція радону з поверхні землі має визначальний вплив на формування радіоактивного забруднення територій та приміщень радоном та його продуктами розпаду і запропоновано норматив щільності потоку радону з поверхні території для будівництва не вище 80 мБк·м⁻²·с⁻¹.

7. Вперше досліджено радіаційну обстановку у залізорудних шахтах, визначено залежності радіаційних параметрів безпеки від забруднення рудничного повітря радоном та природними радіонуклідами, та створена класифікація цих шахт за рівнем радіаційної безпеки.

8. Встановлено, що в приміщеннях старого урановидобувного міста, яким є місто Жовті Води (Дніпропетровської області), де міське будівництво відбувалося одночасно з розвитком гірничого виробництва спостерігається перевищення гігієнічного регламенту ЕРОА радону-222 у 100 Бк·м³ в 35,8% приміщень, обстежених в холодний період року і в 50,3%, обстежених в теплий період. Розроблено рекомендації щодо проведення протирадонових заходів у приміщеннях.

9. За результатами експериментальних досліджень на науковому дослідницькому полігоні виявлено, що спостерігається міграція урану за профілем рекультиваційного шару, обумовлена капілярним підняттям його з

вологою. Доведено, що високе забруднення рекультиваційного шару свинцем-210 та полонієм-210 пояснюється, в основному, газовим переносом і розпадом радону і, відповідно, накопиченням продуктів його розпаду в шарі.

10. Удосконалено методологію та основні параметри системи радіоекологічного моніторингу підприємств з видобутку та переробки руд та матеріалів, збагачених природними радіонуклідами, у якій єдиним інструментом для оцінки рівня забруднення від підприємства приймаються фонові значення визначених параметрів, оскільки це єдиний критерій якості для таких об'єктів.

11. Встановлено, що промислова діяльність на території колишнього уранового виробництва ВО «Придніпровський хімічний завод» привела до погіршення радіаційного стану та потребує реабілітаційних заходів. Запропоновано Стратегію реабілітації цієї території., сформульовано основні стратегічні цілі реабілітації і розвитку промислового майданчика колишнього ВО «ПХЗ», реалізація яких здатна в довгостроковій перспективі на 10-20 років не тільки зберегти в економічно привабливому світлі територію колишнього уранового виробництва ВО «Придніпровський хімічний завод», але й уникнути прогнозованих на сьогоднішній день радіаційних та екологічних ризиків.

12. Результати дисертаційної роботи стосовно обґрунтування наукових досліджень на територіях забруднених при добуванні та переробці уранових руд впроваджено на ДП «БАР'ЄР» для оцінки рівня радіаційного забруднення території колишнього Придніпровського хімічного заводу природними радіонуклідами ряду урану з метою встановлення меж радіаційно - забруднених ділянок, які не проявлені зовні, а також впроваджені в проекти з радіаційної безпеки при розчищенні р.Коноплянка та рекультивації шламонакопичувача у балці Ясинова ДП «Екоантилід» на території колишнього ВО "ПХЗ".

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. НКДАР, 1982. Ионизирующее излучение: источники и биологические эффекты: Докл. Научн. комитета по действию атомной радиации за 1982 год Генеральной Ассамблее. – Нью-Йорк: ООН, 1982. – Т. 1. – 879 с.
2. Руднев А.В. Радиационная экология. – М.: Изд-во МГУ. 1990. 87 с.
3. Ионизирующая радиация: радиоэкология, физика, технологии, защита: учеб. / А. Ю. Погосов, В. А. Дубковский ; под ред. А. Ю. Погосова. – О. :Наука и техника, 2012. – 804 с.
4. Коваленко Г.Д. Радиоэкология Украины: монография / Г.Д.Коваленко. [3-е изд., перераб. и доп.]. - Харьков : ИНЖЭК, 2013. - 343 с
5. НКДАР, 1988. Источники, эффекты и опасность ионизирующей радиации // Доклад НКДАР за 1988 г. – М.: Мир, 1992
6. Ахмед Дж. Ю. Высокие уровни естественного фона излучений: сообщение о международной конференции в Рамсаре, Бюллетень МАГАТЭ, 2/1991с.39-41
7. Лисаченко Э.П., Стамат И.П., Зельдин А.Л. ВЫБРОС ПРИРОДНЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ В РЕЗУЛЬТАТЕ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ ПРЕДПРИЯТИЙ НЕЯДЕРНЫХ ОТРАСЛЕЙ.*Радиационная гигиена*. 2012;5(4):50-56.
8. Мельник Н.А., Икконен П.В. Изучение основных источников облучения на предприятиях по добыче редкометальных руд.Известия Самарского научного центра Российской академии наук, том 14, №5(3), 2012:802-804
9. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Radiation protection and the management of radioactive waste in the oil and gas industry : Safety Report Series No 34 . IAEA, 2003 .
- 10.INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Regulatory and management approaches for control of environmental residues containing naturally occurring radioactive material (NORM) : Proc . of Technical Meeting held in Vienna 6 - 10 December 2004 . IAEA, 2006 .
- 11.Романович И.К. Природные источники ионизирующего излучения: дозы облучения, радиационные риски, профилактические мероприятия / ФБУН НИИРГ

- им. П.В. Рамзаева [Романович И.К., Стамат И.П., Кормановская Т.А., Кононенко Д.В. и др.]; под редакцией академика РАН Г.Г. Онищенко и профессора А.Ю. Поповой. – Санкт-Петербург: ФБУН НИИРГ им. П.В. Рамзаева, 2018.– 432 с.
- 12.Лисаченко Э.П., Стамат И.П. ПРИРОДНЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ В ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ ОТХОДАХ ПРЕДПРИЯТИЙ НЕУРАНОВЫХ ОТРАСЛЕЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ. *Радиационная гигиена*. 2009;2(2):64-71.
- 13.Обращение с отходами при добыче и обработке урановых и ториевых руд //Сер. изд. безопасн./ МАГАТЭ, 1989, № 85. - С. 1 - 86.
14. Чалов П.И., Васильев И.А., Алехина В.М. Основные проблемы оценки радиационной и иной опасности промпредприятий уранового производства для окружающей среды. Радиоэкологические и смежные проблемы уранового производства. – Ч. 1. – Бишкек: Илим, 2000. – с. 7-35.
- 15.Uranium 1999: Resources, Production and Demand.-Joint Report OECD Nuclear Energy Agency and International Atomic Energy Agency, Paris 2000, 340 p.
- 16.Кулиш Е.А. Стратегические минеральные ресурсы Украины для ядерной энергетики / Е.А. Кулиш, И.Л. Комов, В.Г. Яценко [и др.]. – К.: Логос, 2010. – 287 с.
- 17.Дослідження вмісту радону-222 у житлових приміщеннях м. Кривого Рогу / Кривошей Л.О., Беднарик О.М., Вищипан В.П., Сорока Ю.М., Молчанов О.І. // Гигиена населенных мест, вып.36, часть 1. - К.: УНГЦ, 2000, - с. 186-192.
- 18.Салтыков Л.Д., Шалаев И.Л., Лебедев Ю.А. Радиационная безопасность при разведке и добыче урановых руд. – М.: Энергоатомиздат, 1984. – 144 с.
- 19.Авдеев О.К., Мосинец В.Н. Экологические проблемы добычи радиоактивных руд. – М., 1988. – 110 с.
20. Нормы радиационной безопасности - НРБ-76/87.
21. Санитарные правила ликвидации, консервации и перепрофилирования предприятий по добыче и переработке радиоактивных руд. СП ЛКП-91. № 60028-911 / «Минздрав» СССР. «Минатом» — М.: Энергопром СССР, 1991.

22.Walker S. Restoration principles and criteria: US EPA superfund program policy for cleanup at radiation contaminated sites [Текст] / Walker S. // Radioprotection. — 2009. — Vol. 44, N. 5. — P. 351–357.

23.10 CFR 40, Appendix A. U.S. Nuclear Regulatory Commission, “Criteria Relating to the Operation of Uranium Mills and the Disposition of Tailings or Wastes Produced by the Extraction or Concentration of Source Material from Ores Processed Primarily for Their Source Material Content,” Code of Federal Regulations, January 1, 2009.

24.Radiological protection principles concerning the release for industrial use of areas contaminated by uranium mining Recommendation of the German Commission on Radiological Protection Adopted at the 104th session of the Commission on Radiological Protection on June 27/28, 1991

25.Романович И.К., Кормановская Т.А., Королева Н.А., Лисаченко Э.П., Сапрыкин К.А. Научное обоснование методических подходов к организации и проведению заключительного радиационного обследования участков территории, реабилитированных после загрязнения природными радионуклидами // Радиационная гигиена. – 2018. – Т.11, № 3. – С. 7-21.

26. DAROUSSIN, J.L., BERNHARD, S., GRANET, D., Remediation and corresponding impact of French Uranium Mining and Milling sites (COGEMA), P-4a-249 selected for oral presentation T-19(2)-4, IRPA 10 Congress 14-19 May 2000, Hiroshima Japan (2000).

27.CROCHON, P., DAROUSSIN, J.L., Remediation of Ecarpiere Uranium Tailings Pond by COGEMA (France), IAEA RER/9/022 Technical Co-operation Project on Environmental Restoration in Central and Eastern Europe, Third Workshop, Czech Republic, 12-16 December 1994, IAEA-TECDOC-865, (1994).

28.INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Monitoring and Surveillance of Residues from the Mining and Milling of Uranium and Thorium, Safety Reports Series No. 27, IAEA, Vienna (2002).

29.МЕЖДУНАРОДНОЕ АГЕНТСТВО ПО АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ, Регулирующий контроль радиоактивных выбросов в окружающую среду, Серия норм безопасности МАГАТЭ, № WS-G-2.3, МАГАТЭ, Вена (2005).

30.МЕЖДУНАРОДНОЕ АГЕНТСТВО ПО АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ, Мониторинг окружающей среды и источников для целей радиационной защиты. Серия норм безопасности МАГАТЭ № RS-G-1.8, МАГАТЭ, Вена (2016)

31.Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97); Державні гігієнічні нормативи–Київ: Відділ поліграфії Українського центру Держсанепіднагляду Міністерства охорони здоров'я України, 1998. – 135 с.

32.Норми радіаційної безпеки України, доповнення: радіаційний захист від джерел потенційного опромінення (НРБУ-97/Д-2000) – Київ: Відділ поліграфії Українського центру Держсанепіднагляду Міністерства охорони здоров'я України, 2000. – 127 с.

33. Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України: Державні санітарні правила 6.177-2005-09-02. –Видання офіційне.–Київ, 2005.–62 с.

34. Обследование и оценка радиационной обстановки на предприятиях по разведке и добыче нерадиоактивных полезных ископаемых подземным способом: Методические рекомендации/Минздрав РСФСР. – Л., 1988. –16 с.

35. Материалы третьего отраслевого симпозиума по гигиене труда, радиационной безопасности, охране окружающей среды и профпатологии при добыче и первичной переработке радиоактивных руд (4-9 сентября 1991 г.). – Санкт-Петербург, 1992. –96 с.

36. Терентьев М.В., Терентьев Р.П. Уровни облучения шахтеров неурановых шахт России//АНРИ. – 1996/97. - № 3. –С. 16-19.

37. Радіаційна обстановка на шахтах Кривбасу/П.Г.Гагауз, В.М.Куроченко, Ю.М.Сорока та інш.// Охорона праці на підприємствах гірничо-металургійного комплексу: Зб. наук. пр. – Вип. 1. – Кривий Ріг, 1998. – С. 3-9.

38. Характеристика радиационно-опасных факторов в шахтах Кривбасса/ Ф.Г.Гагауз, Ю.Н.Сорока, А.И.Молчанов та інш. // Проблемы аэрологии

горнодобывающих предприятий: Сборник научных трудов НГА Украины. – № 5. – Днепропетровск: РИК НГА Украины, 1999. – С. 142-147.

39. Ковалевский Л.И., Мельниченко В.М. Уровни облучения горнорабочих на неурановых шахтах Украины // Ядерная и радиационная безопасность. – 2001. – т.4, вып. 1. – С.71-81.

40.Soroka Y. Identification and characterization of radioactively contaminated sites in Ukraine and planning for environmental restoration activities // IAEA-TECDOC-1148. Site characterization techniques used in environmental restoration activities/ IAEA. – Vienna, 2000. – P. 75-79.

41.Radioactive waste management glossary: Edition 2003/IAEA.–Vienna, 2003.–25 p.

42.IAEA safety glossary: terminology used in nuclear safety and radiation protection: 2007 edition. – Vienna: IAEA, 2007. – 28 p.

43.Материалы международной рабочей встречи по правовому регулированию и техническим требованиям безопасности при обращении с материалами с высоким содержанием природных радионуклидов (NORM) в отраслях неатомной промышленности (22-26 октября 2007 г.). – Бишкек, 2007. – 129 с.

44.Современные подходы к гигиеническому регламентированию обращения с минеральным сырьем, материалами и отходами, которые содержат техногенно-усиленные источники естественного происхождения/ Ю.Н.Сорока, И.П.Лось, М.Г.Бузынный, А.И.Молчанов //Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: II Міжнародна науково-практична конференція (11-15 вересня 2006, м. Алушта): Збірник наукових статей. Том II.– Харьков, 2006. – С.53-58.

45.Safety Reports Series No 34. Radiation Protection and the Management of Radioactive Wastes in the Oil and Gas Industry. – Vienna: IAEA, 2003. – 44 p.

46. Technical Reports Series No 419. Extent of Environmental Contaminations by Naturally Occurring Radioactive Material (NORM) and Technological Options for Mitigation. – Vienna: IAEA, 2003. – 93 p.

47. TECDOC-1484. Regulatory and Management Approaches for the Control of the Environmental Residues containing Naturally Occurring Radioactive Material

(NORM): Proc. of technical meeting (6-10 Desember 2004). –Vienna: IAEA, 2006. – 123 p.

48. Safety Reports Series No 51. Radiation Protection and NORM Residue Management in the Zircon and Zirconia Industries. – Vienna: IAEA, 2007. – 62 p.

49.Директива № 2004/35/СЕ Европейского парламента и Совета Европейского Союза «Об экологической ответственности, направленной на предотвращение экологического ущерба и устранение его последствий» [рус., англ.].

50.Лисиченко Г. В., Хміль Г. А., Барбашев С. В. Методологія оцінювання екологічних ризиків: монографія/ Г. В. Лисиченко, Г. А. Хміль, С. В. Барбашев — Одесса: Астропринт, 2011 — 368с.

51.Фальк В. Эберхард Реабилитация среды. Стратегии и методы очистки радиоактивно загрязненных площадок //Бюллетень МАГАТЭ, 2001. Vol. 43. – No. 2. С. 20–24

52.ГОСТ 17.5 1.01- 83 «Рекультивация земель. Термины и определения».

53.Сорока Ю.Н. Результаты оценки доз облучения населения в местах переработки урановых руд / Гігієна населених місць// выпуск 48, 2006, с. 263-269

54.Сорока Ю.Н. Методические подходы к оптимизации радиационной защиты при выполнении реабилитационных мероприятий на урановых объектах // Сборник научных трудов НГА Украины №10.- Днепропетровск : РИК НГА Украины, 2000 .- С.108-114

55.Методика расчета дозовых нагрузок на персонал производств, занятых работой с сырьем, содержащим повышенные концентрации естественных радионуклидов/ Сорока Ю.Н., Молчанов А.И., Беднарик О.Н., Кривошей Л.А., Гагауз Ф.Г. //Сборник научных трудов.- Севастополь: СИЯЭиП, 2000.- вып.3.- С132-137.

56.Сорока Ю.М. Про розрахунок ефективних доз опромінення від майданчикових джерел радіоактивного забруднення території // Охорона праці та навколишнього середовища на підприємствах гірничо-металургійного комплексу. Зб. наук. пр., вип. 1. - Кривий Ріг, НДІБТГ, 1999. - с.12-21.

57. Публикация 103 Международной Комиссии по радиационной защите (МКРЗ). Пер с англ./Под общей ред. М.Ф.Киселева и Н.К.Шандалы. М.: Изд.ООО ПКФ «Алана». 2009.- 312 с.
58. МАГАТЭ. Освобождение площадок от регулирующего контроля после завершения практической деятельности. Серия норм по безопасности МАГАТЭ. №WS-G-55.1 МАГАТЭ, Вена, 2008-42 с.
59. Сорока Ю. Н. Учет процедуры оценки риска при реабилитации радиационно-загрязненных территорий и зданий бывших урановых объектов ПО «ПХЗ» //Геотехнічна механіка, 2014. випуск 118.,-с.200-211
60. Сорока Ю. Н. Методический подход к категорированию радиационно-загрязненных территорий для рекультивации с позиции оценки риска. //Збірник наукових праць НРУ-Д.: Національний гірничий університет .-2014-№45- с.171-177
61. Международные основные нормы безопасности для защиты от ионизирующих излучений и безопасного обращения с источниками излучения. – Вена: МАГАТЭ, 1997. – 383с.
62. Сорока Ю.Н. Результаты оценки доз облучения населения в местах переработки урановых руд / Гігієна населених місць// випуск 48, 2006, с. 263-269
63. Международное агентство по атомной энергии, Радиационная защита и безопасность источников излучения: Международные основные нормы безопасности, № GSR Part 3. - Вена: МАГАТЭ, 2015. - 482 с.
64. United Nation, Sources and effects of Ionizing Radiation UNSCEAR 2000// Report to the General Assembly – New York: UNSCEAR, United Nations, 2000, 654 p.
65. IAEA, Generic Models for use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment, Safety Reports Series #19, IAEA, Vienna (2000)
66. IAEA, Assessment of Doses to the Public from ingested Radionuclides, Safety Reports Series #14, IAEA, Vienna (1999)
67. Славутич: вопросы радиационной экологии / А.В.Носовский, Б.Я.Осколков, Е.А.Иванов, В.П.Удовиченко – К.: Вища школа, 2001.–263с.

68. United Nation, Sources and effects of Ionizing Radiation UNSCEAR 1993// Report to the General Assembly - New York: UNSCEAR, United Nations, 1993 – 922 p.
69. Soroka Y., Korovin V., Molchanov A. Radioactive wastes from uranium ores processing at Pridniprovs'k chemical Plant: influence and problems of Stabilization. Proc. of International Conference on Radioactive Waste Disposal (DisTec 2000), September 4-6, 2000, Berlin, Germany. - Germany, Humburg, 2000, p.p. 383-388.
70. Процедура оптимізації контрзаходів на пізній фазі радіаційної аварії. Інструктивно-методичні вказівки. - Київ: МЧС України, 1999. – 43с.
71. Оптимизация радиационной защиты на основе анализа соотношения затраты – выгода: Публикация 37 МКРЗ: Пер с англ. - М.: Энергоатомиздат, 1985. - 96с.
72. Количественное обоснование единого индекса вреда: Публикация 45 МКРЗ: Пер. с англ. - М.: Энергоатомиздат, 1989. – 88с.
73. Критерии безопасного проживания населения на территориях с повышенным риском/ И.И. Кузьмин, Г.В. Кирилова // Проблемы безопасности при чрезвычайных ситуациях. Вып. 3. - М.: ВИНТИ. 1991.
74. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99): Гигиенические нормативы. - М.: Центр санитарно-эпидемиологического нормирования, гигиенической сертификации и экспертизы Минздрава России, 1999. – 116 с.
75. Гигиена питания / Ванханен В.Д., Майструк П.Н., Столмакова А.И. и др. - Киев: Здоров'я, 1980. - 304 с.
76. Assessment of doses to the public from ingested radionuclides. - Vienna: IAEA, 1999.
77. Сорока Ю.Н., Молчанов А.И. Нормирование содержания естественных радионуклидов в почве при сельскохозяйственном направлении рекультивации.// Сб.: Специальные вопросы атомной науки и техники. Сер. Геология и горное дело. 1990, вып. 1, с.29-34.
78. Радиационная безопасность. Рекомендации МКРЗ 1990г. Ч.1. Пределы годового поступления радионуклидов в организм работающих, основанные на рекомендациях 1990 года. Публикация 60, ч.1, 61 МКРЗ: пер. с англ. М.: Энергоатомиздат, 1994. – 192с.

- 79.Сорока Ю.Н. Радиоэкологическая оценка загрязнения г.Желтые Воды и направления его реабилитации // Нормативно-правові аспекти оцінки і прогнозу екологічного стану довкілля адміністративних областей та адміністративних районів України. Матеріали науково-технічної конференції, Крим, м.Алушта, 2-5 червня 1997р. Киев, ДЭ НТЗ, с.25-28.
- 80.Международный Чернобыльский проект: Технический доклад. Оценка радиологических последствий и защитных мер: Доклад Международного консультативного комитета. – Вена: МАГАТЭ, 1992. – 740 с.
- 81.Y. Soroka, A. Molchanov. Rehabilitation Program for Territory of Town Zhovty Vody after 40 years of Uranium ores output. Proc. of Conf. “Radioactive Waste Management and Environmental Remediation ICEM’97”. Singapore, October 12-16, 1997. - USA: ASME, 1997, p.p. 773-776.
82. Isayeva N., Soroka Y.. Substantiation of Selection of the First Priority Sites for Rehabilitation. Proc. of Conf. “Radioactive Waste Management and Environmental Remediation ICEM’97”. Singapore, October 12-16, 1997. - USA: ASME, 1997, p.p. 777-779.
- 83.Сорока Ю. М., Рець Ю. М., Молчанов О. І., Сорока М.М. Визначення параметрів радіаційного стану навколишнього середовища в районі розташування Заводу по виробництву ядерного палива //Збірник наукових праць НРУ-Д.: Національний гірничий університет .-2013-№41- с.161-166
- 84.Радиометр РГА-09М. ООО «НПП «Тетра» Приборы радиационного и технологического контроля сайт. – URL: http://tetra.ua/production/dosimeter_radiometer/rga-09m/ – Текст: электронный.
- 85.Галата А.В, Сорока Ю. Н., Огурцов А.П. Проведення радіоекологічного моніторингу за показниками рівню ЕРОА радону// Збірник наукових праць НРУ-Д.: Національний гірничий університет .-2015-№46- с.180-184
- 86.Сердюкова, А.С. Изотопы радона и продукты их распада в природе / А.С. Сердюкова, Ю.Т. Капитанов - М.: Атомиздат, 1975. - 296 с.
- 87.Крисюк Э.М. Радиационный фон помещений. М.: Энергоатомиздат, 1989.- 120 с.

88. Николаев В.А. Твердотельные трековые детекторы в радиационных исследованиях / В.А Николаев – СПб.: Изд-во Политехнического ун-та, 2012. - 282 с.
89. Жуковский М.В., Ярмошенко И.В. Радон: измерение, дозы, оценка риска. - Екатеринбург: УрО РАН, 1997. 231 с.
90. ДСТУ ISO 18589-3:2010 Вимірювання радіоактивності у довкілля. Ґрунт. Частина 3. Гамма-випромінювальні радіонукліди.
91. НСАМ № 433-ЯФ Методика выполнения измерений удельной активности изотопов урана (234, 238) в почвах, грунтах, горных породах и строительных материалах на их основе альфа-спектрометрическим методом с радиохимическим выделением.
92. НСАМ № 431-ЯФ Радиометрическое определение полония-210 и свинца-210 в почвах.
93. Бахур А.Е., Мануйлова Л.И., Зуев Д.М. и др. Альфа-спектрометрический метод при исследованиях изотопного состава урана ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$) в технологических пробах горно-металлургического производства // АНРИ. 2004. - № 3 (38). - С. 42 - 50.
94. Бахур А.Е., Мануйлова Л.И., Иванова Т.М. и др. Полный радионуклидный анализ на низкофоновом альфа-бета-радиометре УМФ-2000 // АНРИ. 2006. - № 2 (45). - С. 36-42.
95. Бахур А.Е., Мануйлова Л.И., Иванова Т.М. и др. Метод определения изотопов радия в природных водах с использованием низкофонового альфа-бета-радиометра // АНРИ. 2005. - № 4 (43). - С. 21-25.
96. Методические рекомендации МР 2.6.1.0064-12 "Радиационный контроль питьевой воды методами радиохимического анализа" (утв. Главным государственным санитарным врачом РФ 9 июня 2012 г.
97. Руководство по методам контроля за радиоактивностью окружающей среды / Под ред. И.А. Соболева, Е.Н. Беляева. М.: Медицина, 2002. -432 с.

98. Габлин В.А., Беланов С.В., Маслов Ю.А. и др. Оптимизация пробоподготовки растительности в радиационном мониторинге // АНРИ. 2001. - № 3(26).-С. 66-69.
99. Сборник методик по определению естественных радиоактивных элементов уран-радиевого ряда в почве, растениях, воде и воздухе. М.: Минздрав СССР, ЦСЭС, 1972. - 66 с.
100. Маренный А.М. Измерение объемной активности радона трековым методом // АНРИ. 1995. - № 3/4. - С. 79-84.
101. Soroka Y.N., Zberovsky A.V., Rets Y N. Estimation of radiation pollution around uranium mining enterprises. International University of Resources Scientific Reports on Resource Issues 2016 Volume 1.- p. 356-362.Efficiency and Sustainability in the Mineral Industry.Technische University Bergakademie Freiberg, Germany Publisher: Medienzentrum der TU Bergakademie Freiberg
102. Руденко С.А., Сорока Ю.Н., Молчанов А.И., Подрезов А.А. Применение трековой дозиметрии для мониторинга радона в районе урановых объектов//Екологічна безпека:проблеми і шляхи вирішення, VIII Міжнародна науково-практична конференція,збірник статей. г. Алушта,10-14 вересня 2012г. – Харків,- том 1,- с.137-142.
103. Сорока Ю.Н. Основные направления решения проблемы реабилитации территории первого рудника по добыче урановых руд в Украине // Сборник научных трудов НГА Украины, №3, Том 5. Проблемы экологии горного производства и обеспечение безопасности жизнедеятельности. - Днепропетровск: РИК НГА Украины, 1998, с.57-60.
104. Оцінка відповідності шахтних вод, що скидаються шахтою "Першотравнева-Дренажна", вимогам нормативних документів України по радіаційному фактору./Сорока Ю.М., Молчанов О.І., Подрезов О.А., Боталов Л.О., Бузинний М.Г., Лось И.П., Циганков М.Я.// Охорона праці та навколишнього середовища на підприємствах гірничо-металургійного комплексу. Зб. наук. пр., вип. №4. _Кривий Ріг, НДІБТГ, 2002. - с.112-119.

105. Сорока М.Н., Сорока Ю.Н., Молчанов А.И. Контроль радиационного состояния демонтированных оборудования и материалов шахты «Первомайская»// *Металлургическая и горнорудная промышленность.*- №6, 2006,- с.111-114
106. Сорока Ю.Н. Рекультивационные мероприятия при добыче и переработке урановых руд в Украине// *Горный журнал.* №5. 2005. с.111-114
107. Strahlenschutzgrundsätze für die Verwahrung, Nutzung oder Freigabe von kontaminierten Materialien, Gebäuden, Flächen oder Helden aus dem Uranerzbergbau: Empfehlungen der Strahlenschutzkommission mit Erläuterungen / Red.:M.Müller-Neumann. - Stuttgart; Jena; New York: G. Fischer, 1992.
108. Rudy, C., Avdeev, O., Soroka, Y., . Saversky, S., et. al. Technologies for environmental restoration in Ukraine. // *Planning for environmental restoration of radioactively contaminated sites in central and eastern Europe/ Third Workshop within the framework of the IAEA Technical Co-operation Project for Central and Eastern Europe on Environmental Restoration, 12-16 December 1994.* Rez. - Vienna, IAEA-TECDOC-865, 1996, Vol.3, p. 243-279.
109. Гопченко Е.Д., Гушля А.В. Гидрология с основами мелиорации. - Л.: Гидрометеиздат, 1989
110. Руководство по определению расчетных гидрогеологических характеристик. - Л.: Гидрометеиздат, 1973.
111. Руденко Ф.А., Попов О.Є. Гідрогеологія. - К.: Видавниче об'єднання "Вища школа", 1975.
112. Сергеев Л.А, Серебряков А.В. Гидрология и водные изыскания. - М.: Изд-во "Транспорт", 1972.
113. Radiological conditions in the Dnieper River basin : assessment by an international expert team and recommendations for an action plan./ Balonov M, Konoplev, A. Levins, D. Rangelova, V. Zheleznjak, M. Zhukova, O. Bohorad, V. Bulgakov, A. Campbell, R. Janke, R. Kanivets, V. Niehaus, F. Samiei, M. Soroka Y., Korovin Y, Lavrova T., Voitsekhovitch, O Tsaturov, Y. — Vienna : International

Atomic Energy Agency, 2006. 185 p.p — (ISSN 1020–6566) STI/DOC/1230 ISBN 92–0–104905–6

114. Koshik Y.I. "Solution of Ecological Problem for Uranium mining and milling in Ukraine". Report at the Third Workshop within IAEA Technical Co-operation Project RER/9/022 on Environmental Restoration in Central and Eastern Europe in Zhovty Vody (1996).

115. Ермолаева-Маковская А.П., Литвер Б.Я. Свинец-210 и полоний-210 в биосфере. -М.: Атомиздат, 1978.-С. 160.

116. UNSCEAR, 2009. United Scientific Committee on the Effects of Atomic radiation (UNSCEAR). UNSCEAR 2006 Report: Annexe E: Source-to-effects assessment for radon in homes and workplaces. New York: United Nations. 2009, pp. 195–334.

117. Анищенко Л. Я., Бармина И. В., Свердлов Б. С., Сорока Ю. Н., Стратегия работы с общественностью на радиационно-опасных объектах Збірник наукових праць Випуск XXXIII Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки: зб. наук. пр. / УкрНДІЕП. – Х.: ВД «Райдер», 2011. – Вип. XXXIII. – с.272-288.

118. Состояние радиационной обстановки в г. Светловодске / Беднарик О.Н., Сорока Ю.Н., Черный Ф.Ф., и др. //Гигиена, токсикология, физиология труда и профессиональная патология в промышленности: Сб. научных трудов, Кривой Рог, 1995, с.286-292

119.Сорока Ю.Н., Рец Ю.Н, Гнутов В.А. Исследование и оценка радиоэкологического состояния горнодобывающего предприятия ООО «Восток-Руда //Збірник наукових праць НРУ-Д.: Національний гірничий університет.- 2013-№40- с.160-166

120. Мосинец В.Н., Сорока Ю.Н., Молчанов А.И. Жилищное строительство в районах расположения горных предприятий и вопросы радиационной безопасности // Горный журнал, - 1991.- №7. - с.58-60.

121. Сисигина Т. И., “Колебания эксхалации радона из почвы в атмосферу в связи с изменением метеорологических условий”, Радиоактивность атмосферы, почвы и

пресных вод, Москва, Труды института экспериментальной метеорологии, М., Московское отделение гидрометеоздата, 1970, 3–15.

122. Экспозиционные эманационные методы поисков месторождений полезных ископаемых / В. К. Титов [и др.]. – Л. : Недра, 1985. – 132 с.

123. Яковлева В. С., Методы измерения плотности потока радона и торона с поверхности пористых материалов, Томск, Изд-во Томского политехнического университета, 2011, 174 с.

124. Методика измерения плотности потока с поверхности земли и строительных конструкций. – М.: НТЦ «НИТОН», 1993. – 7 с.

125. Tsapalov A. Open charcoal chamber method for mass measurements of radon exhalation rate from soil surface / A. Tsapalov, K. Kovler, P. Miklyaev // Journal of Environmental Radioactivity. - 2016. - V. 160. - P. 28-35.

126. Жуковский М.В., Ярмошенко И.В. Радон: измерение, дозы, оценка риска. – Екатеринбург, УрОРАН, 1997, 232 с.

127. Метод прямого измерения эксхалации радона и торона с эманлирующих поверхностей. А.И. Молчанов, Ю.Н. Сорока, С.И. Литвиненко, В.В. Удод // Технический прогресс в атомной промышленности. Сер. Горно-металлургическое производство, 1990. Вып. 5, с.14-16.

128. Сорока Ю.Н., Молчанов А.И. Обследование радиационной обстановки в районе действия ПО “Казвольфрам” // Цветная металлургия. - 1992. - №2. - с.62-66.

129. Molchanov A., Soroka Y.. Radiation and Radon Survey of Akchatau (Kazakhstan) and experience with Radon Remedial Measures. Radiation Protection Dosimetry, vol. 78, No.3, 1998, p.p. 231-236.

130. Сорока Ю.Н., Молчанов А.И. Житлове будівництво й проблеми зниження опромінювання населення від природних джерел іонізуючого випромінювання // Ойкумена. Український вісник, 1991, № 4, с. 37-43.

131. Источники, эффекты и опасность ионизирующей радиации: Доклад Научного комитета ООН по действию атомной радиации Генеральной Ассамблеи ООН за 1998 г. в 2 т. Т.1 – М.: Мир, 1992. – 552 с.

132. Крисюк Э.М. Радиационный фон помещений. – М.: Энергоатомиздат, 1989.
133. Сорока Ю.Н., Молчанов А.И., Беднарик О.Н. О необходимости нормирования плотности потока радона на застраиваемых территориях // Ядерная и радиационная безопасность - 2000. - том 3. - № 1. - с.37-43.
134. Польский О.Г., Ананьев А.И. и др. Радоновая составляющая радиационного фона помещений жилых домов на территории г. Москвы / АНРИ, 1999, № 2, с.10-20.
135. Сорока Ю.Н., Кретинин А.В., Молчанов А.И. Рекультивация территорий, загрязненных радиоактивными отходами / Атомная энергия. – 1993, Т.75, вып.2, с.148-155.
136. Генетические типы и закономерности размещения урановых месторождений Украины // Белевцев Я.Н., Коваль В.В., Бакаржиев А.Х. и др. – Киев: Наукова думка, 1995. – 396 с.
137. Горицкий А.В., Лихтарева Т.М., Сабалдырь В.П. Радиоактивность строительных материалов – Киев: Будивэльник, 1990 – 39 с.
138. Молчанов А.И., Доброчасов М.В., Сорока Ю.Н.. Результаты радиационного обследования и опыт снижения концентрации радона в жилищах. //Материалы третьего отраслевого симпозиума по гигиене труда, радиационной безопасности, охране окружающей среды профпатологии при добыче и первичной переработке радиоактивных руд, 4-9 сентября 1991г., г.Санкт-Петербург, 1992, с. 131-133.
139. Павленко Т.А. Існуючі дози опромінення населення України / Павленко Т.А., Лось І.П. // Ядерна та радіаційна безпека. – 2009. – Вип. 1, Т.12. – С. 18–22.
140. Огляд протирадонових програм різних країн / Лось І.П., Павленко Т.О., Осадча О.М. // Гігієна населених міст. – Вип. 36, Ч. I. – К., 2000. – С. 173–180.
141. Севальнєв А. І., Костенецький М.І., Куцак А.В., Шаравара Л.П. Обмеження опромінення людини за рахунок радону в контексті історичного розвитку цього питання/ Запорозж. мед. журн. - 2011. - Т. 13, N 1. - С. 41-43.
142. Бузынный М.Г., Сорока Ю.Н.Сравнение двух методов измерения продуктов распада радона // Гигиена населенных мест. Сборник/ Институт гигиены и медицинской экологии АМН Украины. - Киев, 2003-Вып. 41. С.275-278.

143. Оцінка можливості експрес-методу вимірювань свинцю-210 в повітрі. / Бузинний М.Г., Сорока Ю. М., Троян Л.В., Федоренко О.В., Подрезов О.А., Сорока М.М. //Гігієна населених місць. Збірник ІГМЕ АМН України. - Київ, 2005-Вип. 45.с.284-286
144. Розробка екобезпечних енергоефективних технологій життєзабезпечення в приміщеннях будівель / Л. Г. Чесанов, В. І. Крадожон, В. Л. Чесанов, В. О. Петренко, В. Б. Худик, А. О. Петренко, Ю. Н. Сорока, І. В. Міхєєва //Вісник Придніпровської державної академії будівництва та архітектури - 2005. - № 6. - С. 50-54.
145. Чесанов В. Л., Сорока К. Ю. Радиационные критерии для территорий, предназначенных для строительства // Вісник Придніпровської державної академії будівництва та архітектури. – Днепропетровск: ПДАБА. 2010. № 8. С. 32-37.
146. МВК 6.6.2.-063-2000 Методичні вказівки з методів контролю. Вимірювання активності радону-222 у повітрі будинків методом пасивної трекової радонометрії з використанням приладу “Track 2010Z”. Міністерство Охорони Здоров’я України. Київ, 2000.
147. ДБН В.1.4-2.01-97 – Державні Будівельні Норми України. Система норм та правил зниження рівня іонізуючих випромінювань природних радіонуклідів в будівництві. Радіаційний контроль будівельних матеріалів та об’єктів будівництва. Держкоммістобудування України, Київ, 1997.
148. Защита от радона-222 в жилых домах и на рабочих местах. Публикация 65 МКРЗ, М. Энергоатомиздат, 1995. – 68 с.
149. Результаты изучения радиационной обстановки в жилых помещениях города Желтые Воды / Ю. Н. Сорока, М. Н. Сорока, А. И. Молчанов, Т. А. Павленко / / Экология и здоровье человека. Охрана воздушного и водного бассейнов Утилизация отходов: сб. науч. статей. Харьков, 2005. - С. 28 — 34.
150. Молчанов А.И., Сорока Ю. Н., Руденко С.А., Сорока М.Н. Комплексные исследования радиационной обстановки в жилых и административных

помещениях г. Желтые Воды //Збірник наукових праць НРУ-Д.: Національний гірничий університет .-2015-№47- с.161-165

151. Дослідження вмісту радону-222 в житлових приміщеннях м. Кривого Рогу /Кривошей Л.О., Беднарик О.М, Вищипан В.Ф, Сорока Ю.М., Молчанов О.І // Гигиена населенных мест, вып.36, часть 1. - К.: УНГЦ, 2000, - с. 186-192.

152. Оцінка дозового навантаження в житлових приміщеннях на населення м. Кривого Рогу від природних джерел іонізуючого випромінювання / Вищипан В.Ф, Кривошей Л.О., Беднарик О.М, Сорока Ю.М., Молчанов О.І// Гигиена населённых мест, вып.38, том 2. - К.: ИГМЭ, 2001, - с. 188-192

153. Проблемы пролонгированного облучения населения в промышленных регионах Украины / Лось И.П., Сорока Ю.Н., Корнев В.Ю., Молчанов А.И., Павленко Т.А, Бузынный М.Г. // Гігієна населених місць. Збірник. Інститут гігієни та медичної екології АМН України. - Київ, 2004-Вып. 44. с. 303 –306

154. Беликов А.С., Чесанов В. Л., Сорока К.Ю., Сорока Ю.Н. Эффективность мероприятий по снижению радиационной нагрузки на школьников и дошкольное население города Сборник трудов ПГАСА Строительство, материаловедение, машиностроение, 2011-вып 60, с.85-89

155. Buzinny M.G., Soroka Yu.N./Method for Pb-210 measurement in air based on LSC / // LSC 2005, Advances in Liquid Scintillation Spectrometry:. - Tucson: Radiocarbon, 2006. - P. 157 - 163

156. Бекман И.Н. Радиационная и ядерная медицина: физические и химические аспекты. Радиохимия. Том 7:.. Учебное пособие / И.Н.Бекман.- МО, Щёлково: Издатель Мархотин П.Ю. 2012.- 400 с.

157. Сорока Ю.Н., Молчанов А.И. Об учете эксхалации радона при изыскательских работах и проектировании жилых зданий / Проектирование и инженерные изыскания, 1990 №6, с.17-19.

158. Гагауз Ф.Г., Сорока Ю.Н., Молчанов А.И., Подрезов А.А., Беднарик О.Н. Характеристика радиационно-опасных факторов в шахтах Кривбасса // Сборник научных трудов НГА Украины, №5 / Проблемы аэрологии горно-добывающих предприятий. - Днепропетровск, 1999, с.142-147.

159. Радиационная обстановка при добыче железной руды подземным способом в Криворожском железорудном бассейне / Беднарик О.Н., Выщипан В.Ф., Кривошей Л.О., Сорока Ю.М., Гагауз Ф.Г. Молчанов О.И. // Гигиена населенных мест, вып.36, часть 1. - К.: УНГЦ, 2000, - с. 266-278
160. Нормы радиационной безопасности НРБ-76/87. Основные санитарные правила ОСП-72/87. - М.: Энергоатомиздат, 1988.
161. Молчанов А.И., Сорока Ю.Н. Проблема дозиметрического контроля облучения шахтеров Украины// Гігієнічна наука та практика на рубежі століть: Матеріали XIV з їзду гігієністів України (19-21 травня 2004р.) – Дніпропетровськ; АРТ – ПРЕС, 2004. – Т.ІІ, С. 346-348.
162. Гладырь В.В., Торяник В.В., Сорока Ю.Н., Гладырь К.В. Управление радиационными параметрами шахт Криворожского железорудного бассейна и разработка средств и способов борьбы с радоном и ДПП// Разработка рудных месторождений. Научно-технический сборник, Выпуск 92, 2008, с.164-171
163. Контроль радіаційної обстановки на залізорудних шахтах України - Настанова міністерства промислової політики України.// СОУ-Н МПП 17.240-046:2005. Мінпромполітики України. 2005. Видання офіційне. 14 с.
164. Radon in mines of Kryvyi Rih iron ore basin in Ukraine / O.Molchanov, A.Podrezov, K.Brechko, Y. Soroka, L. Ishcheko // Radiation Protection Dosimetry, Volume 191, Issue 2, September 2020, Pages 192–196.
165. Бузинний М.Г., Сорока Ю.М., Циганков М.Я. Радіаційна ситуація навколо шахти "Юний комунар". Довкілля та здоров'я.-2008.- № 2(45).-С.23-26.
166. Профілактика професійного раку легень серед гірників, які зайняті підземним видобуванням радійвміщуючої залізної руди. (Методичні рекомендації) К., 2010. – 33 с.
167. Риск заболевания раком легких в связи с облучением дочерними продуктами распада радона внутри помещений. Публикация 50 МКРЗ. – Пер. с англ. – М.: Энергоатомиздат, 1992. – 112 с.
168. Проблемы пролонгированного облучения населения в промышленных регионах Украины / Лось И.П., Сорока Ю.Н., Корнев В.Ю., Молчанов А.И.,

- Павленко Т.А, Бузынний М.Г. // Гігієна населених місць. Збірник. Інститут гігієни та медичної екології АМН України. - Київ, 2004-Вып. 43. с. 303 –306
169. Molchanov A., Soroka Y., Isayeva N. Treatment of liquid effluent from uranium enterprises in Ukraine // Treatment of liquid effluent from uranium mines and mills. - Vienna: IAEA, 2004. IAEA-TECDOC-1419, p.245-266
170. Uranium 1999: Resources, Production and Demand.-Joint Report OECD Nuclear Energy Agency and International Atomic Energy Agency, Paris 2000, 340 p.
171. РД 03-151-97 Методические указания по обеспечению требований радиационной безопасности при добыче и переработке минерального сырья на предприятиях (организациях) горнорудной и нерудной промышленности, отнесенных к радиационноопасным производствам. - Утверждены Приказом Госгортехнадзора России от 14 октября 1997 г. N 35.
172. Способи нормалізації радіаційної обстановки в шахті “Першотравнева” в період здійснення демонтажних робіт та експлуатації в спеціальному режимі гідрозахисту // Гагауз П.Г., Сорока Ю.М. Молчанов О.І, Подрезов О.А., Дженюк Є.Г. /Охорона праці та навколишнього середовища на підприємствах гірничо-металургійного комплексу. Сб. наук. праць., вип. 1 - Кривий Ріг: НДІБПГ, 1999. Вип.1, с.3-12.
173. Сорока К.Ю., Чесанов Л.Г., Чесанов В.Л., Сорока Ю.М., Молчанов А. И. Проблемы радиационного контроля при застройке территорий. //Екологічна безпека:проблеми і шляхи вирішення, III Міжнародна науково-практична конференція, м. Алушта,10-14 вересня 2007г. Зб. статей. – Харків,- том 1,- с.307-311.
174. Сорока Ю. Н., Рец Ю.Н., Руденко С.А., Подрезов А.А. О необходимости учета опасности действия ионизирующего излучения при работе предприятий горной и металлургической отраслей //Геотехническая механика: Межвед. сб. научн. трудов.- Днепропетровск:- 2016.- №130 .- с. 231-239.
175. ДСанПін “Гігієнічна класифікація праці за показниками шкідливості та небезпечності факторів виробничого середовища, важкості та напруженості трудового процесу”. Київ, 2014

176. IAEA, Management of NORM residues. – Vienna : International Atomic Energy Agency, 2013. p. ; 30 cm.
177. IAEA., Radiation Protection and the Management of Radioactive Waste in the Oil and Gas Industry, Safety Reports Series No. 34, IAEA, Vienna (2003).
178. IAEA, Radiation Protection and NORM Residue Management in the Zircon and Zirconia Industries, Safety Reports Series No. 51, IAEA, Vienna (2007).
179. IAEA, Radiation Protection and NORM Residue Management in the Production of Rare Earths from Thorium Containing Minerals, Safety Reports Series No. 68, IAEA, Vienna (2011).
180. IAEA, Radiation Protection and NORM Residue Management in the Titanium Dioxide and Related Industries, IAEA Safety Report Series 76, IAEA Vienna (2012).
181. Radiation Protection 122 Practical Use of the Concepts of Clearance and Exemption – Part I Guidance on General Clearance Levels for Practices. 2000
182. Radiation Protection 122 Practical Use of the Concepts of Clearance and Exemption – Part II Application of the Concept of Exemption and Clearance to Natural Radioactive Sources. 2001
183. Canadian guidelines for the management of naturally occurring radioactive materials (NORM).2000
184. Сорока Ю. Н., Удод Е. В. Оценка системы вентиляции для Централизованного хранилища отработанных источников ионизирующего излучения/Ядерна та радіаційна безпека.- 2014.-№1(61),-с.45-50
185. Сорока Ю.Н. Радиационное регламентирование обращения с минеральным сырьем, материалами и отходами, содержащими техногенно – усиленные источники естественного происхождения //Збірник наукових праць НРУ-Д.: Національний гірничий університет .- 2012-№38- с.228-234
186. Сорока Ю.Н., Молчанов А.И. Санитарно-гигиеническое нормирование при рекультивации земель, нарушенных при добыче переработке руд // Сб.: Вопросы атомной науки техники. Сер. Геология и горное дело, 1990, вып.1, с. 34-39.

187. Molchanov O., Soroka Y. Natural radionuclides in metallurgical production of ukrainian enterprises/EU-NORM 2 Symposium, Praha, 17-19 June, 2014 - p.51
188. НП 306.4.159-2010 Порядок звільнення радіоактивних матеріалів від регулюючого контролю у рамках практичної діяльності
189. Временные допустимые уровни радиоактивного загрязнения локальных участков городской территории при ликвидации очагов радиоактивного загрязнения. утв. заместителем Главного государственного санитарного врача СССР 1 июля 1985 г. № 3906-85
190. Сахаров В. К. Радиоэкология: Учебное пособие. — СПб.: Издательство "Лань", 2006. — 320 с.
191. Ляшенко В. И. Радиационная и социальная защита населения в регионе уранодобывающих и перерабатывающих предприятий // Цветная металлургия. — 1997. — № 10. — С. 26—32.
192. Ляшенко В. И. Охрана окружающей среды и человека в уранодобывающем регионе // Горный журнал. — 1999. — № 12. — С. 65—66.
193. Добыча и переработка урановых руд: Монография / Под ред. А. П. Чернова. — Киев: Адеф-Украина, 2001. — 238 с.
194. Коваленко Г. Д., Рудя К. Г. Радиоэкология Украины. — Киев: Киевский Университет, 2001. — 167 с.
195. Софронова Л.И., Хусаинов А.Т., Абрамова С.А. Проблемы загрязнения окружающей среды отходами уранодобывающих и перерабатывающих предприятий в Республике Казахстан // Валихановские чтения-15. Мат-лы Междунар. науч.-практ. конф.— Кокшетау, 2011. Т.6 С. 417-419.
196. Софронова Л.И., Хусаинов А.Т. Проблемы обеспечения радиационной безопасности в уранодобывающих регионах Северного Казахстана // Вестник Тюм ГУ (Тюмень), 2011. № 4, С. 91-94.
197. Обращение с минеральным сырьем и материалами с повышенным содержанием природных радионуклидов: СП 2.6.1.798 – 99. - М.: Федеральный центр Госсанэпиднадзора Минздрава России, 2000.

198. Обеспечение радиационной безопасности при обращении с производственными отходами с повышенным содержанием природных радионуклидов на объектах нефтегазового комплекса России. СанПиН 2.6.6.1169-02 Минздрав России, Москва, 2002
199. . Гигиенические требования по ограничению облучения населения за счет природных источников ионизирующего излучения. СП 2.6.1.1292 – 03. - М.: Федеральный центр Госсанэпиднадзора Минздрава России, 2003.
200. Safety Reports Series No 33. Radiation Protection against Radon in Workplaces other than Mines. Vienna, IAEA, 2003.
201. 21. Safety Reports Series No 34. Radiation Protection and the Management of Radioactive Wastes in the Oil and Gas Industry. Vienna, IAEA, 2003.
202. Technical Reports Series No 419. Extent of Environmental Contaminations by Naturally Occurring Radioactive Material (NORM) and Technological Options for Mitigation, Vienna, IAEA, 2003.
203. Safety Reports Series No 49. Assessing the Need for Radiation Protection Measures in Work involving Minerals and Raw Materials. Vienna, IAEA, 2006.
204. TECDOC-1484. Regulatory and Management Approaches for the Control of the Environmental Residues containing Naturally Occurring Radioactive Material (NORM). Proc. of technical meeting 6-10 Desember 2004. Vienna, IAEA, 2006.
205. Санитарные правила работы с естественными радиоактивными веществами на предприятиях промышленности редких металлов. М., Минздрав СССР, 1977.
206. Державні санітарні правила при добуванні, збагачуванні та переробці руд, які містять техногенно-підсилені джерела природного походження, на підприємствах промисловості рідкісних металів. ДСП 6.6.1.6.2 – 082-02, Київ, 2002.

207. National Council on Radiation Protection and Measurements, *Exposure of the Population in the United States and Canada from Natural Background Radiation*, NCRP Report 94, Washington, D.C., 1988.
208. J.S. Alvarado, K.A. Orlandini, M.D. Erickson "Rapid determination of radium isotopes by alfa-spectrometry". *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, Vol. 194, No 1 (1995) 163-172
209. M.T. Crespo, A.S. Jimenez "On the determination of radium by alfa-spectrometry", *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, Vol. 221, No 1 – 2 (1997) 143-152.
210. *Geological Disposal of Radioactive Waste*, IAEA Safety Standards Series No. WS-R-4 (2006).
211. Обращение с радиоактивными отходами низкого и среднего уровня активности перед их захоронением, Серия норм безопасности МАГАТЭ, № WS-G-2.5 (2005).
212. Обращение с радиоактивными отходами, образующимися при добыче и переработке руд, Серия норм безопасности МАГАТЭ, № WS-G-1.2 (2005). Обращение с радиоактивными отходами перед их захоронением, включая снятие с эксплуатации, Серия норм безопасности МАГАТЭ, № WS-R-2 (2003)
213. Технологические и организационные аспекты обращения с радиоактивными отходами, МАГАТЭ, ВЕНА, 2005, IAEA-TCS-27
214. Обращение с радиоактивными отходами в России и странах с развитой атомной энергетикой: под общ. ред. В.А.Василенко,-СПб.;ООО «НИЦ «Моринтех», 2005
215. Molchanov O., Podrezov A., Soroka M.. Soroka Y Search and mapping of the old buried tailings with radioactive wastes at the urban territory 8 th RADON conference + 13th GARMM Book of abstracts, Published by České vysoké učení technické v Praze Praha, August 2016, p.143

216. Search and mapping of the old buried tailings with radioactive wastes at the urban territory/ O.Molchanov, Y. Soroka, A.Podrezov, M. Soroka// Radiation Protection Dosimetry, 2017 Nov 1;177(1-2):198-201.
217. Сорока М. Н., Молчанов А. И., Сорока Ю. Н. Подрезов А. А. Радиационное обследование и оконтуривание территории, загрязненной низкоактивными отходами промышленного производства в г. Днепродзержинск. //Металлургическая и горнорудная промышленность, №5, 2008., стр.146-149.
218. Исследование хранилищ отходов переработки радиоактивных руд методом естественного импульсного электромагнитного поля земли в Днепродзержинске//Пикареня Д.С., Орлинская О.В., Сорока Ю.Н., Молчанов А.И., Гапич Г.В./ Збірник наукових праць НРУ-Д.: Національний гірничий університет .-2013-№43- с.129-136
219. Горова А.І., Мажаров М.В., Клімкіна І.І. Еколого-генетична небезпека для людини та її прогноз як складова щодо забезпечення переходу регіонів до сталого розвитку// Сборник научных трудов НГУ, 14, Том 1.
220. Гусев Н.Г., Беляев В.А. Радиоактивные выбросы в биосфере. Справочник.- М.: Энергоатомиздат, 1991-256 с.
221. Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды. - М.: Министерство здравоохранения СССР, 1980.
222. Новиков Г.Ф. Радиометрическая разведка. Учебник для вузов. - Л.: Недра, 1989 - 407 с.
223. Сорока Ю.Н., Молчанов А.И., Исаева Н.Г., Доброчасов М.В. Геохимические особенности миграции радионуклидов на участках захоронения".// Вопросы атомной науки и техники. Серия: Промышленная радиоэкология и горное дело. 1994. вып. 2, с. 43-52.
224. Сорока Ю.Н., Исаева Н.Г., Молчанов А.И. Использование миграционных параметров радионуклидов при оценке условий хранения радиоактивных отходов. // Сб.: Радиационная и экологическая безопасность предприятий ядерно-топливного цикла". - Одесса: УкрЯО, вып. 1, 1995, с.81-92.

225. Isayeva N.G., Soroka Y.N., Molchanov A.I. Study of radionuclide's migration parameters for waste repository performance evaluation // Proc. of Fifth International Conf. "Radioactive waste management and Environmental Remediation" ICEM'95, September 3-7, 1995, Berlin, Germany. - USA, ASME, 1995, v.1, p.p.723-727
226. Soroka Y.N., Moltschanov A.I. Die langfristige Migration natürlicher Radionuklide in der Abdeckung von Absetzanlagen der Uranerzaufbereitung. Die 25 Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz, 28-30 September 1993, Binz auf Rügen, 1993, s.37-41.
227. Сорока Ю.Н., Молчанов А.И., Кретинин А.В. Рекультивация территорий, загрязненных радиоактивными отходами // Атомная энергия. - 1993. - т.75, вып.2, с. 148-155.
228. Камнев Е. Н., Карамушка В. П., Селезнев А. В., Морозов В. Н., Хиллер А. Экологические проблемы и их решение при закрытии урановых производств (на примере России, СНГ и Германии) // Горный информационно-аналитический бюлле-тень. – 2020. – No 5. – С. 26–39.
229. Карамушка В. П., Камнев Е. Н., Кузин Р. Е. Рекультивация объектов добычи и переработки урановых руд. — М.: Атомная энергия, 2014. — 182 с.
230. Шишиц И.Ю. Основы инженерной георадиозэкологии: Учебное пособие для ВУЗов. – М.: Изд. МГГА, 2005 г. – 711 с
231. Сорока Ю.Н., Исаева Н.Г., Молчанов А.И. Радиозэкологический мониторинг окружающей среды на предприятиях по добыче и переработке урановых руд.// Геоекологічні дослідження: стан та перспективи: Зб. наукових праць Міжнародної науково-практичної конференції. м.Івано-Франківськ, 23-25 травня 1995 р. - Київ, 1995, ч. 1, с. 137-138
232. Исаева Н.Г., Сорока Ю.Н. Состояние окружающей среды в районе действия предприятий уранодобывающей и перерабатывающей отрасли и влияние его на здоровье населения. // Экологические аспекты загрязнения окружающей среды. Тезисы докладов международной научно - практической конференции. - г.Киев, 26-28 марта 1996, т.2, стр.185-186

233. Сорока Ю.Н., Молчанов А.И. Проблемы радиационного контроля при добыче и переработке полезных ископаемых. // Оперативный контроль и управление качеством минерального сырья при добыче и переработке: Материалы первого международного симпозиума. - г.Кривой Рог, 12-15 ноября 1996г., с.57-58.
234. Сорока Ю.Н. Проблемы радиоэкологического мониторинга окружающей среды в районе расположения урановых объектов // Радиационная безопасность, здоровье человека и окружающая среда. Проблемы и пути их решения на современном этапе (Радиоэкология-2002) Материалы конференции, г.Мариуполь, 10-12 сентября 2002г. – Мариуполь, с.90-95.
235. Сорока Ю.Н. Особенности развития радиоэкологического мониторинга окружающей среды на урановых объектах. // Проблемы и перспективы применения геоинформационных технологий в горном деле: Доклады IV научно-практической конференции. - г.Днепропетровск, 7-9 октября 2002г., с.87-91.
236. Сорока Ю.Н. Особенности развития радиоэкологического мониторинга окружающей среды на урановых объектах// Сборник научных трудов НГУ Украины №14, том 1.- Днепропетровск : РИК НГУ Украины, 2002 .- С.159-167
237. Сорока Ю.Н. Основные принципы радиационного мониторинга в районах размещения объектов добычи и переработки урановых руд//Збірник наукових праць НРУ-Д.: Національний гірничий університет .- 2012- №39- с.195-206
238. Molchanov A., Soroka Y., Isayeva N. Treatment of liquid effluent from uranium enterprises in Ukraine // Treatment of liquid effluent from uranium mines and mills. - Vienna: IAEA, 2004. IAEA-TECDOC-1419, p.245-266
239. Методические рекомендации по ведению объектного мониторинга состояния недр на предприятиях Государственной корпорации «Росатом»//М. Л. Глинский, А. В. Глаголев, Е. Г. Дрожко, В. А. Ветров, Л. М. Самсонова, В. Ф. Котлов, Л. Г. Чертков М.: Центр содействия социально-экологическим инициативам атомной отрасли, 2010. — 192 стр.
240. Сорока Ю. Н. Стратегия восстановления загрязненной территории и зданий бывших урановых объектов ПО «Приднепровский химический завод»//Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення, VI Міжнародна

науково-практична конференція, збірник статей. г. Алушта, 6-10 вересня 2010г. – Харків, 2010, том 1, с.222-226

241. Сорока Ю.Н. Стратегия реабилитации территории бывшего уранового производства ПО «Приднепровский химический завод» //Геотехническая механика: Межвед. сб. научн. трудов.- Днепропетровск:- 2017.- №132 .- с.229-237.

242. Рець Ю.М. Оцінка радіаційного стану забруднених об'єктів на промисловому майданчику колишнього підприємства по переробці уранових руд для обґрунтування меж санітарно-захисних зон //Збірник наукових праць НРУ-Д.: Національний гірничий університет .-2017-№50 - с.316-326

243. Сорока Ю. М., Рець Ю.Н.,Чесанов В.Л. Обоснование радиационной безопасности при проектировании мероприятий по расчистке реки Коноплянка //Строительство, материаловедение, машиностроение: сб. научн. трудов. Вып. 93 / ГВУЗ «Приднепр. гос. академия стр-ва и архитектуры»; под общей редакцией В. И. Большакова – Днепр, 2016. –с 106-112

244. Voitsekhovitch, O., Soroka Y., and Lavrova T. (2006). Uranium mining and ore processing in Ukraine – radioecological effects on the Dnipro River water ecosystem and human health. *Radioactivity in the Environment*, 8, pp. 206-214

245. Molchanov A., Soroka Y., Buzinny M., Pavlenko T., Podrezov A., Soroka M. Dispersion of Radon in the Atmosphere around Old Uranium Mill Tailings. *Nukleonika*, 2010; 55(4):535-538

246. Ecological problems related uranium mining and uranium reprocessing industry in Ukraine and Restoration strategy concept/ V.F.Ryazantsev, O.V.Voitsekhovich, V.S.Holubiev, Y.N.Soroka, A.S.Skalsky, V.N.Lebediev // The Uranium production and Raw materials for the Nuclear Fuel Cycle- Supply and demand, economics, the Environment and energy security. IAEA Vienna, 2006. pp.311-317.

247. Tymoshchuk, V., Tishkov, V., Soroka, Yu. (2018). Hydro and geomechanical stability assessment of the bund wall bottom slope of the Dniprovsk tailing dump. /*Mining of Mineral Deposits*, 12(1): 39-47.

248. Soroka Y., Korovin V., Molchanov A. Radioactive wastes from uranium ores processing at Pridniprovsk chemical Plant: influence and problems of Stabilization.

Proc. of International Conference on Radioactive Waste Disposal (DisTec 2000), September 4-6, 2000, Berlin, Germany. - Germany, Humburg, 2000, p.p. 383-388

249. Сорока Ю.Н. Коровин В.Ю., Меркулов В.А., Погорелов Ю.Н., Бова С.А. Оценка влияния радиоактивных отходов переработки урановых руд на окружающую среду.// Екологія та інженерія. Стан, наслідки, шляхи створення екологічно чистих технологій: Тези доповідей IV всеукраїнської конференції, м.Дніпродзержинськ, 22-25 жовтня 2002р. - г. Дніпродзержинськ, с.253-256.

250. O. Voitsekhovych, Y. Soroka, T. Lavrova /Uranium Mining and Ore Processing in Ukraine and its Radioecological Effects on to the Dnieper River Water Ecosystem and Human Health International conference on isotopes in environmental studies - Aquatic Forum 2004. Book of extended synopses 617 p; Aquatic Forum 2004: International conference on isotopes in environmental studies; Monte Carlo (Monaco); 25-29 Oct 2004; IAEA-CN--118/34; 2004; p. 58-59.

251. Фальк В. Эберхард Реабилитация среды. Стратегии и методы очистки радиоактивно загрязненных площадок //Бюллетень МАГАТЭ, 2001. Vol. 43. – No. 2. С. 20–24

252. МАГАТЭ. Освобождение площадок от регулирующего контроля после завершения практической деятельности. Серия норм по безопасности МАГАТЭ. №WS-G-55.1 МАГАТЭ, Вена, 2008-42 с.

253. IAEA Safety Standards Series. Remediation of Areas Contaminated by Past Activities and Accidents: safety requirements. – Vienna: International Atomic Energy Agency, 2003 – 24 p.

254. Желтым Водам – 100, Пригожин Ю.И., Калюжный Н.И., Кривоносов Ю. М., Меркушев Н.А., Днепропетровск “СІЧ”, 1995г.- 118с.

255. Процедура оптимізації контрзаходів на пізній фазі радіаційної аварії. Інструктивно-методичні вказівки. - Київ: МЧС України, 1999. – 43с.

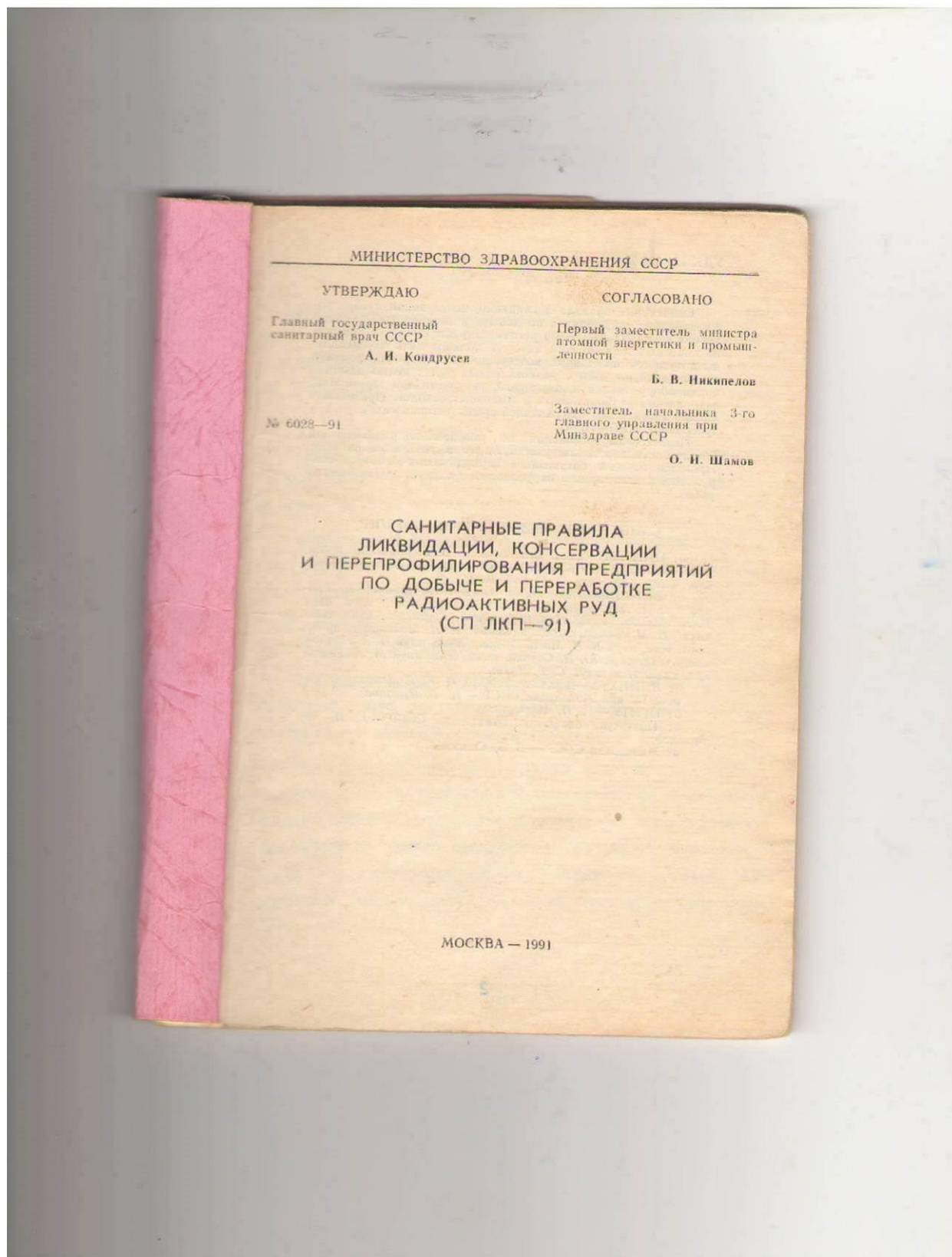
256. IAEA Generic model for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environmental. - Vienna: IAEA – 216 p.

257. Сорока Ю.Н. Опыт радиозэкологического мониторинга сброса шахтных вод предприятия ООО «Восток-Руда» //Геотехническая механика. Межвед. сб. научн. трудов. – Днепропетровск, 2015.- №124 .-с. 249-262.
258. Рець Ю.М., Сорока Ю. Н. Санитарно-екологічна оцінка результатів моніторингу скидання шахтних вод при перепрофілюванні уранової шахти в залізородну шахту//Збірник наукових праць НРУ-Д.: Національний гірничий університет .-2015-№48- с.244-253
259. Отраслевая методика расчета предельно допустимых сбросов радиоактивных веществ в речные системы (ПДС-83). - М., 1984.- 89с.
260. Моніторинг довкілля: підручник / [Боголюбов В.М., Клименко М.О., Мокін В. Б. та ін.]; за ред. проф. В.М. Боголюбова. Вид. 2-ге, переробл. і доповн. – Київ: НУБіПУ, 2018. – 435 с.
261. Коваленко Г.Д. Радиозэкология Украины:Монография- Харьков: ИД "ИНЖЕК", 2008.- 264с.
262. Коваленко Г.Д., Дурасова Н.С.Оценка радиационной опасности хвостохранилищ Приднепровского химического завода для населения /Ядерная и радиационная безопасность, с. 49 – 53
263. Солодовникова Л.Н., Тарасов В.А. Особенности оценки радоноопасности Сухачёвского хвостохранилища радиоактивных отходов. Вісник Нац. техн. ун-ту "ХПІ». Сер. Інноваційні дослідження у наукових роботах студентів. 2017. № 41 (1263). С. 81–86. 142.Солодовникова Л.Н., Тарасов В.А.
264. Радоноопасность техногенноусиленных природных источников ионизирующего излучения. Хімічна і радіаційна безпека: проблеми і рішення: Збірник праць та повідомлень третьої міжнар. конф. (19-22 травня 2015, м. Київ) - Київ, 2015. С. 42–43.
265. Солодовникова Л.Н., Тарасов В.А. Эколого-химические проблемы и радонооопасность отходов при переработке уранового сырья в Украине. Вочточно-Европейский журнал передовых технологий. 2013. № 2/11 (62). С. 24–28.

266. Исследования уменьшения проектного "зеркала" пруда-отстойника на хвостохранилищах "сухачёвское" 1 и 2 секции на радиационную безопасность / А. С. Беликов, А. В. Пилипенко, А. В. Степанова, А. С. Краснов, И. Ф. Зибров // Строительство. Материаловедение. Машиностроение. Серия : Энергетика, экология, компьютерные технологии в строительстве. - 2015. - Вып. 84. - С. 34-40
267. Сорока Ю.М., Сорока Є. О. Оцінка сумісності води 2-ї секції хвостосховища «Сухачівське» та шламонакопичувача у балці Ясинова для рішення радіоекологічних проблем по захисту навколишнього середовища// Тиждень еколога – 2019.Збірник тез доповідей міжнародного наукового симпозіуму «Тиждень еколога – 2019», 7-10 жовтня 2019 р. - Кам'янське: ДДТУ.- 2019.–с. 133-136
268. Сорока Ю.М.Комплексні рішення радіоекологічних проблем щодо захисту навколишнього середовища у районі другої секції хвостосховища «Сухачівське»/ Сорока Ю.М.// Екологічна безпека та технології захисту довкілля.-2019.-№2.- С.88-94

ДОДАТКИ

ДОДАТОК А



УДК 621.039.58

Санитарные правила ликвидации, консервации и перепрофилирования предприятий по добыче и переработке радиоактивных руд (СП ЛКП—91) регламентируют комплекс санитарно-защитных мероприятий, которые должны быть осуществлены в процессе ликвидации, консервации и перепрофилирования предприятий по добыче радиоактивных руд с целью дезактивации оборудования и помещений, рекультивации территории, захоронения радиоактивных и токсичных отходов. Предельные уровни загрязнения окружающей среды установлены с учетом требований НРБ—76/87.

Перечислены требования по обеспечению радиационной безопасности персонала, участвующего в указанных работах. Приведен порядок организации периодических осмотров сооружений и мониторинга окружающей среды после завершения работ.

САНИТАРНЫЕ ПРАВИЛА РАЗРАБОТАЛИ:

от НИИ ГМТ: канд. мед. наук *М. В. Глушинский*, проф., докт. мед. наук *А. Н. Корнилов*, канд. хим. наук *Е. Л. Мордберг*, канд. мед. наук *С. Г. Рябчиков*;
от ВНИПИпромтехнологии: канд. техн. наук *Л. И. Громов*, канд. техн. наук *В. М. Зельниченко*, канд. техн. наук *Е. Н. Камнев*, канд. техн. наук *А. В. Кретинин*, канд. техн. наук *В. М. Мельниченко*, инженер *А. И. Молчанов*, проф., докт. техн. наук *В. Н. Мосинев*, канд. техн. наук *И. В. Павлов*, канд. техн. наук *Ю. Н. Сорока*, канд. техн. наук *М. А. Темников*, канд. техн. наук *С. Г. Чухин*;
от ВНИИХТА — канд. техн. наук *И. К. Луценко*;
от 3 ГУ при Минздраве СССР — *И. Ф. Цуканов*;
от ПГНТУ — *А. И. Миронов*;
от Института биофизики Минздрава СССР — *К. Н. Андрианов*;
от Минздрава СССР — *Б. Б. Спасский*.

Сорочка Ю.К.

МІНІСТЕРСТВО ОХОРОНИ ЗДОРОВ'Я УКРАЇНИ
ГОЛОВНЕ САНІТАРНО-ЕПІДЕМІОЛОГІЧНЕ УПРАВЛІННЯ

Державні санітарні правила та норми, гігієнічні нормативи

3. Гігієна праці

3.1. Проектування, будівництво, реконструкція
та експлуатація промислових підприємств

ПІДПРИЄМСТВА ЧОРНОЇ МЕТАЛУРГІЇ

Державні санітарні правила

ДСП 3.3.1.038-99

Видання офіційне

ЗАТВЕРДЖЕНО

Стор.

Постанова Головного державного

5

санітарного лікаря України

5

1.12. 1999 р.

11

№ 38

11

3. Гігієна праці

17

3.1. Проектування, будівництво, реконструкція

18

та експлуатація промислових підприємств

36

ПІДПРИЄМСТВА ЧОРНОЇ МЕТАЛУРГІЇ

38

Державні санітарні правила

40

ДСП 3.3.1.038-99

48

53

1. ГАЛУЗЬ ЗАСТОСУВАННЯ

55

Нормативний документ поширюється на всіх осіб, що виконують роботу з проектування, реконструкції та експлуатації підприємств чорної металургії

55

58

Видання офіційне

59

© Міністерство охорони здоров'я

Ці санітарні норми не можуть бути

60

України

повністю або частково відтворені,

67

Головне санепідуправління

тиражовані і поширені без дозволу

72

Головного державного санітарного

81

лікаря України

81

3

Київ - 1999

ДСП 3.3.1. 038-99

1. Державні санітарні правила для підприємств чорної металургії розроблені

Карнаух М.Г. Український НДІ промислової медицини;

Вищипан В.П., Беднарик О.М., Гапон В.О., Зеркаль Л.І., Петров Г.А.,

Крушевський В.Д., Богоявленська В.Ф. Український НДІ промислової медицини,
м.Кривий Ріг.

В розробці також брали участь :

Тимошина Д.П. відділ гігієни праці МОЗ, м. Київ; Горбань Л.М., Гвозденко Л.А.,

Чебанова О.В. НДІ медицини праці АМН України, м.Київ; Сорока Ю.Н.

Український науково-дослідний проектно-розвідувальний інститут промислової
технології, м. Жовті Води; Паранько М.М., Чуб Л.Є., Білецька Е.М.
медична академія, м. Дніпропетровськ; Карнаух Л.А. ТОВ "Ековентпром",
асоціація "Відродження", м.Кривий Ріг.

Державні санітарні правила підготовлені з урахуванням нових наукових
досліджень Українського НДІ промислової медицини.

2. Введено на заміну Санітарних правил для підприємств чорної металургії

№ 2527-82, затверджених Міністерством охорони здоров'я СРСР.

3. " Державні санітарні правила - обов'язкові для виконання нормативні
документи, що визначають критерії безпеки та нешкідливості для людини факторів
навколишнього середовища і вимоги щодо забезпечення оптимальних умов
життєдіяльності людини (підстава Закон України "Про забезпечення санітарного та
епідеміологічного благополуччя населення України").

НАСТАНОВА МІНІСТЕРСТВА
ПРОМИСЛОВОЇ ПОЛІТИКИ УКРАЇНИ

КОНТРОЛЬ РАДІАЦІЙНОЇ ОБСТАНОВКИ
НА ЗАЛІЗОРУДНИХ ШАХТАХ УКРАЇНИ

СОУ-Н МПП 17.240-046:2005

Видання офіційне

МІНПРОМПОЛІТИКИ УКРАЇНИ
2005

СОВ-М МПН 17.240-046:2005

ПЕРЕДМОВА

1. РОЗРОБЛЕНО: Український державний науково-дослідний інститут безпеки праці та екології в гірничорудній і металургійній промисловості Мінпромполітики України (НДІБПГ);

Інститут гігієни і медичної екології ім. О.М. Марзєсва Академії медичних наук України (ІГМЕ);

Науково-дослідний інститут промислової медицини Міністерства охорони здоров'я України (НДІПМ).

РОЗРОБНИКИ: О. Беднарик, канд. мед. наук; М. Бузинний, канд. техн. наук; В. Вищипан, докт. мед. наук; П. Гагауз, докт. техн. наук; В.Гладир, канд. техн. наук (керівник роботи); М. Карнаух, докт. мед. наук; Л. Кривошей; В. Куроченко, канд. техн. наук; І. Лось, докт. біол. наук; О. Молчанов; Т. Павленко, канд. техн. наук; М. Сорока, Ю. Сорока, канд. техн. наук; М. Швидкий, докт. техн. наук.

2. ПРИЙНЯТО ТА НАДАНО ЧИННОСТІ:

Наказ Мінпромполітики України від 22.03.2005 р. № 90.

3. УВЕДЕНО ВПЕРШЕ.

Право власності на цей документ належить Мінпромполітики України і Фонду соціального страхування від нещасних випадків на виробництві та профзахворювань України.

Відтворювати, тиражувати і розповсюджувати цей документ повністю або частково на будь-яких носіях інформації без офіційного дозволу заборонено.

Стосовно врегулювання прав власності треба звертатися до Мінпромполітики України.

СОУ-Н МПІ 17.240-046:2005

ЗМІСТ

	стор.
1 Сфера застосування	1
2 Нормативні посилання	2
3 Терміни та визначення понять	2
4 Позначки та скорочення	3
5 Радіаційно-небезпечні фактори на залізорудних шахтах	4
6 Основні регламентовані нормативи	6
7 Попереднє обстеження радіаційної обстановки на залізорудній шахті	7
7.1 Мета і задачі попереднього обстеження	7
7.2 Збір вихідних даних	7
7.3 Вибір мережі контрольних точок	8
7.4 Представлення результатів	9
8 Детальне обстеження радіаційної обстановки на залізорудній шахті	9
9 Радіаційний контроль на залізорудних шахтах	9
10 Рекомендовані прилади і апаратура	12
11 Заходи захисту для нормалізації радіаційної обстановки на залізорудних шахтах	13
Додаток А. Протокол попереднього (періодичного, детального) обстеження (контролю) радіаційної обстановки на залізорудній шахті	14

СОУ-Н МПП 17.240-046:2005

НАСТАНОВА МІНІСТЕРСТВА
ПРОМИСЛОВОЇ ПОЛІТИКИ УКРАЇНИ

КОНТРОЛЬ РАДІАЦІЙНОЇ ОБСТАНОВКИ
НА ЗАЛІЗОРУДНИХ ШАХТАХ УКРАЇНИ

КОНТРОЛЬ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ
НА ЖЕЛЕЗОРУДНЫХ ШАХТАХ УКРАИНЫ

чинна від 2005-03-22

1 СФЕРА ЗАСТОСУВАННЯ

Ця настанова Міністерства промислової політики України (далі настанова) установлює дозові критерії необхідності здійснення контролю та обліку природної складової опромінення підземних працівників і поширюється на підприємства, що виконують всі види робіт, пов'язаних з видобутком та розвідкою родовищ залізних руд підземним способом.

Видання офіційне

Міністерство охорони здоров'я України
Національна Академія медичних наук України
Український центр наукової медичної інформації
та патентно-ліцензійної роботи

«УЗГОДЖЕНО»

Начальник лікувально-організаційного
управління НАМН України
член-корр. І. Лазоринський, професор

Лазоринський

2010 р.



«УЗГОДЖЕНО»

Директор Департаменту розвитку
медичної допомоги МОЗ України

М. К. Хобзей

2010 р.



**ПРОФІЛАКТИКА ПРОФЕСІЙНОГО РАКУ ЛЕГЕНЬ СЕРЕД
ГІРНИКІВ, ЯКІ ЗАЙНЯТІ ПІДЗЕМНИМ ВИДОБУВАННЯМ
РАДІЙВМИЩУЮЧОЇ ЗАЛІЗНОЇ РУДИ**
(методичні рекомендації)

Київ - 2010

Установи-розробники:

ДП «Український науково-дослідний інститут промислової медицини МОЗ України» (м. Кривий Ріг)
 ДУ «Інститут гігієни та медичної екології ім. О. М. Марзєєва АМН України»
 ДУ «Інститут медицини праці АМН України»

Укладачі:

д. мед. н., проф. Карваух М. Г. (0564) 53-21-85
 д. мед. н., с. н. с. Ковальчук Т. А. (0564) 53-00-76
 к. б. н., с. н. с. Крушевський В. Д. (0564) 53-03-16
 д. б. н., проф. Лось І. П.
 д. б. н., с. н. с. Павленко Т. О.
 д. мед. н., с. н. с. Варивончик Д. В.
 к. мед. н., с. н. с. Беднярик О. М.
 к. мед. н., с. н. с. Рубцов Р. В.
 к. мед. н., с. н. с. Товкопряд І. В.
 к. техн. н. Сорока Ю. М.
 н. с. Іщенко Л. О.
 н. с. Базовкін П. С.
 н. с. Молчанов О. І.
 Ременник О. І.

Рецензент: д. мед. н., с. н. с. Басакещь А. В. (Головний позаштатний спеціаліст із професійної патології МОЗ України)

Рекомендовано проблемною комісією «Гігієна праці та профзахворювання» МОЗ та НАМН України



МІНІСТЕРСТВО ОХОРОНИ ЗДОРОВ'Я УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНА САНІТАРНО-ЕПІДЕМІОЛОГІЧНА СЛУЖБА

МЕТОДИЧНІ ВКАЗІВКИ
ЩОДО РАДІАЦІЙНО-ГІГІЄНИЧНОГО
РЕГЛАМЕНТУВАННЯ ПРОВЕДЕННЯ РОБІТ НА
ОБ'ЄКТАХ КОЛИШНЬОГО ПРИДНІПРОВСЬКОГО
ХІМІЧНОГО ЗАВОДУ (ПХЗ)

МВ 6.6.1.2.6.-136-2007

Видання офіційне

Київ - 2007



МІНІСТЕРСТВО ОХОРОНИ ЗДОРОВ'Я УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНА САНІТАРНО-ЕПІДЕМІОЛОГІЧНА СЛУЖБА

6. Радіаційна гігієна

6.1. Іонізуюче випромінювання, радіаційна безпека.

6.2. Природна радіоактивність

6.6. Радіоактивні відходи

МЕТОДИЧНІ ВКАЗІВКИ
ЩОДО РАДІАЦІЙНО-ГІГІЄНИЧНОГО
РЕГЛАМЕНТУВАННЯ ПРОВЕДЕННЯ РОБІТ НА
ОБ'ЄКТАХ КОЛИШНЬОГО ПРИДНІПРОВСЬКОГО
ХІМІЧНОГО ЗАВОДУ (ПХЗ)

МВ 6.6.1.2.6.-136-2007

Видання офіційне

Київ - 2007

ПЕРЕДМОВА

Методичні вказівки щодо радіаційно-гігієнічного регламентування проведення робіт на об'єктах колишнього Придніпровського хімічного заводу (ПХЗ) розроблені авторським колективом у складі:

- член-кор. АМНУ, д.м.н., проф. Сердюк А.М. (науковий керівник);
д.б.н., проф., член НКРЗУ Лось І.П. (заступник наукового керівника);
Аксенов М.В.; к.т.н. Бузинний М.Г.; к.м.н. Маленко М.Д.; Молчанов О.І;
к.б.н. Наговіцина Л.І.; к.т.н. Павленко Т.О.; Подрезов О.А.;
к.м.н. Семенюк Н.Д.; к.т.н. Сорока Ю.М.; Сорока М.М; Фризюк М.А.;
Цимбалюк О.М.; к.б.н. Шабуніна Н.Д. (Інститут гігієни та медичної екології
ім. О.М. Марзєєва АМН України (ІГМЕ) 02094, м. Київ, вул. Попудренка, 50,
тел. (044) 559-73-73);
- к.т.н. Войцехович О.В.; Лаврова Т.В.(Центр моніторингових досліджень і
природоохоронних технологій (ЦМДПТ), 03028, м. Київ, пр. Науки, 37,
тел. (044) 525-11-36);
- к.г.-м.н. Скальський О.С. (Інститут геологічних наук, м. Київ,
вул. Гончара, 45)

© Видання офіційне
Міністерство
охорони здоров'я України
Державна
санітарно-епідеміологічна служба

Ці методичні рекомендації не можуть
бути повністю або частково відтворені,
тиражовані і поширені без дозволу
Головного державного
санітарного лікаря України

**МІНІСТЕРСТВО ОХОРОНИ ЗДОРОВ'Я УКРАЇНИ****НАКАЗ**

від 11.01.2007 м. Київ № 3

**Про затвердження методичних вказівок
"Радіаційно-гігієнічне регламентування проведення робіт
на об'єктах ліквідованого Придніпровського хімічного заводу (ПХЗ)"**

Відповідно до статті 40 Закону України "Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення"

НАКАЗУЮ:

1. Затвердити методичні вказівки "Радіаційно-гігієнічне регламентування проведення робіт на об'єктах ліквідованого Придніпровського хімічного заводу (далі -ПХЗ)", що додаються.

2. Заступнику Головного державного санітарного лікаря Бурлак Г.Ф. довести методичні вказівки до установ та закладів державної санітарно-епідеміологічної служби, які здійснюють державний санітарно-епідеміологічний нагляд за об'єктами ліквідованого ПХЗ.

Контроль за виконанням цього наказу залишаю за собою.

Перший заступник Міністра,
Головний державний санітарний
лікар України

С.П. Бережнов

Затверджую
Директор Державного підприємства
"БАР'ЄР" к.т.н.
Ю. М. Рець
« 20 » 2020 р.

АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ

Даним актом засвідчено, що результати та практична реалізація дисертаційної роботи Сороки Ю. М. «Наукові основи забезпечення екологічної безпеки при поводженні з матеріалами з вмістом природних радіонуклідів», яка виконана у Дніпровському державному технічному університеті, впроваджено у ДП "БАР'ЄР" для вирішення наступних задач:

- дослідження та оцінка рівня радіаційного забруднення території колишнього Придніпровського хімічного заводу природними радіонуклідами ряду урану з метою встановлення меж радіаційно - забруднених ділянок, які не проявлені зовні, що надає можливість оцінити екологічний ризик виникнення аварії та розробити технічні рішення для своєчасно попередження аварійних ситуацій;
- розроблена методика розрахунку доз опромінення персоналу та робітників для умов уранових об'єктів ДП "БАР'ЄР" буде використана для оцінки доз опромінення та ризиків при дезактивації та рекультивації небезпечних об'єктів, забруднюючих навколишнє середовище природними радіонуклідами.

Головний інженер



М.А.Белоус

Довідка

про використання результатів дисертаційної роботи на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук Сороки Юрія Миколайовича «Наукові основи забезпечення екологічної безпеки при поводженні з матеріалами з вмістом природних радіонуклідів»

У 2013-2020 роках ТОВ «Дніпроводпроект» виконувало проектні роботи з розробки робочого проекту «Розчищення р. Коноплянка з виконанням робіт для недопущення підтоплення хвостосховищ» та робочого проекту «Рекультивация шламонакопичувача у балці Ясинова ДП «Екоантилід».

Для виконання цих проектів були потрібні наукові дослідження радіаційного забруднення території природними радіонуклідами та розрахунки щодо дозових навантажень на робітників. Виконані дослідження рівня радіаційного забруднення р. Коноплянка, шламонакопичувача у балці Ясинова та другої секції хвостосховища «Сухачівське» дали необхідні вихідні дані. Застосування розробленої методики розрахунку доз опромінення персоналу дозволило виконати ці оцінки доз опромінення та доказати безпеку проведення запроектованих робіт. Все це впроваджено в проектах:

Проект «Розчищення р. Коноплянка з виконанням робіт для недопущення підтоплення хвостосховищ», Том 3, Радіаційна безпека, Книга 1, Пояснювальна записка, м. Жовті Води, 2015.

Проект «Забезпечення екологічно безпечного захоронення відходів та небезпечних хімічних речовин, ліквідація шламонакопичувача у балці Ясинова за адресою: вул. Горобця С.Х., 1К, м.Кам'янське. Реконструкція», Радіаційна безпека, Пояснювальна записка м. Жовті Води, 2019.

Директор ТОВ «Дніпроводпроект»



В. Ракуляк

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Ректор Дніпровського державного
технічного університету д.т.н., проф.

О.М. Коробочка

« 20 » грудня 2020р.

ДОВІДКА

про впровадження результатів

дисертаційної роботи Сороки Ю. М. за темою «Наукові основи забезпечення екологічної безпеки при поводженні з матеріалами з вмістом природних радіонуклідів», що подана на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека

Результати дисертаційного дослідження доцента кафедри «Екологія та охорона навколишнього середовища» Сороки Ю. М. «Наукові основи забезпечення екологічної безпеки при поводженні з матеріалами з вмістом природних радіонуклідів» було впроваджено в навчальний процес кафедри екології та охорони навколишнього середовища металургійного факультету Дніпровського державного технічного університету.

Результати експериментальних досліджень автора дисертаційної роботи щодо міграції природних радіонуклідів за профілем рекультиваційного шару, а також методології вимірювань щільності потоку радону з території землі використовуються в навчальному процесі при проведенні лекційних та практичних занять з дисципліни «Радіоекологія».

Дисертантом запропоновані методики проведення експериментальних досліджень з виявлення впливу діяльності підприємств на забруднення довкілля природними радіонуклідами. Експериментальні методи включали польові вимірювання потужності еквівалентної дози гамма – випромінювання на місцевості, у приміщеннях та гірничих виробках, еманційну та емісійну радонові зйомки та трекову дозиметрію радону.

Ці результати роботи використовуються в навчальному процесі при проведенні лекційних та практичних занять з дисципліни „Інструментальний контроль навколишнього середовища”

Представлені автором дисертаційної роботи матеріали дозволили доповнити зміст дисциплін освітньо – професійної програми здобувачів ступеня доктора філософії зі спеціальності 101«Екологія» та підвищити рівень знань здобувачів освіти.

Зав. кафедри екології та охорони
навколишнього середовища,
докт. техн. наук, проф.



О.В. Зберовський

Декан металургійного факультету,
докт. техн. наук, проф.



В.В. Перемітько