

**ПРОГНОЗУВАННЯ РОЗВИТКУ ВПЛИВУ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ
НА ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД ЗА ДВОМА СЦЕНАРІЯМИ****Т. В. Гребенюк, Л. А. Сербінова**

Національний технічний університет України
«Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського»
вул. Борщагівська, 115, м. Київ, 03056, Україна.
E-mail: t.hrebeniuk07@gmail.com; serbinovalarisa@gmail.com

Здійснено комплексні дослідження та оцінка розповсюдження радіонуклідів в компонентах природно-територіальних комплексів в районі впливу накопичувачів радіоактивних відходів уранодобувної та уранозбагачувальної промисловості. Досліджено міграцію радіоактивного забруднення в підземні води. Встановлено перенесення радіоактивних речовин від хвостосховища радіоактивних відходів на природно-антропогенні території. Проаналізовано моніторингове дослідження радіоактивності сховища відходів уранового виробництва, розташованого на території м. Дніпродзержинськ, шляхом радіоактивного і дозиметричного контролю, здійснюваного приладами і автоматизованими системами. Розглянуто два сценарія поведінки з радіоактивними відходами та запропоновані основні етапи робіт. Виявлено переваги та недоліки запропонованих сценаріїв.

Ключові слова: хвостосховища, радіонукліди, уран, радон, радіоактивність, моделювання, моніторинг.

**ПРОГНОЗИРОВАНИЕ РАЗВИТИЯ ВЛИЯНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ
НА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ВОД ПО ДВУМ СЦЕНАРИЯМ****Т. В. Гребенюк, Л. А. Сербінова**

Национальный технический университет Украины
«Киевский политехнический институт им. Игоря Сикорского»
ул. Борщаговская, 115, г. Киев, 03056, Украина.
E-mail: t.hrebeniuk07@gmail.com; serbinovalarisa@gmail.com

Осуществлены комплексные исследования и оценка распространения радионуклидов в компонентах природно-территориальных комплексов в районе влияния накопителей радиоактивных отходов уранодобывающей и уранообогащительной промышленности. Исследованы миграции радиоактивного загрязнения в подземные воды. Установлен перенос радиоактивных веществ от хвостохранилища радиоактивных отходов в природно-антропогенные территории. Проанализировано мониторинговое исследование радиоактивности хранилища отходов уранового производства, расположенного на территории г. Днепропетровск, путем радиоактивного и дозиметрического контроля, осуществляемого приборами и автоматизированными системами. Рассмотрены два сценария обращения с радиоактивными отходами и предложены основные этапы работ. Выявлены преимущества и недостатки предложенных сценариев.

Ключевые слова: хвостохранилища, радионуклиды, уран, радон, радиоактивность, моделирование, мониторинг.

АКТУАЛЬНІСТЬ РОБОТИ. Відповідно до даних «Всесвітньої ядерної асоціації» (World Nuclear Association, WNA), основні запаси урану (96,5 %) зосереджені в 15 країнах світу, з них – в Австралії (1673 тис.т.), Казахстані (651 тис.т.) і Канаді (485 тис.т.). Разом запаси зазначених трьох країн становлять понад 50 % світових. В Україні видобування власного природного урану становить 500 – 800 т. на рік, що забезпечує потреби вітчизняної атомної енергетики лише на 30 %. Решту Україна купує в Росії, але до 2015 року має намір на 100 % забезпечити себе власним ураном.

Відомості про розвідані запаси урану, а також їх поповнення та вичерпання, надані WNA, свідчать, що світовий річний видобуток урану становить приблизно 35–37 тис.т (близько 55 % поточних потреб). Решта цієї сировини поповнюється за рахунок складських запасів (конверсійний уран), проте вже до 2015 року ці додаткові джерела будуть вичерпані. За прогнозами МАГАТЕ, річна потреба АЕС в урановій сировині до 2050 року зросте до 177 тис.т. (середній варіант), або навіть до 283 тис.т. (високий варіант). Навіть при середньому варіанті сумарна потреба ядерної енергетики за 50 років складе 5,35 млн.т. урану.

Основні запаси урану зосереджені в Кіровоградському урановорудному районі, оціновані запаси становлять понад 100 тис.т., з яких більше половини рентабельні; а також у Центральноукраїнському урановорудному районі. Родовища Побузького уранорудного району відпрацьовані в 1990-х роках. В експлуатації перебувають Ватутінське і Мічуринське родовища, Северинське – в резерві. Деякі родовища перебувають на стадії розвідки [1].

В Україні є, окрім традиційних ендегенних, і екзогенні – епігенетичні уранові родовища в осадовому чохла Українського щита. Рентабельність їх видобування зростає через значний вміст в них ряду хімічних елементів: Mo (молібден), Re (реній), Se (селен), V (ванадій), Sc (скандій), що дає можливість комплексного використання мінеральної сировини. Собівартість видобування урану в них в 2,5 рази нижча традиційного, завдяки можливості розробки методами підземного вилуговування.

Метод підземного вилуговування, який застосовують в Україні, визнаний МАГАТЕ як самий екологічно чистий та безпечний спосіб розробки родовищ. Розроблення родовищ урану способом підземного вилуговування (ПВ) включає подавання в рудоносний пласт або блок хімічного реагенту, що

переводить уран з мінералів у розчин, фільтрацію вилуговувального розчину через рудоносну товщу, повернення урановмісних розчинів на поверхню й наступне сорбційне вилучення урану з розчинів [2]. Цей метод відрізняється від традиційних способів високим рівнем ресурсозберігання і економічності, дозволяє знизити забруднення навколишнього середовища і екологічні наслідки. Після видобування таким способом не залишається відвалів та покинутих шахт. За даними численних моніторингів, зокрема по родовищу Ірколь (Казахстан), протягом 15 років відбувається повне відновлення підземного горизонту.

Видобуток і переробка уранової руди на території України почали здійснювати наприкінці 1940-х років. Ці роботи здійснювалися в умовах секретності без дотримання вимог екологічної безпеки.

В той час переробку уранової руди здійснювали Державне підприємство «Східний гірничозбагачувальний комбінат» (ДП «СхідГЗК») та Виробниче об'єднання «Придніпровський хімічний завод» (ВО «ПХЗ») [3].

В процесі переробки уранових руд утворюються відходи (хвости) з підвищеним вмістом радіонуклідів природного походження, які за допомогою пульпопроводу розміщуються у спеціально обладнаному хвостосховищі.

Станом на кінець 2010 року у хвостосховищі «Балка «Щербаківська» зберігалось 37,4 млн.т відходів уранового виробництва загальною активністю $3,89 \times 10^{14}$ Бк.

Уран, із своєю середньою концентрацією у земній корі у 3 г/т, не належить до особливо рідкісних металів. В той же час, видобуток урану, звичайно, має сенс лише у випадку покладів з концентрацією урану якнайменше 1000 г/т (0,1%); бідніші руди зараз розробляються лише у дуже особливих випадках. Придатні до видобутку концентрації існують у багатьох родовищах, розташованих в різних частинах світу.

Адміністративні перешкоди для компенсацій були настільки високими, а асигновані на виконання цієї програми кошти настільки незначними, що багато шахтарів (або члени сімей померлих) отримали ці компенсації лише після внесення доповнень до цього закону у 2000 р. Під час експлуатації шахт великі об'єми забрудненої води відкачували з шахт та скидали до річок та озер, що призводило до розповсюдження забруднювачів у довкіллі [4].

Головними чинниками забруднення навколишнього середовища підприємствами уранодобувної та переробної промисловості є наступні процеси:

- есхаліяція радону з поверхні хвостосховищ;
- перенесення радіонуклідів з пилом на значні відстані (до 650 м) від основного джерела;
- викиди радіоактивних речовин (РАВ) з шахт, скиди забрудненої шахтної води та змив радіоактивних речовин поверхневими водами з забруднених майданчиків у природні води.

Ключовим елементом організації поводження з РАВ із самого початку цього технологічного ланцюга є оптимальна класифікація РАВ. Класифікація РАВ необхідна для організації поточної операційної

безпеки поводження з РАВ, техніко-економічного коротко- і довгострокового планування поводження з РАВ до моменту захоронення, міжнародного обміну інформацією і вирішення транскордонних питань поводження з радіоактивними матеріалами. Окрім того, стандарт МАГАТЕ №GSG-1 [5], опублікований у цьому році, передбачає, що загальна класифікація РАВ передусім враховує аспекти довготривалої безпеки захоронення РАВ. Класифікація радіоактивних відходів наведена в табл. 1.

Таблиця 1 - Класифікація радіоактивних відходів

Класифікація РАВ	
По агрегатному стану:	По складу випромінювання:
тверді	α- випромінювання
Рідкі	γ- випромінювання
Газоподібні	β- випромінювання
	Нейтронне випромінювання
За часом існування:	За активністю:
довгоіснуючі	Низькоактивні
короткоіснуючі	Середньоактивні
	Високоактивні

Серед РАВ найбільш поширеними по агрегатному стані вважаються рідкі та тверді. Для класифікації рідких РАВ був використаний параметр питомої (об'ємної) активності наведені в табл. 2. Рідкими РАВ вважаються рідини, в яких допустима концентрація радіонуклідів перевищує концентрацію встановлену для води відкритих водойм. В основному більшість РАВ просто зливається у відкриті водойми, так як їх радіоактивність вважається безпечною для навколишнього середовища. Рідкі РАВ утворюються також на радіохімічних підприємствах і дослідницьких центрах.

Рідкими РАВ вважаються рідини, в яких допустима концентрація радіонуклідів перевищує концентрацію встановлену для води відкритих водойм. Рідкі РАВ утворюються також на радіохімічних підприємствах і дослідницьких центрах.

Таблиця 2 - Класифікація рідких радіоактивних відходів

Категорії РАВ	Питома активність, Бк/л ⁻¹
Низькоактивні	$< 3,7 \cdot 10^5$
Середньоактивні	$> 3,7 \cdot 10^5$ та $< 3,7 \cdot 10^{10}$
Високоактивні	$> 3,7 \cdot 10^{10}$

Класифікація РАВ встановлена ОСПУ-2005 [6]. Пунктом 15.1.5 ОСПУ-2005 встановлено два типи РАВ (короткоіснуючі та довгоіснуючі), ґрунтуючись на основі критеріїв допустимості їх захоронення в поверхневих (приповерхневих) сховищах або глибоких геологічних формаціях і використовуючи дози потенційного опромінення (EP) через 300 років після захоронення:

- Короткоіснуючі: EP < 1 мЗв·рік-1,
- Довгоіснуючі: EP > 50 мЗв·рік-1.

Отже, активне функціонування систем «промислові – прилеглі ландшафти» уранових родовищ і наявність у взаємозв'язаних між ними радіоактивних речовин призводить до забруднення природного середовища й негативно впливає на стан здоров'я та життєдіяльність населення в межах уранодобувного району. Поки що ці негативні процеси контролюються лише частково.

Як результат діяльності підприємств створюються хвостосховища, більшість із яких перебували в незадовільному стані з точки зору законів України та радіаційно-гігієнічних вимог, зокрема стан хвостосховищ не задовольняє нормам МАГАТЕ з радіаційної безпеки. На території проммайданчиків і за їх межами розташовуються залишки забрудненого пульпопроводу. Ґрунти вздовж траси пульпопроводів є значно забрудненими за рахунок технологічних розривів і витоку радіоактивної пульпи.

Загальна площа хвостосховищ України уранового виробництва біля 250 млн. м². За даними УкрНДПІ промтехнології у цих сховищах накопичено біля 37 млн. т відходів із валовою активністю приблизно $2,8 \times 10^{15}$ Бк. Проте ці дані було отримано на основі переважно експертних оцінок. Тому доцільним було здійснення інспекції стану хвостосховищ із застосуванням сучасних технічних засобів і технологій визначення вмісту і форм знаходження радіоактивних відходів у них, що було й виконаним в останні роки.

Мета роботи – визначити пріоритетні механізми і напрямки поширення забруднення підземних вод на основі математичної моделі забруднення підземних вод та визначити й обґрунтувати основні принципи організації локальної системи комплексного геоecологічного моніторингу навколишнього середовища в районі впливу накопичувачів РАВ.

МАТЕРІАЛ І РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ. Проведені дослідження міграційних параметрів радіонуклідів у тілі хвостосховища. Метод визначення щільності твердої фази шламу базувався на стандарті для визначення щільності цементу. Для цього використовувалася прилад Ле-Шательє, що являє собою скляну колбу з мірною лінійкою. Прилад наповнювали зневодненим гасом до нижньої нульової риски і поміщали скляний посуд з водою. Від зразка, що досліджувався, брали 50 г з точністю до 0,01 г попередньо висушеного й розтертого шламу. Наважку засипали у прилад невеликими порціями. Для видалення бульбашок повітря прилад періодично повертали в нахиленому положенні, після чого проводився замір рівня рідини у приладі та розрахунок щільності. Насипна щільність зразків шламу визначалася шляхом утрясання висушених і подрібнених зразків у мірному циліндрі. Утрясання проводилось до припинення зменшення об'єму зразка. Одним з основних параметрів, що впливає на виділення радону з хвостосховищ, є ефективна пористість, яка являє собою сукупність сполучених пор і порожнин, у межах яких можливий рух рідин і газів при коливанні тиску і температури [7].

Оцінка фільтраційних властивостей хвостосховищ проводилася шляхом визначення коефіцієнта фільтрації (K_f) води в колонках, заповнених шламом

із хвостосховищ. У якості фільтрату використовувалась дистильована вода, як імітатор атмосферних опадів. Вимірювання швидкості фільтрації проводилось після встановлення динамічної рівноваги току води при гідравлічному градієнті рівному одиниці.

Форми знаходження урану у хвостосховищах ПХЗ оцінювалися за допомогою методу термодинамічного моделювання, що базується на мінімізації енергії Гіббса і реалізований у програмному комплексі GEM [8]. Даний комплекс дає змогу обчислювати кількісний склад геохімічної системи у стані термодинамічної рівноваги.

Швидкість вертикальної та горизонтальної міграції радіонуклідів значною мірою обумовлена механічними та фізико-хімічними характеристиками середовища (ємність поглинання, склад обмінних катіонів, рН, ефективна пористість, дисперсний склад, форми знаходження радіонуклідів, швидкість фільтрації та ін.). Використання при моделюванні експериментальних значень відповідних параметрів [6] дає змогу достовірно оцінювати та прогнозувати небезпеку, пов'язану з розповсюдженням радіонуклідів.

У рамках даної роботи серед основних фізико-хімічних характеристик шламу визначалися:

- рН,
- щільність твердої фази;
- насипна щільність;
- пористість;
- природна вологість;
- коефіцієнт фільтрації води.

Контроль радіаційної обстановки є невід'ємною частиною системи забезпечення радіаційної безпеки, спрямованої на охорону здоров'я людей від впливу РАВ і, по можливості, на підтримку роботи радіаційного об'єкта і його окремих технологічних систем в рамках оптимального технологічного регламента. Він передбачає радіометричний і дозиметричний контроль, здійснюється приладами і автоматизованими системами.

Була застосована методика, заснована на концентрування радіонуклідів з обсягу водної проби методом упарювання до сухого залишку, вимірюванні швидкості рахунку альфа-і бета-випромінювання отриманого залишку за допомогою радіометра, зіставленні зі швидкістю рахунку від зразка порівняння з атестованими значеннями активності і розрахунку сумарної альфа- і бета-активності проби [9].

Метод рідинного сцинтиляційного рахунку використовується для визначення сумарної активності ізотопів урану (^{238}U , ^{234}U) в поверхневих і підземних водах.

Виконано математичне моделювання гідродинамічних процесів фільтрації. Математична модель, що описує гідродинаміку геофільтраційних підземного потоку, включає в себе рівняння руху і рівняння нерозривності, а також умови однозначності, що складаються з початкових і граничних умов.

Рівняння руху фільтраційного потоку постійної щільності являє собою математичний запис основного закону фільтрації в узагальненій формі закону Дарсі:

$$\vec{v} = -k\nabla H, \quad (1)$$

де k – коефіцієнт фільтрації; H – гідродинамічний напір; v – швидкість фільтрації.

Рівняння нерозривності, яке описує матеріальний баланс потоку, має вигляд:

$$\frac{\partial(n\rho)}{\partial t} + \text{div}(\rho\vec{v}) = \rho_{\text{вх}}Q_{\text{вх}} - \rho_{\text{вих}}Q_{\text{вих}}, \quad (2)$$

де $\rho = \rho(\vec{r}, t)$ – щільність розчину;

$\vec{v} = \vec{v}(\vec{r}, t)$ – вектор швидкості фільтрації; n – пористість порід, що вміщують; $Q_{\text{вх}}$ – потужність об'ємних джерел всередині водного тіла; $Q_{\text{вх}} \geq 0$; $Q_{\text{вих}}$ – потужність об'ємних стоків, $Q_{\text{вих}} \geq 0$; $\rho_{\text{вх}}$ – щільність розчину в джерелах.

При розгляді пружного режиму фільтрації залежність щільності від часу можна представити як:

$$g \frac{\partial(n\rho)}{\partial t} = \eta \frac{\partial P}{\partial t}, \quad (3)$$

де g – прискорення вільного падіння; P – тиск розчину; η – коефіцієнт пружної ємності пласта.

Після знаходження потоків фільтрації вирішується рівняння міграції, яке описує поширення нейтральних (нерадіоактивних) домішок в розчині:

$$n \frac{\partial(C)}{\partial t} + \text{div}(C\vec{v}) = \text{div}(D\nabla C) + C_{\text{вх}}Q_{\text{вх}} - CQ_{\text{вих}}, \quad (4)$$

де C – концентрація забруднювача; D – тензор дисперсії; $C_{\text{вх}}$ – концентрація в джерелах.

Моделювання процесу міграції радіонуклідів у підземні води здійснювалась на ділянці виклинювання підземних вод. Швидкість фільтрації розраховувалась з рівняння збереження водного балансу:

$$V_{\text{вих}} = \frac{V_{\text{вход}} \cdot S_{\text{вход}} + V_{\text{інф}} \cdot S_{\text{інф}} - V_{\text{вих}} \cdot S_{\text{вих}}}{S_{\text{вих}}}, \quad (5)$$

де $V_{\text{вход}}$, $S_{\text{вход}}$ – швидкість і потужність водоносного пласта на вході (ліва межа);

$V_{\text{вих}}$, $S_{\text{вих}}$ – швидкість і потужність водоносного пласта на виході (права межа);

$V_{\text{інф}}$, $S_{\text{інф}}$ – Швидкість і довжина в зоні інфільтрації хвостосховища;

$V_{\text{вик}}$, $S_{\text{вик}}$ – Швидкість і довжина в зоні виклинювання підземних вод.

На підставі аналізу проведених робіт, в тому числі в рамках виконання заходів, [10], були складені основні етапи робіт (рис. 1), які повинні бути виконані в разі переведення об'єкта в ПЗРВ, серед них: створення покривного екрану, створення мережі спостережних свердловин, створення системи дренажних смуг, реабілітація території та поводження з РАВ, що утворилися в результаті робіт з реабілітації території і багато інших. Крім цього, складені основні етапи робіт, які можуть бути включені в сценарій з видалення РАВ: вилучення, переробка, кондиціонування, паспортизація, транспортування до пункту захоронення РАВ. Основні етапи робіт за двома сценаріями поводження з РАВ наведено на рис. 1.



Рисунок 1 - Основні етапи робіт за двома сценаріями поводження з РАВ

Після завершення робіт за сценарієм захоронення РАВ в місці їх знаходження, кінцевим станом об'єкта є ПЗРВ, відповідний нормам і правилам в області поводження з РАВ. У разі видалення РАВ кінцевим станом об'єкта буде або «зелена галявина» або «коричнева галявина», що залежить від місця розташування ПЗРВ, а також від критеріїв реабілітації.

Виконано порівняння оцінок витрат і сукупного розміру можливої шкоди навколишньому середовищу.

Складність проведення оцінок витрат для двох варіантів поводження з РАВ пов'язана з невизначеностями, зумовленими пристроєм споруд, обсягом, складом і характеристиками РАВ, гідрогеологічними умовами та багатьма іншими факторами. Однак представляється можливим, виділення кількох загальних закономірностей, характерних для оцінки витрат на створення об'єктів і виконання робіт.

Визначені переваги та недоліки (рис. 2, 3) ліквідації залишків інфраструктури уранового виробництва і хвостосховищ та консервації хвостосховищ на місці їх розміщення.



Рисунок 2 - Переваги та недоліки ліквідації залишків інфраструктури уранового виробництва і хвостосховищ

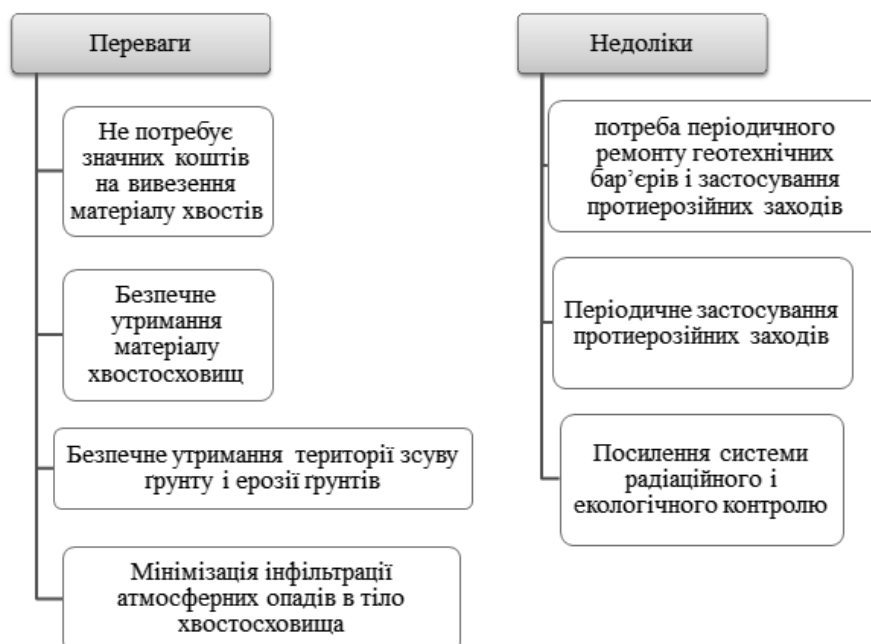


Рисунок 3 - Переваги та недоліки консервації хвостосховищ на місці їх розміщення

Прогнозні оцінки зміни якості підземних вод (рис. 4, 5) представлені результати прогнозних розрахунків зони забруднення солями урану. На даних рисунках зображено abcdefgh – межа лічильної області, cd – проекція хвостосховища на вільну

поверхню підземних вод, de – проекція житлового масиву на вільну поверхню підземних вод, eg – зона виклинювання підземних вод, точка f – приблизне розташування р. Дніпро для даного профільного розрізу.

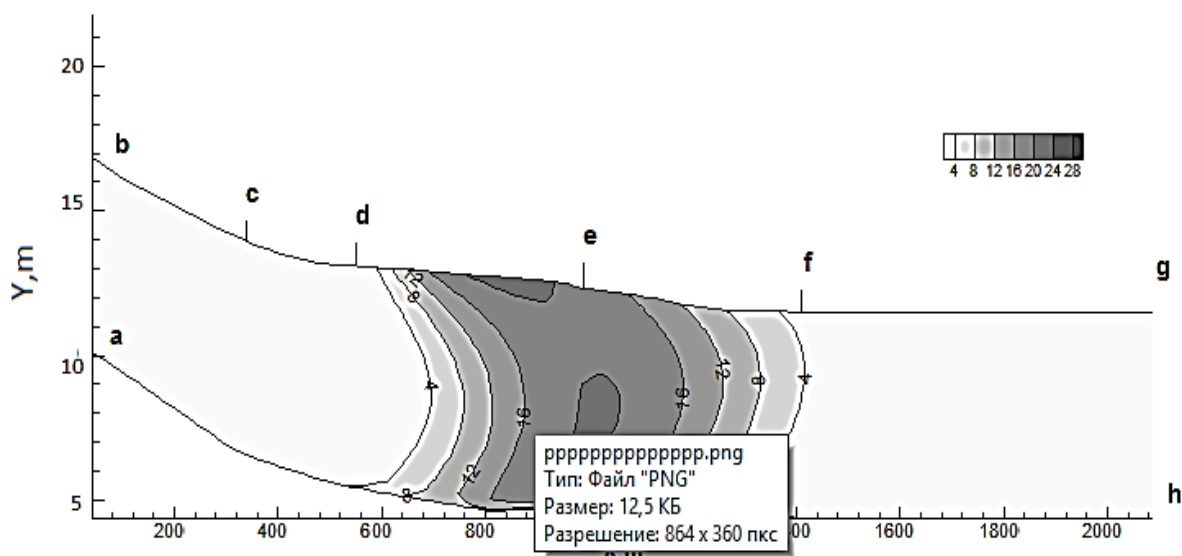


Рисунок 4 - Ізолінії концентрації U (одиниці 10^{-3} мг/л) на 2010 рік

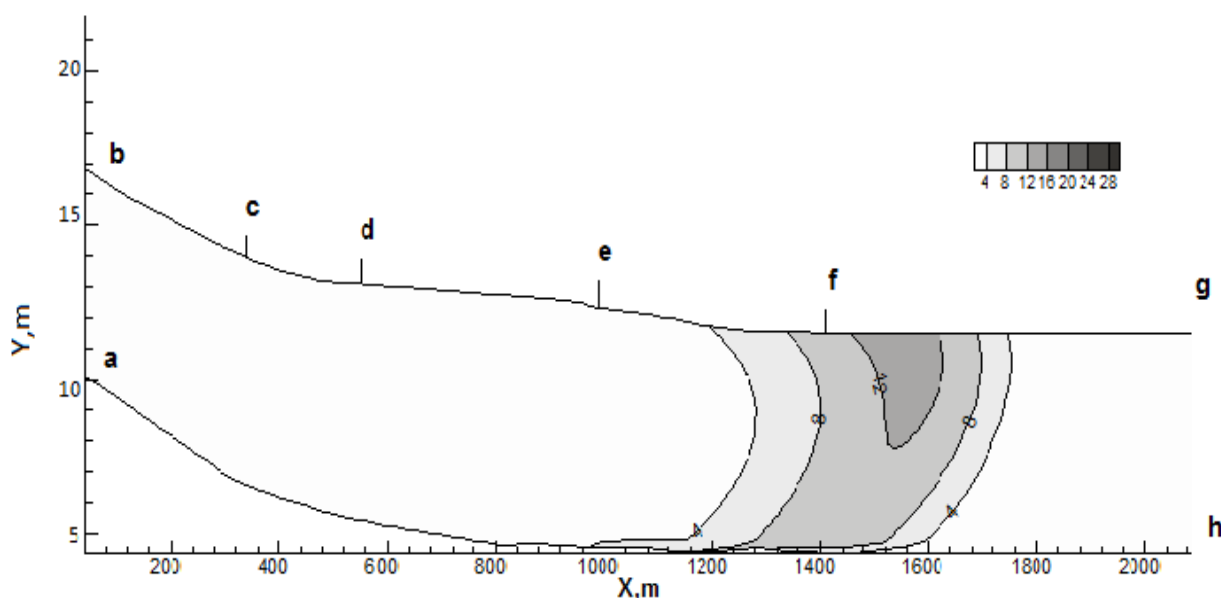


Рисунок 5 - Прогноз концентрації U (одиниці 10^{-3} мг/л) на 2050 рік

Фронт поширення забруднення обмежений ізолінією зі значенням концентрації рівним подвоєному фоновому значенням U ($2 * 0.002$ мг/л). Прогнозні розрахунки проводилися в припущенні консервації хвостосховища і припинення скидів хвостових вод з 2010 року. В даних розрахунках не враховувався процес розпаду (денитрифікації), який поряд з сорбцією сприяють зниженню активності шкідливих речовин у водоносному горизонті, в зв'язку з повним відсутність даних по денитрифікації.

Аналіз прогнозних розрахунків показує, що всі води, в тому числі і дренажні води хвостосховища,

в даний час мають високий вміст урану. Ці дані узгоджуються з даними режимних спостережень. До 2025 року зона максимального хімічного забруднення знаходиться в зоні виклинювання підземних вод. До 2050 року зона максимального хімічного забруднення підземних вод переміститься. Рівень забруднення підземних вод в житловому масиві знижується до рівня гранично допустимої концентрації. Повне очищення району хвостосховища від радіоактивного забруднення відбувається до 2300 року.

ВИСНОВКИ. Результати прогнозів вказують на можливість в майбутньому значного радіоактивного

забруднення водоносного горизонту в алювіальних відкладень, що призведе до неможливості використання води з цього горизонту для питних і господарських цілей. Відповідно, довгострокові стратегії реабілітації хвостосховища повинні передбачають обмеження на водокористування з горизонту в алювіальних відкладеннях в зоні впливу хвостосховища.

Важливо, що істотним джерелом міграції є не тільки зосереджені в хвостосховищі (відходи), а й забруднені породи водоносного горизонту під чашею хвостосховища. Тому вилучення і перепохонвання хвостів не дасть значного ефекту з точки зору зменшення виносу радіонуклідів. Рациональним підходом може бути консервування хвостів шляхом створення ґрунтового екрану, який мінімізує інфільтрацію атмосферних опадів в тіло хвостосховища, а відповідно, мінімізує забруднення підземних вод.

Виконано прогноз міграції радіоактивного забруднення та оцінка зміни якості підземних вод, за допомогою математичного моделювання. Запропоновано контроль міграції радіонуклідів в навколишнє природне середовище.

ЛІТЕРАТУРА

1. Human Health Implications of Uranium Mining and Nuclear Power Generation [Електронний ресурс] / С. Vakil, L. Harvey, В. Май // VAKIL-HARVEY-Human-health-implications-LONG.pdf – 2009.
2. Радзивілл А.Я. До геологічних проблем и можливість енергозабезпечення України // Геолог України. – 2005. - Вип. №4 - С. 26–32.

3. Недашковский Ю.С. Высокое напряжение атомной отрасли. Энергетика // Итоги года. - К.: Экономика, – 2005. – С. 12–14.

4. Гребенюк Т.В. Дослідження радіаційної обстановки та міграції радіонуклідів на хімічному підприємстві України // Національний науковий простір: перспективи, інновації, технології: Матеріали II Всеукраїнської заочної науково-практичної конференції. – Харків: НП «ЦНТ», 2016. - С. 26–29.

5. Лисиченко, Г. В. Уранові руди України. - К: Наукова думка, - 2010 – С. 204–221.

6. Classification of radioactive waste general safety guide.[Електронний ресурс] / IAEA Safety Standards Series No. GSG-1// Режим доступу: http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1419_web.pdf

7. Ведерникова М.В. Результати первинної реєстрації накопичених РАВ та невирішені питання // Збірник праць XVI наукової школи молодих вчених ІБРАЕ РАН. - М.: ІБРАЕ РАН, 2015. – № ІБРАЕ-2015-01. –174 с.

8. Укратом. Ситуация с хвостохранилищами в Украине [Электронный ресурс]. – Режим доступу: <http://ru.uatom.org/posts/28>.

9. Громов Л.І. Довготривале зберігання та захоплення відпрацьованих джерел іонізуючого випромінювання в Україні. – К.: Друк, 2001. –128 с.

10. Гражданкин А.И. Использование вероятностных оценок при анализе безопасности опасных производственных объектов // Безопасность труда в промышленности. – 2002. – № 2. – С. 12–20.

PREDICTION OF INFLUENCE OF RADIOACTIVE WASTE ON GROUNDWATER POLLUTION

T. Hrebenuk, L. Serbinova

National Technical University of Ukraine «Kyiv Polytechnic Institute. Igor Sikorsky»

vul. Borschagivska, 115, Kyiv, 03056, Ukraine. E-mail: t.hrebenuk07@gmail.com; serbinovalaris@gmail.com

Purpose. Creating tailing is the result of chemical enterprises. Most of them are in poor condition in terms of the laws of Ukraine and radiation hygiene. Especially condition of tailing does not meet the standards of the IAEA's radiation safety. Soils along the pipeline route are significantly contaminated by technological ruptures and leaks of radioactive pulp. **Methodology.** Methods of geochemical studies, laboratory physical-chemical and radiological analysis of soil, statistical comparative geographical and mathematical systematization of the data and their synthesis using computer models of the spread of contamination were used. **Results.** The analysis of the structure and content of radionuclides in the tailings was done. Methods of monitoring the radiation situation were investigated. The results of experiments, which were conducted to determine the level of radioactivity, were analyzed. Estimation of radionuclide distribution in soil and groundwater was done as well the priority mechanisms of migration of elements from the storage of radioactive waste were identified. The basic work stages of radioactive waste management are introduced in two scenarios. The advantages and disadvantages of the proposed scenarios are established. **Originality.** Forecast of migration of radioactive contamination and evaluation of changes in groundwater quality were fulfilled. Control of radionuclide migration in the environment was proposed. **Practical value.** This research has both theoretical and practical importance. The main theoretical and methodological approaches to the local system development of the integrated geocological monitoring near the tailings of radioactive waste from uranium production can be used for monitoring research in the area location of similar objects.

Key words: tailings; radionuclides; migration; radioactivity; simulation, monitoring; radiation; safety; waste; groundwater.

REFERENCES

1. Human Health Implications of Uranium Mining and Nuclear Power Generation [Електронний ресурс] / С. Vakil, L. Harvey, В. May // VAKIL-HARVEY-Human-health-implications-LONG.pdf – 2009.
2. Radziwill, A.J. (2005) "To geological problems and possibility of the banks to power-Ukraine", *Geologist Ukraine*, no. 4, pp. 26–32.
3. Nedashkovsky, Y.S. (2005), *Vysokoe napryazhenie atomnoj otrasli. Energetika*, [Peak voltage nuclear industry. *Energetika*], Economics, Kyiv, Ukraine, pp. 12–14.
4. Grebeniuk, T.V. (2016), *Research ob stanovky radiation and radionuclide migration at a chemical plant Ukraine*, [National Research Area: Prospects, Innovation, Technology: Materials II All-Ukrainian scientific conference], NP "CNT", Kharkov, Ukraine, pp. 26–29.
5. Lysychenko, G.V. (2010), *Uranovi rydu v Ukraini*, [Uranium ore Ukraine]. Scientific Thought, Kyiv, Ukraine.
6. Classification of radioactive waste general safety guide. [Electronic resource] / IAEA Safety Standards Series No. GSG-1 // Access: http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1419_web.pdf.
7. Vedernikov, N.V. (2015), *The results of the initial re-yestratsiyi radioactive waste accumulated and unresolved issues*, [Proceedings of XVI scientific school of young scientists Ibra Sciences], Ibra RAS, Moscow, Russia.
8. *Ukratom. Situation with tailings in Ukraine*, [Electronic resource], Access: <http://ru.uation.org/posts/28>.
9. Hromok, L.I. (2001), *Dovgotrivale zberigannya ta zahoronennya vidprac'ovanih dzherel ionizuyuchogo viprominyuvannya v Ukraïni* [Long-term storage and disposal of ionizing radiation in Ukraine]. Press, Kyiv, Ukraine.
10. Hrazhdankyn, A.I. (2002), "Using reliability rating safety analysis at hazardous objects", *Safety of labor in industry*, no. 2, pp. 12–20.

Стаття надійшла 30.11.2016.