

УДК 669 ÷ 621.039.7

АНАЛІЗ ПАРЕТО ЧИННИКІВ, ЯКІ ВЛИВАЮТЬ НА ВЛАСТИВОСТІ ЛУЖНИХ ШЛАКОПОРТЛАНДЦЕМЕНТНИХ МАТРИЦЬ, НАПОВНЕНИХ НИЗЬКОАКТИВНИМИ ФЕРОЦИАНІД ВМІСТКИМИ РАДІОАКТИВНИМИ ВІДХОДАМИ

PARETO ANALYSIS OF FACTORS INFLUENCING THE PROPERTIES OF ALKALINE SLAG-PORTLAND CEMENT MATRICES FILLED WITH LOW-LEVEL FERROCYANIDE-CONTAINING RADIOACTIVE WASTE

Гузій С.Г., к.т.н., с.н.с., ORCID: 0009-0009-4635-2806, Забулонов Ю.Л., д.т.н., проф., чл-кор. НАНУ, ORCID: 0000-0002-1378-3820, Злобенко Б.П., с.н.с., ORCID: 0000-0001-9732-1924, (Державний інститут "Інститут геохімії навколишнього середовища" Національної академії наук України, м. Київ); Лашчівський В.В., к.т.н., доц., ORCID: 0000-0001-5178-4317, (Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне)

Guzii S.G., PhD, Scientific Researcher, ORCID: 0009-0009-4635-2806, Zabulonov Yu.L., D.Sc.(Tech.), Professor, Corresponding member of the National Academy of Sciences of Ukraine, ORCID: 0000-0002-1378-3820, Zlobenko B.P., Scientific Researcher, ORCID: 0000-0001-9732-1924, (State Institute "Institute of Environmental Geochemistry" National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv); Lashchivskiy V.V., PhD, Associate Professor, ORCID: 0000-0001-5178-4317, (National University of Water and Environmental Engineering, Rivne)

В результаті математичного моделювання та аналізу Парето чинників на властивості компаундів встановлено, що бажаний результат по міцності досягається завдяки вкладенню 20% зусиль від прояву сумісної дії добутоків факторів $X1X2X3$ і фактору $X2$, що дає змогу отримати 80% результат по нормативній міцності (13,2 МПа) компаунду на 28 добу тверднення. Такий результат досягається в компаунді, що містить в своєму складі 5 мас.% магнетиту (фактор $X1$), 7,5 мас.% цеоліту (фактор $X2$) та 10 мас.% радіоактивних відходів (фактор $X3$). Додаток цеоліту (фактор $X2$) в компаунді сприяє додатковому синтезу в лужно активованій шлакопортландцементній матриці натрієво-кальцієвих цеолітоподібних новоутворень, гіросодаліту та гідроніфеліну, котрі є потенційними концентраторами елементів радіоактивних відходів і, незважаючи на прояв радіолізу, сприяють підвищенню міцності до нормативних вимог.

The possibility of using alkali-activated slag-portland cement for immobilisation of dry radioactive waste containing copper ferrocyanide we been confirmed. As a result of mathematical modelling and Pareto analysis of the factors affecting the properties of composites, it was found that the desired strength result is achieved by investing 20% of the effort from the combined effect of the products of factors X1X2X3 and factor X2, which makes it possible to obtain 80% of the result in terms of the standard strength (13.2 MPa) of the compound on the 28th day of curing. This result is achieved in a compound containing 5 wt% magnetite (factor X1), 7.5 wt% zeolite (factor X2) and 10 wt% radioactive waste (factor X3). The maximum strength value on the 28th day of curing is 1.32 times higher than the standard strength level. The introduction of zeolite for 7.5 wt. % makes it possible to reduce the weight and density (by 1.07 times), radioactivity (by 1.09 times) of the compounds. As a result of modelling the compositions of the compounds, especially in the expected reactions, factor X3 has a weakening effect, is destructive and contributes to a decrease in the values of the initial parameters. Therefore, the introduction of dry radioactive waste into an alkaline slag-portland cement matrix containing copper ferrocyanide is limited to no more than 10 wt.% This limitation is explained by the energy effects from the decay of radionuclides in the material volume, which affects the reduction of mass, density and radioactivity of compounds. The energy released by the radioactive decay of cesium, strontium and other radionuclides they absorbed by magnetite and converted into heat. The heat helps to remove physically bound and partially chemically bound water from the structure of tobermoryt-like low-base calcium hydrosilicates, hydrogarnets, alkali-alkaline-earth zeolite hydroaluminosilicates and the hydrate shell of copper ferrocyanide. However, radiolysis does not affect the kinetics of strength gain of the compounds, but contributes to an increase in their compressive strength by 1.87 times compared to the strength of the compounds on the 7th day of curing.

Ключові слова:

Активация, відходи, іммобілізація, компаунд, луг, магнетит, мідь, міцність, радіоактивність, сухий, фероціанід, цемент, шлак, цеоліт.

Activated, alkali, cements, copper, compound, dry, ferrocyanide, immobilization, magnetite, radioactivity, slag, strength, waste, zeolite.

Вступ. Враховуючи світові тенденції розвитку технологій захисту навколишнього середовища від забруднення територій та водних ресурсів радіоактивними ізотопами, особливо актуальною є проблема не тільки в очищенні рідких радіоактивних відходів (РРВ) від залишкових концентрацій радіоактивного $^{137}\text{Cs}^+$ [1, 2] з низькоактивних водних розчинів, але й утилізації

продуктів сорбції. Найбільш поширеними методами вилучення іонів цезію є адсорбція, іонний обмін, хімічне осадження, хімічне відновлення, мембранні технології, коагуляція, екстракція, іонна флотажія [3-6]. Адсорбційні методи набули найбільшого поширення в технологіях дезактивації рідких радіоактивних відходів завдяки широкому спектру адсорбентів, ефективності процесу, простоті технології та широкому спектру застосувань [7]. Найбільш ефективними сорбентами для вилучення цезію є фероціанідні сорбенти (синтетичні матеріали на основі заліза (III), нікелю (II), міді (II) та інших металів або їх сумішей) [8, 9]. Ці матеріали, завдяки своїй стабільності, вартості та сорбційним параметрам, перевершують відомі синтетичні сорбенти на основі силікагелю та кремнезему. Постає питання іммобілізації низькоактивних фероціанідних комплексів, а саме створення мінералоподібної міцної матриці, в якій комплекси будуть хімічно зв'язані.

Аналіз останніх досліджень. На нашу думку, для іммобілізації відходів низької та середньої питомої активності доцільно використовувати лужно активовані цементи [10], які характеризуються високою міцністю та водостійкістю. У випадку іммобілізації в них радіонуклідів, останні включаються в структуру цементного каменю як активний хімічний компонент і надійно зв'язуються в ньому. Синтез цеолітоподібних гідратних утворень у лужному цементному камені, які мають високу сорбційну здатність, є додатковим фактором фізичного блокування радіоактивних елементів. Радіаційні елементи не тільки формують структуру штучного каменю, але й виявляються заблокованими в тривимірній решітці цеолітової матриці, яка має великі енергетично ненасичені порожнини [11, 12].

Лужно активовані цементи є продуктами хімічної взаємодії сполук лужних елементів з алюмосилікатним компонентом. У випадку металургійних шлаків до мінералогічного складу продуктів твердіння (шлакопортландцементів) також входять тоберморитоподібні низькоосновні гідросилікати кальцію, гідрогранати та лужно-лужноземельний гідроалюмосилікат цеолітового типу [13, 14].

Таким чином, на відміну від традиційної цементації, коли радіонукліди фіксуються лише механічно в матриці цементного каменю, цементація лужно активowanими цементами дозволяє їх довготривалу фіксацію за рахунок адсорбції та хімічного зв'язування [15].

Мета роботи – провести аналіз Парето чинників, які впливають на властивості лужних шлакопортландцементних матриць, наповнених низькоактивними фероціанід вмісткими радіоактивними відходами. Для досягнення поставленої мети планується провести оптимізацію лужно активованого шлакопортландцементу шляхом його модифікування добавками магнетиту та цеоліту; визначення максимального вмісту введення сухих

низькоактивних радіоактивних відходів на основі фероціаніду міді для забезпечення нормованої міцності при стиску та інших показників.

Матеріали та методи досліджень. Дані дослідження спрямовані на встановлення можливості використання лужно активованого шлакопортландцементу як зв'язувального агенту для сухих слабоактивних твердих відходів, що вміщують фероціанід міді.

У дослідженні використовували лужний шлакопортландцемент LCEM IV [10], отриманий змішуванням меленого гранульованого доменного шлаку - модуль основності шлаку 1,09; питома поверхня за Блейном 3000 см²/г ("АрселорМіттал", м. Кривий Ріг, Україна) та портландцементу ПЦ І-500 ("Дикергофф", Україна) у співвідношенні 80:20. У якості лужних активаторів використовували Na₂CO₃ та Na₂SiO₃·5H₂O у кількостях, регламентованих [10], як пластифікатор - лігносульфонат натрію "Borresperse Na" (Норвегія). Для зменшення радіоактивного навантаження на цементу матрицю, до її складу вводили магнетитовий концентрат (Полтавський гірничо-збагачувальний комбінат, Україна) та цеоліт (ТОВ "Сокирницький цеолітовий завод", Україна). У якості радіоактивного відходу використали усереднений склад реальних слабоактивних радіоактивних відходів, отриманих після сорбції іонів цезію комплексними сорбентами на основі фероціаніду міді (РАВ - сухі радіоактивні відходи).

Оптимізацію складів компаундів проводили за допомогою трифакторного симплексного центрального плану експерименту в математичному середовищі STATISTICA 12 з реалізацією спеціальної кубічної моделі, яка враховує не лінійність впливу факторів на властивості вихідних параметрів. У якості факторів варіювання було обрано: фактор X1 – вміст магнетиту в цементній матриці від 5 до 15 мас. %, фактор X2 – вміст цеоліту в кількості від 2,5 до 7,5 мас. %, фактор X3 – вміст РАВ в кількості від 10 до 25 мас. %. Матриця планування експерименту наведена в табл. 1.

Таблиця 1

Матриця планування експерименту

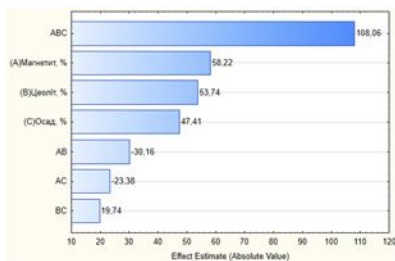
Точки плану	План матриці в кодах			План матриці в натуральних величинах		
	X1	X2	X3	Магнетит, %	Цеоліт, %	РАВ, %
1	0,00	1,00	0,00	5	7,5	10
2	0,33	0,33	0,33	8,3	4,2	15
3	1,00	0,00	0,00	15	2,5	10
4	0,50	0,50	0,00	10	5	10
5	0,00	0,00	1,00	5	2,5	25
6	0,50	0,00	0,50	10	2,5	17,5
7	0,00	0,00	0,50	5	5	17,5

У якості вихідних параметрів були обрані: маса, густина, активність та міцність на стиск. Міцність на стиск зразків компаундів через 7 і 28 діб визначали на кубиках лужно активованого шлакопортландцементу розмірами 3x3x3 см ($V/C=0,36=const$), процес твердіння яких відбувався за умов - відносна вологість 65 %, температура 20 ± 2 °C. Активність компаундів (Бк) вимірювали за допомогою радіометра FoodLight з програмним забезпеченням TeeChart pro v2012.06.120613 (розробка Державної установи "Інститут геохімії навколишнього середовища" НАН України). Згідно [16] рекомендований рівень оцінки міцності композитів на стиск на 28-му добу тверднення повинен бути не менше 10 МПа.

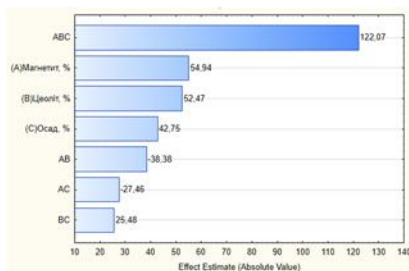
Рівняння регресії та термальні поверхні впливу варійованих факторів на зміну властивостей компаундів у даній роботі не наведені.

Результати досліджень. В результаті оптимізації складів компаундів, яка виконана за допомогою трифакторного симплексного центрального плану, отримані діаграми Парето – гістограми, що демонструють кількісні співвідношення варійованих факторів на вихідні параметри у порядку їхнього убавання за частотою [17, 18]. Діаграму Парето представлено стовпчиками, черговість яких іде по низхідній лінії зверху вниз [19]. Довжина стовпців показує частоту впливу факторів варіювання на властивості компаундів.

На рис. 1, а, б, представлені діаграми Парето впливу варійованих факторів на зміну маси зразків компаундів в залежності від термінів тверднення.



а



б

Рис. 1. Вплив факторів варіювання на зміну маси компаундів в залежності від термінів тверднення, діб: а – 7; б – 28

Як видно з даних рис. 1, незалежно від строку тверднення, на зміну маси впливає сумісна дія добутку факторів $X1X2X3$, надалі, основних факторів варіювання, які ранжируються по ефективності прояву в наступному порядку: $X1 > X2 > X3$.

Зміна маси компаундів, згідно точок плану (табл. 1), наведена на рис. 2. Із представлених даних слідує, що зразки компаундів, в процесі тверднення, мають тенденцію до втрати маси, що явно проявляється на гістограмі (рис. 2).

Незалежно від впливу факторів, в середньому маса компаундів на 28 добу тверднення зменшується в 1,07 рази порівняно з 7 добою.

Як видно з даних рис. 3, незалежно від строку тверднення, на зміну густини впливає сумісна дія добутку факторів $X_1X_2X_3$, надалі, основних факторів варіювання, які ранжируються по ефективності прояву в наступному порядку: $X_1 > X_2 > X_3$.

Зміна маси компаундів, згідно точок плану (табл. 1), наведена на рис. 4. Із представлених даних слідує, що зразки компаундів, в процесі тверднення, мають тенденцію до втрати маси, що явно проявляється на гістограмі (рис. 4).

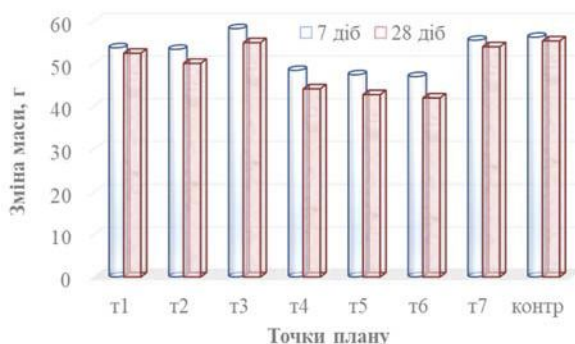


Рис. 2. Зміна маси складів компаундів від строків тверднення (згідно точок плану)

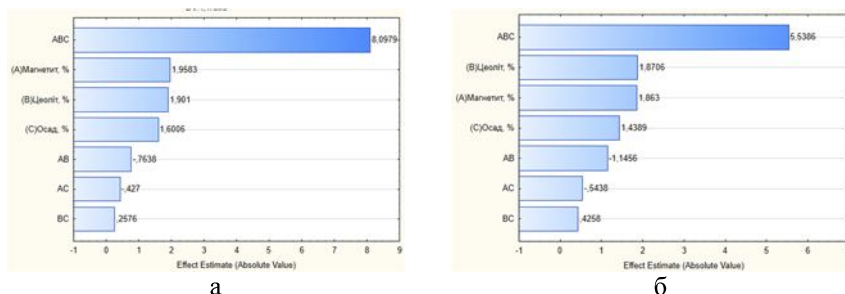


Рис. 3. Вплив факторів варіювання на зміну густини компаундів в залежності від термінів тверднення, діб: а – 7; б – 28

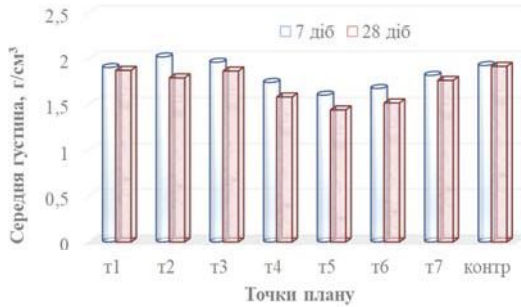
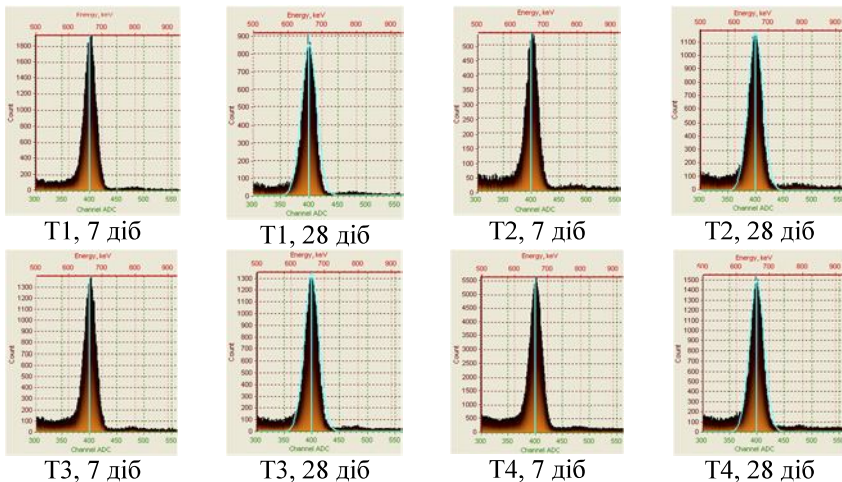


Рис. 4. Зміна густини складів компаундів від строків тверднення (згідно точок плану)

Максимальне значення густини ($2,016 \text{ г/см}^3$) характерне для компаунду, що містить 8,3 мас. % магнетиту, 4,2 мас. % цеоліту та 15 мас. % радіоактивних відходів (t2 плану, табл. 1). На 28 добу тверднення максимальне значення густин компаундів ($1,867 \text{ г/см}^3$) характерне для компаундів, що містять, в середньому, 10 мас.% магнетиту, 5 мас.% цеоліту та 10 мас.% радіоактивних відходів (t1 і t3 плану, табл. 1). В цілому значення густин компаундів зменшуються в 1,07 рази порівняно з 7-ю добою.

Інтенсивність γ -спектрів $^{137}\text{Cs}^+$ зразків компаундів від умов тверднення наведена на рис. 5.



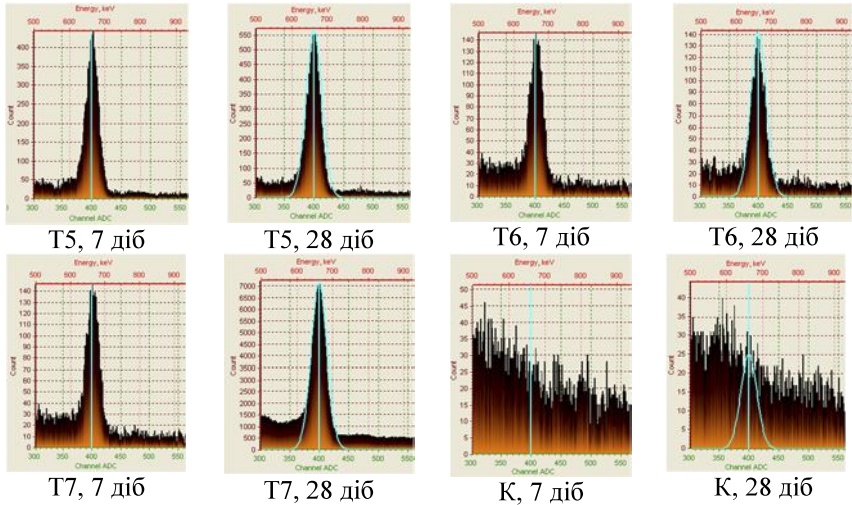


Рис.5. Інтенсивність γ -спектрів $^{137}\text{Cs}^+$ зразків компаундів від умов тверднення

Як видно з даних рис. 5, інтенсивність γ -спектрів $^{137}\text{Cs}^+$ зразків компаундів спадає на 28 добу тверднення. Із даних рис. 6, незалежно від строку тверднення, на зміну радіаційної активності компаундів сумісна дія добутку факторів $X1X2X3$, надалі, основних факторів варіювання, які ранжируються по ефективності прояву в наступному порядку: $X2 > X1 > X3$.

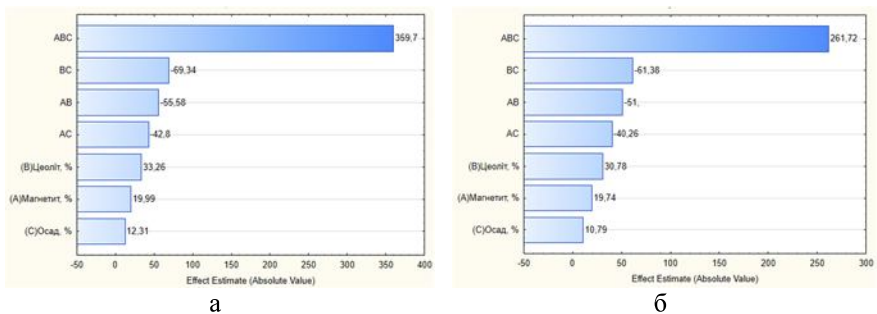


Рис. 6. Вплив факторів варіювання на зміну радіаційної активності компаундів в залежності від термінів тверднення, діб: а – 7; б -28

Зміна радіаційної активності компаундів, згідно точок плану (табл. 1), наведена на рис. 7. Із представлених даних слідує, що зразки компаундів, в процесі тверднення, мають тенденцію до втрати маси, що явно проявляється на гістограмі (рис. 7).

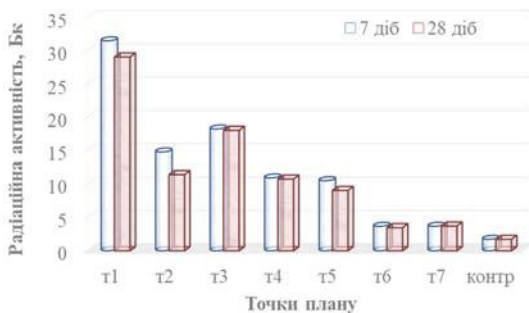
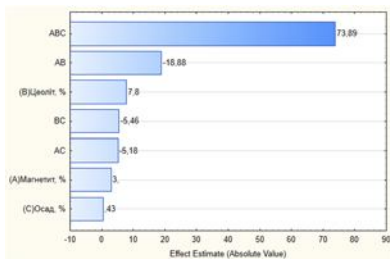


Рис. 7. Зміна радіаційної активності складів компаундів від строків тверднення (згідно точок плану)

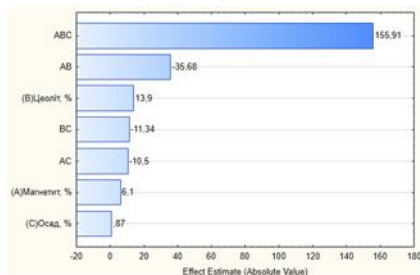
Максимальні значення радіаційної активності 31,49 та 29,06 Бк, відповідно, на 7 та 28 добу тверднення, характерні для компаунду, що містить 5 мас.% магнетиту, 7,5 мас.% цеоліту та 10 мас.% радіоактивних відходів (t1 плану, табл. 1). Інші скали компаундів характеризуються меншими значеннями величин радіаційної активності. Загалом, значення радіаційної активності компаундів зменшуються в 1,09 рази порівняно з 7-ю добою. Активність немодифікованих зразків на рівні фону по ізотопу ^{40}K є постійною незалежно від термінів тверднення.

Процеси, що відбуваються в об'ємі компаундів, пояснюють зменшення маси, густини та радіаційної активності. Енергія, що виділяється при радіоактивному розпаді цезію, стронцію та інших радіонуклідів, поглинається магнетитом (фактор X1) і перетворюється на тепло [20]. Тепло сприяє видаленню як фізично зв'язаної, так і частково хімічно зв'язаної води зі структури тоберморитоподібних низькоосновних гідросилікатів кальцію, гідрогранатів і лужно-лужноземельних гідроалюмосилікатів цеолітового типу, а також з гідратної оболонки фероціаніду міді. Це припущення підтверджується даними робіт [15, 21, 22]. Зміна радіаційної активності компаундів, згідно точок плану (табл. 1), наведена на рис. 7. Із представлених даних слідує, що зразки компаундів, в процесі тверднення, мають тенденцію до зменшення γ -випромінювання нукліду $^{137}\text{Cs}^+$ за рахунок прояву фактору X2.

Із даних рис. 8, незалежно від строку тверднення, на зміну міцності при стиску компаундів впливає сумісна дія добутку факторів X1X2X3 і фактору X2. Інші фактори (X1, X3) та дія прихованих добутків – X1X2, X2X3, X2X3 на результат не впливає.



а



б

Рис. 8. Вплив факторів варіювання на зміну міцності при стиску компаундів в залежності від термінів тверднення, діб: а – 7; б – 28

Зміна міцності при стиску компаундів, згідно точок плану (табл. 1), наведена на рис. 9. Із представлених даних слідує, що зразки компаундів, в процесі тверднення, мають тенденцію до росту значень міцності у марочному віці, що явно проявляється на гістограмі (рис. 9).

Максимальне значення міцності на стиск на 7 добу тверднення - 7,8 МПа, а на 28 добу - 13,2 МПа характерне для компаунду, що містить 5 мас.% магнетиту (фактор X1), 7,5 мас.% цеоліту (фактор X2) та 10 мас.% радіоактивних відходів (фактор X3). Загалом, міцність на стиск композитів зростає в 1,87 рази порівняно з 7 добою.

Досягнення бажаних результатів по міцності спричинене незначною частиною факторів, а саме, фактором X2. Цей фактор обумовлений дією конструктивних чинників над деструктивними (пояснення по тексту вище).

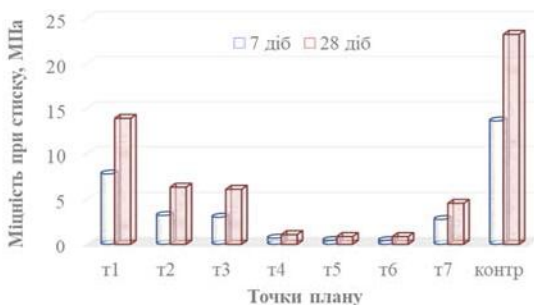


Рис. 9. Зміна міцності при стиску складів компаундів від строків тверднення (згідно точок плану)

До деструктивних (прихованих) факторів на результат можна віднести добутки X1X2, X2X3, X2X3, прояв яких відрізняється від бажаного результату. Бажаний результат досягається вкладенням 20% зусиль (прояв сумісної дії добуток факторів X1X2X3 і фактору X2), щоб отримати 80%

результат по нормативній міцності (13,2 МПа) компаунду на 28 добу тверднення. Додавка цеоліту в компаунді сприяє додатковому синтезу в лужно активованій шлакопортландцементній матриці натрієво-кальцієвих цеолітоподібних новоутворень, гідросодаліту та гідронефеліну, котрі є потенційними концентраторами елементів радіоактивних відходів і, незважаючи на прояв радіолізу, сприяють підвищенню міцності до нормативних вимог [15].

Висновки. В результаті математичного моделювання та аналізу Парето чинників на властивості компаундів встановлено, що бажаний результат по міцності досягається завдяки вкладенню 20% зусиль від прояву сумісної дії добуток факторів $X_1X_2X_3$ і фактору X_2 , що дає змогу отримати 80% результат по нормативній міцності (13,2 МПа) компаунду на 28 добу тверднення. Такий результат досягається в компаунді, що містить в своєму складі 5 мас.% магнетиту (фактор X_1), 7,5 мас.% цеоліту (фактор X_2) та 10 мас.% радіоактивних відходів (фактор X_3). Додавка цеоліту (фактор X_2) в компаунді сприяє додатковому синтезу в лужно активованій шлакопортландцементній матриці натрієво-кальцієвих цеолітоподібних новоутворень, гідросодаліту та гідронефеліну, котрі є потенційними концентраторами елементів радіоактивних відходів і, незважаючи на прояв радіолізу, сприяють підвищенню міцності до нормативних вимог.

1. Wang J., Zhuang S. Removal of cesium ions from aqueous solutions using various separation technologies. *Rev Environ Sci Biotechnol.* 2019. Vol. 18. P. 231–269.

2. Soliman A.M., et al. Selective removal and immobilization of cesium from aqueous solution using sludge functionalized with potassium copper hexacyanoferrate: a low-cost adsorbent. *J. Radioanal Nucl Chem.* 2021. Vol. 330. P. 207–223.

3. Aldayel O.A., et al. Removal of cesium and strontium from aqueous solution by natural bentonite: effect of pH, temperature and bentonite treatment. *J. Eenv. Sci. Eng.* 2010. Vol. 4. Is. 4. P. 1–10.

4. Lim C.H., et al. Kaolins: Sources of Differences in Cation-Exchange Capacities and Cesium Retention. *Clays Clay Miner.* 1980. Vol. 28. P. 223–229.

5. Someda H.H., et al. Supporting of some ferrocyanides on polyacrylonitrile (PAN) binding polymer and their application for cesium treatment. *Separation and Purification Technology.* 2002. Vol. 29. Is. 1, P. 53-612002.

6. Liu X., Wang J. Adsorptive Removal of Sr^{2+} and Cs^{+} from Aqueous Solution by Capacitive Deionization. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* (2021). Vol. 28. P. 3182–3195.

7. Feng S., et al. Separation and Removal of Radionuclide Cesium from Water by Biodegradable Magnetic Prussian Blue Nanospheres. *Processes.* 2022. Vol. 10(12). P.2492.

8. Nilchi, A., et al. Adsorption of cesium on copper hexacyanoferrate-PAN composite ion exchanger from aqueous solution. *Chem. Eng. J.* 2011. Vol. 172. P. 572–580.

9. Гузій С.Г., Лук'янова В.В., Пугач О.В., Туцький Д.Г. Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти (9-10 листопада 2023 р., м. Київ): матер. VIII Міжнар. наук.-практ. конф. / Уклад. Жукова В., Колтишева Д. – 2023. – С. 68-70.

Huzii S.H., Lukianova V.V., Puhach O.V., Tutskiy D.H. Chysta voda. *Fundamentalni,*

прикладні та промислові аспекти (9-10 листопада 2023 р., м. Київ): матер. VIII Міжнар. наук.-практ. конф. / Uklad. Zhukova V., Koltysheva D. – 2023. – S. 68-70.

10. ДСТУ В В.2.7-181:2009 Будівельні матеріали. Цементи лужні. Технічні характеристики. Київ, Мінрегіон України, 2009.

DSTU В В.2.7-181:2009 Budivelni materialy. Tsementy luzhni. Tekhnichni kharakterystyky. Kyiv, Minrehion Ukrainy, 2009.

11. Provis J.L., Bernal S.A. Milestones in the analysis of alkali-activated binders. Journal of Sustainable Cement-Based Materials. 2014. Vol. 4(2). P. 74-84.

12. Winnefeld F., et al. Influence of slag composition on the hydration of alkali-activated slags. Journal of Sustainable Cement-Based Materials. 2015. Vol. 4(2). P. 85-100.

13. Guzii S. et al. Influence of Basic Oxides Ratio $\text{Li}_2\text{O}/\text{Al}_2\text{O}_3$, $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ and $\text{H}_2\text{O}/\text{Al}_2\text{O}_3$ on Physical, Rheological and Colloidal-Chemical Properties of Lithium Containing Alumosilicate Suspensions in the System $x\text{Li}_2\text{O}-\text{Al}_2\text{O}_3-n\text{SiO}_2-m\text{H}_2\text{O}$. Materials Science Forum. 2021. Vol. 1038. P. 193-202.

14. Rozko A., Fedorenko Yu., Zadvernyuk H. Zeolite as component binding materials for liquide radioactive waste conditioning. Пошукова та екологічна геохімія. 2019. № 1(20). С. 29 – 31.

15. Шабалін Б.Г. Голландитові матриці для утилізації компонентів радіоактивних відходів. – К.: Фенікс, 2014. – 184 с.

Shabalin B.H. Hollandytovi matrytsi dlia utylizatsiii komponentiv radioaktyvnykh vidkhodiv. – К.: Feniks, 2014. – 184 s.

16. Ольховик Ю. О., Корчагін П. О. Щодо вибору в'язучих матеріалів для цементування кубового залишку АЕС з реакторами ВВЕР. Ядерна енергетика та довкілля, № 1 (3), 2014. С. 20-23

Olkhovuk Yu. O., Korchahin P. O. Shchodo vyboru v'язuchykh materialiv dlia tsementuvannia kubovoho zalyshku AES z reaktoramy VVER. Yaderna enerhetyka ta dovkillia, № 1 (3), 2014. S. 20-23

17. Hart, K. M., & Hart, R. F. (1989). *Quantitative methods for quality improvement*. Milwaukee, WI: ASQC Quality Press. Santosh: Pre Press

18. Juran, J. M., & Gryna, F. M. (1970). *Quality planning and analysis*. New York: McGraw-Hill.

19. Montgomery, D. C. (1985). *Statistical quality control*. New York: Wiley.

20. Мартынов Б.В. Обращение с радиоактивными отходами. - Київ: Техніка, 1993. - 106 с.

Martynov B.V. Obrashchenye s radyoaktyvnyumu otkhodamy. - Kyiv: Tekhnika, 1993. - 106 s.

21. Тананаев И.В., Сейфер Х.Б., Харитонов Ю.Я. Химия ферроцианидов. – М.: Наука, 1971. – 320 с.

Tananaev Y.V., Seifer Kh.B., Kharytonov Yu.Ia. Khymyia ferrotsyanidov. – М.: Nauka, 1971. – 320 s.

22. Стасюк І. В., Стеців Р. Я., Кріп І. М., Мисакович Т. С., Краснов В. О. Адсорбція радіонуклідів на фероцианідах. Проблеми безпеки атомних станцій і Чорнобиля. – 2007. Вип. 7. – С. 62-66.

Stasiuk I. V., Stetsiv R. Ya., Krip I. M., Mysakovych T. S., Krasnov V. O. Adsorbtsiia radionuklidiv na ferotsyanidakh. Problemy bezpeky atomnykh stantsii i Chornobyliya. – 2007. Vyp. 7. – S. 62-66.