

Ю. О. Ольховик

ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», просп. Академіка Палладіна, 34а, Київ, 03142, Україна

Перспективні схеми кондиціювання рідких радіоактивних відходів АЕС України

Ключові слова:
рідкі радіоактивні відходи,
кубовий залишок,
сольовий плав,
сорбція,
цементування,
боросилікатне скло,
кондиціювання.

Розглянуто наявний світовий досвід практичного використання сорбційної технології та технології цементування рідких боратвмісних радіоактивних відходів АЕС з водо-водяними енергетичними реакторами для отримання кондиційованого продукту, придатного для передачі у сховища для захоронення. Зроблено висновок, що накопичений у сховищах АЕС сольовий плав є головною проблемою, що визначає подальший вибір розвитку і впровадження технологій кондиціювання. Зазначено, що наявна в Україні система оподаткування за утворення радіоактивних відходів не сприяє вибору технологій кондиціювання, направлених на мінімізацію об'ємів кінцевого продукту. Указано на перспективність застосування технології плавлення в «холодному тиглі» для утворення з кубового залишку і сольового плаву боросилікатного скла, гарантовано здатного в умовах поверхневого захоронення забезпечити ізоляцію радіонуклідів протягом часу, необхідного для розпаду до безпечного рівня радіоактивності. Підкреслено актуальність проведення поглибленого техніко-економічного аналізу для визначення оптимальних рішень щодо впровадження на АЕС України ефективних та економічно обґрунтованих технологій переробки кубового залишку і сольового плаву.

Вступ

Виробництво електроенергії на АЕС ґрунтується на перетворенні енергії поділу ядерного палива спочатку в теплову, а потім в електричну енергію, що потребує величезної кількості води, яка використовується перш за все як теплоносіє. Великі обсяги води використовуються також у процесах зберігання ядерного палива в басейнах витримки, під час промивки іонообмінних фільтрів, дезактивації обладнання і приміщень станції, прання спецодягу тощо. Кожне джерело формує відповідний об'єм рідких радіоактивних відходів (РРВ) зі специфічним хімічним і радіонуклідним складом. За експертною оцінкою автора виробництво 1 МВт · год електроенергії на АЕС України з ректорами ВВЕР утворює 1,5 м³ гомогенних

слабоактивних водних розчинів з низьким солевмістом. Зазначені радіоактивно забруднені середовища збираються системою спецканалізації через трапи та приямки (звідси назва «трапні» води) й направляються для переробки на установки спецводоочищення (СВО).

Проектами спорудження діючих енергоблоків АЕС України не передбачалося будівництво установок з глибокої переробки РРВ з отриманням продукту переробки, характеристики якого відповідають критеріям прийнятності для остаточного захоронення. Із трапних вод після відповідної переробки утворюється так званий кубовий залишок (КЗ) — рідкий концентрат солей. Ступінь концентрування на установках СВО залежить від багатьох факторів і становить від 40 до 80. За хімічним складом КЗ є багатокомпонентною

© Ю. О. Ольховик, 2020

системою, склад якої визначається наявністю розчинних солей (NaNO_3 , Na_2CO_3 , NaBO_2 , фосфати й оксалати натрію), суспензій (гідроокси марганцю, заліза та нерозчинні оксалати і фосфати), органічні речовини (детергенти та комплексопи). Середній солевміст КЗ, що зберігаються у сховищах АЕС, становить 300–400 г/дм³. Станом на 31 грудня 2018 р. у сховищах діючих АЕС зберігалось 9 210 м³ КЗ [1].

За критерієм значень питомої активності в одиницях кратності [2] КЗ належить до середньоактивних відходів. Активність КЗ визначається здебільше ізотопами ¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs і ⁶⁰Co; у значно менших кількостях це ізотопи ⁵⁴Mn, ⁵⁸Co, ¹²²Sb, ¹²⁴Sb.

Стан проблеми та аналіз літературних даних

Наразі на діючих АЕС з водо-водяними енергетичними реакторами (ВВЕР) відсутня будь-яка система переробки КЗ до стану, прийнятного для захоронення у сховищах ДСП «Центральне підприємство з поводження з радіоактивними відходами» (оператор сховищ Державного агентства з управління зоною відчуження). Справедливо зазначити, що в комплексі «Вектор» немає інфраструктури для приймання кондиційованих радіоактивних відходів (РАВ) АЕС з реакторами ВВЕР на довготривале зберігання та захоронення (відсутність сховищ для РАВ АЕС, а також затверджених критеріїв приймання РАВ). Єдиним виключенням можна вважати заплановане на 2021 р. передання на захоронення у спеціально обладнане приповерхнє сховище твердих радіоактивних відходів (СОПСТРВ) 739 бочок із солебітумним компаундом, отриманим на Рівненській АЕС у 1995–2002 рр.

Унаслідок закладеного у проект граничного спрощення схем поводження з РРВ на АЕС України реалізовано рішення, що КЗ перероблюється на установках глибокого упарювання, утворюючи ще більш концентрований продукт — сольовий плав (СП), який у процесі охолодження застигає до твердого стану. Однак конструкція УГУ-500 не дозволяє отримувати СП необхідних параметрів (із мінімальною кількістю незв'язаної води), оскільки теплообмінні трубки постійно покриваються сольовим нальотом і сама установка вимагає частих хімічних відмивок, що веде до різкого зростання утворення вторинних РРВ [3]. Цей процес досить ефективно зменшує об'єм РРВ — від 4 до 15 разів, але це завело ситуацію в глухий кут. Згідно з діючою класифікацією ОСПРБУ-2005 СП належить до РРВ та, відповідно до законодавства, не підлягає прямому захороненню й тому вимагає додаткового

кондиціювання для передачі його на захоронення. СП зберігається у 200-літрових контейнерах ЗП 551.040, А 2201.00 та КРО-200 (рис. 1), що розміщуються в спеціальних відсіках у сховищах АЕС. Для контейнерів ЗП 551.040, А 2201.00 та КРО-200 строк експлуатації 10, 15 і 20 років відповідно.



Об'єм 200 дм³
Висота 928 мм
Діаметр 560 мм
Маса 70 кг

Рис. 1. Зовнішній вигляд контейнера КРО-200

Станом на 31 грудня 2018 р. у сховищах українських АЕС накопичено СП 8 763 м³ (43 695 контейнерів) [1]. Наразі загальний об'єм заповнення комірок для зберігання СП з урахуванням об'єму контейнерів становить для Запорізької, Рівненської та Хмельницької АЕС 95,25, 63,5 і 70 % відповідно, тобто ресурси зберігання СП на майданчиках АЕС близькі до вичерпання. Не слід також забувати про значні фінансові витрати, які несе оператор АЕС на зберігання РРВ у своїх сховищах. СП має високі інгібуючі властивості, і хімічна взаємодія СП із внутрішньою поверхнею бочки-контейнера (виготовленого в основному зі сталі 3) не відбувається навіть у разі зберігання некондиційного (з підвищеною вологістю, частина якого залишилася в рідкому агрегатному стані) СП.

На АЕС України виконується регулярний контроль технічного стану контейнерів-бочок для зберігання СП, розміщених у відповідних комірках сховищ. Для перших контейнерів, прийнятих на зберігання в 1987 р., відзначено рівномірну корозію поверхні контейнерів глибиною до 0,5 мм. Відповідно швидкість корозії металу у вологому повітряному середовищі комірки сховища становить 0,04 мм/рік. Оскільки критичною для експлуатації контейнера є товщина стінки 2,0 мм, цей контейнер не може розглядатися як довговічний інженерний бар'єр у контексті забезпечення довготривалої безпеки зберігання та захоронення СП. Водночас слід зауважити, що

сьогодні більш як 18 тис. контейнерів на майданчиках Запорізької та Хмельницької АЕС перевищили проектний строк експлуатації.

У той же час саме РРВ вміщують переважну частину активності, що зберігається у сховищах на майданчиках АЕС. Так, загальна активність КЗ і СП на червень 2017 р. становила орієнтовно 10^{14} та $2,8 \cdot 10^{14}$ Бк відповідно [4], тобто 24 і 68 % активності, накопиченої у сховищах на майданчиках діючих АЕС.

Проблему поводження з СП не вирішено у розробника технології глибокого випарювання. Прийнято відкладене рішення, для реалізації якого в РФ був розроблений контейнер НЗК-150-1,5П(С), призначений для розміщення й безпечного тривалого зберігання у сховищах АЕС СП, отриманого на установках глибокого упарювання.

Зазначена ситуація заповнення сховищ на АЕС України може призвести до суттєвих витрат під час зберігання РРВ на майданчиках станцій та потребує якнайшвидшого вирішення, особливо з огляду на продовження строку експлуатації діючих енергоблоків і відповідно до збільшення об'ємів напрацьованих відходів. За багато десятиліть роботи з РАВ ще й досі не створено просту, надійну й дешеву технологію переробки основної маси РРВ АЕС з реакторами ВВЕР у безпечну форму, придатну для захоронення. Це одна з найсерйозніших невирішених проблем ядерної галузі.

Постановка завдань дослідження

Із 2009 р. ДП «Національна атомна енергогенеруюча компанія «Енергоатом»» (НАЕК «Енергоатом») як оператор АЕС і відповідно виробник РАВ сплачує екологічний податок — збір за забруднення навколишнього середовища в частині утворення РАВ та їхнього тимчасового зберігання. Відповідно до Закону України «Про поводження з радіоактивними відходами» [5] держава надає суб'єктам діяльності у сфері використання ядерної енергії, які утворюють РАВ та сплачують екологічний податок, гарантії щодо прийняття без додаткової оплати на зберігання/захоронення всього обсягу РАВ, утворених під час провадження діяльності таких суб'єктів. На поточний час загальний обсяг перерахувань ДП «НАЕК «Енергоатом»» у Фонд поводження з РАВ з 2009 р. становить більше 7,5 млрд грн.

Зазначена ситуація дає підстави для визначення пріоритетів під час розгляду можливих технологій, адже оператор АЕС уже наперед сплатив за послугу захоронення РАВ. Для зменшення витрат на захоронення технологія переробки РРВ на діючих АЕС

України повинна мати за головну мету не стільки мінімізацію об'ємів відходів, що направляються на захоронення, як мінімізацію витрат на впровадження та експлуатацію обладнання для кондиціонування разом з витратами на логістику упаковок РАВ до сховищ у зоні відчуження.

Тому необхідний аналіз наявної науково-технічної інформації щодо доступних й економічно доцільних технологій переробки РРВ, включаючи СП.

Матеріали дослідження та інтерпретація результатів

Сорбційні технології із застосуванням неорганічних іонообмінних сорбентів видаються достатньо перспективними, оскільки зазначені сорбенти мають високу селективність поглинання основного дозоутворюючого радіонукліда у складі РРВ — ^{137}Cs , а також набагато легше піддаються кондиціонуванню в порівнянні з іонообмінними смолами. Однак слід зазначити, що багатокомпонентний склад органічних речовин, присутніх у трапних водах і відповідно сконцентрованих у КЗ, негативно впливає на ефективність процесів сорбції, які використовують для очищення РРВ від радіоактивних катіонів. Саме внаслідок такого впливу всі спроби безпосереднього очищення РРВ із застосуванням селективних сорбентів не дають змоги отримати кінцевий продукт з рівнями активності, достатніми для зняття з радіаційного контролю. Тому реалізація сорбційних технологій потребує попередньої обробки рідких радіоактивних середовищ, що включає окиснення, фільтрацію осаду, який утворюється під час окиснення, і наступне селективне очищення на фероціанідних сорбентах.

Сорбційні технології очищення КЗ із застосуванням селективних сорбентів реалізовані, наприклад, на Кольській АЕС (Росія) і на АЕС «Пакш» (Угорщина), де застосовано різні концепції.

На комплексі переробки РРВ Кольської АЕС реалізовано технологію очищення КЗ до рівня активності, що дає змогу зняти утворений після глибокого упарювання СП із радіаційного контролю. Хімічний склад СП залишається незмінним, але СП належить до категорії промислових відходів, які можна використати як сировину для отримання лугів і борної кислоти.

На АЕС «Пакш» реалізована технологія очищення КЗ, яка виключає напрацювання СП за рахунок кондиціонування рідкої фази КЗ (окиснення плазмою у присутності концентрованої H_2O_2 , селективна сорбція радіоцезію) до рівня питомої активності, що

дозволяє скид у зовнішнє середовище з попереднім вилученням із розчину борної кислоти.

Основною проблемою забезпечення ефективності зазначених сорбційних технологій було досягнення високого ступеня деструкції стійких органічних сполук, присутніх у КЗ. Наприклад, хоча система очищення РРВ від радіонуклідів на Кольській АЕС була введена в експлуатацію у 2009 р. і незважаючи на виконані науково-дослідницькі роботи і модернізацію обладнання, ще й досі не досягнуто проектної потужності комплексу [6]. Технологічне обладнання наведених вище сорбційних технологій має доволі низьку продуктивність, високу вартість і, відповідно, потребує значних фінансових витрат. За даними 2012 р., витрати на переробку 1 м³ відходів за технологією АЕС «Пакш» (без цементування осадів) становлять приблизно 2 500 доларів США [7]. Крім того, виникає проблема поводження із сорбційними фільтрами, які внаслідок концентрування радіоцезію набувають статусу високоактивних відходів. Фільтр, заповнений неорганічним високоселективним сорбентом типу «Термоксид» за питомої активності $1,6 \cdot 10^{10}$ Бк ¹³⁷Cs/кг матиме на поверхні потужність дози до 200 мЗв/год, що визначає необхідність експлуатації та зберігання фільтрів-патронів у дорогих спеціальних захисних контейнерах. З огляду на зазначену раніше сумарну активність накопиченого у сховищах АЕС України на поточний час КЗ для вилучення з нього радіонуклідів потрібно 5–10 тис. кг неорганічного селективного сорбенту вартістю ≈ 50 доларів США/кг.

Одним з найпоширеніших методів переробки та кондиціювання РАВ низького та середнього рівня активності є цементування завдяки доступності й дешевизні матричних матеріалів і відносній простоті технологічних процесів та устаткування [8].

Традиційно вважають, що основними перевагами цементування є: низькотемпературний процес; добре перевірена технологія; зацементований продукт пожегобезпечний і має хорошу теплову стабільність, хімічно і біохімічно стійкий; усі форми відходів можуть бути включені в цементну матрицю. Цементуванням можна домогтися надійної ефективної іммобілізації відходів, знизивши їхній вміст у цементі, але це збільшує об'єм кінцевих продуктів. Солі борної кислоти, що містяться в КЗ АЕС, істотно гальмують процеси гідратації та затвердіння цементу. Традиційне цементування РРВ, що містять борати, до яких належить КЗ, не дає змоги отримати цементні компаунди з властивостями, що забезпечують безпеку захоронення. У разі ж уведення з водою

великої кількості солей і поверхнево-активних речовин повна гідратація цементу практично неможлива [9]. Зважаючи на те, що радіонуклідний склад КЗ і СП визначається головним чином наявністю ізотопу ¹³⁷Cs з періодом піврозпаду 30,2 року та питомою активністю $n \cdot 10^7$ Бк/дм³, досягнення рівня звільнення 100 Бк/кг потребує ізоляції цього нукліда в матриці протягом 500–600 років в умовах можливого впливу природних процесів. Значна кількість незв'язаної води у структурі, висока пористість і низька міцність цементного компаунду не може гарантувати ізоляції радіонуклідів протягом зазначеного часу.

Значно кращі експлуатаційні властивості порівняно з традиційним портландцементом мають шлаколужні цементы, що обумовлюється особливостями продуктів затвердіння, у складі яких відсутні характерні для традиційного цементного каменю вільний гідроксид кальцію і високоосновні гідросилікати. Виявлено, що шлаколужні цементы на відміну від портландцементу та його різновидів мають здатність не тільки зберігати, а навіть підвищувати показники своїх властивостей із часом [10].

Установлено, що використання спеціальної шлаколужної рецептури на основі шлакопортландцементу забезпечує отримання цементного компаунду з вищими технологічними характеристиками порівняно з портландцементним каменем. Досягнуто наповнення 25–26 % (за масою) по солях за швидкості вилуговування менш як 10^{-4} г/(см² · доба) через одну-дві доби випробувань [11]. На основі цих досліджень створено систему кондиціювання РРВ на АЕС «Бушер» (Іран).

Хоча технологічне обладнання та необхідні компоненти цементування мають відносно невелику вартість, ця технологія має помітні вади. Це, насамперед, складність отримання на установках глибокого упарювання оптимальної концентрації сольового розчину 700–800 г/л [12], за якої цементування стає економічно виправданим. Іншою вадою є висока вартість поводження з отриманим цементним компаундом. Наприклад, застосування лужноцементного цементування до накопиченого наразі об'єму КЗ потребує витрат у 25 млн доларів США тільки на затарювання у 200-літрові бочки.

Технологія затвердіння РРВ з використанням мінеральних в'язучих контактного твердіння дає змогу підвищити солевміст компаунду до 30 %, тим не менш збільшення кінцевого об'єму компаунду становитиме до 2,5 раза [9]. Також ця технологія потребує спеціальних заходів із підготовки суміші «КЗ — мінеральні компоненти» і застосування дорогого спеціального пресо-

вого обладнання зусиллям 40–200 МПа. Так, вартість установки пресування твердих РАВ, що експлуатується на Рівненській АЕС, становить більш як 3 млн євро.

Безпосереднє застосування зазначених сорбційних технологій та технології цементування до СП неможливе. Виникає потреба спочатку вилучити СП із бідонів і розчинити його до оптимальних концентрацій солей, тобто виконати процес, зворотний до глибокого випарювання, із відповідним збільшенням об'ємів розчинів у 5–6 разів і формуванням суттєвих дозових навантажень персоналу — потужність дози від заповненого контейнера із СП становить 3 мГр/год. Додатково виникає питання утилізації величезної кількості контейнерів КРО-200, накопичених у сховищах АЕС.

Захоронення бочок із СП без його вилучення із застосуванням додаткового інженерного бар'єра, яким може бути довгостійкий шлаколушний компаунд, що містить радіоактивні солі, можливе лише за умови внесення змін до «Основних санітарних правил забезпечення радіаційної безпеки України» [13] у частині класифікації СП і віднесення його до твердих РАВ. У цьому випадку поводження із СП вимагатиме виконання особливих умов під час захоронення. Такою умовою, що забезпечить ізоляцію радіонуклідів від довкілля протягом 500–600 років, може стати формування упаковки РАВ у складі універсального залізобетонного контейнера УЗЗК ТУ У 29.2-26444970-005, призначеного для перевезення та захоронення низько- і середньоактивних РАВ у приповерхневих сховищах, чотирьох контейнерів КРО-200 із СП і заповнення пустот шлаколушним цементним компаундом із солевмістом 25 % (рис. 2).

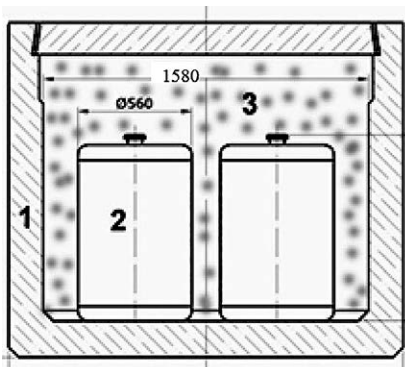


Рис. 2. Залізобетонний контейнер УЗЗК (1), заповнений бочками-контейнерами КРО-200 із СП (2) і шлаколушним композитом (3)

Внутрішній об'єм УЗЗК становить 2,25 м³, що дозволяє вмістити чотири контейнери КРО-200 із СП

загальним об'ємом 800 л і 1,45 м³ цементного компаунду. Приймаючи щільність цементованих РАВ 2,2 т/м³, розраховано, що в контейнері УЗЗК може розміститися 800 кг солей. Виходячи із середнього солевмісту 300 кг/м³ і накопиченого об'єму КЗ 9 200 м³, загальна кількість залізобетонних контейнерів, необхідних для розміщення шлаколушного компаунду з наявним об'ємом КЗ, становитиме 3 500 одиниць. Орієнтовна вартість зазначеної кількості упаковок становитиме 3,5 млн доларів США. Впровадження одночасного кондиціонування КЗ і контейнерів із СП також потребує створення схеми транспортування важкого 15-тонного залізобетонного контейнера УЗЗК у виробничих приміщеннях спецкорпусів АЕС.

Але запропоноване вище спільне кондиціонування не вирішить у цілому проблему поводження із СП, адже для розміщення 44 тис. накопичених на поточний момент контейнерів типу КРО-200 знадобиться 11 тис. залізобетонних контейнерів УЗЗК загальною вартістю орієнтовно 11 млн доларів США, і впродовж найближчих років об'єм СП у сховищах АЕС буде лише зростати. Для застигання шлаколушного компаунду, що має заповнювати порожнечі залізобетонних контейнерів УЗЗК, можна використовувати менш концентрований КЗ, що надходить із випарних апаратів СВО-3.

На думку автора, використання для кондиціонування СП технології плавлення, що приводить до формування боросилікатного скла, відомого своєю стійкістю до температурних впливів і вилуговування, виглядає логічним і обґрунтованим. При цьому вирішується проблема можливого забруднення навколишнього середовища основними хімічними компонентами СП (борати і нітрати) після переходу РАВ у промислові відходи внаслідок розпаду радіонуклідів. Крім того, застосування методу заскловування для переробки РРВ АЕС дозволить значно зменшити об'єм кінцевого продукту.

Виконані в АТ «Всеросійський науково-дослідний інститут неорганічних матеріалів імені академіка А. А. Бочвара» (ВНДІНМ) дослідження властивостей боросилікатних скломатриць дали змогу визначити область оптимального хімічного складу боросилікатного скла, придатного для іммобілізації РРВ, що утворюються на АЕС з реакторами ВВЕР (рис. 3). Застосування боросилікатного скла, хімічний склад якого відповідає виділеній області, дозволяє включати до 50 мас. % оксидів елементів, що містяться у відходах. При цьому швидкість вилуговування ¹³⁷Cs із цього скла не перевищує величину 1,0 · 10⁻⁵ г/(см² · добу), а температура отримання не більше 1 150 °С [14].

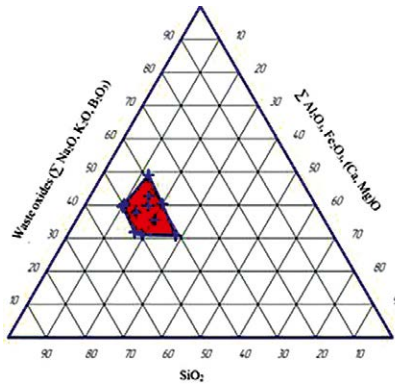


Рис. 3. Концентраційна діаграма Гіббса

Як перспективна склофритта в умовах високої концентрації натрію в СП може бути використаний кальцій бентоніт, представлений у другому шарі бентонітових і палигорськітових глин Черкаського родовища, який є доступною і недорогою сировиною [15].

Найбільш оптимальним методом отримання боросилікатного скла для іммобілізації боратвмісних РРВ є індукційне плавлення в холодному тиглі (ІПХТ), де відбувається пряма взаємодія електромагнітного поля, що проникає через прозору для високочастотного поля стінку тигля, з розплавом.

Якість скла, отриманого методом ІПХТ, забезпечує більшу стійкість до вилугування в порівнянні зі склом, отриманим методом прямого нагрівання [16]. На сьогодні в країнах із розвинутою атомною енергетикою застосування ІПХТ для вітрифікації високоактивних відходів визнано найбільш перспективним напрямом [17]. Доцільність перетворення високоактивних лавових паливовмісних мас зруйнованого енергоблока Чорнобильської АЕС у стійке до альфа-випромінювання боросилікатне скло з використанням індукційного плавлення в «холодному» тиглі розглянуто у [18], де доведено технічну можливість створення установки вітрифікації із застосуванням серійного обладнання.

На переконання автора, зазначена технологія вітрифікації СП може бути застосована для кондиціонування гомогенних РРВ АЕС із реакторами ВВЕР, що дозволило б вирішити як проблему переробки СП, так і КЗ із застосуванням однієї установки (рис. 4).

У роботі [14] зазначено, що для плавлення в ІПХТ склоутворюючих компонентів використовувався метод рідкого флюсування, тобто суміш компонентів дозується в плавник у вигляді текучої пастоподібної пульпи, для чого солеміст рідини не повинен перевищувати 1 000 г/л. Для КЗ вказану концентрацію солей можна досягти зміною регламенту експлуатації

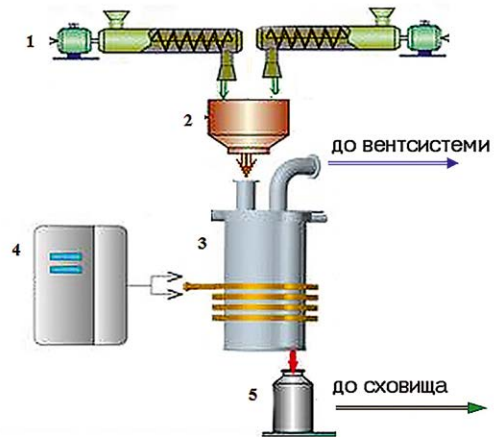


Рис. 4. Загальна схема установки вітрифікації:
1 — вузол подачі (КЗ, СП, бентоніт); 2 — змішувач;
3 — індукційний плавник «холодний тигель»;
4 — ВЧ-генератор; 5 — вузол зливу

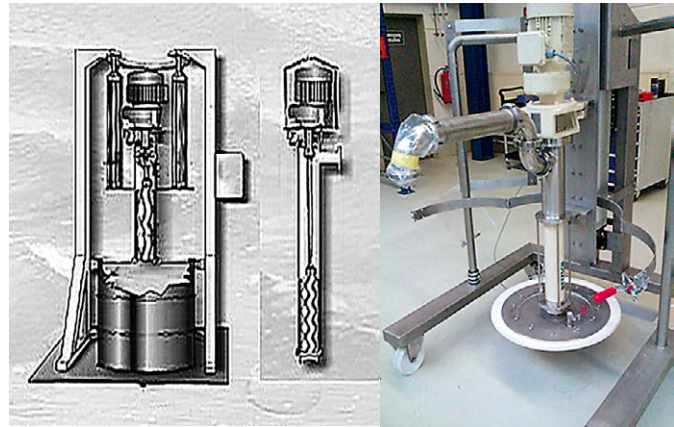


Рис. 5. Установка спорожнення ємностей рідин з високою в'язкістю

установки глибокого випарювання. Для переробки СП із солемістом 1 300–1 500 г/л досягти зазначеної концентрації можливо у процесі його вилучення з контейнера із застосуванням ексцентрикових гвинтових насосів і системи спорожнення ємностей, що випускаються фірмою NETZSCH (Німеччина) (рис. 5).

Отримані технологічні параметри процесу вітрифікації боратвмісних РРВ свідчать, що кінцевий продукт переробки матиме об'єм в 1,5–2 рази менший у порівнянні з вихідним об'ємом КЗ і СП [14]. У разі застосування ІПХТ вирішується питання поводження з контейнерами КРО-200 після вилучення з них СП. Вони можуть бути повторно використані як ємності для прийому отриманого в плавнику скла.

Безсумнівною перевагою застосування є одностадійне переведення РРВ у стійку форму, гарантовано здатну в умовах поверхневого захоронення

перешкодити надходженню радіонуклідів із боросилікатного скла в довкілля протягом часу, необхідного для розпаду ^{137}Cs до безпечного рівня радіоактивності. Ізолюючі властивості боросилікатного скла повністю відповідають вимогам рекомендованих загальних критеріїв приймання кондиційованих РАВ на захоронення у приповерхневих сховищах [19].

Водночас вітрифікації притаманні вади, пов'язані з високим споживанням електроенергії (8–10 кВт · год на 1 кг скла) і необхідністю створення ефективної системи очищення парогазової суміші, що утворюється в процесі застосування РРВ, від радіоактивних аерозолів і оксидів азоту. Витрати на створення установки вітрифікації із застосуванням ІПХТ будуть визначатися вартістю основних одиниць обладнання, необхідного для забезпечення відповідної продуктивності установки. На поточний час уже доступні серійні транзисторні ВЧ-генератори з напівпровідниковими перетворювачами частоти потужністю 480–1 200 кВт у діапазоні частот 200–500 кГц, що дає змогу планувати можливу продуктивність установки 60–80 кг скла на годину. Однак габарити і маса великого тигля може суттєво ускладнити механізацію процесу його обслуговування або ремонту. Тому можливе створення установки за модульною схемою, коли до загальної вентиляційної системи підключено декілька паралельних тиглів діаметром до 600 мм, продуктивністю до 20 кг/год по розплаву з більш дешевими генераторами потужністю 160 кВт. Така схема дозволить на одному тиглі відпрацювати оптимальний технологічний режим і потім наростити необхідну потужність переробки відповідно до кількості накопиченого на АЕС СП. Орієнтовно вартість очисного вентиляційного обладнання може становити 260–300 тис. доларів, ВЧ-генератора — 250 тис. доларів, ІПХТ — до 70 тис. доларів США.

Застосування методу застосування середньоактивних рідких відходів АЕС України могло б вирішити як питання оптимізації витрат на будівництво та експлуатацію додаткових сховищ для зберігання РАВ на майданчиках АЕС, так і надійне забезпечення довгострокової екологічної безпеки захоронення сумарної активності 10^{15} Бк, яку визначають накопичені й утворені в майбутньому РРВ діючих АЕС України.

Таким чином, саме накопичений у сховищах АЕС СП є головною проблемою, що визначає подальший вибір розвитку та впровадження технологій кондиціювання РРВ і відповідно об'ємів витрат оператора реакторних установок як на закупівлю й експлуатацію обладнання, так і на логістику упаковок до сховищ для захоронення.

Висновки

1. З огляду на невирішеність питання поводження з РРВ діючих АЕС з точки зору кондиціювання для передачі на захоронення потрібен глибокий техніко-економічний аналіз можливих рішень щодо застосування ефективних й економічно обґрунтованих технологій переробки. Наявні дані дають підстави розглядати сорбційні технології очищення РРВ і технології цементування та вітрифікації як рівнозначні з точки зору оцінки їхніх можливостей кондиціювання гомогенних РРВ відповідно до вимог безпеки захоронення.

2. Головним чинником, що визначить пріоритет технології для впровадження на АЕС, має слугувати економічна оцінка вартості комплексу заходів з кондиціювання та логістики упаковок з РАВ до сховищ у зоні відчуження. Вимоги до мінімізації об'ємів кондиційованих РРВ, які має приймати на захоронення оператор сховищ, не мають логічного зв'язку із чинною системою оподаткування за утворення РАВ на АЕС.

3. Результати техніко-економічного аналізу застосування ефективних та економічно обґрунтованих технологій переробки РРВ діючих АЕС України мають стати підґрунтям розробки національного нормативного документа, який би визначив технічні умови до кондиційованих РРВ, що розміщуються у сховищах для захоронення.

Список використаної літератури

1. Поводження з радіоактивними відходами при експлуатації АЕС ДП «НАЕК «Енергоатом» (станом на 31.12.2018) [Електронний ресурс]. — Режим доступу: http://www.energoatom.com.ua/ua/actvts-16/nuclear-88/radiation_safety-89/radioactive_waste-92/p/informacia_sodo_povodzenna_z_radioaktivnimi_vidhodami_pri_ekspluatacii_aes_dp_naek_energoatom_stanom_na_31.12.2018-45138.
2. Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України: Державні санітарні правила 6.177-2005-09-02 (ОСПУ-2005). — Затверджено наказом МОЗ України № 54 від 02.02.2005.
3. Узиков В. А. Безреагентная технология концентрирования ЖРО и других растворов / В. А. Узиков // [Электронный ресурс]. — Режим доступа: <http://www.proatom.ru/modules.php?name=News&file=print&sid=7531>.
4. Лист ДП НАЕК «Енергоатом» № 9-КФ від 09.01.2018, конфіденційно.
5. Закон України «Про поводження з радіоактивними відходами» № 255/95-ВР від 30.06.1995. — Київ :

- База даних «Законодавство України» ВР України; 2018. — Режим доступу: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/255/95-%D0%B2%D1%80>.
6. Аvezниязов С. Р. Опыт работы по обращению с ЖРО на Кольской АЭС / С. Р. Аvezниязов, М. Р. Стахив // Радиоактивные отходы. — 2018. — № 4 (5). — С. 49–55.
 7. Поваров В. П. Источники образования ЖРО на Нововоронежской АЭС и перспективы снижения динамики их накопления / В. П. Поваров // Материалы 8-й Международ. науч.-техн. конф. «Водно-химический режим АЭС» (Москва, 23–25 окт. 2012). — Москва, 2012. — С. 215–224.
 8. Никифоров А. С. Обезвреживание жидких радиоактивных отходов / А. С. Никифоров, В. В. Куличенко, М. И. Жихарев. — Москва : Энергоатомиздат, 1985. — 184 с.
 9. Технології отвердження рідких радіоактивних відходів / В. А. Свідерський, В. В. Глуховський, І. В. Глуховський, Т. С. Дашкова // Ядерна та радіаційна безпека. — 2019. — № 1 (81). — С. 68–79.
 10. Петрова Т. М. Бетоны для транспортного строительства на основе бесцементных вяжущих: дис. ... д-р техн. наук: 05.23.05 / Т. М. Петрова. — Санкт-Петербург : Госун-т путей сообщения, 1997. — 537 с.
 11. Развитие технологии цементирования для кондиционирования РАО / С. Н. Скоморохова, Н. Г. Богданович, Э. Е. Коновалов [и др.] // Безопасность окружающей среды. — 2010. — № 3. — С. 75–80.
 12. Маслов М. В. Исследование схем обращения с накопленными радиоактивными отходами в целях их подготовки для окончательной изоляции // М. В. Маслов, В. С. Гупало, В. Н. Чистяков // Горный информационно-аналитический бюллетень. — 2012. — № 1. — С. 160–164.
 13. Проект наказу Міністерства охорони здоров'я України «Про внесення змін до Основних санітарних правил забезпечення радіаційної безпеки України». [Електронний ресурс]. — Режим доступу: http://old.moz.gov.ua/ua/print/dn_20151214_0.html.
 14. Kashcheev V. Advanced Vitreous Wasteforms for Radioactive Salt Cake Waste Immobilisation / V. Kashcheev, N. Musatov, M. Ojovan // MRS Advances. — Vol. 5, No. 3–4. — P. 121–129. — DOI: 10.1557/adv.2020.45.
 15. Olkhovyk Yu. Vitrification of liquid boron-containing radioactive wastes produced by NPPS / Yu. Olkhovyk // Australian Journal of Scientific Research. — 2014. — Vol. 1 (5). — P. 411–416.
 16. Стекла для иммобилизации отходов низкого и среднего уровней радиоактивности // Н. П. Лаверов, Б. И. Омеляненко, С. В. Юдинцев [и др.] // Геология рудных месторождений. — 2013. — Т. 55. — № 2. — С. 87–113.
 17. Flament T., The cold crucible vitrification pilot plant: a key facility for the vitrification of the waste produced in the Korean Nuclear Power Plant / T. Flament, P. Brunelot // WM'01 Conference (Tucson, USA, February 25 — March 01, 2001).
 18. Ольховик Ю. О. Щодо технологічного забезпечення вітрифікації лавових паливовміщуючих мас об'єкту «Укриття» / Ю. О. Ольховик // Ядерна енергетика та довкілля. — 2016. — № 2 (8). — С. 53–57
 19. Рекомендації щодо встановлення критеріїв приймання кондиційованих радіоактивних відходів на захоронення у приповерхневих сховищах (РД 306.4.098-2004). — Затверджено Наказом Державного комітету ядерного регулювання України № 160 від 25.10.2004 р.

Yu. A. Olkhovyk

SI “The Institute of Environmental Geochemistry of the National Academy of Sciences of Ukraine”,
34a, Palladin ave, Kyiv, 03142, Ukraine

Perspective Schemes of Conditioning of Liquid Radioactive Waste of Ukrainian Nuclear Power Plants

The existing world experience of practical use of sorption technology and technology of cementing liquid borne radioactive waste of nuclear power plants (NPP) with water-water energetic reactors (WVER) to obtain a product suitable for transfer to disposal facilities is considered. It has been concluded that salt cake accumulated in NPP storage facilities is a major problem that determines the further choice of the development and implementation of conditioning technologies. Currently, 18,000 salt cake containers stored at the Zaporizhzhia NPP and Khmelnytskyi NPP storage facilities have exceeded their design life. A possible solution is to change the classification of the salt cake and to classify it as solid radioactive waste. It is noted that the existing tax system for the generation of radioactive waste in Ukraine does not contribute to the choice of conditioning technologies aimed at minimizing the volume of the final product. The prospect of application of the technology of melting in the “cold crucible” for one-stage formation from a evaporator bottoms and salt cake borosilicate glass, guaranteed capable in the conditions of surface disposal to ensure the isolation of radionuclides during the time required for decay to a safe level of radioactivity. It is proposed to create a melting unit according to the modular scheme, when several parallel crucibles with capacity up to 20 kg/h with cheaper high-frequency generators with a capacity of 160 kW are connected to common ventilation system. The urgency of carrying out technical and economic analysis to determine the optimal

solutions for the introduction of effective and economically sound technologies for the processing of evaporator bottoms and salt cake at Ukrainian NPPs is emphasized.

Keywords: liquid radioactive waste, evaporator bottoms, salt cake, sorption, cementing, borosilicate glass, conditioning

References

1. *Management of radioactive waste during the operation of NPP of NNEGC "Energoatom"* (as of 31.12.2018). [Electronic resource]. Available at: http://www.energoatom.com.ua/en/actvts-16/nuclear-88/radiation_safety-89/radioactive_waste-92/p/informacia_sodo_povodzenna_z_radioactive_vidhodami_pri_ekspluatacii_aes_dp_naek_energoatom_128_1. (in Ukr.)
2. *Basic sanitary rules for ensuring radiation safety of Ukraine:* State sanitary rules 6.177-2005-09-02 (OSPU-2005). Approved by the Order of the Ministry of Health of Ukraine dated 02.02.2005. (in Ukr.)
3. Uzikov V. A. (2017). *Non-reagent technology for concentrating LRW and other solutions*. Available at: <http://www.proatom.ru/modules.php?name=News&file=print&sid=7531>. (in Russ.)
4. Letter of SE NNEGC "Energoatom" dated 09.01.2018 № 9-КФ, confidential. (in Ukr.)
5. The Law of Ukraine "On Radioactive Waste Management" No. 255/95-VR dated 30.06.1995. Kyiv: Database of "Legislation of Ukraine" of the Verkhovna Rada of Ukraine; 2018. Available at: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/255/95-%D0%B2%D1%80>. (in Ukr.)
6. Avezniyazov S. R., Stakhiv M. R. (2018). [Experience in LWW management at Kola NPP]. *Radioaktivnye othody* [Radioactive waste], vol. 5, no. 4, pp. 49–55. (in Russ.)
7. Povarov V. P. (2012). [Sources of LRW formation at the Novovoronezh NPP and prospects for reducing the dynamics of their accumulation]. Proceedings of the 8th International scientific and technical conference "Hydro-chemical regime of the NPP" (Moscow, October 23–25, 2012), p. 215. (in Russ.)
8. Nikiforov A. S., Kulichenko V. V., Zhikharev M. I. (1985). *Obezvrezhivanie zhidkih radioaktivnyh othodov* [Disposal of liquid radioactive waste]. Moscow: Energoatomizdat, 184 p. (in Russ.)
9. Svidersky V. A., Glukhovskiy V. V., Glukhovskiy I. V., Dashkova T. S. (2019). [Technologies of solidification of liquid radioactive waste] *Yaderna ta radiatsiyana bezpeka* [Nuclear and radiation safety], vol. 81, no. 1, 68–79. (in Russ.)
10. Petrova T. M. (1997). [*Concrete for transport construction on the basis of cementless cement*] (Dr. Dissertation). Saint Petersburg: State University of Communication, 537 p. (in Russ.)
11. Skomorokhova S. N., Bogdanovich N. G., Kononov E. E., Korchagin Yu. P., Arefiev E. K., Kochnov Y. K. (2010). [Development of cementing technology for conditioning RW] *Bezopasnost' okruzhayushchey sredy* [Environmental safety], no. 3, pp. 75–80. (in Russ.)
12. Maslov M. V., Gupalo B. C., Chistyakov V. N. (2012). [Study of schemes for handling accumulated radioactive waste with a view to their preparation for final isolation] *Gornyy informatsionno analiticheskiy byulleten'* [Mountain Information and Analytical Bulletin], no. 1, pp. 160–164. (in Russ.)
13. Draft Order of the Ministry of Health of Ukraine "On Amendments to the Basic Sanitary Rules for Ensuring Radiation Safety of Ukraine". Available at: http://old.moz.gov.ua/en/print/dn_20151214_0.html. (in Ukr.)
14. Kashcheev V., Musatov N., Ojovan M. (2020). Advanced vitreous wasteforms for radioactive salt cake waste immobilization. *MRS Advances*, vol. 5, no. 3–4, pp. 121–129. DOI: 10.1557/adv.2020.45.
15. Olkhovyk Yu. (2014). Vitrification of liquid boron-containing radioactive wastes produced by NPPS. *Australian Journal of Scientific Research*, vol. 5, no. 1, pp. 411–416.
16. Laverov N. P., Omelyanenko B. I., Yudintsev S. V., Stefanovsky S. V., Nikonov B. S. (2013). [Glasses for immobilization of low and medium level radioactive waste]. *Geologiya rudnykh mestorozhdeniy* [Geology of ore deposits], vol. 55, no. 2, pp. 87–113. (in Russ.)
17. Flament T., Brunelot P. (2001). The cold crucible vitrification pilot plant: a key facility for the vitrification of the waste produced in the Korean nuclear power plant. Proceedings of the WM'01 Conference (Tucson, USA, February 25 — March 1, 2001). Available at: https://pdfs.semanticscholar.org/d453/66d0b01a1be49b643b9035d45400481832cf.pdf?_ga=2.231354521.729762844.1595412236-1596455350.1595412236.
18. Olkhovyk Yu. O. (2016). [Regarding the technological support for the sheltering of lava fuel containing the Shelter] *Yaderna enerhetyka ta dovkillya* [Nuclear Power and the Environment], vol. 8, no. 2, pp. 53–57. (in Ukr.)
19. *Recommendations on Establishment of Criteria for Acceptance of Air-Conditioned Radioactive Waste for Landfill Disposal (RD306.4.098-2004)*. Approved by the Order of the State Committee for Nuclear Regulation of Ukraine No. 160 dated 25.10.2004. (in Ukr.)

Надійшла 27.01.2020

Received 27.01.2020