

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет магістерської підготовки  
Кафедра загальної та теоретичної фізики

Магістерська кваліфікаційна робота

на тему: «РОЗРОБКА ТЕОРЕТИЧНОЇ МОДЕЛІ РАДІАЦІЙНОГО ЗАХИСНОГО  
ЕКРАНУ НА ОСНОВІ МІКРО-ПОРИСТИХ (ГРАНУЛЬОВАНИХ МАТЕРІАЛІВ)»

Виконала студентка 2 курсу групи МТЗ-18  
спеціальності 183 «Технології захисту  
навколишнього середовища»

Івашковська Юлія Олегівна

Керівник д.ф.-м. н., професор  
Герасимов Олег Іванович

Рецензент д.ф.-м.н. професор  
Скалозубов В.І.

МІНІСТРЕСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет магістерської підготовки

Кафедра загальної та теоретичної фізики

Рівень вищої освіти магістр

Спеціальність 183 Технології захисту навколишнього середовища

(шифр і назва)

(наказ № 235-С, від 18.10.2019)

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри загальної

та теоретичної фізики

Герасимов О. І.

“ 28 ” 10 2019 р

**ЗАВДАННЯ**

**НА МАГІСТЕРСЬКУ РОБОТУ СТУДЕНТА**

Івашковська Юлія Олегівна

(прізвище, ім'я, по батькові)

1. Тема роботи: *Розробка теоретичної моделі радіаційного захисного екрану на основі мікро-пористих (гранульованих матеріалів)*

керівник роботи д.ф.-м.н, проф. Герасимов Олег Іванович

(прізвище, ім'я, по батькові, науковий ступінь, вчене звання)

затвердженні наказом вищого навчального закладу від «18» жовтня 2019 року № 235-С

2. Срок подання студентом роботи 10 грудня 2019 р.

3. Вихідні дані до роботи

Зміст розрахунково-пояснювальної записки (перелік питань, які потрібно розробити)

1. Загальний опис атомної енергетики в Україні (радіоактивні відходи та матеріали).
2. Опис радіаційного захисту за допомогою монолітного модуля.
3. Опис фізичних властивостей гранульованих матеріалів.
4. Поширення електромагнітних хвиль в пористих середовищах.
5. Переваги гранульованого над монолітним матеріалом.

4. Перелік графічного матеріалу (з точним значенням обов'язкових креслень):

Таблиця 1.1 - Класифікація РАВ, що базується на критерії допустимості (недопустимості) їх поховання в сховищах різних типів. Таблиця 1.2 - Класифікація твердих і рідких РАВ за критерієм питомої активності. Таблиця 1.3 - Класифікація РАВ з невідомим радіонуклідним складом (НРС) і невідомою питомою активністю за критерієм потужності поглиненої в повітрі дози на відстані 0,1 м від поверхні об'єкта (контейнера). Таблиця 2.1 - Склад особливо густих бетонів. Таблиця 2.2 – Радіаційно-захисні властивості бетону

Дата видачі завдання 28.10.2019 р.

## КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№ з/п	Назва етапів кваліфікаційної роботи	Термін виконання етапів роботи	Оцінка виконання етапу	
			у %	за 4-х бальною шкалою
<b>1</b>	Огляд новітніх літературних джерел за темою дипломного проекту	3 1.10.2019		
<b>2</b>	Узагальнення основних теоретичних положень проекту	29.10.2019		
<b>3</b>	Рубіжна атестація	18 – 23.11.19		
<b>4</b>	Попередній захист кваліфікаційної роботи	24.12.2019		
<b>5</b>	Перевірка на плагіат	12-14.12.2019		
<b>6</b>	Рецензування	19-20.12.2019		
	<b>Інтегральна оцінка виконання етапів календарного плану (як середня по етапам)</b>			

Магістр \_\_\_\_\_ **Івашковська Ю.О.**

Керівник проекту \_\_\_\_\_ **Герасимов О.І. д. ф-м.н. проф.**

## АНОТАЦІЯ

### «Розробка теоретичної моделі радіаційного захисного екрану на основі мікро-пористих (гранульованих матеріалів)»

**Актуальність роботи.** Технологічні подолання загрози зниженню якості радіаційних монолітних конструкцій захисних екранів, які знаходяться під постійним впливом іонізуючого випромінювання (радіаційне скрихчування) є однією з найголовніших задач забезпечення захисту від радіаційного опромінювання.

**Мета роботи.** Метою магістерської роботи було проведення порівняльного аналізу якості (в сенсі радіаційного захисту) монолітних та гранульованих захисних екранів. Показані переваги гранульованих модулів та обговорюються перспективи їх практичного застосування.

**Ключові слова:** екран, модель Пірсона, радіаційне скрихчування, гранульовані матеріали, іонізуючого випромінювання, матриця, убезпечення.

Научний керівник: д.ф-м. н., професор Герасимов О. І.

Робота містить:

Сторінок - 50

Таблиць – 5

Рисунків - 1

Літературних посилань - 20

## ANNOTATION

### «Development of theoretical model of radiation shielding screen based on micro-porous (granular materials)»

**Relevance of work.** Technologically overcoming the threat of reducing the quality of radiation monolithic structures of protective screens, which are under the constant influence of ionizing radiation (radiation cross-linking) is one of the most important tasks of providing protection.

**The purpose of the work.** The purpose of the master's thesis was to conduct a comparative analysis of the quality (in the sense of radiation protection) of monolithic and granular protective screens. The advantages of granular modules are shown and the perspectives of their practical application are discussed.

**Keywords:** screen, Pearson model, radiation cross-linking, granular materials, ionizing radiation, matrix, security.

Scientific adviser: Ph.D. Professor, Gerasimov O.I.

The work contains:

Pages - 50

Tables - 5

Drawings - 1

Literary references –20

## ЗМІСТ

ВСТУП.....	8
ПОСТАНОВКА ЗАДАЧІ.....	10
1. АТОМНА ЕНЕРГЕТИКА В УКРАЇНІ.....	10
1.1 Загальний опис радіоактивних відходів та матеріалів.....	11
1.2 Сучасний стан поводження з ВЯП в Україні.....	18
2 РАДІАЦІЙНИЙ ЗАХИСТ ЗА ДОПОМОГОЮ МОНОЛІТНОГО МОДУЛЯ.....	21
3 ФІЗИЧНІ ВЛАСТИВОСТІ ГРАНУЛЬОВАНИХ МАТЕРІАЛІВ.....	26
3.1 Гранульовані матеріали в технологіях утилізації радіаційно- шкідливих речовин .....	26
3.2 Модель кінетичних процесів в гранульованій матриці .....	30
4 МІГРАЦІЯ ДОМІШОК (РАДІОНУКЛІДІВ) У ПОРИСТОМУ СЕРЕДОВИЩІ.....	36
4.1 Розв’язок біофраційного рівняння дифузії.....	37
4.2 Поширення електромагнітних хвиль в пористих середовищах.....	42
5 ПЕРЕВАГИ ГРАНУЛЬОВАНОГО ЗАХИСНОГО РАДІАЦІЙНОГО ЕКРАНУ НАД СУЦІЛЬНИМ (МОНОЛІТНИМ).....	45
ВИСНОВКИ.....	48
СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ.....	49

## ВСТУП

Проблема захисту навколишнього середовища - одна з найважливіших завдань сучасності. Викиди промислових підприємств, енергетичних систем і транспорту в атмосферу, водойми і надра на сучасному етапі розвитку науки і техніки досягли таких розмірів, що в ряді районів, особливо в великих промислових центрах, рівні забруднень в кілька разів перевищують допустимі санітарні норми.

За останні півстоліття на Землі утворилися десятки мільярдів кюрі радіоактивних відходів, і ці цифри збільшуються з кожним роком. Особливо гострою проблема утилізації та захоронення РАВ атомних електростанцій стає в даний час, коли настає час демонтажу більшості АЕС у світі (за даними МАГАТЕ, це більше 65 реакторів АЕС і 260 реакторів, що використовуються в наукових цілях). Безсумнівно, що найзначніший обсяг РАО утворився на території нашої країни в результаті реалізації військових програм протягом більше 50 років. Під час створення і вдосконалення ядерної зброї однією з головних завдань була швидка напрацювання ядерних матеріалів, що діляться, дають ланцюгову реакцію. Такими матеріалами є високозбагачений уран і збройовий плутоній. На Землі утворилися найбільші наземні і підземні сховища РАВ, що представляють величезну потенційну небезпеку для біосфери на багато сотень років.

Питання поводження з радіоактивними відходами передбачає оцінку різних категорій і методів їх зберігання, а також різні вимоги щодо захисту навколишнього середовища. Метою ліквідації є ізоляція відходів від біосфери на надзвичайно тривалі періоди часу, забезпечення того, що залишкові радіоактивні речовини, що досягають біосфери, будуть в незначних концентраціях в порівнянні, наприклад, з природним фоном радіоактивності, а також забезпечення впевненості в тому, що ризик при недбалому втручанні людини буде дуже малий.



Однією з технологічних методів вирішення цієї проблеми є довготривале зберігання РАВ в спеціалізованих модулях, в які поміщують контейнери з відходами. Про те не дивлячись на високу експертну оцінку, яку дають таким модулям вони мають ряд недоліків, наприклад з головних проблем є, те що технологічно передбачено використовувати, в якості додаткового захисту, цементні матеріали, якими заповнюють пустий простір утворений навколо контейнера. В якості заповнювача використовують цементуючі монолітні матеріали. Затверділий монолітний цементний матеріал ліквідує порожнечу і створює достатньо надійний захист від дії радіаційного опромінення. Але, в той же час, його використання не є економічно та технологічно раціональним. Так, відомо що, тривала дія радіації призводить до окрихчування монолітного цементного матеріалу. До того ж, деякі критичні стани навколишнього середовища (наприклад: сейсмічна активність) можуть викликати його пошкодження у вигляді формування дефектів, сколів, тріщин чи інших деформацій. В якості заміни дорого вартісних та незручних цементних матеріалів пропонуємо використовувати гранульовані матеріали. Подібні матеріали у достатній кількості представлені та видобуваються у навколишньому середовищі, природний радіаційний фон— незначний.

## ПОСТАНОВКА ЗАДАЧІ

Метою роботи є розробка теоретичної моделі радіаційного захисного екрану, на основі дискретно мікро-механічних систем з маніпулюємими властивостями. Навідміну від монолітних прототипів така конструкція має наочні переваги, які полягають в уникненні руйнівних процесі радіаційного охрупчування, спрощенню заміни та маніпулювання, а також утилізації. Важливо підкреслити, що захисні властивості гранульованих екранів майже не відрізняються від монолітних аналогів, а економічні переваги відповідних технологій є помітними.

### 1. АТОМНА ЕНЕРГЕТИКА В УКРАЇНІ

Україна отримала в спадок від Радянського Союзу значно розвинену ядерну енергетику, яка виробляє лише 6% від загального обсягу енергії, яку споживає країна. Але в підтримку атомної галузі держава витрачає значні кошти, які надходять з державного бюджету, а також в рамках міжнародної допомоги. Незначне ставлення на атомну енергетику з боку всіх урядів незалежної України привів до занепаду інших галузей енергетики, а також до катастрофічної ситуації, в сфері енергоефективності.

Іншою проблемою ядерної галузі є накопичення невирішених проблеми, таких як відпрацьовано ядерне паливо та радіоактивні відходи, на знешкодження яких сьогодні не виділяються досить ресурсів, що дозволяє чиновникам говорити про «дешеву електроенергію від атомних електростанцій». Чим довше працює атомна енергетика, тим більше витрат потрібно буде понести в майбутньому українським платникам податків.

На сьогодні в Україні працюють чотири атомні електростанції (АЕС) - Запорізька, Рівненська, Південноукраїнська та Хмельницька, на яких

експлуатуються п'ятнадцять ядерних енергоблоків, з них тринадцять - з реакторною установкою типу ВВЕР-1000, а два - ВВЕР-440. Вибір майданчиків для розміщення АЕС на території сучасної України за часів СРСР був зроблений не дуже вдало для нашої країни, тому на діючих АЕС постійно виникають нетехнічні проблеми, пов'язані з нестачею природних ресурсів для запроєктованого режиму роботи ядерних реакторів.

Практично будь-яка заміна матеріалів і обладнання на АЕС тягне появу радіоактивних відходів різних ступенів радіоактивності. При продовженні терміну експлуатації значно збільшується обсяг робіт, ніж при звичайних заходів щодо підвищення безпеки АЕС, або при виникненні проектних аварій. Більший обсяг робіт означає виникнення значно більше кількості РАВ ніж протягом попередніх років.

Також виникає проблема з відпрацьованим ядерним паливом. У світі все більше застосовується практика зберігання ВЯП в національних сховищах, через відсутність альтернативних варіантів поводження з паливом (в США, Німеччини, Центральної та Східної Європі та ін.). Там де збираються продовжувати терміни служби реакторів, необхідно збільшувати місткість сховищ, чому приділяється дуже недостатня увага. Це призведе до збільшення кількості радіоактивних матеріалів на кожному з об'єктів.

### 1.1 Загальний опис радіоактивних відходів та матеріалів

Будь - який сектор, який використовує радіоактивні ізотопи або обробляється природно зустрічаються радіоактивні матеріали, може виробляти радіоактивні матеріали, які перестають бути корисними і тому повинні оброблятися як радіоактивні відходи. Ядерна промисловість, медичний сектор, ряд інших секторів промисловості, а також різні сектори,

зайняті дослідницькою діяльністю - все генерують радіоактивні відходи в результаті своєї діяльності.

В результаті своєї діяльності ядерна промисловість породжує ядерні відходи. Ці відходи відносно малі в порівнянні з іншими секторами промисловості. Технології зменшення обсягу відходів і їх скорочення, а також високий професіоналізм персоналу - все це сприяють безперервному продовженню процесу мінімізації вироблених відходів, що є ключовим принципом стратегії управління відходами.

Проблема безпечного захоронення РАВ є однією з тих проблем, від яких значною мірою залежать масштаби і динаміка розвитку ядерної енергетики. Генеральною завданням безпечного захоронення РАВ є розробка таких способів їх ізоляції від біоцикла, які дозволять усунути негативні екологічні наслідки для людини і навколишнього середовища. Кінцевою метою заключних етапів всіх ядерних технологій є надійна ізоляція РАВ від біоцикла на весь період збереження відходами радіотоксичності.

Радіоактивні відходи – особливий вид радіоактивних матеріалів (у будь-якому агрегатному стані), відносно яких встановлено, що ні зараз, ні потім у майбутньому вони не можуть бути використані, або ще нема остаточного рішення відносно того, яким чином ці матеріали можуть бути використані в рамках сучасних або створених у майбутньому технологічних процесів [1].

Радіоактивні матеріали – будь-які матеріали, які містять радіонукліди і для яких питома активність та сумарна активність вантажу (проби) перевищують межі, встановлені нормами, правилами та стандартами з ядерної та радіаційної безпеки.

Проблема поводження з радіоактивними відходами є однією з найважливіших у промисловому використанні ядерної енергії. Головною відмінною особливістю атомної енергетики від інших джерел отримання енергії є накопичення значних обсягів радіоактивних відходів (РАВ), які утворюються практично на всіх стадіях ядерно-паливного циклу.

Частіше всього радіоактивні відходи є продуктами ядерних процесів, як-от ядерний розпад. Рідкі радіоактивні відходи утворюються в процесі експлуатації атомних електростанцій (АЕС), регенерації ядерного палива з відпрацьованих тепловидільних елементів, використання різних джерел радіоактивних випромінювань у науці, техніці й медицині.

Рідкі радіоактивні відходи за своєю активністю діляться на 3 категорії:

- низького рівня активності, питома активність яких не перевищує  $10^{-5}$  кюрі/л;
- середнього рівня — від  $10^{-5}$  до 1 кюрі/л;
- високоактивні відходи — вище від 1 кюрі/л.

Низькоактивні — продукти діяльності наукових центрів, в яких вони використовуються для проведення різних хімічних тестів. Радіоактивність низькоактивних відходів швидко зменшується (зазвичай в лічені дні або декілька тижнів), і від такого матеріалу вже можна позбавитися, як від звичайного сміття [2].

Більшу складність становлять високоактивні відходи — відпрацьоване радіоактивне паливо АЕС, або матеріал, що використовується у створенні ядерної зброї. Приміром, з 2003 США накопили близько 49 тисяч метричних тонн такого «сміття» — його кількість змогла б покрити величезне футбольне поле заввишки більше трьох метрів. Міністерство енергетики США прогнозує, що кількість ядерного відпрацьованого палива в країні до 2035 року досягне 105 тисяч метричних тонн.

Найбільша проблема з утилізацією радіоактивних елементів урану і плутонію, у яких надзвичайно довгий період розпаду. Приміром розпад деяких ізотопів плутонію складає близько 24 тисячі років, а час розпаду інших радіонуклідів у паливі може сягати близько 100 тисяч років і більше. Понад 99,9 % всієї активності, що виникає в процесі експлуатації АЕС, при регенерації ядерного пального переходить у рідкі високоактивні відходи, які після концентрування до невеликих об'ємів захоронюються.

До РАВ відносяться матеріальні об'єкти та субстанції, активність радіонуклідів або радіоактивне забруднення яких перевищують рівні, встановлені діючими нормативами, за умови, що використання цих об'єктів або субстанцій надалі не передбачається. Їх небезпечність обумовлюється насамперед тим, що радіонукліди, які містяться в них, можуть розсіюватися в біосфері та призводити до негативного радіаційного впливу на людину і навколишнє середовище.

На всіх етапах ЯПЦ також накопичуються значні кількості твердих РАВ, зокрема в реакторах АЕС загальною електричною потужністю 1 ГВт за рік утворюються 300–500 м<sup>3</sup> твердих відходів, а від переробки опроміненого палива ще 10 м<sup>3</sup> високоактивних РАВ, 40 м<sup>3</sup> відходів середньої активності, 130 м<sup>3</sup> відходів низької активності.

Для поводження з РАВ розробляються відповідні національні норми, правила і стандарти, засновані на рекомендаціях Міжнародної комісії з радіологічного захисту (МКРЗ) та Міжнародного агентства з атомної енергії (МАГАТЕ). У табл. 1.1–1.3 наведені класифікації РАВ, прийняті в Україні.

Для розділення РАВ на типи використовується критерій, що враховує допустимість їх поховання в поверхневих (приповерхневих) сховищах, альтернативою якому є захоронення РАВ у стабільних геологічних формаціях. За цим критерієм РАВ підрозділяють на два типи: короткоживучі та довгоживучі (табл. 1.1).

Довгоживучі РАВ – відходи, рівень звільнення яких від контролю з боку органу державного регулювання досягається через триста років і вище після їх поховання [1].

Короткоживучі РАВ – відходи, рівень звільнення яких від контролю з боку органу державного регулювання досягається раніше, ніж через триста років після їх поховання.

За показником «рівень вилучення», встановленим для різних груп радіонуклідів, всі РАВ підрозділяються на чотири групи. Класифікація

твердих і рідких РАВ за критерієм питомої активності приведені в таблиці 1.2.

У категорії гамма-випромінюючих РАВ з невідомою питомою активністю застосовується класифікація, яка підрозділяє їх на низько-, середньої високоактивні за критерієм потужності поглиненої в повітрі дози на відстані 0,1 м від поверхні, на якій знаходяться РАВ (табл. 1.3).

У більшості країн, що мають АЕС та уранові об'єкти, накопичилися значні кількості РАВ. Багато відходів утворюється при переробці відпрацьованого ядерного палива (наприклад в Росії таких підприємств 16). Його переробка породжує безліч складних проблем, в першу чергу пов'язаних з радіаційною та екологічною небезпекою високоактивних відходів переробки.

Високоактивні РАВ від переробки палива так само, як і високоактивні відходи, що виникають при експлуатації АЕС, містять радіонукліди, отримані в процесі ядерних реакцій: продукти поділу і трансуранові елементи (ТУЕ), які утворюються з атомів  $^{238}\text{U}$  в активній зоні ядерного реактора при поглинанні ними нейтронів з подальшим  $\beta$ -розпадом. Ці високоактивні відходи складають за обсягом близько 3% всіх радіоактивних відходів, що утворюються в світі, але вони містять до 95% всієї активності. За рахунок високої активності РАВ характеризуються великим тепловиділенням, що вимагає додаткових заходів при їх зберіганні й захороненні [2].

Радіонуклідний склад продуктів поділу дуже складний і залежить від часу опромінення та динамічної рівноваги їх утворення, вигорання та  $\alpha$ -розпаду. Поряд з продуктами поділу, відходи АЕС і відходи від переробки палива містять активовані продукти корозії оболонок палива та обладнання, реагенти, передбачені хіміко-технологічними процесами, а також трансуранові елементи – ізотопи урану, плутонію, нептунію, америцію тощо.

Таблиця 1.1 - Класифікація РАВ, що базується на критерії допустимості (недопустимості) їх поховання в сховищах різних типів

Тип РАВ	Дози потенційного опромінення через 300 років після поховання	Тип можливого звільнення в період до 300 років після поховання	Тип поховання РАВ
Короткоживучі	Нижче рівня Б	Повне, обмежене	Поверхнєве або приповерхнєве
Довгоживучі	Вище рівня А	Не розглядається	У стабільних геологічних формаціях

Таблиця 1.2 - Класифікація твердих і рідких РАВ за критерієм питомої активності

Категорії РАВ	Інтервал значень питомої активності твердих РАВ, кБк·кг-1				Інтервал значень питомої активності рідких РАВ в одиницях кратності
	α-радіонукліди		β-, γ-радіонукліди		
	Група 1	Група 2	Група 3	Група 4	
Низькоактивні	> 10-1;	>100;	>101;	>102;	> 1 < 102
	< 101	<102	<103	<104	
Середньоактивні	≥ 101;	≥ 102;	≥ 103;	≥ 104;	≥ 102; < 106
	< 105	< 106	< 107	< 108	
Високоактивні	≥ 105	≥ 106	≥ 107	≥ 108	≥ 106



Таблиця 1.3 - Класифікація РАВ з невідомим радіонуклідним складом (НРС) і невідомою питомою активністю за критерієм потужності поглиненої в повітрі дози на відстані 0,1 м від поверхні об'єкта (контейнера)

Категорія РАВ НРС	Потужність поглиненої в повітрі дози, мкГр·рік-1
Низької активності	$> 1; \leq 100$
Середньої активності	$> 100; \leq 10000$
Високої активності	$> 10000$

Наявність ТУЕ у відходах сильно ускладнює проблему їх безпечного захоронення. Радіаційна небезпека таких відходів обумовлена великими періодами напіврозпаду ТУЕ і високою радіоактивністю, що вимагає їх ізоляції на терміни понад 104 роки. Потенційну небезпеку таких відходів можна знизити шляхом перетворення ТУЕ у відносно короткоживучі продукти поділу. Для цього планується здійснювати їх нейтронне опромінення в реакторах на швидких нейтронах або на лінійних прискорювачах заряджених часток. Проте на сьогодні такі операції, які отримали назву «трансмутації», дуже дорогі й не використовуються в промислових масштабах [3].

Країни з розвиненою ядерною енергетикою дотримуються різних концепцій поводження з відпрацьованим ядерним паливом (ВЯП) та РАВ:

- Стабілізація – спеціальна переробка ВЯП з подальшою фіксацією радіонуклідів у нерозчинних матрицях, пристосованих для тривалого зберігання. Такі принципи поводження з РАВ прийняті у Великобританії, Франції та Японії.
- Захоронення – якщо ВЯП не піддається обробці й відповідно всі високорадіоактивні ізотопи залишаються в ньому. У цьому випадку поводження з ВЯП аналогічне технології поводження з високоактивними відходами (щодо ВЯП таке остаточне видалення називається «прямим» остаточним захороненням). При цьому передбачена певна витримка ВЯП і

його подальше поховання в глибоких геологічних формаціях. Такий шлях розглядають США, Фінляндія, Швеція.

- Відкладене рішення – довгострокове зберігання ВЯП, що дозволяє прийняти рішення про їх подальше використання через певний час у разі позитивних передумов (наявність ефективних технологій, економічні фактори). Такий шлях обрали Аргентина, Данія, Іспанія, Канада, Литва, Німеччина, Норвегія, Південна Корея, Польща, Словаччина, Угорщина, Чехія, Хорватія. Україна також прийняла рішення про такий шлях поводження з ВЯП.
- Переробка ОВЯП для видобутку з нього компонентів і речовин, використання яких економічно доцільне. Однак для цього необхідна відповідна інфраструктура виробничих потужностей і відповідні кошти. Цей шлях реалізується в Росії. Виходячи з викладеного, видно, що проблема стратегії поводження з відпрацьованим ядерним паливом АЕС і високоактивними відходами залишається дискусійною. Багато фахівців вважають, що ВЯП не можна розглядати в якості радіоактивних відходів, а слід використовувати в майбутньому як енергетичну сировину для реакторів інших типів, які поки не знаходять комерційного застосування [4].

## 1.2 Сучасний стан поводження з ВЯП в Україні

Одні країни захоронюють ВЯП в стабільні геологічні формації. Інші країни пішли шляхом переробки ВЯП, розуміючи наскільки важливо вміти вилучати цінні компоненти та використовувати їх для подальшої роботи.

Переробка ВЯП здійснюється для рішення таких задач:

- отримання урану і плутонію для виробництва нового палива;
- отримання різноманітних ізотопів, які можуть бути використанні в медицині, промисловості та науці

- вирішення екологічних проблем, пов'язаних з захороненням  
РАВ

Технологія переробки ВЯП повинна забезпечувати вилучення всіх нуклідів, корисних з практичної точки зору або цікавих для научних цілей.

Перша стадія технологічної обробки ВЯП включає підготовку палива, тобто звільнення його від конструкційних деталей і руйнування захисних оболонок [5].

Наступна фаза передбачає переведення ядерного палива в фізичний стан, в якому зручно буде проводити хімічну обробку. Це може бути: розчин, сплав або газ. Переведення в розчин частіше всього проводять розчиненням в азотній кислоті. Переведення в газову фазу зв'язана з формуванням летючих галогенів урану і плутонію.

Після переведення ядерних матеріалів в необхідну фазу проводять ряд операцій пов'язаних з виділенням і очисткою цінних компонентів і видачею кожного з них в формі товарного продукту.

Репроцесінг ВЯП заключається в вилученні урану, накопленого плутонію і фракцій осколкових елементів (96% ВЯП — це  $^{235}\text{U}$  и  $^{238}\text{U}$ , приблизно 1% — Pu, 2—3% — радіоактивні осколки ділення). В 1 т ВЯП на момент вилучення з реактору міститься 950—980 кг  $^{235}\text{U}$  и  $^{238}\text{U}$ ; 5,5—9,6 кг Pu; а також невелика кількість  $\alpha$ - випромінювачів (нептуній, америцій, кюрій и др.), активність яких може досягати 26 тис. Кі на 1 кг ВЯП. Саме ці компоненти є найважливішими для виділення. Тому їх необхідно виділити, сконцентрувати, очистити і перевести в необхідну хімічну форму.

Технологічний процес переробки ВЯП включає:

- механічну фрагментацію (подрібнення) ТВЕЛів з метою розкриття паливного матеріалу;
- розчинення та очищення розчинів від баластних домішок
- екстракційне виділення і очищення урану, плутонію та інших товарних нуклідів

- виділення діоксиду плутонію, діоксиду нептунію, гексагідрата оксиду уранілу і оксиду урану
- переробку розчинів, вміщуючи інші радіонукліди, та їх виділення [6].

## 2 РАДІАЦІЙНИЙ ЗАХИСТ ЗА ДОПОМОГОЮ МОНОЛІТНОГО МОДУЛЯ

Найбільшу небезпеку для живих організмів представляють гама-промені і нейтронне випромінювання. Для захисту споруд від гама-випромінювання найбільш істотно впливає товщина і маса огороження. Збільшити захисні властивості бетону можна істотно збільшивши його густину. Ефективний захист від нейтронного випромінювання досягається якщо матеріал містить велику кількість водню (у випадку бетону – хімічно зв'язаної води).

Бетон є ефективним матеріалом для біологічного захисту від ядерних випромінювань, оскільки в ньому поєднуються висока густина і вміст певної кількості водню в хімічно зв'язаній воді. Для зменшення товщини захисних екранів атомних електростанцій та підприємств з виробництва ізотопів поряд зі звичайним важким використовують особливо густі бетони з середньою густиною від 2500 до 7000 кг/м<sup>3</sup> і гідратні з високим вмістом хімічно зв'язаної води [5].

В якості заповнювачів особливо густих бетонів використовують важкі природні або штучні заповнювачі: магнезитові, гематитові чи лимонітові залізні руди, барит, механічний скрап, свинцевий дріб і ін. Для одержання гідратних бетонів ефективними є матеріали, що мають високу густину і значний вміст хімічно зв'язаної води: лимоніт, серпентиніт і ін.

В якості в'язучих радіаційностійких бетонів застосовують портланд-, шлакопортландцементи, а також глиноземисті і розширні цементы, що зв'язують при гідратації більшу кількість води, ніж портландцемент.

Для покращення захисних властивостей у гідратні бетони вводять добавки, що підвищують вміст водню – карбід, бор, хлористий літій, сульфат кадмію й ін.

Вихідними показниками при підборі складів радіаційностійких бетонів є густина бетону, вміст хімічно зв'язаної води, а також міцність і легковкладальність. Орієнтовані склади таких бетонів наведені в табл. 2.1.

Таблиця 2.1 - Склад особливо густих бетонів

Вид бетону	Витрата складових, кг/м <sup>3</sup>				Середня густина бетону, кг/м <sup>3</sup>
	Цемент	Пісок	Щебінь	Вода	
Магnezитовий	389	1365	1765	184	3700
Гематитовий	300	1100	2140	195	3735
Баритовий	395	1352	1800	193	3740
З металевим заповнювачем	395	2637	2637	170	5840

Захисний бетон, що використовується для влаштування екранів ядерних реакторів, повинен мати також підвищену термостійкість, високу теплопровідність, низькі значення усадки, коефіцієнта термічного розширення і повзучості.

Особливо густі бетонні суміші схильні до розшарування внаслідок різної густини цементного тіста і заповнювачів. Для одержання однорідної суміші і запобігання розшаруванню рекомендована тривалість перемішування - не менше 2 хвилин, об'єм замісу зменшується пропорційно збільшенню густини суміші. Такі суміші рекомендується перевозити в автозмішувачах, доцільно також використовувати пошарове укладання і вібраційне ущільнення [7].

З метою захисту від радіаційного опромінення законодавці встановили максимальні значення допустимих доз опромінення. Бетон для захисту від

радіації служить для ослаблення впливу небезпечного випромінювання. У таблиці 2.1 представлено дію захисту, утвореною бетоном. Підтвердження ослаблення випромінювання не є завданням інженера-бетоняра; фахівець з радіаційного захисту повинен надати необхідні параметри для проектування бетону з урахуванням конструктивних характеристик (наприклад, товщина будівельного елемента): - щільність твердого бетону,  
- зміст хімічно зв'язаної води.

Таблиця 2.2 – Радіаційно-захисні властивості бетону

Випромінювання	Джерела випромінювання (Приклади)	Вимоги до якості бетону для захисту від радіації
рентгенівське випромінювання	рентгенівські прилади, лінійний прискорювач	- звичайний бетон з $rR \geq 2,4 \text{ кг / дм}^3$ і товщиною близько 300 мм
альфа- випромінювання бета-випромінювання	радіонукліди	- товщина бетону повинна бути в мм
гамма випромінювання	ядерні реактори, радіонукліди, ядерні	висока щільність і / або - велика товщина
нейтронне випромінювання	вибухи	- високий вміст хімічно зв'язаної води - добавки у вигляді бору, кадмію або гафнію - висока щільність - велика товщина

З усіх радіоактивних випромінювань найбільшою проникаючою здатністю володіють гамма - випромінювання і нейтрони. Здатність матеріалу поглинати гамма -випромінювання пропорційна його щільності. Для ослаблення потоку нейтронів в матеріалі, навпаки, повинні бути присутніми елементи з малою атомною масою, як, наприклад, водень. Бетон є ефективним матеріалом для біологічного захисту ядерних реакторів, оскільки в ньому вдало поєднуються при порівняно низькій вартості висока щільність утримання певної кількості водню в хімічно зв'язаній воді. Для зменшення товщини захисних екранів при зведенні атомних електростанцій і підприємств по виробництву ізотопів поряд зі звичайними застосовують особливо густі бетони з середньою щільністю від 2500 до 7000 кг / м<sup>3</sup> і гідратів бетони з високим вмістом хімічно зв'язаної води. З цією метою використовують важкі природні або штучні наповнювачі: магнетитові, гематитових або лімонітові залізні руди, барит, металевий скрап, свинцеву дріб і ін.

Для отримання гідратних бетонів ефективними є лимоніт, серпентиніт і інші матеріали, що володіють поряд з високою щільністю і значним вмістом хімічно зв'язаної води. Можливе застосування цементу спеціального призначення, що утворює при твердінні підвищений вміст гідросульфоалюміната, що зв'язує значна кількість води. У гідратних бетонах можна використовувати також глиноземистий і гіпсоглиноземистий цемент, що зв'язують більшу кількість води, ніж портландцемент. Для поліпшення захисних властивостей в гідратів бетони вводять добавки, що підвищують вміст водню - карбід, бор, хлорид літію і інші добавки, до складу яких входять легкі елементи [8].

Крім поліпшених захисних властивостей, бетон, застосовуваний для влаштування екранів ядерних реакторів, повинен володіти і іншими особливостями: підвищеної температуростійкістю, високою теплопровідністю, низькими значеннями усадки, коефіцієнта термічного розширення і повзучості. Особливо важкі бетонні суміші схильні до



розшарування внаслідок значної різниці між густиною цементного тесту і наповнювачів. Для запобігання розшарування рекомендується такі суміші перевозити в автобетонозмішувачах, застосовувати методи роздільного бетонування і т. д. При потоках нейтронів високої інтенсивності, характерних для деяких реакторів на швидких нейтронах, може виникнути необхідність у використанні радіаційностійких бетонів.

В результаті впливу іонізуючого випромінювання в структурі бетону можуть відбуватися якісні зміни, характер і глибина яких залежать від властивостей бетону, виду вихідних матеріалів і дози опромінення. При визначенні радіаційної стійкості матеріалів враховуються щільність потоку частинок, інтенсивність випромінювання, поглинена доза випромінювання. Щільність потоку частинок або квантів характеризується відношенням числа часток, що проникають в сферу елементарного обсягу в одиницю часу, до площі проекції сфери. На відміну від щільності інтенсивність випромінювання - питома величина енергії ( $\text{Вт/м}^2$ ). Поглинена доза випромінювання дорівнює відношенню поглинутої енергії до маси середовища, що опромінюється ( $\text{Дж/кг}$ ) [9].

### 3 ФІЗИЧНІ ВЛАСТИВОСТІ ГРАНУЛЬОВАНИХ МАТЕРІАЛІВ

Гранульований матеріал - скупчення дискретних твердих, макроскопічних частинок, які характеризуються втратою енергії кожен раз, коли частинки взаємодіють (найбільш поширеним прикладом було б тертя, коли зерно стикається). Елементи, які складають гранульований матеріал, повинні бути досить великі таким чином, що вони не піддаються тепловим коливанням руху. Таким чином більш низька межа розміру для зерна в гранульованому матеріалі становить приблизно 1 мкм. На верхній межі розміру фізика гранульованих матеріалів може бути застосована до крижаних плавучим крижинах, де окреме зерно - айсберги і до поясів астероїдів Сонячної системи з окремим зерном, що є астероїдами. Деякі приклади гранульованих матеріалів - сніг, горіхи, вугілля, пісок, рис, каву, корнфлекс, і добриво. Порошок - спеціальний клас гранульованого матеріалу із-за їх розміру дрібної частинки, який робить їх більш зв'язковими і легше тимчасово відстороненими в газі. Гранульовані матеріали комерційно важливі в заявах, настільки ж різноманітних як фармацевтична промисловість, сільське господарство і вироблення енергії.

#### 3.1 Гранульовані матеріали в технологіях утилізації радіаційно-шкідливих речовин

В якості систем для захоронення радіоактивних відходів використовують модулі зберігання в яких, безпосередньо, розміщують контейнери з радіоактивними відходами. Зазвичай навколо контейнера з радіоактивними відходами формується пустий простір. Цей простір є причиною послаблення захисту, який має забезпечити захисний модуль. Тому для уникнення вищезгаданого «ефекту послаблення», порожній простір заповнюється цементуючим матеріалом, який з часом повністю твердіє. Як

правило, для цієї мети використовують рідкий розчин, сформований з портландцементу.

Модулі для зберігання радіоактивних відходів мають бути міцними та стабільними, так як речовини, які там зберігаються мають досить великий період розпаду.

Утилізація модулів відбувається шляхом є захоронення їх у спеціально підготовлених підземних місцях. Таке місце може мати траншеї, має плоску підлогу з системою моніторингу, щоб періодично контролювати потрапляння води в траншеї, та визначити, чи дійсно радіоактивні речовини якимось чином просочилися з модулів. Шар гравію укладають на підлогу для дренажу, а модулі, складені в колонах над шаром гравію, прилягають один до одного. Укладені один на одного колони модулів потім засипають шарами ґрунту та піску. Приклад такого місця захоронення розкрито в патенті США № 4681706. Після того, як укладенні один на одного модулі будуть повністю засипані, вони можуть зберігатися невизначений термін, поки радіоактивний матеріал, що міститься в них, не розпадається [10].

Хоч модулі зберігання створюються з монолітного, досить товстого бетону, щоб зробити їх механічно міцними і нечутливими до води, може виникнути проблема появи тріщин, окрихчування тощо. Таке утворення дефектів може бути зумовлене сейсмічним збуренням, просіданням або радіаційним опроміненням. Цементне затирання використовують як додатковий бар'єр для іммобілізації радіоактивних відходів всередині модуля, де можуть утворитися тріщини, які, в свою чергу, можуть призвести до міграції води й, можливо, матеріалів відходів через стінки модулів. Таким чином, незважаючи на те, що модуль після цементного затирання потенційно здатен забезпечити зберігання контейнерів радіоактивних відходів протягом тривалого періоду часу, існують умови, які можуть призвести до виникнення тріщин і подальшого витоку небезпечних речовин [11].

У разі потрапляння радіоактивних речовин за межі модуля має спрацювати аварійна система сповіщення. Така система проінформує оператора про аварію, після чого будуть прийняті певні дії по ліквідації аварії.

Під час аварії обслуговуючий персонал має виявити та вилучити аварійний модуль. Проте, видалення аварійного модуля може бути ускладнене через затвердіння цементного розчину. Що робить таким метод захоронення радіоактивних відходів недосконалим.

Ще один недолік, пов'язаний з використанням цементного розчину, — спливання (видавлювання) легких контейнерів під час завантаження в модуль цементного розчину. Коли це відбувається, потрібно підштовхувати контейнер назад у внутрішній простір модуля до того, як цементний розчин затвердіє (зазвичай, ця функція потребує участі оператора), так, щоб кришка модуля прилягала належним чином. Це останнє уповільнює процедуру створення модуля. А також збільшує тривалість радіаційного опромінення операторів.

Існують інші методи постійного зберігання радіаційних відходів у підземному депозитарії, який фіксує матеріали відходів всередині твердого масиву, утвореного шляхом додавання до композиції затвердіваючих рідких розчинів. Однак такі методи не дають можливості для видалення матеріалу заповнювача, якщо виникає така проблема його заміни [12].

Тому є потреба у розробленні більш оптимізованої технології упаковки, зберігання та конструкції модуля, які б усували порожній простір, але в той же час дозволяли б у разі потреби легко вилучати контейнери з модулів зберігання. Такий модуль мав би включати стійкий бар'єр проти формування тріщин, здатний шляхом спрацювання відповідних фізичних механізмів перешкоджати формуванню потоку рідких відходів, щоб запобігти міграції радіонуклідів у навколишнє середовище.

На цьому шляху можна запропонувати гранульований або порошковий наповнювач, який забезпечує легку можливість вилучення відходів з модуля зберігання, і майже повністю заповнює порожній простір, який виникає між

контейнером чи фракцією відходів і модулем, та діяти як бар'єр (пористе середовище, мембрана), здатний частково блокувати дифузійні (міграційні) процеси переносу (наприклад, рідини) [13].

Дослідження структури та фізичних властивостей гранульованих матеріалів становлять дуже значну частину зусиль, як фізиків-теоретиків так і експериментаторів. Серед причин, що привели до такого інтересу, зазвичай вказуються прояви гранульованими матеріалами незвичайних для типових агрегатних станів речовини та властивостей. Як підтверджує практика, наприклад, такі явища, як скажімо, флюїдизація сухих гранульованих матеріалів під дією зовнішніх полів (осипання похилих насипів), насичення тиску у вертикальній ємкості, що містить ГМ (ефект арки), сегрегація (розподіл сухих сумішей, наприклад, ефект «Бразильського горіха») і деякі інші проявляються тільки в гранульованих матеріалах. Інтерес до вивчення властивостей гранульованих матеріалів також зумовлений важливістю розуміння їх фізичних властивостей для раціоналізації промислового виробництва і використання в технологіях захисних екранів, та можливістю створення на їх базі принципово нових наукомістких технологій. Гранульовані матеріали зараз широко представлені в довідці нашої країни та використовуються у будівництві (пудра, пісок, цемент, графіт, вугілля, зерно, сипкі порошки і суміші в будівельній та хімічній промисловості, металургії, ґрунт і навіть Всесвіт) – ось далеко не повний список такого роду об'єктів.

За деякими оцінками, більш ніж 70% усього світового промислового виробництва повністю засноване або частково використовує та залежить від гранульованих матеріалів різної дисперсності: від мікропудр з розмірами гранул близько декількох мікрон до геологічних структур з розмірами окремих кам'яних монолітів в декілька метрів і більш. Нарешті Всесвіт, з деякими обмовками, також ми можемо віднести до одного прикладів розріджених гранульованих систем, наприклад, системи гранульованого газу та піску.

Багато унікальних властивостей та можливостей стосовно гранульованої матерії спостерігалися людством досить давно. В зв'язку з цим, досить згадати спостереження Ньютона та Фарадея нелінійних хвиль на поверхні піщаного шару, поміщеного в поле віброприскорень, та здійснене їми близько 160 років тому. Матеріали з якими ми стикаємося в нашому повсякденному житті, ми зазвичай класифікуємо з точки зору їх агрегатного стану, як газу, рідини та тверді тіла. А до якого з перерахованих станів конденсованої матерії можна віднести гранульоване середовище? Це середовище може «текти» з похилої площини як лавина, або набувати потрібні форми посудини та контейнеру, куди ми їх поміщуємо (насіпаємо) подібно до рідини. Кожна, окрема взята гранула, гранульованих матеріалів – скажімо пісок, безумовно – тверде тіло; проте конгломерація гранул вже показує властивості абсолютно нетипові та незвичайні для звичайних агрегатних станів (і для твердих тіл зокрема) [12].

### 3.2 Модель кінетичних процесів в гранульованій матриці

Один з можливих інженерних підходів до розгляду задач про кінетичне старіння захисних екранів, що знаходяться під впливом опромінення може бути реалізований із використанням гранульованих матеріалів. Такий підхід спирається на наявність специфічних фізичних станів, які супроводжують маніпулювання гранульованими матеріалами.

Властивості таких станів можуть бути визначені, наприклад за допомогою функцій розподілу. Відповідні керуючі рівняння для опису функцій станів, які супроводжують кінетичного старіння можуть бути подібними до рівнянь Больцмана у класичній кінетичній теорії. У випадку розріджених систем-гранул з непружними взаємодіями, які описуються за допомогою сталого коефіцієнту непружних витрат енергії, такі рівняння та їх розв'язки можуть бути визначені досить строго та точно.

Кінетична теорія гранульованих матеріалів, таким чином, може бути сформульована за допомогою ізоморфних рівнянь Больцмана (у модифікації Енскога) для функцій розподілу  $f(v_1, r_1, t)$ , які завдають ймовірність знаходження частинок із швидкістю  $\vec{v}$  у точці  $\vec{r}$ , на момент часу  $t$ . У найпростішому випадку з газоподібним випромінюванням, яке складається з однакових частинок сферичної форми з радіусом  $r$ , за умов відсутності тертя та сталого коефіцієнту непружних витрат  $e$ , кінетичне рівняння має наступний вигляд:

$$(\partial_t + (v_1 - \nabla))f(v_1, r_1, t) = I[f] \quad (3.1)$$

де  $I[f]$  – є так званий інтеграл зіткнень

$$I = d^2 \int dv_2 \int dn_{12} \theta(-v_{12} \cdot n_{12}) |v_{12} \cdot n_{12}| \times \left[ \begin{array}{l} \chi f(v_1, r_1, t) f(v_2', r_1 - dn_{12}, t) - \\ f(v_1, r_1, t) f(v_2', r_1 + dn_{12}, t) \end{array} \right] \quad (3.2)$$

$\chi = \frac{1}{e^2}$ ,  $\theta$  – це тета-функція Хевісайда швидкості частинок перед зіткненням

$v_{1,2}$ , та після зіткнення  $v_{1,2}'$ , задовольняють співвідношення:

$$v_{1,2}' = v_{1,2} \pm \frac{1+e}{2e} [n_{12} (v_1 - v_2)] n_{12} \quad (3.3)$$

Рішення рівнянь типу  $(\partial_t + (v_1 - \nabla))f(v_1, r_1, t) = I[f]$  формуються на підставі, так званої, концепції «молекулярного хаосу», яка базується на припущенні про відсутність будь-яких кореляцій проміж частинками, що зіткаються.

Безумовно, що у випадках густих станів гранульованої матерії (які є типовими у випадку так званих гранульованих рідин та кристалів), внаслідок кореляцій швидкостей частинок, обумовлених дисипативними зіткненнями, а також ефектів виключеного об'єму, застосування рівнянь типу  $(\partial_t + (v_1 - \nabla))f(v_1, r_1, t) = I[f]$ , є обмеженим, або навіть зовсім неприпустимим.

Рівняння так званого гідродинамічного підходу, можуть бути отримані за допомогою обрізання ієрархічної послідовності кінетичних рівнянь (3.1) для моментів функцій розподілу отриманих на основі відповідних рівнянь Больцмана, модифікованих у наближенні Чепмена-Енскога. Така процедура веде до формулювання послідовності рівнянь (ланцюжка), які визначають зміну моментів та флуктуацій кінетичної енергії (які у свою чергу визначають кінетичну температуру гранульованої речовини). Однак, на відміну від гідродинамики звичайних газів та рідин, як розділу механіки суцільних середовищ, застосування вищеописаної «гранульованої» гідродинаміки дехто вважає недостатньо обгрунтованим внаслідок відсутності механізмів розділення масштабів мікроскопічного та макроскопічного рухів (зокрема, кластеризації) [14].

Рівняння «гідродинаміки» гранульованих середовищ формально можуть бути виписані в традиційному вигляді:

$$\frac{\partial v}{\partial t} = -v\nabla - u \quad (3.4)$$

$$v \frac{\partial u}{\partial t} = -\nabla \sigma + v g \quad (3.5)$$

$$v \frac{\partial T}{\partial t} = -\sigma \div \gamma - \nabla \cdot g - \varepsilon \quad (3.6)$$

де  $v$  – густина гранульованого середовища віднесена до густини матеріалу, з якого складаються гранули.

$\vec{u}(\vec{r})$  – поле швидкості;

$T$  — кінетична «температура» гранульованого стану, яка може бути визначена за формулою:

$$T = \frac{\langle \vec{u}\vec{u} \rangle - \langle \vec{u} \rangle^2}{2} \quad (3.7)$$

Субстанціональна похідна зв'язана з повною співвідношенням:



$$\frac{d}{dt} = \frac{d}{dt} + (u \vec{\nabla}) \quad (3.8)$$

$\vec{g}$  - прискорення вільного падіння;

$\vec{q}$  - вектор потоку енергії.

Тензор «напруг» дається формулою:

$$\sigma_{\alpha\beta} = \frac{\partial}{\partial_{\alpha}} u_{\beta} + \frac{\partial}{\partial_{\beta}} u_{\alpha} \quad (3.9)$$

$\varepsilon$  - коефіцієнт дисипації енергії.

Зовні, тобто структурно, вище наведенні рівняння подібні до відомих рівнянь Нав'є-Стокса за винятком останньої складової, яка виникає внаслідок урахування дисипативних процесів.

У випадку розрідженої гранульованої речовини матеріальні співвідношення часто записують у лінійному наближенні:

$$\sigma_{\alpha\beta} = [p + (\mu - \lambda) \text{Tr} \gamma] \partial_{\alpha\beta} - \mu \gamma_{\alpha\beta} \quad (3.10)$$

$$q = -k \nabla T \quad (3.11)$$

У випадку двомірного гранульованого газу, який складається із твердих дисків та характеризується вельми слабкою дисипацією під час зіткнень проміж частинками, була запропонована процедура замкнення рівнянь за допомогою системи модельних матеріальних співвідношень, яка має наступний вигляд:

$$p = \frac{4vT}{\pi d^2} [1 + (1 + e)G(v)] \quad (3.12)$$

$$\mu = \frac{2T^{\frac{1}{2}}}{2\pi^{\frac{1}{2}} d G(v)} \left[ 1 + 2G(v) + \left(1 + \frac{8}{\pi}\right) G(v)^2 \right] \quad (3.13)$$

$$\lambda = \frac{8\nu GT^{\frac{1}{2}}}{\pi^{\frac{3}{2}} d} \quad (3.14)$$

$$k = \frac{2\nu T^{\frac{1}{2}}}{\pi^{\frac{1}{2}} d G(\nu)} \left[ 1 + 3G(\nu) + \left( \frac{9}{4} + \frac{4}{\pi} \right) G(\nu)^2 \right] \quad (3.15)$$

$$\varepsilon = \frac{16\nu G(\nu) T^{\frac{1}{2}}}{\pi^{\frac{3}{2}} d^3} (1 - e^2) \quad (3.16)$$

де  $\lambda, \mu, k, \varepsilon, G(\nu)$  – відповідно, є зсувна та об'ємна в'язкості; коефіцієнти теплопровідності та непружних втрат відповідно, та  $G(\nu)$  – значення радіальної функції розподілу в точці ( $\nu$ ).

Скажімо, для двовимірного аналогу відомого співвідношення Карнахана – Старлінга у випадку системи пружних (твердих) сфер відповідна функція  $G_{cs(\nu)}$  має вигляд:

$$G_{cs(\nu)} = \frac{\nu \left( 1 - \frac{7\nu}{16} \right)}{(1 - \nu)^2} \quad (3.17)$$

Співвідношення діють в межах значень компактизації середовища, що не перебільшують 0,7.

Для більших значень компактизації використовується модельний вираз для функції розподілу, який було розраховано за допомогою теорії вільного об'єму:

$$G_{FV} = \frac{1}{(1 + e) \left[ \left( \frac{\nu c}{\nu} \right)^{\frac{1}{2}} - 1 \right]} \quad (3.18)$$

Інколи використовується, так званий, глобальний вираз для  $G_I(\nu)$ , який описує кросовер проміж різними режимами структуроутворення у гранульованих системах:

$$G_t = G_{cs} + (1 + \exp(-(v - v_0) \setminus m_0)^{-1})(G_{fv} - G_{cs}) \quad (3.19)$$

де параметри  $v_0=0,7$  та  $m_0=10^{-2}$  визначаються емпірично.

Також зауважимо, що будь які існуючі, на теперішній час, способи замкнень рівнянь гідродинамічного підходу не дозволяють описати такі, наприклад, режими у поведженні гранульованих матеріалів, як формування ниткоподібних силових ланцюжків з передачею напруг примусово уздовж периметру ланцюжків, які утримують стабільність протягом існування потоків. Сюди також треба віднести і явище гістерезису у переходах гранульованої речовини від рідиноподібних до твердих станів.

Незважаючи на всі ці обставини гідродинамічний підхід залишається достатньо поширеним при вивченні колективної поведінки в потоках гранульованих матеріалів, особливо в інженерних дослідженнях, і визнається фаховою спільнотою. За допомогою суцільно-механічних підходів були обґрунтовані нестійкості у поведінці збурених гранульованих матеріалів у вигляді мікропотоків таких, як гранульований конвекційно-подібний рух, флуктуаційні кластери, продовжні вали, структуроутворення під дією віброприскорювань та деякі інші [15].

#### 4 МІГРАЦІЯ ДОМІШОК (РАДІОНУКЛІДІВ) У ПОРИСТОМУ СЕРЕДОВИЩІ

Дослідження процесів вертикальної міграції радіонуклідів дозволило встановити аналітичну закономірність у розподілі їх питомої активності  $\alpha$  (вимірюється Бк/г), як задовільно описується в рамках складеної моделі:

$$\alpha(x,t) = \left(\frac{\alpha_1}{L}\right) e^{-\frac{x}{L}} + \frac{\alpha_2}{\beta\sqrt{Dt}} e^{-\frac{(x-v)^2}{4Dt}} \quad (4.1)$$

де  $x$  – глибина пористого прошарку;  $L$  – глибина міграції;  $D$  – коефіцієнт дифузії;  $\beta$  – нормувальний безрозмірний коефіцієнт,  $\alpha_1, \alpha_2$  – параметри, які мають зміст частини питомої активності, яка реалізується у кожному з двох міграційних каналів.

Часова динаміка вертикальної міграції, яка характеризує заглиблення радіонуклідів, які описуються лінійною залежністю:  $L(t) = p + q(t)$ . Масштабні параметри  $p$  і  $q$  залежать від шарових характеристик і змінюються в межах  $0,14 \div 0,77$  г/см<sup>2</sup> для  $p$  і  $0,22 \div 0,41$  і г/см<sup>2</sup> для  $q$ .

Для початкових часових інтервалів лінійна залежність працює задовільно, але асимптотично більш адекватним є експоненціальний закон. Спрощена феноменологічна модель експоненціального заглиблення радіонуклідів у шаровій структурі базується на співвідношенні:

$$\alpha_i(x,t) = \alpha_{i_0} \exp\left(-\frac{x}{L(t)}\right) \quad (4.2)$$

де  $x$  – глибина проникнення. Введемо параметр радіаційного фону потужність експозиційної дози (ПЕД) з урахуванням заглиблення радіонуклідів у шарі:

$$P_{\gamma i} = k_L^{(1)} \varepsilon_{0i} \sigma_i \quad (4.3)$$

де  $k_L$  коефіцієнт  $i$  – го радіонукліда при експоненціальному заглибленні з параметром  $L(t), \varepsilon_{0i}$  – конверсійний чинник для безкінечного тонкого плоского джерела ( $L = 0$ ),  $\sigma_i$  – щільність забруднення ( $\text{Ки}/\text{км}^2$ ).

Розрахунок ПЕД від складної суміші радіонуклідів описується формулою:

$$P_{\gamma i} = \sum_i k_L^{(i)} \varepsilon_{0i} \sigma_i = \left( \sum_i \varepsilon_{0i} \sigma_i \right) k_L(L) \quad (4.4)$$

Відповідне дозове навантаження на населення при цьому знаходиться за допомогою співвідношення:

$$D_{\gamma}(t) = \int_0^t P_{\gamma}(t) dt \quad (4.5)$$

#### 4.1 Розв'язок біофраційного рівняння дифузії

Функція  $W(x; t)$  – це питомий вираз вірогідного розподілу координати частинки, що дорівнює зворотній трансформації Фур'є та Лапласа від функції  $\hat{\theta}_{-(u; s)}$ :

$$\int_{-\infty}^{\infty} W(x; t) dx = 1 \quad (4.6)$$

Рівняння  $g(0; s) = \hat{f}(s)$ , має вигляд  $\hat{\theta}(0, s) = 1/s$  – це є Лаплас – вираз від одиниці.

Аналогічно Лаплас – вираз середнього квадрату частинки, який отримали завдяки відповідній формулі:

$$\hat{X}^2(s) = \int_{-\infty}^{\infty} \langle \hat{X}^2(t) \rangle e^{-st} dt = - \frac{\partial^2 \hat{\theta}(u, s)}{\partial u^2} \Big|_{u=0} \quad (4.7)$$

Прорахувавши вираз Лапласа, підставивши перші складові розподілу функції в ряд Тейлора в районі значень  $u=0$ , для більшої простоти вважаємо, що  $v=0$ , а в разі  $(v)^2 = \sigma^2$ . Тоді в цьому випадку будемо мати вираз:

$$g(u, s) = \hat{f}(s) - \frac{\sigma^2}{2} u^2 \hat{f}''(s) + \dots \quad (4.8)$$

Для Лаплас виразу середнього квадрату отримаємо формулу:

$$\hat{X}_{-}^2(s) = \frac{\sigma^2}{s\varphi(s)}, \quad \varphi(s) = \frac{1 - \hat{f}(s)}{\hat{f}''(s)} \quad (4.9)$$

Розглянемо вираз асимптотичного поведіння середнього квадрату  $\langle \hat{X}_{-}^2(t) \rangle$  за умови, що  $t \rightarrow \infty$ . Воно визначено асимптотичною формулою Лаплас-виразу (4.8) за умови, що  $s \rightarrow 0$ . Необхідно дослідити вказану асимптотику до (4.8). Розглянемо стандартну ситуацію дізнавшись, наскільки швидко розповсюдження функції  $f(\tau)$  йде до нуля, за умови коли  $t \rightarrow \infty$  а перші два моменти інтервалів зіткнення настільки обмежені, що [15]:

$$\langle \tau \rangle < \infty, \quad \langle \tau^2 \rangle < \infty \quad (4.10)$$

це є обмеження моментів зіткнення частинки. В цьому випадку для функції виразів є позначення та розклад, який описується наступною формулою (4.10):

$$\hat{f}(s) = 1 - \langle \tau \rangle s + \frac{1}{2} \langle \tau^2 \rangle s^2 + \dots \Rightarrow \hat{f}''(s) = \langle \tau^2 \rangle + \dots \quad (4.11)$$

Підставив вираз (4.11) в формулу (4.8) одержуємо наступну формулу в вигляді:

$$\hat{X}_{-}^2(s) \approx \sigma^2 \frac{\langle \tau^2 \rangle}{\langle \tau \rangle} \cdot \frac{1}{s^2}, \quad s \rightarrow \infty \quad (4.12)$$

Тоді, використовуючи табличну формулу трансформації Лапласа одержуємо наступний вигляд формули:

$$\frac{1}{s^\gamma} \Leftrightarrow \frac{f^{\gamma-1}}{(\gamma)} \quad (4.13)$$

У випадку стандартних дифузійних процесів лінійний тип дифузії частинки, характеризується співвідношенням:

$$\hat{X}_{-}^2(s) \approx D(t), \quad t \rightarrow \infty \quad D = \sigma^2 \frac{\langle \tau^2 \rangle}{\langle \tau \rangle} \quad (4.14)$$

Однак пористе середовище, а точніше процеси міграції показують наявність розподілу інтервалів між зіткненнями зі степеневою асимптотикою, яка має вигляд:

$$f(\tau) \approx k^\beta \tau^{-\beta-1}, \quad \tau \rightarrow \infty, \quad 0 < \beta \leq 2 \quad (4.15)$$

За умовами  $0 < \beta \leq 2$  та  $1 < \beta \leq 2$ :

$$\hat{f}(s) \approx 1 - k^\beta \frac{\Gamma(1-\beta)}{\beta} s^\beta, \quad s \rightarrow \infty, \quad 0 < \beta \leq 2 \quad (4.16)$$

Для другої похідної для функції  $\hat{f}(\beta)$ , яка дорівнює:

$$\hat{f}(s) \approx k^\beta \Gamma(2-\beta) s^{\beta-2}, \quad s \rightarrow 0, \quad 0 < \beta \leq 1 \quad (4.17)$$

Підставивши вираз (4.6), (4.7) в вираз (4.14) отримуємо:

$$\hat{X}_-^2(s) \approx \sigma^2 \beta(1-\beta) \frac{1}{s^\beta}, \quad \tau \rightarrow \infty, \quad 0 < \beta \leq 1 \quad (4.18)$$

Після зворотного перетворення отримаємо:

$$X(t) \approx vt, \quad \langle X^2(t) \rangle \approx \tau^2 t^2 \quad (4.19)$$

Фізичний зміст (4.18) полягає в тому, що в разі різних зіткнень, можна вважати, що частинка рухається майже рівномірно.

У випадку коли  $1 < \beta \leq 2$ , справедлива наступна асимптотика:

$$\hat{f}(s) \approx 1 - \langle \tau \rangle s + k^\beta \frac{\Gamma(2-\beta)}{\beta(\beta-1)} s^\beta, \quad s \rightarrow 0 \quad 1 < \beta \leq 2 \quad (4.20)$$

Аналогічно попередньому випадку отримаємо:

$$\hat{X}_-^2(s) \approx \sigma^2 \frac{k^\beta}{\langle \tau \rangle} \frac{\Gamma(2-\beta)}{\Gamma(4-\beta)} t^{3-\beta} \quad (4.21)$$

Таким чином, за умови  $1 < \beta \leq 2$  середній квадрат координати частинки підпорядковується, так званому супердифузійному закону, який має вигляд:

$$\langle \hat{X}_-^2(t) \rangle \approx f^\gamma, \quad \gamma = 3 - \beta \quad (4.22)$$

У низці робіт, пов'язаних з міграцією домішкових частинок у дрібно-розмірній фракційній матриці характеризується функцією Міттаг-Леффльора,  $E_\beta(z)$ :

$$E_\beta(z) = \sum_{n=0}^{\infty} \frac{z^n}{\Gamma(n\beta + 1)} \quad (4.23)$$

Можна показати, що функція  $E_\beta(-(t/\tau)^\beta)$  є рішенням рівняння виду:

$$\frac{d^\beta \Phi(t)}{dt^\beta} + \tau^{-\beta} \Phi(t) = \frac{t^{-\beta}}{\Gamma(1-\beta)} x(t) \quad 0 < \beta \leq 1 \quad (4.24)$$

Це рівняння є дрібно-розмірним узагальненням звичайного кінетичного рівняння:

$$\frac{d\Phi(t)}{dt} = -\frac{1}{\tau} \Phi(t) \quad (4.25)$$

розв'язком якого є експонента  $e^{-1/\tau} = E_1\left(-\frac{t}{\tau}\right)$ .

Вираз для Лапас-образу  $Q(\sigma, t)$ :

$$Q(\sigma, t) = \langle e^{-\gamma\sigma(t)} \rangle = E_\beta(-\gamma t^\beta) \quad (4.26)$$

Розглянемо ймовірний процес, що описується мірою  $X(t) = \sigma(t)$  з густинністю вигодностей:

$$W(x, t) = \frac{1}{t^\beta} Q_\beta\left(\frac{\sigma}{t^\beta}\right) \quad (4.27)$$

З характеристичною функцією [16]:

$$\theta(u, t) = \langle e^{iu\sigma(t)} \rangle = E_\beta(iut^\beta) \quad (4.28)$$

Співвідношення (4.24) підпорядковується рівнянню:

$$\frac{\partial^\beta \theta}{\partial t^\beta} = iu\theta + \frac{t^{-\beta}}{\Gamma(1-\beta)} x(t) \quad (4.29)$$

Подіавши на перше з них похідною порядку  $\beta(t)$  та виключивши непарну компоненту, перейдемо до замкнутого рівняння відносно  $\theta_{even}(u, t)$ :

$$W_{even}(x, t) = \frac{1}{2} [W(x, t) + W(-x, t)] = \frac{1}{2} W(|x|, t) \quad (4.30)$$

Воно підпорядковується рівнянню, яке надається нижче:

$$\frac{\partial^{2\beta} W_{even}}{\partial t^{2\beta}} = \frac{\partial^2 W_{even}}{\partial x^2} + \frac{t^{-2\beta}}{\Gamma(1-2\beta)} x(t) \delta(x) \quad (4.31)$$

яке зводиться до (4.28) заміною  $\beta$  на  $\gamma/2$ . Таким чином, одержуємо, що згідно з (4.28), (4.29) рішення рівняння дрібної дифузії (4.29) можна записати в належному вигляді:



$$W(x,t) = \frac{1}{2t^{\frac{\gamma}{2}}} Q_{\frac{\gamma}{2}}\left(\frac{|x|}{t^{\frac{\gamma}{2}}}\right) \quad (4.32)$$

Розподіл  $Q_{\gamma/2}(z)$  можна знайти за допомогою зворотної трансформації Фур'є, зробленої від  $E_{\gamma/2}(iu)$ , за умови, що  $1 < \lambda < 2$ . Завдяки властивостям функції Міттаг – Леффлера, робимо висновок, що:

$$Q_{\gamma/2}(z) = \frac{2}{\pi\gamma} \operatorname{Re} \int_0^{\infty} \exp(ixz + x^{2/\gamma} e^{-i\pi/\gamma}) dx \quad (4.33)$$

Отриманні результати задають параметри процесу супердифузії. Зображення функції  $Q_{\beta}(z)$ , для різних  $\beta$ , наведенні на Рис 4.1

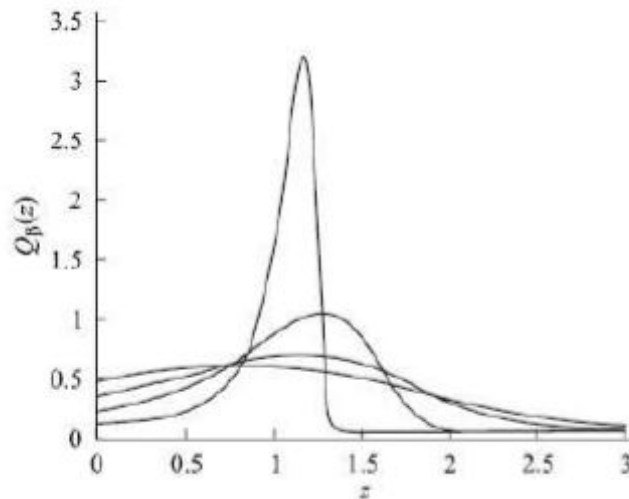


Рис. 4.1— Графіки розподілу  $Q_{\beta}(z)$  для різних значень  $\beta=0,65 - 0,95$ .

Вони експоненціально спадають зі зростом  $z$ , що забезпечує обмеженість моментів.

Твердий скелет пористого тіла робить істотний вплив на дифузійне перенесення речовини. Дискусійним є питання про можливість застосування закону Фіка і диференціального рівняння дифузії для встановлення потоку речовини і концентраційного поля в пористому середовищі. Пористе середовище — середовище, об'єм пор якого під дією тиску не змінюється або зміною його можна нехтувати [15].

Розглянемо найпростішу схему пористої структури, де всі циліндричні пори паралельні один одному. У застосуванні до однієї пори закон Фіка і

диференціальне рівняння дифузії запишуться в незмінному вигляді. У застосуванні до всього пористого тіла диференціальне рівняння збереже свій вигляд:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (4.34)$$

а закон Фіка запишеться наступним чином:

$$j = -m_p D \text{grad} C \quad (4.35)$$

$$D_m = m_p D$$

Шляхом більш загального висновку це співвідношення було отримано для ізотропних тіл з довільної пористою структурою. Дифузійне перенесення в пористом середовищі уповільнення на відміну, від суцільного, зумовлене механічним блокуванням дифузійного потоку твердим скелетом, подовженням шляху дифузії внаслідок звивистості капілярів, гальмуванням молекулярного руху стінками капіляра, підвищенням в'язкості рідини через можливу розчинності речовини скелета [17].

#### 4.2 Поширення електромагнітних хвиль в пористих середовищах

Фактичні дані про значення швидкості поширення електромагнітних хвиль в пористих середовищах дозволяють аналітично визначити швидкість електромагнітної хвилі в зразках з нульовою пористістю - так звану «швидкість електромагнітної хвилі в пористих середовищах». Також відомо, що при посиленні всебічного стиснення порід збільшуються і швидкості поширення електромагнітних хвиль. Відбувається це, по-перше, через закриття частини наявних тріщин і, по-друге, внаслідок більш щільної упаковки зерен в осадових породах. Ці передумови зумовили вибір швидкості поздовжніх хвиль в породі з «нульовою пористістю», визна- нешкоджені при моделюванні пластових умов. Таким чином, досліджувані породи мають відкриту пористість, що складається з двох компонентів:

межзерною і тріщиною. Розглянемо вплив кожного з видів пористості на швидкості поширення електромагнітних хвиль і питомий електричний опір, які найчастіше використовуються як при підрахунку запасів, так і при підготовці проектів розробки родовищ.

Існують декілька підходів до визначення питомої опору і параметра пористості порід з подвійною пористістю. Так, виведено рівняння, що зв'язує  $P_n$  гірської породи, що має подвійну пористість, з її сумарної (загальної) пористістю  $K_n$ :

$$P_n = \frac{\left( \frac{\rho_n \rho_0}{v K_n \rho_0 + \rho_n (1 - v)} \right)}{\rho_n} \quad (4.36)$$

де  $\rho_0$  - питомий електричний опір породи, Ом·м;  $\rho_w$  - питомий електричний опір електропровідного розчину, що заповнює поровий простір, Ом·м. При цьому передбачається, що порода містить дві паралельні системи (міжзернові пори і тріщини), які проводять електричний струм.

При відсутності тріщин ставлення  $K_{nmp}$  до  $K_n$  дорівнює нулю, і рівняння (4.36) перетворюється до звичайного вигляду:

$$P_n = \rho_0 / \rho_w \quad (4.37)$$

Для диференційованої оцінки впливу межзернової і тріщиною пористості на питомий електричний опір використовують модель Пірсона, яка передбачає паралельне з'єднання тріщин і порових каналів. Для використання моделі Пірсона визначається значення тріщини і межзернової пористості: тріщини пористості визначалася за швидкістю поширення пружних хвиль, межзерновою - як різниця значень загальної та тріщиною пористості. Для розрахунку питомої електричного опору окремо межзерновою пористості (порових каналів) скористаємося відомим рівнянням Арчі – Дахнова:

$$P_n = \frac{\alpha}{K_{n,m}^m} \quad (4.38)$$

де  $\alpha$  - коефіцієнт звивистості;  $m$  - показник цементації, який залежить від форми пір і їх розподілу за розмірами.

Для гранулярних порід без тріщин коефіцієнт  $\alpha$  в вищеуказанному рівнянні зазвичай приймається рівним одиниці.

Модель подвійної пористості (модель Пірсона) передбачає паралельне проходження струму по тріщинах і поровим каналах [18].

## 5 ПЕРЕВАГИ ГРАНУЛЬОВАНОГО ЗАХИСНОГО РАДІАЦІЙНОГО ЕКРАНУ НАД СУЦІЛЬНИМ (МОНОЛІТНИМ)

Для захоронення радіоактивних відходів використовують інженерно розроблені захисні модулі (монолітні) в які завантажують контейнери з радіоактивними відходами. При цьому між стінками контейнера і модуля формуються певні пустоти, які послаблюють системи захисту. Щоб уникнути цього недоліку прийнято заповнювати цей пустий простір. В якості заповнювача використовують цементуючі матеріали. Такий матеріал зазвичай роблять рідким і заливають у модуль для ліквідації пустот. З часом цементуючий матеріал отвердіває утворюючи моноліту фракцію.

Взагалі цементний матеріал, який вже практично не містить пустот, є надійною конструкцією для захисту від радіаційного опромінення. Але на практиці їх використання пов'язані з певними факторами, які роблять всю систему потенційно та певною мірою далеко не ідеальною. Зокрема з часом, постійний контакт з радіоактивними речовинами призводить до накопичення в собі дефектів. Дія радіації призводить до окрихчування монолітного захисного матеріалу. За певних станів навколишнього середовища (наприклад: сейсмічної активності) можуть виникати пошкодження у вигляді тріщин чи інших дефектів. Складність маніпулювання захисними екранами полягає у тому, що після затвердіння в захисний модуль не можна додати чи вийняти відпрацьовані матеріали.

Всі властивості та поведінка гранульованих матеріалів часто нагадують статистичні, хоча за своєю природною суттю, гранульований матеріал – механічна система, яка лише зовні показує колективну поведінку, ізоморфну, що вважається внаслідок своєї нелінійності. Саме цей «колективний характер» поведінки гранульованих матеріалів мають на увазі фахівці, коли вони використовують термін «статистична механіка» гранульованих матеріалів. «Коллективна поведінка» гранульованих матеріалів – це невідмінна характеристика всіх їх властивостей та параметрів.

За певних умов, та при певному розташуванні гранул, спостерігається явище спливання фрагменту гранульованого шару, яке використовується для захисту від шкідливих випромінювань. Це явище має абсолютно самостійну та унікальну фізичну природу, відмінну від своїх класичних прототипів. Відмінний шар гранул великої товщини на одноріно збуреній у вертикальному напрямку горизонтальній підкладинці покривається сіткою осередків (патернів), що мають специфічну симетрію наприклад – гексагональну та гептоганальну, які залежать від умов збудження, товщини шару і типу гранул матеріалу. Вищеназване явище зовні нагадує нам, що спостерігається під час тектонічних явищ на поверхні ґрунтів, причому, «рідка» гранульована фаза матеріалу співіснує з «твердою». Описана властивість суміші фаз надає можливість в особливому захисті від постійно діючого випромінювання ізоморфно по відношенню до явища формування та конвективності цього випромінювання. Ця властивість якісно відрізняється від раніш існуючих засобів захисту від випромінювання від ВЯП на базі залізобетонних конструкцій, де явища формування захисту не відбуваються ізоморфно. В цих бетонних конструкціях під впливом вологи, температури та випромінювання зміни проходять нерівномірно, що призводить до певних деформацій та руйнування конструкцій. Явище ізоморфності зусиль та характеристик, що розповсюджуються в напрямках гранульованих матеріалів дає змогу покращити властивості та ефективність захисних екранів, споруджених для захисту від шкідливих гамма-випромінювань. Всі ці перелічені явища та приклади докладно свідчать про особливу цінність та відмінні властивості гранульованих матеріалів на відміну від раніше застосованих. Гранульовані матеріали дають змогу спроектувати та налагодити впорядковані структури в мезо- і в макро- масштабах, що є одним з важливіших та ключових питань в справі захисту від шкідливих радіовипромінювань.

Головною перевагою використання гранульованих матеріалів для захисту від залишкової радіації є їх здатність до перерозсіювання і

поглинання випромінювання та локалізація енергій в широких діапазонах значень. Гранульовані матеріали стійкі до дії радіації та впливу критичних навколишніх станів. Використання «гранульованих екранів» допоможе уникнути проблем пов'язаних з окрихчуванням та іншими деформаціями, які виникають в процесі експлуатації модулів з затверділим цементним матеріалом [20].

## ВИСНОВКИ

Аналіз фізичних процесів, які супроводжують контакти захисних модулів із радіаційним випромінюванням показав, що якісні параметри мікро-механічних систем майже не відрізняються від їхніх суцільних прототипів. Детальний аналіз параметрів гранульованих екранів із урахування «пористої» структури мікро-механічної речовини. З іншого боку, переваги гранульованих систем захисту полягають в уникненні в них ефектів радіаційного скрихчування, та відносній легкості маніпулювання, транспортування та утилізації, а також, економічним перевагам.

Вищевстановлене, дозволяє пропонувати технологію використання мікро-механічних (гранульованих матеріалів) в якості компонентів (наповнювачів) радіаційних захисних модулів.



## СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. К. Б. Денисевич, Ю. О. Ландау, В. О. Нейман, В. М. Сулейманов, Б. А. Шиляев. Энергетика: історія, сучасність і майбутнє. Кн. 4 : Розвиток атомної енергетики та об'єднаних енергосистем; Наук. ред. Ю. О. Ландау, І. Я. Сігал. — 2013. — 303 с.
2. Дементьев Б. А. Ядерные энергетические реакторы. Учебник для вузов — 2-е изд., перераб. и доп. — М.: Энергоатомиздат , 2010. — 352 с.
3. Герасимов О.І. Теоретичні основи технологій захисту навколишнього середовища: навчальний посіб. / Одеськ. держ. екол. ун-т. Одеса: ТЕС, 2018. 228 с.
4. В. М. Шестопалов, П. В. Замостян «Обращение с радиоактивными отходами в Украине: проблемы, опыт, перспективы» - Киев 2008. - 120с.
5. В. І. Савуляк, О.В Березюк // Технічне забезпечення збирання перевезення та підготовки твердих побутових відходів монографія – м. Вінниця -2006—242 с.
6. Бялковска Н. Г, Боголюбов В.М // Проблеми поводження з твердими побутовими відходами в сільській місцевості – м. Київ Національний аграрний Університет , 2011. — 52 с.
7. Шевцов А., Земляний М., Дорошкевич А. «Проблема відпрацьованого ядерного палива: світові тенденції та українські реалії» - м. Вінниця Національний аграрний Університет , 2001. — 189 с.
8. Ревелль П., Ревелль Ч. Среда нашего обитания. В 4 кн. Кн. 3. Энергетические проблемы человечества/ М.; Наука, 2005. - 296с.
9. Т.Х.Маргулова «Атомная энергетика сегодня и завтра» - Киев 2008. - 240с.

10. Герасимов О.І. Фізика гранульованих матеріалів. Монографія/ Одеський державний екологічний університет. Одеса: ТЕС, 2015. 264 с.;
11. Герасимов О.І., Сомов М.М. Локальная структура гранулированных материалов. / Одеськ. держ. екол. ун-т. Одеса: Вісник ОДЕКУ. 2010 р. вип.10. 304 с. ;
12. Климонтович Ю.Л. Статистична фізика і термодинаміка. М., Наука, 1981.- 234 с.
13. Адамян В.М., Сушко М.Я. Вступ до математичної фізики. Одеса, Астропринт, 2003. – 45 с.
14. Gerasymov O.I. Structure and Photonics of discrete meso-scaled anisotropic systems Monography / Odesa State Environmental University. Odesa: TES, 2018, 242p.
15. Sreenivasan, K. R.; Meneveau, C. (2016). " Physics and fractal structures". Journal of Fluid Mechanics. 173: 357–386 p.
16. Фракталы в физике. Под ред. Л. Пьетронеро и Э. Тозатти. М.: Мир, 1988. - 670с.
17. Федер Е. Фракталы. М.: Світ, 1991. - 262с.
18. Гольдберг А.А., Островський І.В., Розподіл значень мезоморфних функцій, М., 1970 – 86 с.
19. Falconer K.J. Fractal Geometry. Mathematical Foundations and Applications J.Wiley&Sons, 1995.- 288 p.
20. Герасимов О.І., Худинцев М.М, Андріанова І.С., Співак А.Я. Гранульовані матеріали в технологіях утилізації радіаційно шкідливих речовин. // Проблеми та перспективи формування Стратегії поводження з небезпечними відходами в Україні: законодавство, економіка, технології / К.: Центр екологічної освіти та інформації, 2016. С. 40-42;