

Л. РУДЕНКО, В. ХАН, В. КУХАР


МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ З ОБ'ЄКТА «УКРИТТЯ»

Наукові засади очищення рідких радіоактивних відходів від органічних речовин і трансуранових елементів

Техногенні аварії на АЕС завжди викликають низку фундаментальних і прикладних проблем щодо очищення навколишнього середовища, зокрема від довгоіснуючих радіонуклідів. Радіоактивні елементи та їхні сполуки включаються в міграційні процеси, що відбуваються в ґрунтах і забруднюють ґрунтові води, як це сталося на промисловому майданчику об'єкта «Укриття» ЧАЕС, де перебувають великі маси палива, паливовмісних речовин та «гарячих» радіоактивних частинок.

Для того щоб над екологією і довкіллям поза зоною відчуження ЧАЕС не нависала загроза радіоактивного забруднення, слід накопичувати інформацію про стан майданчиків захоронення і зберігання низько-, середньо- і високоактивних відходів коротко- та довгоіснуючих нуклідів. Це питання десятків тисяч років, яке треба вирішувати негайно. Інакше вже через століття нові покоління втраять контроль над радіоактивною небезпекою.

З цією метою впродовж декількох років проводили комплексні систематичні дослідження на об'єкті «Укриття» ЧАЕС та його промайданчику, які лягли в основу розроблення сучасної комплексної фізико-хімічної схеми з очищення рідких радіоактивних відходів від органічних речовин і трансуранових елементів.

 дослідження останніх років показали, що найнебезпечнішим техногенним об'єктом з погляду міграції радіонуклідів є промайданчик об'єкта «Укриття» ЧАЕС

[1], де вивчали міграцію цих елементів у ґрунтах. Вона залежить від хімічних властивостей радіоактивних елементів, стану та форми їх розміщення в забрудненому на-

© РУДЕНКО Леонід Іванович. Кандидат технічних наук. Завідувач лабораторії Інституту біоорганічної хімії та нафтохімії НАН України.

ХАН Валерій Єн-Ільєвич. Кандидат технічних наук. Старший науковий співробітник Інституту біоорганічної хімії та нафтохімії НАН України.

КУХАР Валерій Павлович. Академік НАН України. Директор Інституту біоорганічної хімії та нафтохімії НАН України (Київ). 2008.

вколишньому середовищі й відбувається як результат перебігу декількох одночасних процесів: дифузії в ґрунтовому розчині й подвійному дифузійному шарі та перенесення з гравітаційною течією води [2, 3]. Дифузія іонів часто робить основний внесок у сумарне переміщення радіонуклідів у ґрунті [3]. Під час конвективного перенесення вологи радіонукліди мігрують у ґрунті не лише в розчиненому стані, але й також у стані твердої фази [4]. На прикладі дослідів із міченими ^{133}Ba кристалами BaSO_4 та з частинками глинистих матеріалів, опроміненних потоком теплових нейтронів з утворенням ^{59}Fe , було встановлено, що частинки розміром 0,5–20 мкм здатні переміщуватися в ґрунті з вільною вологою за типом механічного перенесення через пори, а частинки меншого розміру — з плівковою вологою [4]. Незалежно від типу ґрунту велика кількість нуклідів затримується у верхній частині ґрунтового профілю (0–10 см), а їхній вміст поступово зменшується з глибиною. Тому значний інтерес має експериментальне дослідження забруднення ґрунтових вод, яке може свідчити про механізми міграції в ґрунтові води радіонуклідів у районі об'єкта «Укриття» та його проммайданчика.

В Інституті біоорганічної хімії та нафтохімії та в Інституті проблем безпеки атомних електростанцій НАН України проведено систематичні дослідження з вивчення: а) радіохімічного складу і фазового розподілу активності за ізотопами цезію, стронцію, урану, плутонію, америцію в зразках рідких радіоактивних відходів (РРВ) із зруйнованого 4-го блоку ЧАЕС; б) радіохімічного складу і фазового розподілу активності за ізотопами цезію, стронцію та урану в зразках ґрунтових вод проммайданчика об'єкта «Укриття» [5-7]. Це дозволило отримати дані щодо фазового розподілу значених радіонуклідів на грубодисперсній твердій фазі з розміром частинок більше

за 0,1 мкм, на колоїдних частинках із розміром 0,01–0,1 мкм і в розчиненому стані. Отримано дані і про форми розміщення радіонуклідів у іонно-дисперсному стані в РРВ із об'єкта «Укриття» і в ґрунтових водах. У пропонованій статті наведено деякі результати досліджень, проведених у 2006–2007 роках.

З метою дослідження фазового розподілу активності зразки РРВ або ґрунтові води пропускали через фільтри з розміром пор 3, 1 і 0,2 мкм і одержували освітлену воду та осад. Освітлену воду пропускали через мембранні фільтри з розміром пор 0,1 і 0,01 мкм. Ядерна мембрана з розміром пор 0,1 ($\pm 20\%$) мкм на основі поліетилен-терефталатної плівки характеризувалася ізотропністю пор із густиною від 10^5 до $3 \cdot 10^9$ на cm^2 і мала товщину плівки 10 ± 1 мкм [8]. Мембрани Міфіл із середнім розміром пор 0,01 мкм є асиметричними пористими плівками з тонким (0,5–5 мкм) активним шаром, що спирається на армовану підкладку з нетканого лавсану або поліпропілену [9]. Фільтрат і осади на фільтрах аналізували на вміст ^{137}Cs , ^{90}Sr , урану і трансуранових елементів, а також визначали частку радіоактивних речовин, асоційованих із твердою фазою, і розподіл їхньої активності (концентрації) на частинках твердої фази різного розміру. Радіоактивні речовини, які містилися у фільтраті після мембрани 0,01 мкм, вважали розчиненими. Зазвичай до колоїдних систем відносять частинки розміром 0,001–0,1 мкм. У деяких роботах [5-7] і в запропонованій статті прийнято вужчий інтервал розмірів колоїдних частинок, а саме 0,01–0,1 мкм. Тому іонно-дисперсна фаза може також включати і деяку частку колоїдних частинок.

Фільтрат після ультрафільтрації ділили на дві частини. Одну пропускали через катіонообмінну смолу КУ-2-8 ч СВ у водневій формі, а другу — через аніонообмінну смолу АВ-17-8 ч СВ у гідроксильній фор-

мі. На катіоніті осаджувалися катіони, а на аніоніті — аніони елементів, які були в досліджуваній воді. Визначаючи активність води за ізотопами цезію, стронцію, транс-уранових елементів і концентрацію урану в початковій воді, воді після мембрани з розміром пор 0,01 мкм, катіоніту та аніоніту, можна визначити частку кожного з радіонуклідів у відсотках від активності (концентрації) початкової води у вигляді грубодисперсної твердої фази з розміром частинок більше ніж 0,1 мкм, колоїдної фази з розміром частинок 0,01–0,1 мкм та іонно-дисперсної (розчиненої) фази (окремо катіонна й аніонна форми).

Для з'ясування складу та активності зразків води використовували γ -спектрометр із детектором із надчистого германію. Для визначення ^{90}Sr застосовували екстракційно-хроматографічний метод із використанням

краун-етеру. Активність ^{90}Sr вимірювали радіометром РУБ-01П із блоком детектування БЖДБ-06П1. Концентрацію урану визначали методом вимірювання інтенсивності люмінесценції іонів уранілу під час їх збудження ультрафіолетовим випромінюванням азотного імпульсного лазера. Активність ізотопів плутонію, америцію і кюрію вимірювали на альфа-спектрометричному комплексі фірми Canberra. Похибка вимірювання становила ^{137}Cs — 5 %, ^{90}Sr — 30 %, U — 25 %, Pu, Am, Cm — 15 % (P = 95 %).

РАДІОХІМІЧНИЙ СКЛАД, ФАЗОВИЙ РОЗПОДІЛ АКТИВНОСТІ І ФОРМИ ЗНАХОДЖЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ У РРВ З ОБ'ЄКТА «УКРИТТЯ»

Зразки води досліджували з приміщень 012/16, 012/5-8 (відбір у квітні 2006 р.) і 001/3 (відбір у квітні 2007 р.). Схему приміщень об'єкта «Укриття» і точки відбору

Таблиця 1. Фазовий розподіл і форми перебування радіонуклідів у зразках води з об'єкта «Укриття», % від активності (концентрації) води за ізотопами

Приміщення, точка відбору (т.в.)	Ізотоп, елемент	Активність відповідного ізотопу у воді, Бк/дм ³	Фаза (розмір часток, мкм)				
			грубодисперсна тверда		колоїдна (0,01 – 0,1)	іонно-дисперсна	
			> 1	0,1 – 1		катіонна форма	аніонна форма
012/16 (т.в. 6)	^{137}Cs	$2,7 \cdot 10^7$	0,37	0,38	0,31	98,94	—
	^{90}Sr	$8,4 \cdot 10^6$	2,95	2,76	0,37	94,27	—
	U	27*	3,08	4,88	0,88	91,15**	
	Pu	$4,1 \cdot 10^3$	55,56	40,57	0,93	2,94**	
	^{241}Am	$3,7 \cdot 10^4$	57,84	41,22	0,57	0,37**	
	^{244}Cm	$9,3 \cdot 10^2$	34,37	63,26	1,61	0,75**	
012/5-8 (т.в. 32)	^{137}Cs	$3,2 \cdot 10^7$	0,94	0,29	0,38	98,38	—
	^{90}Sr	$1,8 \cdot 10^7$	2,41	2,37	0,73	94,50	—
	U	30*	4,16	4,17	0,81	90,88**	
	Pu	$3,7 \cdot 10^3$	69,45	25,13	1,88	3,54**	
	^{241}Am	$5,4 \cdot 10^4$	72,86	23,42	3,38	0,33**	
	^{244}Cm	$1,1 \cdot 10^3$	50,53	39,14	9,72	0,61**	
001/3 (т.в. 30)	^{137}Cs	$5,7 \cdot 10^6$	0,37	0,57	0,07	98,99	—
	^{90}Sr	$1,8 \cdot 10^6$	0,22	4,17	0,79	94,81	—
	U	5,9*	0,05	5,42	0,35	94,18**	
	Pu	$4,5 \cdot 10^2$	3,10	77,61	6,87	12,42**	
	^{241}Am	$2,5 \cdot 10^3$	3,21	86,38	8,47	1,93**	
	^{244}Cm	$1,3 \cdot 10^2$	4,25	88,28	5,62	1,85**	

* Концентрація ізотопів, мг/дм³, ** Іонно-дисперсна фаза

зразків наведено у відповідному дослідженні [10]. Характеристика зразків РРВ: приміщення 012/16 – рН-9,0, концентрація іонів CO_3^{2-} – 40 мг/дм³, HCO_3^- – 500 мг/дм³; приміщення 012/5-8 – рН-8,8, концентрація іонів HCO_3^- – 520 мг/дм³; приміщення 001/3 – рН-8,8, концентрація іонів HPO_4^{2-} – 0,54 мг/дм³, CO_3^{2-} – 20 мг/дм³, HCO_3^- – 340 мг/дм³.

Активність ^{137}Cs у вивчених пробах води становить $5,7 \cdot 10^6$ – $3,2 \cdot 10^7$ Бк/дм³ (табл.1). Частка розчиненого ізотопу цезію становить 98–99 % від загальної активності цього ізотопу у воді. Активність ^{137}Cs у складі твердої фази (грубодисперсної твердої фази та колоїдних частинок) перебуває в межах від $5,7 \cdot 10^4$ до $5,1 \cdot 10^5$ Бк/дм³ води. Частка твердої фази з розміром частинок більше ніж 1 мкм у сумарній активності ^{137}Cs у воді становить 0,37–0,94 %, а частка частинок із розміром 0,1–1 мкм – 0,29–0,57 %. На колоїдних частинках із розміром 0,01–0,1 мкм зосереджено 0,07–0,38 % від сумарної активності ^{137}Cs у воді.

Активність ^{90}Sr у пробах води – $1,8 \cdot 10^6$ – $1,8 \cdot 10^7$ Бк/дм³ (див. табл.1). Частка розчиненого ізотопу стронцію становить 94–95 % від його загальної активності у воді. Активність ^{90}Sr у складі твердої фази перебуває в межах від $9,3 \cdot 10^4$ до $9,9 \cdot 10^5$ Бк/дм³ води. Частка твердої фази з розміром частинок більше ніж 1 мкм у сумарній активності ^{90}Sr у воді становить 0,22–2,95 %, а частка частинок розміром 0,1–1 мкм – 2,37–4,17 %. На колоїдних частинках розміром 0,01–0,1 мкм зосереджено 0,37–0,79 % сумарної активності ^{90}Sr у воді.

Концентрація урану в пробах води становить 5,9–30 мг/дм³ (див. табл.1), частка розчинених ізотопів урану – 91–94 % від загального вмісту цих ізотопів у воді. Вміст ізотопів урану на твердій фазі в перерахунку на 1 дм³ води – 0,35–2,7 мг/дм³. Частка твердої фази з розміром частинок більше ніж 1 мкм у сумарному вмісті урану у воді –

0,05–4,2 %, а частинок розміром 0,1–1 мкм – 4,17–5,42 %. На колоїдних частинках зосереджено 0,35–0,88 % сумарного вмісту урану.

Активність плутонію (^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu) становить $4,5 \cdot 10^2$ – $4,1 \cdot 10^3$ Бк/дм³ води (див. табл.1), а частка розчинених ізотопів плутонію – 2,9–12 % від загальної активності цих ізотопів у воді. Активність ізотопів плутонію в складі твердої фази становить $3,9 \cdot 10^2$ – $4 \cdot 10^3$ Бк/дм³ води. Частка твердої фази з розміром частинок більше ніж 1 мкм у сумарній активності ізотопів плутонію у воді – 3,1–69,5 %, а частинок розміром 0,1–1 мкм – 25,1–77,6 %. На колоїдних частинках зосереджено 0,9–6,9 % сумарної активності ізотопів плутонію у воді.

Активність ^{241}Am у воді – $2,5 \cdot 10^3$ – $5,4 \cdot 10^4$ Бк/дм³ (табл.1). Частка розчиненого ізотопу америцію становить 0,33–1,9 % від загальної активності цього ізотопу у воді. Активність ^{241}Am у складі твердої фази перебуває в межах від $2,4 \cdot 10^3$ до $5,4 \cdot 10^4$ Бк/дм³ води. Частка твердої фази з розміром частинок більше ніж 1 мкм у сумарній активності ^{241}Am у воді становить 3,2–72,9 %, а частинок розміром 0,1–1 мкм – 23,4–86,4 %. На колоїдних частинках зосереджено 0,6–8,5 % сумарної активності америцію у воді.

Активність ^{244}Cm у воді становить $1,3 \cdot 10^2$ – $1,1 \cdot 10^3$ Бк/дм³ (табл. 1), а частка розчиненого ізотопу кюрію – 0,6–1,85 % від його загальної активності у воді. Активність ^{244}Cm у складі твердої фази становить $1,2 \cdot 10^2$ – $1,1 \cdot 10^3$ Бк/дм³ води. Частка твердої фази з розміром частинок більше ніж 1 мкм у сумарній активності ^{244}Cm у воді – 4–50 %, а частинок розміром 0,1–1 мкм – 39–88 %. На колоїдних частинках зосереджено 1,6–9,7 % сумарної активності кюрію у воді.

У водних розчинах стан трансуранових елементів та урану зумовлений процесами гідролізу [12–13]. Згідно з літературними даними, гідроліз зводиться до утворення на

першій стадії моноядерного гідроксокомплексу, а потім і поліядерних продуктів. Також можуть утворюватися й оксокомплекси в результаті взаємодії моноядерних гідроксокомплексів або під час відщеплювання іонів водню від поліядерних продуктів гідролізу. З'ясовано, що в результаті гідролізу з'являються як розчинні моно- і поліядерні комплекси різного ступеня ядерності, так і нерозчинні частинки — полімери колоїдних розмірів і осадів. Частка ізотопів плутонію, америцію та кюрію, адсорбованих на частинках розміром більше ніж 1 мкм, становить 3–73 %, на частинках розміром 0,1–1 мкм — 23–88 % і на колоїдних частинках — 0,6–9,7 % від сумарної активності нуклідів у РРВ. У розчині міститься лише невелика їхня частина.

Результати дослідження форм перебування радіонуклідів у зразках води з приміщень 001/3, 012/16 та 012/5-8 об'єкта «Укриття» також наведено в табл. 1. Ізотопи цезію і стронцію перебувають у стані позитивно заряджених іонів. Деяко неочікувані дані отримано про форми перебування ізотопів трансуранових елементів та урану. У проведених дослідженнях [5–7] ізотопи урану і плутонію затримувалися на аніонообмінній смолі АВ-17-8 ч СВ у гідроксильній формі. Зазначені ізотопи були представлені в розчині своїми аніонними сполуками. Так, уран у воді з об'єкта «Укриття» визначали як аніон $[UO_2(CO_3)_2]^{2-}$. У цьому разі відбувалося однакове поглинання іонів урану, плутонію, америцію і кюрію як на аніонообмінній смолі АВ-17-8 ч СВ в ОН⁻-формі, так і на катіонообмінній смолі КУ-2-8 ч СВ в Н⁺-формі. Така поведінка, вірогідно, була спричинена адсорбцією іонів нуклідів на колоїдній фазі (частинках розміром 0,01–0,001 мкм). Цю фазу в слаболужному середовищі (8,8–9,8) міг поглинати і катіоніт, і аніоніт у зв'язку з можливим частковим перезарядженням колоїдних частинок [11].

У цьому дослідженні одержано нові дані для підтвердження важливої ролі твердої фази з розміром частинок 0,1–1 мкм та колоїдних частинок (мікрочастинок) у механізмі перенесення радіонуклідів трансуранових елементів водою з об'єкта «Укриття» в поверхневі шари ґрунту і в ґрунтовій воді. Про це свідчить значення активності (концентрації) нуклідів (табл. 2), асоційованих на найбільш рухомій частині мікрочастинок розміром від 0,1 до 1 мкм і на колоїдних частинках. За станом на 2006–2007 роки активність ^{137}Cs на частинках розміром від 0,1 до 1 мкм і на колоїдних частинках становить $3,6 \cdot 10^4$ – $2,1 \cdot 10^5$ Бк/дм³, а загальна частка тих самих частинок — 0,64–0,69 % від сумарної активності ізотопів цезію в зразках РРВ. Активність ^{90}Sr на мікрочастинках становить $8,8 \cdot 10^4$ – $5,6 \cdot 10^5$ Бк/дм³, а загальна частка тих самих частинок — 3,1–5 % від сумарної активності стронцію у воді.

Концентрація ізотопів урану на мікрочастинках становить $3,4 \cdot 10^2$ – $1,6 \cdot 10^3$ мкг/дм³, а загальна частка тих самих частинок — 5–5,8 % від сумарного вмісту урану в зразках води. Активність ізотопів плутонію на мікрочастинках становить $3,8 \cdot 10^2$ – $1,7 \cdot 10^3$ Бк/дм³, а загальна частка тих самих частинок — 27–95 % від сумарної активності ізотопів плутонію у воді. Активність ізотопу ^{241}Am на мікрочастинках становить $2,4 \cdot 10^3$ – $1,6 \cdot 10^4$ Бк/дм³, а загальна частка тих же частинок — 27–95 % від сумарної активності ізотопу америцію в зразках РРВ. Активність ізотопу ^{244}Cm на мікрочастинках становить $1,2 \cdot 10^2$ – $6 \cdot 10^2$ Бк/дм³, а загальна частка тих самих частинок — 49–94 % від сумарної активності ізотопу кюрію в зразках РРВ.

Підсумовуючи результати дослідження, можна зробити висновок, що в РРВ частка активності трансуранових елементів на мікрочастинках є однією з найвагоміших у їхній сумарній активності.

Таблиця 2. Фазовий розподіл і частка мікрочастинок у воді з об'єкта «Укриття»

Приміщення	Ізотоп, елемент	Активність (концентрація) мікрочастинок, Бк/дм ³ початкової води		Сумарна частка мікрочастинок, % від активності (концентрації) початкової води за ізотопами	
		2007 р.	2006 р.	2007 р.	2006 р.
001/3	¹³⁷ Cs	3,62·10 ⁴	—	0,64	—
	⁹⁰ Sr	8,88·10 ⁴	—	4,96	—
	U	3,43·10 ^{2*}	—	5,77	—
	Pu	3,81·10 ²	—	84,48	—
	²⁴¹ Am	2,36·10 ³	—	94,85	—
	²⁴⁴ Cm	1,17·10 ²	—	93,90	—
012/16	¹³⁷ Cs	—	1,88·10 ⁵	—	0,69
	⁹⁰ Sr	—	2,62·10 ⁵	—	3,13
	U	—	1,55·10 ^{3*}	—	5,76
	Pu	—	1,69·10 ³	—	41,50
	²⁴¹ Am	—	1,56·10 ⁴	—	41,79
	²⁴⁴ Cm	—	6,03·10 ²	—	64,87
012/5—8	¹³⁷ Cs	—	2,14·10 ⁵	—	0,67
	⁹⁰ Sr	—	5,58·10 ⁵	—	3,10
	U	—	1,47·10 ^{3*}	—	4,98
	Pu	—	9,99·10 ²	—	27,01
	²⁴¹ Am	—	1,42·10 ⁴	—	26,80
	²⁴⁴ Cm	—	5,58·10 ²	—	48,86

* Концентрація ізотопів, мкг/дм³

РАДІОХІМІЧНИЙ СКЛАД, ФАЗОВИЙ РОЗПОДІЛ АКТИВНОСТІ І ФОРМИ ПЕРЕБУВАННЯ РАДІОНУКЛІДІВ У ҐРУНТОВИХ ВОДАХ ПРОМАЙДАНЧИКА ОБ'ЄКТА «УКРИТТЯ»

Сьогодні одним із факторів негативного впливу об'єкта «Укриття» на гідрогеологічні умови в найближчій до ЧАЕС зоні є неконтрольоване витікання РРВ з об'єкта, які можуть потрапити в ґрунтові води. Роботи з радіаційного моніторингу розпочали в 1992 р., пробуривши дослідницькі свердловини 1-Г — 6-Г (глибина свердловин 7—10 м) нижче за течією ґрунтових вод щодо об'єкта «Укриття» в північній частині локальної зони. Водовмісними породами є переважно піщані відкладення заплавної тераси р. Прип'ять. Напрямок потоку ґрунтових вод пролягає з південного заходу на північний схід. Води потоку спадають у русло р. Прип'ять. Швидкість латеральної (горизонтальної) фільтрації ґрунтових вод перебуває в межах 15—35 м/рік при витраті ґрунтового потоку

в межах локальної зони від 60 до 120 м³/добу. За хімічним складом ґрунтові води належать до типу сульфатно-гідрокарбонатних кальцієво-натрієвих із мінералізацією до 0,5 г/дм³. Вміст карбонатів і гідрокарбонатів перебуває в межах від 20 до 190 мг/дм³. Вода зі свердловин 3-Г, 5-Г та 6-Г має нейтральну реакцію (рН 7,3), а зі свердловин 1-Г, 2-Г та 4-Г — лужну (рН 9-12).

Вивчені зразки ґрунтових вод із свердловин 4-2н, 4-Г і 3-Г, розташованих на промайданчику об'єкта «Укриття», відібрано у квітні 2006 і 2007 рр. Активність ¹³⁷Cs у вивчених пробах ґрунтових вод становить 2,1·10¹—4·10³ Бк/дм³ (табл. 3), а частка розчиненого ізотопу цезію — 35—92 % від загальної активності цього ізотопу у воді. Активність ¹³⁷Cs у складі твердої фази перебуває в межах від 4,3 до 1,5·10³ Бк/дм³ води, а частка твердої фази з розміром частинок більше ніж 0,2 мкм у сумарній активності ¹³⁷Cs — у межах від 7,4 до 58 %, частинок

розміром 0,1–0,2 мкм – 0,5–5,7 %. На колоїдних частинках зосереджено 0,1–3,8 % сумарної активності цезію у воді.

Активність ^{90}Sr у ґрунтових водах становить $1,4 \cdot 10^2$ – $6,4 \cdot 10^2$ Бк/дм³ (див. табл. 3), а частка розчиненого ізоотопу стронцію сягає 58–98 % від його загальної активності у воді. Активність ^{90}Sr у складі твердої фази становить 5–260 Бк/дм³ води, а частка твердої фази з розміром частинок більше ніж 0,2 мкм у сумарній активності ^{90}Sr – 0,85–39 %, частинок розміром 0,1–0,2 мкм – 0,2–3,3 %. На колоїдних частинках зосереджено 0,6–2,1 % зазначеного ізоотопу стронцію від його сумарної активності у воді.

Концентрація ізоотопів урану в ґрунтових водах становить 0,1–4,8 мкг/дм³ (табл. 3). Частка розчинених ізоотопів урану становить 33–97 % від загального вмісту зазначених ізоотопів у воді. Вміст ізоотопів урану на твердій фазі в перерахунку на 1 дм³ води –

0,05–1,5 мкг/дм³. Частка твердої фази з розміром частинок більше ніж 0,2 мкм у сумарному вмісті урану у воді – 2,5–33 %, а частинок розміром 0,1–0,2 мкм – 0,3–17 %. На колоїдних частинках зосереджено 0,3–29 % цього ізоотопу урану від його сумарного вмісту в зразках ґрунтових вод.

У низці робіт [14–16] наведено результати визначення об'ємної активності ізоотопів ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am (табл.4) і концентрації урану в ґрунтовій воді з дослідницьких свердловин 1-Г – 6-Г північної частини локальної зони об'єкта «Укриття» ЧАЕС. Середня об'ємна активність радіонуклідів становить: ^{137}Cs – $3,0 \pm 2$; ^{90}Sr – 310 ± 280 ; ^{238}Pu – $0,0055 \pm 0,0033$; $^{239+240}\text{Pu}$ – $0,011 \pm 0,007$; ^{241}Am – $0,0078 \pm 0,0065$ кБк/м³. Середній вміст урану в пробах води зі свердловин 1-Г – 6-Г становить $0,18 \pm 0,16$ мкг/дм³. Ізотопний склад урану в цілому відповідає природному урану.

Таблиця 3. Фазовий розподіл і форми перебування радіонуклідів у зразках ґрунтових вод зі свердловин проммайданчика, % від активності (концентрації) води за ізоотопами

Свердловина	Ізотоп, елемент	Активність відповідного ізоотопу у воді, Бк/дм ³	Фаза (розмір часток, мкм)				
			грубодисперсна тверда		колоїдна 0,01 – 0,1	іонно–дисперсна	
			> 0,2	0,1–0,2		катіонна форма	аніонна форма
4–2н	^{137}Cs	$4,01 \cdot 10^3$	25,32	0,75	0,57	72,26	–
	^{90}Sr	$6,4 \cdot 10^2$	38,68	1,42	2,08	57,82	–
	U	4,8*	29,73	1,25	0,42	68,61**	
4–Г	^{137}Cs	$4,5 \cdot 10^1$	58,27	2,66	3,55	35,52	–
	^{90}Sr	$3 \cdot 10^2$	0,85	0,20	0,64	98,31	–
	U	0,28*	32,14	3,57	28,57	35,71**	
4–2н	^{137}Cs	$2,1 \cdot 10^3$	7,40	0,48	0,10	92,03	–
	^{90}Sr	$3 \cdot 10^2$	15,56	3,31	0,66	80,46	–
	U	3,2*	2,50	0,31	0,31	96,88**	
4–Г	^{137}Cs	$2,1 \cdot 10^1$	33,33	5,71	3,81	57,14	–
	^{90}Sr	$1,4 \cdot 10^2$	7,41	0,89	0,59	91,11	–
	U	0,6*	33,33	16,67	16,67	33,33**	
3–Г	^{137}Cs	$2,9 \cdot 10^1$	8,56	3,42	2,74	85,62	–
	^{90}Sr	$1,8 \cdot 10^2$	8,93	2,71	1,58	87,00	–
	U	0,1*	30,00	10,00	10,00	50,00	

* Концентрація ізоотопів, мкг/дм³, ** Іонно–дисперсна фаза

Таблиця 4. Вміст радіонуклідів у ґрунтовій воді з досліджуваних свердловин, кБк/м³

Номер свердловини	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁸ Pu	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
1-Г	2±1	90±20	0,007±0,005	0,014±0,007	0,009±0,003
2-Г	<1,0	7±2	0,002±0,001	0,005±0,002	0,004±0,001
3-Г	4±1	1200±200	0,005±0,002	0,008±0,003	0,006±0,003
4-Г	4±1	540±1	0,011±0,004	0,023±0,006	0,025±0,006
5-Г	<1,0	4±1	0,006±0,002	0,012±0,003	0,007±0,003
6-Г	<1,0	10±3	0,002±0,001	0,004±0,002	0,003±0,001

У зразках води, відібраних зі свердловин 4-2н, 4-Г і 3-Г проммайданчика об'єкта «Укриття», ізотопи цезію та стронцію перебувають у стані позитивно заряджених іонів. Водночас отримано неочікувані дані про форми перебування ізотопів урану. Під час дослідів відбувалося приблизно однакове поглинання іонів урану як на аніонообмінній смолі АВ-17-8 ч СВ у ОН⁻-формі, так і на катіонообмінній смолі КУ-2-8 ч СВ в Н⁺-формі, що, вірогідно, було спричинено адсорбцією іонів урану на колоїдній фазі. Цю фазу в слаболужному середовищі (рН 8,3-10,4) міг поглинати і катіоніт, і аніоніт у зв'язку з можливим частковим перезарядженням колоїдних частинок [11].

Також отримано нові дані для підтвердження важливої ролі частинок твердої фази з розміром 0,1–0,2 мкм та колоїдних частинок (мікрочастинок) у механізмі перенесення радіонуклідів водою із проммайданчика об'єкта «Укриття» в поверхневі шари ґрунту і в ґрунтовій воді. Про це свідчить значення активності (концентрації) нуклідів (табл. 5), асоційованих на найбільш рухомій частині мікрочастинок розміром від 0,1 до 0,2 мкм і на колоїдних частинках. Так, активність ¹³⁷Cs на частинках розміром 0,1–0,2 мкм у 2006–2007 роках становила 2–53 Бк/дм³, а загальна частка тих самих частинок – 0,6–9,5 % від сумарної активності ізотопів цезію в ґрунтових водах. Активність ⁹⁰Sr на мікрочастинках

Таблиця 5. Фазовий розподіл і частка мікрочастинок у ґрунтовій воді

Свердловина	Ізотоп, елемент	Активність (концентрація) мікрочастинок, Бк/дм ³ початкової води		Сумарна частка мікрочастинок, % від активності (концентрації) початкової води за ізотопами	
		2007 р.	2006 р.	2007 р.	2006 р.
4-2н	¹³⁷ Cs	12	53	1,32	0,57
	⁹⁰ Sr	12	22,4	7,42	3,50
	U	< 0,02*	0,08*	0,63	1,66
4-Г	¹³⁷ Cs	2	2,8	9,52	6,21
	⁹⁰ Sr	2	2,5	1,48	0,84
	U	< 0,2*	0,09*	33,33	32,14
3-Г	¹³⁷ Cs	1,8	—	6,16	—
	⁹⁰ Sr	7,6	—	4,29	—
	U	< 0,02*	—	20,00	—

* Концентрація ізотопів, мкг/дм³

становить 2–22 Бк/дм³, а загальна частка тих самих частинок — 0,8–7 % від сумарної активності ізотопів стронцію в ґрунтових водах. Концентрація ізотопів урану на мікрочастинках становить менше ніж 0,02–0,2 мкг/дм³, а загальна частка тих самих частинок сягає 0,6–33 % від сумарного вмісту урану в зразках ґрунтових вод.

Згідно з науковими даними [2, 3], перенесення розчинених радіонуклідів із поверхневих шарів ґрунту в ґрунтові води відбувається переважно завдяки дифузійному механізму, тоді як перенесення радіонуклідів, адсорбованих на мікрочастинках (частинках дрібнодисперсної фази і колоїдних частинках), відіграє незначну роль у міграції радіонуклідів у більшості ґрунтів [3]. Наші дослідження підтвердили зроблений раніше висновок [5, 6], що поряд із перенесенням радіонуклідів у іонній формі важливу роль у цьому механізмі відіграє асоціація їх на мікрочастинках розміром від 0,1 до 0,2–1 мкм і на колоїдних частинках. Небезпечною для довкілля є значна частка активності мікрочастинок (більше ніж 27 %) у загальній активності РРВ і можливість перенесення їх у ґрунтові води.

Сучасні підходи до оцінювання довгострокової безпеки сховищ радіоактивних відходів (РАВ) у поверхневих і глибинних геологічних формаціях ґрунтуються на дослідженні сорбції радіонуклідів на компонентах інженерних і геохімічних бар'єрів (гірських породах і мінералах), а також на розчинності радіонуклідів у відповідних підземних водах. Проектування цих сховищ базується на розрахунках, згідно з якими радіонукліди, що є компонентами РАВ, не повинні потрапляти до зони проживання людини протягом десятків–сотень тисяч років. Довгоіснуючі ізотопи три- і чотиривалентних актинідів не повинні становити небезпеки внаслідок їхньої високої схильності до сорбції на компонентах інженерних бар'єрів чи на гірських

породах або через низьку розчинність. Проте останніми роками опубліковано дані, що вказують на можливість міграції цих радіонуклідів у підземних водах у складі колоїдних частинок різного походження. У роботі А. Керстіна та ін. авторів установлено факт перенесення, пов'язаного з колоїдними частинками смектитів, ²³⁹Pu на відстань 1,3 км по території ядерного випробувального полігону в штаті Невада протягом 30 років [17]. Дослідження поведінки Pu і Am у каньйоні Мортандад на території Лос-Аламоської національної лабораторії також виявили міграцію Pu і Am на відстань 3390 м від джерела [18]. Теоретичний розрахунок швидкості міграції трансуранових елементів (ТУЕ) показав, що вони не повинні мігрувати більше ніж на декілька метрів. Однак навіть при низькому вмісті внаслідок їхньої високої питомої радіоактивності ТУЕ здатні помітно впливати на сумарну альфа-активність природних об'єктів [19]. За допомогою методів мікро- і ультрафільтрації було встановлено, що Pu пов'язаний із колоїдними частинками розміром 0,025–0,45 мкм, а Am — з колоїдними частинками розміром ≤ 0,002 мкм, проте про природу цих колоїдних частинок не повідомлено [18].

Екологічний моніторинг має включати не тільки спостереження, але й прогнозування розвитку ситуації, визначення реакції екосистеми, що піддалася радіоактивному забрудненню, а також наперед продуману систему її реабілітації в різних позаштатних ситуаціях. Без знання закономірностей розподілу й динаміки міграції радіонуклідів у наземних і водних екосистемах неможливе коректне оцінення радіаційної ситуації, її прогнозування й розроблення заходів щодо реабілітації вже забруднених територій. Проте в науковій і спеціальній літературі дуже мало інформації про фізико-хімічні форми радіонуклідів у природному середовищі. Саме вони ви-

значають рухливість і біодоступність радіонуклідів, а отже, і потенційний вплив на біоту й людину.

Основні результати проведеного дослідження:

♦ Визначення фазового розподілу активності (концентрації) і форми перебування радіонуклідів у іонно-дисперсному стані: а) за ізотопами цезію, стронцію, урану, плутонію, америцію та кюрію на грубодисперсній твердій фазі, колоїдних частинках розміром 0,01–0,1 мкм та в розчиненому стані в РРВ з об'єкта «Укриття»; б) за ізотопами цезію, стронцію та урану на різних фазових складниках у ґрунтових водах проммайданчика об'єкта «Укриття».

♦ Підтвердження важливої ролі мікрочастинок (твердої фази з розміром частинок 0,1–1 мкм та колоїдних частинок) у механізмі перенесення радіонуклідів водою з об'єкта «Укриття» і з проммайданчика в поверхневі шари ґрунту й у ґрунтові води. У РРВ частка активності мікрочастинок трансуранових елементів — одна з найвагоміших (27–94 %) у їхній сумарній активності.

♦ Отримання нових даних для підтвердження того, що поряд із перенесенням радіонуклідів у іонній фазі існує також суттєве перенесення радіонуклідів, асоційованих на мікрочастинках. Для довкілля небезпечна значна частка мікрочастинок трансуранових елементів у загальній активності РРВ і можливе перенесення цих мікрочастинок у ґрунтові води. Дані про поведінку радіонуклідів із проммайданчика об'єкта «Укриття» свідчать про швидку міграцію радіонуклідів із поверхневих шарів піщаного ґрунту в ґрунтові води.

НАУКОВІ ЗАСАДИ ОЧИЩЕННЯ РРВ ВІД ТРАНСУРАНОВИХ ЕЛЕМЕНТІВ

В основу розроблення технології очищення води з об'єкта «Укриття» покладено ідею Л. А. Кульського [20], згідно з якою вибір методу видалення забрудню-

вальних елементів із води залежить від їхнього фазово-дисперсного стану. Вихідними параметрами є радіохімічний склад зразків води з об'єкта «Укриття» за ізотопами Cs, Sr, U і Pu та фазово-дисперсний склад зазначених нуклідів, які перебувають у грубодисперсній твердій фазі з розміром частинок більше ніж 0,1 мкм, у колоїдній фазі з розміром частинок 0,01–0,1 мкм та в іонно-дисперсній фазі. Очищення РРВ від трансуранових елементів було найважливішим завданням. Для вибору оптимальної технології проводили лабораторні дослідження з очищення зразків води об'єкта «Укриття» із застосуванням методів реагентного оброблення, флоатації, фільтрування з використанням допоміжних фільтраційних матеріалів (ДФМ), сорбції на природних цеолітах та іонообмінних смолах. Результати цих досліджень заклали фізико-хімічні основи технології очищення РРВ з об'єкта «Укриття» від радіонуклідів [21].

Для подальшої перевірки було запропоновано методи очищення РРВ від TUE, Sr і γ -випромінювачів, зорієнтовані на досягнення максимальної ефективності очищення. Для очищення від твердої фази з розміром частинок більше ніж 0,1 мкм і колоїдів рекомендовано таку послідовність. Грубодисперсну тверду фазу з розміром частинок більше ніж 40 мкм у технологічній схемі можна видалити у відстійнику (піско-вловлювачі), що зменшить навантаження на фільтр і оптимізує його роботу. Для подальшого очищення від твердої фази, колоїдних частинок і частково від розчинених у воді нуклідів і мастил рекомендовано реагентне оброблення води гідролізними солями Fe, а також відстоювання в поєднанні з подальшим застосуванням ДФМ. Як альтернативні рекомендуємо розроблені методи пінної флоатації на гідроксидах металів і фільтрування з використанням ДФМ. Для очищення від розчинених ізотопів Cs і Sr застосовуємо ефективний метод динаміч-

ної сорбції на природному клиноптилоліті. Для очищення від ізотопів U і Pu, а також від залишкових кількостей Cs і Sr, що містяться в розчині у вигляді позитивно і негативно заряджених іонів, доцільно використовувати сильноокислотну катіонообмінну смолу КУ-2-8 ч СВ у H^+ -формі і сильноосновну аніонообмінну смолу АВ-17-8 ч СВ у OH^- -формі.

У спеціально підготованому приміщенні на об'єкті «Укриття» в 1996 р. здійснено монтаж збільшеної лабораторної установки продуктивністю 10 л/год. для очищення РРВ від трансуранових та інших радіоелементів. Установка включає вузол очищення від радіоактивної твердої фази з використанням методів флотації (або реагентного очищення і відстоювання), фільтрування з використанням ДФМ і вузол очищення від розчинених радіоактивних речовин на клиноптилоліті та іонообмінних смолах. Випробування цієї установки показали, що використання запропонованих методів очищення [21] дозволяє зменшити концентрацію ізотопів U в досліджених РРВ від 0,42–16 до 0,01–0,02 мг/дм³, активність ізотопів Pu – від 180–390 до 1–4 Бк/дм³, активність ізотопів ⁹⁰Sr – від $5,6 \cdot 10^5$ – $2,3 \cdot 10^6$ до $3,4 \cdot 10^1$ – $5,3 \cdot 10^2$ Бк/дм³ і активність γ -випромінювачів (переважно ізотопів Cs) – від $(1,6$ – $5,6) \cdot 10^7$ до $(4,8$ – $8,1) \cdot 10^2$ Бк/дм³. Наведені результати свідчать, що у випробовуваній технології є значні переваги щодо ефективності очищення порівняно зі всіма раніше випробовуваними на ЧАЕС технологіями очищення РРВ.

Таким чином, завдяки систематичному експериментальному дослідженню було обґрунтовано вибір раціональної технологічної схеми очищення РРВ, норм технологічного режиму, витрати реагентів, ДФМ, клиноптилоліту та іонообмінних смол, отримано дані щодо складу і кількості відходів та їхньої активності. Матеріали зазначе-

ного дослідження [21] можуть бути використані на об'єкті «Укриття» Чорнобильської АЕС для очищення води від ТУЕ, Sr і γ -випромінювачів як один із основних елементів комплексної технології з перетворення об'єкта «Укриття» в екологічно безпечну систему.

НАУКОВІ ЗАСАДИ ОЧИЩЕННЯ РРВ ВІД СУКУПНОГО ВМІСТУ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН І ТРАНСУРАНОВИХ ЕЛЕМЕНТІВ

Перероблення РРВ з об'єкта «Укриття» ЧАЕС пов'язане з дотриманням ряду критеріїв безпеки, найважливішими з яких є вміст органічних речовин та активність α -випромінювальних радіонуклідів. Результати роботи хімічного цеху ЧАЕС свідчать, що наявність органічних сполук у кубових залишках є перешкодою в роботі випарних апаратів, оскільки при певному вмісті цих речовин у процесі подальшого концентрування залишків відбувається забивання змійовиків, і вони виходять із ладу. Наявність α -випромінювальних трансуранових елементів (ТУЕ) з питомою активністю більше ніж $3,7 \cdot 10^2$ Бк/дм³ неприпустима з огляду на безпечне обслуговування сховищ РРВ на ЧАЕС і подальше їх глибоке концентрування перед переробленням у тверді відходи.

У світовій практиці немає достатнього досвіду очищення РРВ, що утворилися внаслідок техногенної ядерної аварії. Існує спосіб окислювального очищення кубових залишків РРВ Ленінградської АЕС перекисом водню і перманганатом калію для зменшення вмісту органічних сполук і подальшого застосування фероціанідного сорбенту для зниження активності радіонуклідів (^{134,137}Cs, ⁶⁰Co) [22]. Проте зараз на ЧАЕС, де в незрівнянно складніших системах є велика кількість різних органічних сполук і значний вміст α -випромінювальних нуклідів (РРВ у кубових залишках), відсутні ефективні методи зниження вмісту орга-

нічних речовин і ТУЕ. У зв'язку з цим актуальні дослідження з розроблення методу окислювального очищення РРВ і кубових залишків РРВ. Використання цього методу дозволить розв'язати проблему найважливішого напрямку діяльності ЧАЕС — захранення РРВ з об'єкта «Укриття» у вигляді твердих радіоактивних відходів. Тому було вивчено закономірності окислювального очищення кубових залишків РРВ від органічних сполук і ТУЕ з використанням перекису водню, перманганату калію та ультрафільтрації.

Для визначення кількості органічних речовин використовували метод визначення біхроматного окиснення (ХПК) [23]. Для досліджень брали кубові залишки РРВ із такими характеристиками: органічні речовини — 7,4–15 г/дм³, ХПК — 6000–9500 мг О₂/дм³, неорганічні солі — 50–251 г/дм³, рН 13,1–13,5. Одночасно використовували результати фазового розподілу активності й форм розміщення ізотопів цезію, стронцію, урану і ТУЕ на грубодисперсній твердій фазі, колоїдних частинках і в розчиненому стані в РРВ з об'єкта «Укриття», які характеризуються значною концентрацією урану та великою активністю ТУЕ — плутонію, америцію, кюрію (табл. 1).

Сукупність таких даних є основою для визначення поточного рівня безпеки об'єкта «Укриття» і методів очищення РРВ. Показано зокрема, що вміст поверхнево-активних речовин, плівкоутворювачів, нафтопродуктів та інших органічних сполук, а також продуктів їх деструкції, питома активність α -випромінювачів (ТУЕ та урану) у приміщенні 001/3 об'єкта «Укриття» і в кубових залишках РРВ значно перевищує критерії їх приймання для подавання на випарні апарати ЧАЕС.

Ми запропонували новий, захищений патентом України [24–26], спосіб очищення РРВ від органічних речовин і трансуранових елементів, який включає окислен-

ня пероксидом водню в присутності солей d-перехідних металів 4 періоду з низьким ступенем окислення при рН 1–4 й окислення перманганатом калію при рН \geq 12, а також процес ультрафільтрації на полімерних або неорганічних мембранах із розміром пор від 0,05 до 0,10 мкм.

Раніше — у дослідженнях РРВ — було показано [24–26], що під час окиснення таких систем руйнуються комплексні сполуки органічних речовин із металами, а радіонукліди, здатні брати участь у сорбційних процесах, переходять в іонну форму. Крім того, у розчині, який очищують, утворюються гідроксиди заліза і двоокису марганцю, що є хорошими сорбентами для нуклідів. Завдяки цьому в розчинах істотно знижується концентрація урану і активність ТУЕ.

Отже, запропонований вище комплексний метод окислення РРВ та їхніх кубових залишків дозволяє значно знизити вміст органічних сполук (ХПК зменшується від 2300–9500 до 100–1800 мг О₂/дм³), зменшити концентрацію урану від 5–12 до 1 мг/дм³ та активність ТУЕ на 97,5–99,9 %, що матиме принципове значення для вдосконалення підготовки РРВ за штатною технологією ЧАЕС. Зазначений метод окислювального очищення РРВ запропоновано для впровадження на ЧАЕС.

1. Боровой А.А., Богатов С.А., Пазухин Э.М. Современное состояние объекта «Укрытие» и его влияние на окружающую среду // Радиохимия. — 1999. — Т. 41. — № 4. — С. 368–378.
2. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. — М.: Атомиздат, 1974. — 216 с.
3. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. — М.: Энергоиздат, 1981. — 98 с.
4. Мельникова М.К., Ковеня С.В. Применение радиоактивных индикаторов для моделирования процесса лессиважа // Почвоведение. — 1971. — № 10. — С. 42–49.
5. Руденко Л.И., Скляр В.Я., Хан В.Е. Изучение фазового распределения и форм нахождения радионуклидов в воде из внутренних помещений объекта

- «Укрытие» и в грунтовых водах промплощадки методом ультрафильтрации // Доп. НАН України. — 1998. — №6. — С. 153–157.
6. Руденко Л.И., Хан В.Е., Панасюк Н.И. Физико-химическое обоснование механизма миграции радионуклидов из объекта «Укрытие» и его промплощадки в грунтовые воды // Радиохимия. — 2003. — Т. 45. — №3. — С. 268–272.
 7. Руденко Л.И., Хан В.Е. Вклад микрочастиц в механизм миграции радионуклидов из объекта «Укрытие» и его промплощадки в грунтовые воды // Радиохимия. — 2005. — Т. 47. — № 1. — С. 89–90.
 8. Флеров Г.Н. Синтез сверхтяжелых элементов и применение методов ядерной физики в смежных областях // Вестн. АН СССР. — 1984. — №4. — С. 35–48.
 9. Святченко В.В., Бильдюкевич А.В. Пористая структура промышленных и экспериментальных ультрафильтрационных мембран // Журн. прикл. химии. — 1991. — Т. 64. — №7. — С. 1571–1573.
 10. Корнеев А.А., Криницин А.П., Стрихарь О.Л., Щербин В.Н. Жидкие радиоактивные отходы внутри объекта «Укрытие» // Радиохимия. — 2002. — Т. 44. — №6. — С. 545–552.
 11. Радиевый институт имени В.Г. Хлопина. К 50-летию со дня основания. — Л.: Наука, Ленинградское отд., 1972. — 244 с.
 12. Несмеянов А.Н. Радиохимия. — М.: Химия, 1978. — 560 с.
 13. Аналитическая химия урана. — М.: Изд. АН СССР, 1962. — 432 с.
 14. Одинцов А.А., Хан В.Е., Краснов В.А., Пазухин Э.М. Радионуклиды в грунтовой воде наблюдательных скважин локальной зоны объекта «Укрытие» // Радиохимия. — 2007. — Т. 49. — №5. — С. 467–472.
 15. Одинцов А.А., Пазухин Э.М. Метод определения изотопного состава U, Pu, Am и Cm в «горячих» частицах и в облученном ядерном топливе // Радиохимия. — 2004. — Т. 46. — №3. — С. 283–288.
 16. Одинцов О.О. Трансурановые элементы в зоне влияния Чернобыльской атомной электростанции: Автореф. дис. ... канд. техн. наук. — К., 2005. — 24 с.
 17. Kersting A.B., Efurud D.W., Finnegan D.L., Rokop D.J., Smith D.K., Thompson J.L. Migration of plutonium in ground water at the Nevada Test Site // Nature. — 1999. — Vol. 397. — № 6714. — P. 56–59.
 18. Persone W.R., Polzer W.L., Essington E.M., Nelson D.M., Orlandini K.A. Mobility of Plutonium and Americium through a Shallow Aquifer in a Semiarid Region // Environ. Sci. Technol. — 1990. — Vol. 24. — № 2. — P. 228–234.
 19. Новиков А.П., Калмыков С.Н., Ткачев В.В. Формы существования и миграция актинидов в окружающей среде // Рос. хим. журнал (Журнал Рос. хим. об-ва им. Д.И. Менделеева). — 2005. — Т. 49. — № 2. — С. 119–126.
 20. Кульский Л.А. Теоретическое обоснование технологии очистки воды. — К.: Наук. думка, 1968. — 127 с.
 21. Руденко Л.И., Скляр В.Я., Хан В.Е. Очистка жидких радиоактивных отходов из объекта «Укрытие» от трансураниевых элементов, Sr и γ -излучателей // Радиохимия. — 2004. — Т. 46. — № 2. — С. 184–187.
 22. Савкин А.Е., Моренова А.Г., Захарова Е.В., Родыгина Н.И. Окислительно-сорбционная очистка кубовых остатков Ленинградской АЭС от радионуклидов // Радиохимия. — 2003. — Т. 45. — № 4. — С. 363–365.
 23. Унифицированные методы анализа вод / Под ред. Ю.Ю. Лурье. — М.: Химия, 1971. — 376 с.
 24. Руденко Л.И., Джужа О.В., Хан В.Е. Окислительная и мембранная очистка жидких радиоактивных отходов от органических соединений и трансураниевых элементов // Доп. НАН України. — 2006. — №6. — С. 150–153.
 25. Руденко Л.И., Джужа О.В., Хан В.Е. Окислительная очистка жидких радиоактивных отходов от органических соединений и радионуклидов перманганатом калия // Доп. НАН України. — 2007. — №2. — С. 149–151.
 26. Пат. 27863 Україна, МПК⁷ G 21 F 9/00 — F 9/04 Спосіб очищення рідких радіоактивних відходів від трансураниевих елементів / Л.І. Руденко, О.В. Джужа, В.Є. Хан. — № а 2006 07335; Заявл. 03.07.2006; Опубл. 26.11.2007, Бюл. № 19.

Л. Руденко, В. Хан, В. Кухар

**МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ З ОБ'ЄКТА «УКРИТТЯ»
Наукові засади очищення рідких радіоактивних відходів
від органічних речовин і трансураниевих елементів**

Резюме

Аварія на ЧАЕС викликала низку фундаментальних і прикладних проблем. Отримано нові дані для підтвердження важливої ролі твердої фази з розміром частинок 0,1–1 мкм та колоїдних частинок (мікрочастинок) у механізмі перенесення радіонуклідів із проммайdanчика об'єкта «Укриття» в поверхневі шари ґрунту й у ґрунтові води. Запропоновано новий спосіб очищення РРВ від органічних речовин і трансураниевих елементів окисленням пероксидом водню і перманганатом калію, а також процес ультрафільтрації на полімерних або неорганічних мембранах із розміром пор 0,05–0,10 мкм. Розроблений метод окислювального очищення запропоновано для впровадження на ЧАЕС.

L. Rudenko, V. Khan, V. Kukhar

MIGRAION OF RADIOACTIVE NUCLIDES FROM "COVER" OBJECTS

Scientific fundamentals of liquid radioactive waste products and transuranian elements purification

S u m m a r y

Failure on the ChNPP caused a series of fundamental and applied problems. New information presented confirms the substantial role of a solid phase with the size of 0,1–1 micrometers and colloid particles (micro par-

ticles) in the mechanism of a transfer of radionuclides from the «Cover» industrial site in superficial layers of soil and in ground water. The new purification method of contaminated water wastes is offered which enables to remove an organic matter and transuraniums by oxidization with hydrogen peroxide and potassium permanganate in combination with a ultrafiltration on polymeric or inorganic membranes with the size of pore 0,05–0,10 micrometers. The developed oxidization purification is recommended for implementation on ChNPP.

В. ЛЯЛЬКО, О. САХАЦЬКИЙ, З. ШПОРТЮК, О. СИБІРЦЕВА, А. ХОДОРОВСЬКИЙ, О. АЗІМОВ

«ЗЕЛЕНИЙ ЩИТ» ПРОТИ РАДІОНУКЛІДІВ

Класифікація рослинного покриття зони відчуження ЧАЕС за даними багатозонального космічного знімання

Рослинність відіграла величезну роль для локалізації токсикантів у зоні аварії на Чорнобильській АЕС, зазнавши впливу радіоактивного забруднення. Тому для екологічних досліджень у цій зоні дуже важливий контроль стану рослинності. Його методологія ґрунтується на вивченні спектральних характеристик рослинності в різних спектральних каналах. Контроль екологічного стану довкілля здійснено з використанням багатоканальних зображень супутникових сенсорів, одержаних різними супутниками в 1980–1998 рр. Розглянуто два питання: оцінення впливу радіоактивного забруднення на стан рослинності (класифікація рослинних спільнот) та її фітосанітарний стан. Результати наземних польових досліджень використано для проведення пробних вимірів та підтвердження даних, отриманих за допомогою космічного знімання.

© ЛЯЛЬКО Вадим Іванович. Член-кореспондент НАН України. Доктор геолого-мінералогічних наук. Директор Наукового центру аерокосмічних досліджень Землі НАН України.

САХАЦЬКИЙ Олексій Ілліч. Кандидат геолого-мінералогічних наук. Провідний науковий співробітник відділу енергомасообміну в геосистемах цієї установи.

ШПОРТЮК Зіновія Михайлівна. Кандидат фізико-математичних наук. Старший науковий співробітник відділу енергомасообміну в геосистемах цієї установи.

СИБІРЦЕВА Оксана Миколаївна. Молодший науковий співробітник відділу енергомасообміну в геосистемах цієї установи.

ХОДОРОВСЬКИЙ Артур Якович. Кандидат геолого-мінералогічних наук. Старший науковий співробітник відділу енергомасообміну в геосистемах цієї установи.

АЗІМОВ Олександр Тельманович. Кандидат геолого-мінералогічних наук. Старший науковий співробітник відділу енергомасообміну в геосистемах цієї установи.