

ючи на гідроізоляцію, вони є серйозним джерелом забруднення оточуючого середовища через високу рухливість стічних вод та їхньої акумулюючої здатності до різного роду забруднювачів.

Утилізація відпрацьованих бурових розчинів – одна з найбільш складних задач у загальній проблемі зниження шкідливого впливу процесу буріння свердловини на об'єкти природного середовища і, в першу чергу, гідросфери.

Забруднення підземних вод відбувається з рахунок просочування бурових розчинів і нафтопродуктів з відстійників, а також за рахунок аварійних викидів, фонтанування свердловин, при виливах поверхнево-активних речовин (ПАР), паливно-мастильних матеріалів (ПММ) і т.і.

Поряд із забрудненням зверху, обумовленого вище вказаними причинами, прісні підземні води можуть забруднюватися й знизу. Це відбувається тоді, коли верхній прісноводний комплекс виявляється погано ізольованим від нижніх сильно мінералізованих пластових вод через недостатню висоту підйому цементу в затрубному просторі пошуково-розвідувальних й експлуатаційних свердловин.

Особливо необхідно відмітити небезпечне для гідросфери хімічне забруднення території буріння, яке пов'язане з проникненням в гідродинамічну систему ПАР (у великих концентраціях ПАР – політропний яд), важких металів та нітратів при аварійних виливах або фільтрації з резервуарів-відстійників. Поверхнево-активні речовини, до складу яких входять ВВ та деякі канцерогени, розчиняють тверді забруднювачі, а ґрунтові або пластові води переносять їх, заражаючи великі території.

Розглянуті (хоч і не всі) джерела забруднення оточуючого середовища пов'язані лише з нафтогазозвідувальними і нафтогазодобувними роботами. Якщо сюди додати джерела негативного антропогенного впливу на геологічне середовище в процесі нафтогазопереробки, зберігання і транспортування нафти і газу, стає зрозуміло, чому природоохоронним заходам у нафтогазовій промисловості взагалі й при розвідці родовищ нафти і

газу зокрема, нафтові компанії, підприємства нафтогазового комплексу та екологічні організації повинні приділяти постійну увагу. У цьому зв'язку задачі нафтогазової геоекології, в тому числі пов'язані з будовою свердловин, можна сформулювати наступним чином:

- розробка методологічних і теоретичних принципів екології нафтогазових мегасистем;
- складення геоекологічних карт у районах геологорозвідувальних робіт при пошуках нафти і газу;
- встановлення галузевих екологічних стандартів і гранично припустимих концентрацій (ГПК) для всього нафтогазодобувного комплексу України;
- розробка та впровадження нових нетрадиційних технологій з метою раціонального природокористування: створення нових технологій проведення і експлуатації свердловин, кустове буріння похило спрямованих й горизонтальних свердловин, створення та застосування нових ефективних геофізичних методів дослідження свердловин в процесі буріння, в тому числі, для вивчення їхнього технічного стану та інш.;
- інтеграція екологічних, наукових організацій, екологічних підрозділів нафтогазових державних і приватних компаній України в міжнародну систему екологічного моніторингу, інформаційного забезпечення й сучасних розробок в області охорони оточуючого середовища.

Для України, де пошуки нових нафтогазових покладів і розвідувальне буріння все активніше переміщується на шельф Чорного та Азовського морів і Північне Причорномор'я, моніторинг екологічного стану нафтогазових акваторій стає особливо актуальним, до розв'язку задач якого необхідно готуватися завчасно.

1. Булатов А.И., Макаренко П.П., Шеметов В.Ю. Охрана окружающей среды в нефтегазовой промышленности. – М.: "Недра", 1997. 2. Гридин В.И. Сопряженный мониторинг экологического состояния нефтегазовых акваторий / Газовая промышленность, №7. – М., 1997.

УДК (528.88+528.92):004.93:[502.6:(504.4.054:621.039.76)](477.4)

О.Л. Шевченко, канд. техн. наук, доц.,  
С.І. Кірсєв, нач. ЦРМЗВ

В.В. Гудзенко, канд. геол.-мінералог. наук, зав. лаб.

## ЗАБРУДНЕННЯ І ДЕОНТАМІНАЦІЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД У ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ

*Зону відчуження диференційовано за наявністю та інтенсивністю процесів самоочищення ґрунтових вод. Запропоновано дійсну максимальну швидкість самоочищення підземних вод визначати за спостереженнями морозного (зимового) періоду. Рівновага процесів сорбції-десорбції у водонасиченій зоні складеній алювіальними пісками цілком залежить від швидкості водообміну.*

*Rate of self-purification depends on aquifer's vulnerability, contamination of the source recharging an aquifer or on contamination of rocks on the filtration pathway. Sustainable, smooth changes of  $^{90}\text{Sr}$  concentration in the groundwater may support the idea about the absence of additional sources of pollution, steady flow of groundwater and an equilibrium of sorption-desorption processes.*

Останні п'ять років для Чорнобильської зони відчуження припали на маловодні та роки середньої водності. У зв'язку з тривалими меженними періодами та порівняно невисокими повеннями в загальному водному балансі річок збільшилась роль підземної складової. Завдяки цьому, у межень до 75%  $^{90}\text{Sr}$  надходить до р.Прип'ять з підземним стоком, що потребує підвищеної уваги до режиму ґрунтових вод, їх захищеності та джерел їх вторинного радіоактивного забруднення. Якби не було останніх, завдяки самоочищенню можна було б спостерігати неухильне зменшення концентрацій радіонуклідів в підземних водах. В даному разі, під **самоочищенням**, або автореабілітацією будемо розуміти відновлення притаманного водоносному горизонту хімічного та рівневого режиму, в тому числі, ре-

гіонального фонового вмісту (доаварійного фону) природних та техногенних радіонуклідів, без застосування спеціальних заходів дезактивації, а виключно за рахунок високих сорбційних властивостей геологічного середовища та процесів водо- і масообміну. Самоочищення підземних вод від радіонуклідів переважно визначається трьома факторами (перші два з яких будемо зараховувати до буферних властивостей геологічного середовища): 1) високими сорбційними властивостями водовміщуючих порід, тобто сорбцією; 2) водообміном з менш забрудненими горизонтами і поверхневими водними системами; 3) природним розпадом радіонуклідів [1]. Оскільки саме останній і визначає відносно повне вилучення техногенного радіонукліду, доцільно порівнювати темпи самоочищення із

швидкістю радіоактивного розпаду. За різних граничних умов роль першого або другого процесу може послаблюватися або посилюватися. Тому інтенсивність самоочищення ґрунтових або підземних вод, яка визначається буферними властивостями середовища по відношенню до радіонуклідів, буде різною, але, за умов відсутності або послаблення постійно діючого джерела забруднення, суттєво більшою за інтенсивність зміни об'ємної активності лише за рахунок фізичного розпаду радіонуклідів. Наприклад, темпи самоочищення агроєкосистем від  $^{90}\text{Sr}$  у 3,5 рази перевищують швидкість його розпаду, від  $^{137}\text{Cs}$  – в 10 разів, а зниження річних доз опромінення сільського населення України цезієм-137 на забруднених територіях відбувається усемеро швидше, ніж його розпад [2]. Це порівняння викликає інтерес і до визначення інтенсивності та темпів природного самовідновлення стану радіоактивно забруднених ґрунтових вод.

В найменш забруднених і порушених техногенезом частинах Чорнобильської зони відчуження об'ємні активності  $^{90}\text{Sr}$  в ґрунтових водах складають сьогодні  $0,01 - 0,2 \text{ Бк/дм}^3$ . На цьому фоні виділяються ділянки аномально високими активностями, які пов'язані з підвищеним поверхневим забрудненням, похованням відходів або техногенним порушенням режиму ґрунтових вод. В зоні відчуження за умовами протікання та інтенсивністю процесів самоочищення виділяються такі області ґрунтових та підземних вод:

- проммайданчик ЧАЕС і локальна зона навколо об'єкту "Укриття";
- пункти тимчасової локалізації радіоактивних відходів (ПТЛРВ) та пункти поховання радіоактивних відходів (ППРВ) (рис 1);
- область живлення ґрунтових вод від ставу-охолоджувача ЧАЕС;
- області підпору ґрунтових вод від протиповенних дамб, перемичок, залізничних насипів, площі зарегульованих меліоративних систем;
- області помірної вертикальної фільтрації по розущільнених породах, які переважно приурочені до западинних форм рельєфу;
- обмежені за площею ореоли забруднення підземних вод, які виникли в результаті буріння свердловин після 1986 року без дотримання належних пересторог;
- заплава р.Прийп'ять та інші ділянки з природно високими рівнями ґрунтових вод та значним радіоактивним забрудненням;
- фонові області або інша територія.

Такі об'єкти, як "Укриття", ПТЛРВ, водойма-охолоджувач ЧАЕС, сильно забруднені поверхневі шари ґрунту при малопотужній ( $< 1,0 \text{ м}$ ) зоні аерації, складені добре проникними породами, будемо приймати за постійно діючі джерела забруднення. Хоча в останньому випадку, в умовах посиленого водообміну, самоочищення ґрунтових вод також відбувається, що підтверджується даними спостережень в холодний період року, якщо інфільтраційне живлення внаслідок промерзання ґрунту відсутнє. В цілому Зона відчуження входить у природно-кліматичну зону з високим ризиком забруднення ґрунтових вод, що пояснюється розповсюдженням з поверхні водопроникних піщаних відкладів і перевищенням суми річних опадів над річною нормою випаровування. Переміщення радіонуклідів в зоні аерації відбувається як у низхідному, так і у висхідному напрямках (внаслідок випаровування і транспірації рослинами). В річному

циклі переважають низхідні потоки. Час транзиту радіонуклідів через зону аерації визначається величиною інфільтраційного живлення, вологопереносом, факторами затримки (уповільнення) тієї або іншої сполуки (або іону), в складі якої вони мігрують, тобто поверхневою активністю мінералів, їх щільністю і загальною щільністю порід, ефективним радіусом частинок і, звичайно, потужністю зони аерації. Загальне надходження радіонуклідів у ґрунтові води (водоносний горизонт) можна визначити з розрахунків балансу, що є досить складною функцією часу, гідрогеологічного режиму, щільності і форм радіоактивних випадін. Очевидно, що самоочищення підземних вод відбувається у тому випадку, якщо зменшення кількості радіонуклідів в одиничному об'ємі рідкої фази водовміщуючих порід внаслідок виносу і розбавлення транзитним латеральним або напірним висхідним потоком, а також зв'язування на поверхнях твердої фази перевищує його надходження ззовні.

Тривалі моніторингові спостереження на фонових ділянках, де джерела додаткового забруднення підземних вод практично виключені, дозволяють перекоонатися в тому, що процеси самоочищення в геологічному середовищі дійсно протікають. Фоновими можна вважати свердловини на надзаплавній терасі р.Прийп'ять та на вододілі. Динаміку концентрації  $^{90}\text{Sr}$  в ґрунтових водах на таких ділянках можна апроксимувати експоненційною кривою (рис. 2).

Але така крива має значно більший кут падіння, ніж експоненційна крива, що описує фізичний розпад радіонуклідів з тією ж початковою активністю. Якщо за рахунок лише фізичного розпаду концентрація  $^{90}\text{Sr}$  в свердловині 186/Q<sub>1</sub> на березень 2002 р. становила б  $0,529$ , то завдяки самоочищенню –  $0,082 \text{ Бк/дм}^3$ ; відповідно для іншої свердловини на грудень 2001 р. –  $1,01$  і  $0,1 \text{ Бк/дм}^3$ . Тобто темпи самоочищення підземних вод в  $6,5 - 10$  разів вищі за темпи зменшення активності за рахунок розпаду.

Експоненційні тренди за фактичними кривими зміни активності описують інтенсивність сумарної дії процесів природного розпаду, розбавлення в результаті водообміну і сорбції на водовміщуючих породах. Тобто, встановлення рівноважної концентрації  $C_t$  на час  $t$  в деякому об'ємі води навколо свердловини можна описати рівнянням:

$$C_t = C_{\max} e^{-\lambda t} - \Delta C(x, y, z, t) - GC_p; \quad (1)$$

де

$$\lambda = 0,69/T_{1/2} \quad (2)$$

$$G = K^{corb} - K^{des}$$

Тут  $C_{\max}$  – максимальна об'ємна активність радіонукліда, зафіксована у водоносному горизонті на початку спостережень (можливо штучно внесена активність);  $C_{\max} e^{-\lambda t}$  – складова балансу активності, яка описує її зменшення внаслідок природного розпаду радіонуклідів;  $C_t$  – об'ємна активність в заданий час  $t$ ;  $\Delta C(x, y, z, t)$  – концентрація утворена за рахунок розбавлення та гідро- дисперсії за напрямками  $x, y, z$  за час  $t$  (в результаті притоку вод з концентрацією радіонуклідів  $C_{пр}$  і відтоку забруднених вод ( $C_v$ ), при самоочищенні  $C_v > C_{пр}$ );  $C_p$  – частина початкової об'ємної радіоактивності  $^{90}\text{Sr}$  в поровому розчині водовміщуючих порід, яка перейшла у фіксований стан завдяки позитивному градієнту сорбції-десорбції  $G$ ;  $K^{corb}$  і  $K^{des}$  – безрозмірні коефіцієнти сорбції і десорбції, значення яких можна знайти в [3,4].

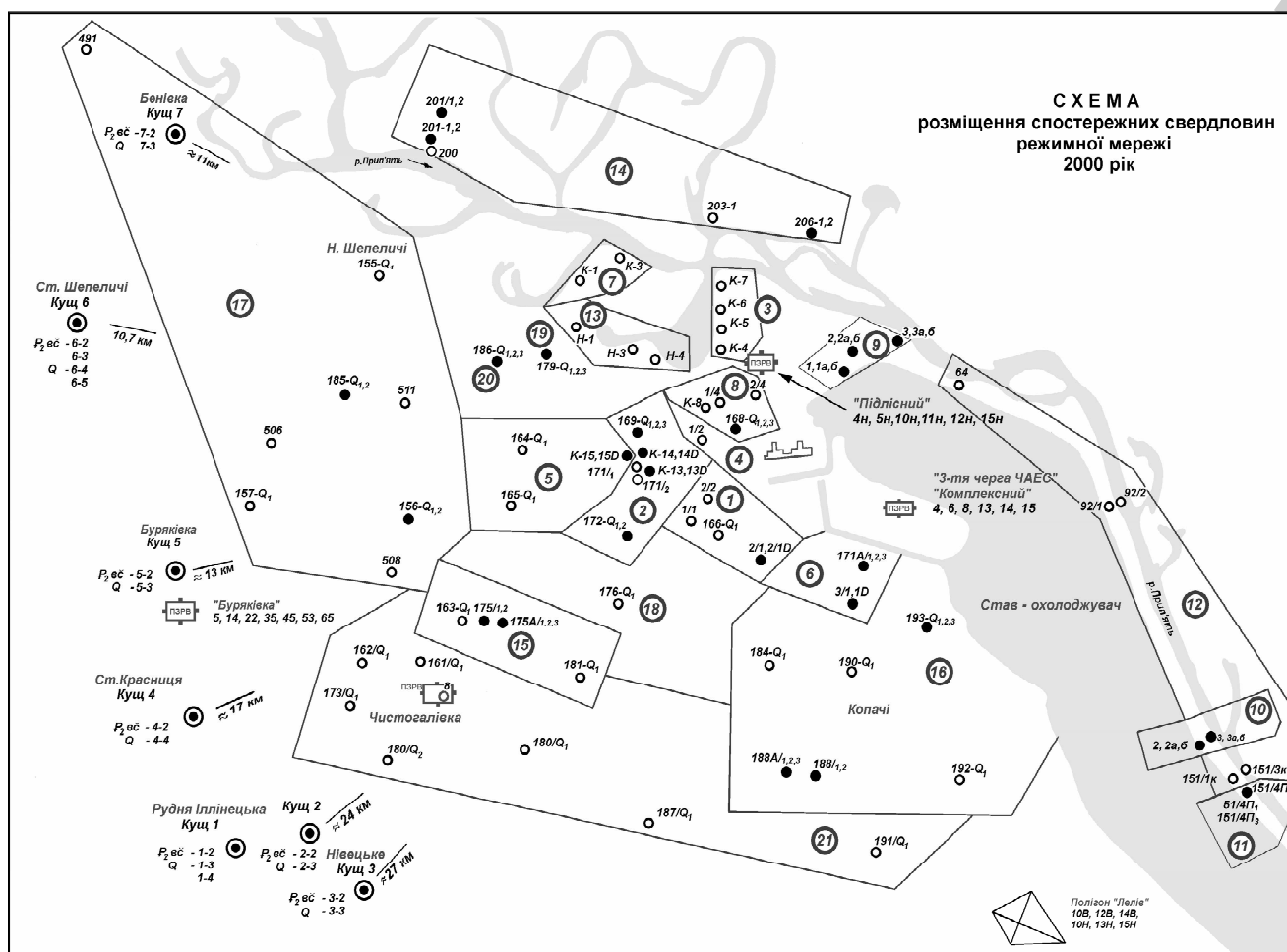


Рис. 1. Схема розміщення спостережної мережі свердловин ЦРМЗВ ДП "Екоцентр".

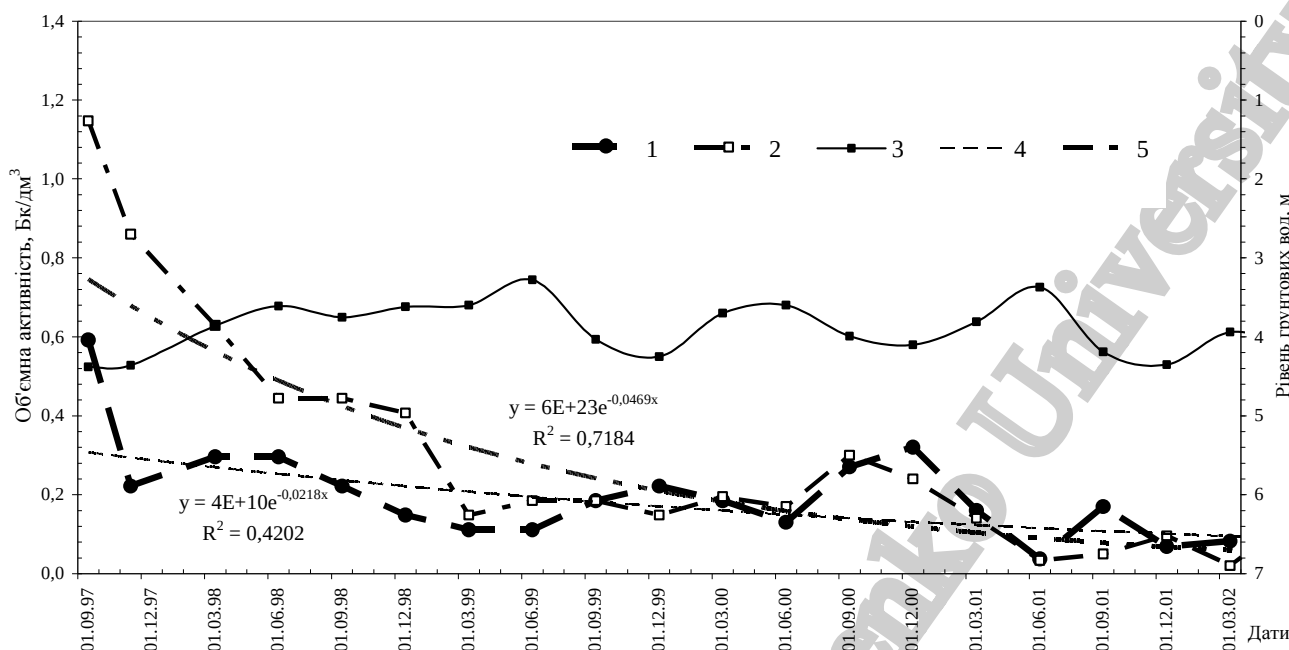


Рис.2. Динаміка об'ємної активності стронцію-90 в підземних водах на фонових ділянках: 1- в свердловині 186/Q<sub>1</sub>; 2 – в свердловині 186/Q<sub>2</sub>; 3 – рівень ґрунтових вод в свердловині 186/ Q<sub>1</sub>; експоненційні тренди об'ємної активності <sup>90</sup>Sr: 4 – у воді св. 186/Q<sub>1</sub>; 5 – у воді св. 186/Q<sub>2</sub>.

Тривалий період відносно повного розпаду <sup>137</sup>Cs і <sup>90</sup>Sr (більше 300 років) визначає порівняно невеликий його внесок в процес самоочищення забруднених територій. Враховуючи те, що процеси сорбції і десорбції в зоні повного насичення рівноважні [3], можна припустити, що самоочищення вод у цих свердловинах відбувається переважно в результаті водообміну і дифузії. У верхніх шарах геологічного середовища внесок дифузії в перерозподіл радіонуклідів значно поступається гідравлічному переносу. В зоні повного насичення фільтраційне перенесення речовини об'єднує в собі молекулярні потоки дифузії і масові потоки конвекції. З глибиною інтенсивність водообміну падає, підвищується тиск і стабілізується режим, наслідком чого є підвищення мінералізації (із зростанням тиску розчинність мінералів і солей збільшується). Такі умови повинні сприяти більш тривалому перебуванню радіонуклідів у розчині і невисокій ролі сорбції.

Причиною масообміну, яка призводить до самоочищення вод може бути не обов'язково водообмін, пов'язаний з механічною формою руху розчиненої речовини. Теплова, молекулярна, атомна та інші форми руху також обумовлюють зміну концентрацій радіонуклідів.

Дія процесів поглинання і затримки радіонуклідів твердою фазою (сукупність процесів коагуляції, адсорбції і абсорбції) в зонах непостійного насичення проявляється на прикладі вологопереносу і фільтрації через тіло піщаних дамб. Самі по собі піщані відклади мають слабкі бар'єрні здатності по відношенню до <sup>90</sup>Sr, але при латеральній фільтрації забруднених поверхневих вод з високим вмістом завислих частинок (1 – 2 г/дм<sup>3</sup>) створюються умови типового повільного піщаного фільтра. Мулистий прошарок або активний мул, що утворився на глибині 8 – 16 см, утримує до 90% загальної активності, розподіленої в породі дамби. Вода, що пройшла через такі фільтри, втрачає від 65 до 99% об'ємної активності <sup>90</sup>Sr. Дане

явище характерне для намотої у 1992 р. дамби на лівому березі р. Прип'ять. В листопаді 1991 р. тут було пробурено ряд свердловин глибиною 10 – 30 м з недотриманням спеціальних вимог до буріння на забруднених територіях. Початково зафіксовані концентрації <sup>90</sup>Sr у воді склали від 2,3 до 32 Бк/дм<sup>3</sup> (рис.3). Самоочищення підземних вод відбувається тут достатньо інтенсивно. Але не слід забувати, що з часом відбувається коагуляція свердловинних сітчастих фільтрів. Дрібнодисперсні, в тому числі мулисті частинки, які накопичуються на них, можуть відіграти роль сорбційного бар'єру, що створює хибне враження про якісний стан підземних вод навколо свердловини. Тому перед відбором проб слід обов'язково проводити прокачування свердловин.

Графіки, виконані за результатами щомісячних опробувань ґрунтових вод мають великі амплітуди коливань значень концентрацій і містять багато невизначеностей. Значна амплітуда коливань об'ємної активності <sup>90</sup>Sr може свідчити як про можливе штучне забруднення під час відбору проби, недосконалість свердловини, похибку вимірювань, так і про наявність значного забруднення на поверхні та дисоціацію первинних паливних форм випадіння, існування джерел забруднення на границях контрольованого блоку водоносного горизонту, порушення рівноваги і зміну форм <sup>90</sup>Sr в насиченому середовищі, а також неусталений рух ґрунтових вод і значну залежність від метеорологічних та біологічних факторів.

Якщо взяти до уваги, що в морозний період року (з листопада до кінця лютого-середини березня), за рахунок промерзання ґрунту до глибини 40-50 см, не відбувається низхідне надходження <sup>90</sup>Sr на рівень локально забрудненого водоносного горизонту, тобто на процеси самоочищення не накладаються процеси вторинного забруднення, то за спостереженнями цього періоду можна встановити дійсну швидкість самоочищення, або автореабілітації ґрунтових вод.

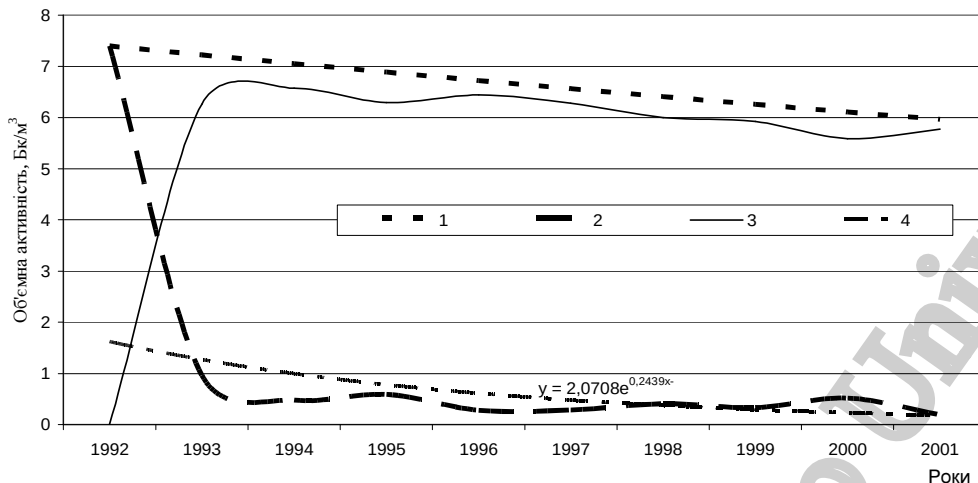


Рис. 3. Динаміка зимових концентрацій  $^{90}\text{Sr}$  у воді четвертинного водоносного горизонту по свердловині 201/1 (лінія 2) у порівнянні з динамікою їх зниження за рахунок розпаду (1); 3- різницева графік; 4 – експоненціальний тренд по зимових даних.

Якщо не враховувати колюматію фільтрів, то сорбційні процеси тут відіграють незначну роль у самоочищенні підземних вод. Стронцій-90, який потрапив через бурову свердловину, швидко виноситься або розсіюється в насиченій зоні (швидкість латерального потоку досягає 40-50 м на рік). Приток чистої води призводить до порушення рівноваги і десорбції радіонуклідів, що затрималась на твердій фазі породи. Тому рівновага процесів сорбції-десорбції у водонасиченій зоні цілком залежить від швидкості водообміну, тобто можна записати:

$$G = f(v_x, v_y, v_z), \quad (3)$$

де  $v_x, v_y, v_z$  – складові швидкості фільтрації.

З графіків зимових спостережень можна визначити інтенсивність самоочищення підземних вод даного горизонту від  $^{90}\text{Sr}$  внаслідок водообміну та інших форм руху (будемо вважати, що перебіг процесів сорбції-десорбції обумовлюється градієнтами концентрації, утвореними в ре-

зультаті штучного забруднення, і хвилюподібно змінюється при розбавленні). Як бачимо (рис.3), за відсутності додаткового забруднення самоочищення вод може відбутися за один рік. Тобто його інтенсивність максимальна в перший рік після внесення забруднення і в подальшому спадає, що може свідчити про стан близький до рівноважного. Тобто, хоча процеси водообміну не припинились, концентрація  $^{90}\text{Sr}$  в контрольованому об'ємі біля свердловини вирівнялася з його концентрацією у водах горизонту ( $C_b = C_{np}$ ). Водообмін за перший рік дає зниження концентрації  $^{90}\text{Sr}$  на 1,7 – 24 Бк/дм³ або на 50 – 85% від початкового значення (табл.1). Плавний характер зміни концентрації  $^{90}\text{Sr}$  може вказувати на близький до стаціонарного режиму фільтрації підземних вод (за рахунок наявності границі першого роду) і постійно низьку його концентрацію на вході. За відсутності додаткових джерел забруднення, очищення підземних вод може відбутися за 1-2 роки.

Таблиця 1. Інтенсивність процесу самоочищення підземних вод четвертинного горизонту від  $^{90}\text{Sr}$  в свердловинах лівобережної заплави р. Прип'ять (% від активності попереднього року)

| Контрольний період                             | Свердловина № |              |              |       |              |
|------------------------------------------------|---------------|--------------|--------------|-------|--------------|
|                                                | 201-1         | 201-2        | 201/1        | 203-1 | 206-1        |
| Початкова об'ємна активність (1992 р.), Бк/дм³ | 4,44          | 11,84        | 7,4          | 31,45 | 2,29         |
| Зниження за перший рік (1993)*                 | 82,5          | 69           | 84,6         | 76,5  | 50,8         |
| за другий рік (1994)*                          | 20,7          | 69,4         | 47,6         | 25,4  | 25,2         |
| за третій рік (1995)*                          | 19            | не відбулося | не відбулося | 48,4  | не відбулося |

\*Окрім цього за рахунок розпаду активність знижується на 2,4-2,5 % щорічно.

Графіки за різницею між значеннями концентрації, що лежать на лінії 1 ( $C_t = C_{max}e^{-\lambda t}$ ) і фактичними значеннями на цей час (концентрації морозного періоду) описуються поліноміальними рівняннями 3 порядку (рис. 3, лінія 3):

$$Y = ax^3 - bx^2 + c \cdot 10^4 x - d \cdot 10^8 \quad (4)$$

де коефіцієнт  $c$  при  $x$  характеризує інтенсивність самоочищення ґрунтових вод за перший рік.

За різницею між тими ж значеннями, отриманими за рахунок природного розпаду і значеннями, знятими з експоненціального тренду до графіку за зимовими концентраціями  $^{90}\text{Sr}$  вибудовується крива, яка з високою достовірністю апроксимується рівнянням:

$$Y = a \ln x - b \quad (5)$$

Найменші темпи самоочищення ґрунтових вод на промайданчику об'єкта "Укриття" та на ділянках поховання радіоактивних відходів (ПТЛРВ). Концентрації радіонуклідів у ґрунтових водах промайданчику коливаються в широких межах [5], що пов'язано з дуже нерівномірним розподілом

радіоактивних матеріалів у плані і по глибині, розмаїттям їх форм, варіаціями гідродинамічних і гідрохімічних умов, наявністю локальних джерел забруднених вод. У 2000 – 2005 р.р. об'ємні активності  $^{90}\text{Sr}$  в ґрунтових водах змінювались від 10 до 1400 Бк/дм³,  $^{137}\text{Cs}$  – досягали 1100 Бк/дм³. Основним джерелом забруднення інфільтраційного потоку на об'єкті являються ґрунти активного прошарку. Промайданчик ЧАЕС і більшість ПТЛРВ приурочені до областей переважного інфільтраційного живлення і латерального фільтраційного відтоку. Згідно балансових розрахунків, в безпідпийний водоносний горизонт тільки з інфільтраційними водами може потрапляти щорічно майже 0,8 ГБк  $^{137}\text{Cs}$  і 20 ГБк  $^{90}\text{Sr}$ . Надходження радіонуклідів в геологічне середовище внаслідок водного виносу або фільтрації із зруйнованого блоку за балансовою оцінкою складає максимум 8,6 ГБк  $^{90}\text{Sr}$  і 1,3 ТБк  $^{137}\text{Cs}$  щороку (за оцінками 2001 р.) [5]. Виходячи з настільки значного надходження радіонуклідів у водоносний го-

ризонт, можна припустити, що на даній ділянці здатність геологічного середовища до самоочищення вичерпана.

Захисні або буферні властивості геологічного середовища в першому наближенні можна оцінити за швидкістю розповсюдження фронту забруднення по потоку ґрунтових вод. Враховуючи низькі значення факторів затримки розчинних форм  $^{90}\text{Sr}$  в умовах Зони відчуження, швидкість переміщення його фронту повинна наближатися до відповідної дійсної швидкості потоку ґрунтових вод (20 м/рік). Тим не менш, відповідно до розрахунків для двох бурових свердловин, швидкість лінійного конвективного перенесення  $^{90}\text{Sr}$  не перевищила 3,7 м/рік (при градієнті 0,002), що складає 18,5% від швидкості потоку ґрунтових вод. Це відповідає фактору затримки 5,4. Швидкість міграції  $^{137}\text{Cs}$  з ґрунтовим потоком значно нижче.

Сезонні зміни концентрацій радіонуклідів в ґрунтових водах залежать від ступеня їх зв'язку з більш забрудненими поверхневими водами, об'ємні активності радіонуклідів в яких мають сезонну динаміку, помітно змінюються по глибині і довжині потоків та залежать від біологічних факторів, а саме життєвого циклу водоростей. Наприклад, в ґрунтових водах, які живляться за рахунок фільтраційних втрат з водойми-охолоджувача ЧАЕС, максимальні концентрації  $^{90}\text{Sr}$  досягаються влітку, що співпадає з динамікою зміни його концентрації в водоймі.

#### Висновки

Моніторингові дослідження на різних полігонах свідчать про те, що інтенсивність самоочищення ґрунтових вод залежить від умов захищеності горизонту і ступеню забруднення джерела, яке їх живить, або середовища, через яке відбувається живлення. Об'ємні активності найбільш рухливого в ґрунтових водах радіонукліду –  $^{90}\text{Sr}$ , на більшій частині території зони відчуження останніми роками стабілізувались, або зменшуються (як на ділянці між водоймою-охолоджувачем та р. Прип'ять). В той же час, у свердловинах на ділянці від залізничного мосту до Семидольського затону спостерігається підвищення вмісту  $^{90}\text{Sr}$ .

УДК 550.838.08

Наявність самоочищення добре простежується за багаторічними режимними спостереженнями морозного періоду. Саме за трендом об'ємної активності  $^{90}\text{Sr}$  в цей період можна визначити дійсну максимальну швидкість самоочищення. Темпи самоочищення за рахунок водообміну та сорбції в 6,5-10 разів перевищують темпи зниження його концентрації лише за рахунок фізичного розпаду. Стійкий, плавний характер зміни концентрацій  $^{90}\text{Sr}$  може свідчити про відсутність додаткових джерел забруднення, про усталений потік підземних вод і досягнення сорбційно-десорбційної рівноваги. Рівновага процесів сорбції-десорбції у водонасиченій зоні складеній алювіальними пісками цілком залежить від швидкості водообміну.

Існують ділянки з допустимим, критичним і поза межним забрудненням ґрунтових вод. В першому випадку підземні води швидко відновлюють фонові значення концентрацій. При критичному забрудненні концентрації радіонуклідів в ґрунтових водах перевищують допустимі, однак ці перевищення носять локальний характер і відновлюються до фонових за 4 – 6 років. При позамежному забрудненні концентрації залишаються постійно високими. Ділянки останнього типу можуть виступати джерелами поширення радіонуклідів за потоком підземних вод.

1. Шевченко О.П., Бублясь В.М., Шестопапов В.М., Панасюк М.І. Основні процеси, що впливають на автореабілітацію водних систем та їх компонентів. // Автореабілітаційні процеси в екосистемах Чорнобильської зони відчуження / Під ред. Ю.О.Іванова, В.В.Доліна. Чернівці-Київ. 2001.- С. 67-115. 2.Долін В.В., Бондаренко Г.М., Орлов О.О. Самоочищення природного середовища після Чорнобильської катастрофи. К.: Наукова думка. 2004. – С. 13-21. 3. Ситников А.Б. Параметры миграции веществ в геологической среде // Водообмен в гидрогеологических структурах и Чернобыльская катастрофа / Под ред. В.М.Шестопапова. Ч.2. – К. 2001.-С. 397-425. 4. Ситников А.Б. Водная равновесная и неравновесная миграция веществ (радионуклидов) в почвогрунтах. К.: Фитоцентр. 2003. – 168 с. 5. Панасюк М.І., Правдивий О.А., Рудько В.М., Шестопапов В.М. Результати проведення радіоідрогеологічного моніторингу в локальній зоні об'єкту "Укриття і на промйайданчику ЧАЕС /Бюлетень екол. Стану ЗВ і ЗБ(О)В. – 2001. – №17. – С.51-57. 6.

В.С. Портнов, д-р. техн.. наук,  
В.М. Юров, канд. техн.. наук,  
М.В. Рева, канд. фіз.-мат. наук

## СКЛАДАННЯ ПЛАНІВ ЯКОСТІ РУД НА ОСНОВІ МЕТОДУ ШТУЧНОГО ПІДМАГНІЧУВАННЯ

*Представлені результати багаторічних досліджень і розробки методики використання методу штучного підмагнічування на залізрудних родовищах Казахстану.*

*The outcomes of perennial researches and minings of the theory of operation of a method of simulated bias on iron-ore fields of Kazakhstan are submitted.*

Метод штучного підмагнічування (МШП) [1,2] дозволяє визначати магнітну сприйнятливість гірських порід і руд в природному заляганні і у порівняно значному об'ємі порід (десятки і сотні тисяч кубічних метрів). Сутність методу полягає в збудженні магнітного поля за допомогою розташованого на поверхні землі незаземленого контуру з постійним чи пульсуючим струмом малої частоти (біля 0,7 Гц). Порооди, підмагнічені цим полем, створюють додатковий (вторинний) ефект, величина якого залежить від магнітної сприйнятливості, глибини залягання і форми тіл. Визначенню підлягає вторинне магнітне поле, що створюється підмагніченими породами. Для цього безпосередньо вимірюють магнітне поле на досліджуваній ділянці при відсутності в контурі струму, а також нормальне поле контуру над немагнітними породами (на контрольній ділянці). За обчисленням вторинним магнітним полем визначають магнітну сприйнятливість порід чи руд ділянки. Виміри

виконують магнітометрами найбільш високої чутливості. Аномальний ефект, що складає 1-8%, вимірюють шляхом компенсації первинного намагнічувального поля контуру.

Величина відносного аномального ефекту в центрі квадратного контуру для напівпростору визначається формулою:

$$\Delta Z_a / B_{z0} = \sqrt{2K} / [1 + 4(h/K)^2] \cdot \sqrt{2 + 4(h/R)^2}, \quad (1)$$

де  $\Delta Z_a$  – абсолютне значення аномального ефекту;  $B_{z0}$  – нормальне поле контуру в його центрі;

$R$  – периметр квадратного контуру;  $K$  – коефіцієнт відображення;  $h$  – глибинність досліджень.

Аномальні ефекти в МШП не залежать від вектора природного намагнічування  $I_n$  і мають максимальне значення над тілами, що залягають горизонтально.