

Національна академія наук України
Інститут технічної теплофізики

Національна академія наук України
Інститут технічної теплофізик

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

Бадеха Андрій Васильович

УДК 662.73+628.336.3

ДИСЕРТАЦІЯ

ТЕПЛОТЕХНОЛОГІЯ УТИЛІЗАЦІЇ ШЛАМІВ ОЧИСТКИ СТИЧНИХ ВОД ПОЛІГОНІВ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ

144 – Теплоенергетика

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

_____ Андрій БАДЕХА

Науковий керівник – Петрова Жанна Олександрівна, член-корреспондент НАН України, професор, доктор технічних наук

Київ – 2026

АНОТАЦІЯ

Бадеха А.В. Теплотехнологія утилізації шламів очистки стічних вод полігонів твердих побутових відходів. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 144 «Теплоенергетика». – Інститут технічної теплофізики НАН України, Київ, 2026.

Дисертаційна робота присвячена дослідженню по розробці теплотехнології утилізації шламів очистки стічних вод полігонів твердих побутових відходів та отримання композитного палива з осадів стічних вод.

З кожним роком однією з найгостріших екологічних проблем в Україні є поводження з відходами. Обсяги сміття, що накопичуються на території країни значні і система управління відходами потребує суттєвого реформування.

Полігони твердих побутових відходів (ТПВ), які розташовані поблизу населених пунктів негативно впливають на екологію навколишнього середовища. Внаслідок біохімічних процесів в товщині пластів звалищ утворюється фільтрат, який дренажною системою направляється в накопичувачі. Стічні води полігонів ТПВ – це висококонцентровані розчинів органічних і мінеральних речовин.

Очищення стічних вод (фільтратів) звалищ твердих побутових відходів належить до найгостріших проблем загальнодержавного значення. Після очищення стічних вод отримуємо чисту воду та осад, який можливо в подальшому переробляти.

Тому у роботі було поставлено завдання по створенню теплотехнології утилізації шламів очистки стічних вод полігонів твердих побутових відходів, якою можна закрити проблеми по забрудненню середовища.

Зміст дисертаційного дослідження викладено у п'яти розділах, у яких представлені та обґрунтовані основні результати роботи.

У вступі обґрунтовується актуальність обраної теми дослідження, сформульовані цілі та завдання дослідження, наведені дані про зв'язок роботи з науковою програмою, пояснена наукова новизна та практичне значення отриманих результатів. Наводяться дані про результати апробацію результатів дисертаційної роботи та список публікацій.

У першому розділі наведено аналіз літературних джерел по очищенню осадів стічних вод звалищ твердих побутових відходів та створення, альтернативного композитного палива, який дає можливість для створення теплотехнологію утилізації шламів очистки стічних вод полігонів твердих побутових відходів і дозволить забезпечити екологічну безпеку запропонованих рішень на основі світових технологій.

У другому розділі представлено опис експериментальних стендів, приладів, методик, які були підібрані та використанні для проведення та обробки експериментальних досліджень.

У третьому розділі було проведено дослідження було проведено дослідження комплексного очищення стічних вод з вапнуванням на стадії передмембранної підготовки та термічної утилізації шламів. Визначено, що найменша залишкова концентрація амонійного азоту в даному експерименті спостерігається при найбільшій дозі оксиду кальцію, але в цьому випадку спостерігається також найменші зміни залишкової концентрації від температури. Навпаки, при менших дозах оксиду кальцію залишкова концентрація амонійного азоту більша і більше залежить від температури. Для встановлення кількісних закономірностей процесів віддування проведені математичні дослідження. Методами термогравіметрії та диференційного термічного аналізу досліджено осади. Визначено, що повне розкладання шламових осадів до оксиду кальцію спостерігається уже при 700 °С в статичних умовах термообробки протягом 3 год.

У четвертому розділі наведено дослідження тепломасообмінних процесів при сушінні композитної сировини на основі осадів звалищ твердих побутових відходів, торфу та рештків посівів кукурудзи. Проведено поетапна

інтенсифікація процесу конвективного сушіння суміші та вибраний раціональний режим сушіння. Досліджено вплив температури теплоносія на тривалість сушіння різних видів та складових композицій. Досліджено процес горіння композитної сировини, який показав, що отримані результати можуть бути використанні при спалювання палива у різний спосіб або при створенні нових способів спалювання.

У п'ятому розділі дисертаційної роботи на основі комплексного дослідження переробки фільтратів звалищ твердих побутових відходів розроблено технологію переробки фільтратів та теплотехнологія комплексної переробки осадів фільтратів на паливо та органічної сировини відповідають стандартам якісного палива.

У загальних висновках автором представлені наукові та практичні результати дисертаційного дослідження.

Наукова новизна отриманих результатів полягає в наступному:

- вперше використано метод фільтрування стічних вод полігонів твердих побутових відходів з віддувкою аміаку, який показав високу ефективність застосування у технології очищення води від сполук амонію з подальшим уловлюванням для отримання амонійних добрив;
- у процесі віддувки аміаку в лужному середовищі встановлені об'єм повітря та швидкість його подачі мають та оптимальні температурні параметри;
- виконано математичний розрахунок та прогнозування ходу процесу віддувки аміаку осадів стічних вод полігонів твердих побутових відходів, який дозволяє графічно визначати величини, необхідні для подальших технологічних розрахунків;
- встановлено, що осад після отримання фільтрату стічних вод з екологічної та економічної точки зору раціонально використовувати для отримання термічним способом оксиду кальцію, який можна повторно використовувати на стадії очищення води реагентами в технологічній схемі;
- виконано термогравіметричні дослідження осаду стічних вод твердих побутових відходів, які показали повне розкладання осадів до оксиду

кальцію, що спостерігається уже при 700°C в статичних умовах термообробки протягом 3 год;

- за результатами вперше проведених досліджень тепломасообмінних процесів при сушінні композитної сировини на основі осадів стічних вод твердих побутових відходів, фрезерного торфу та решток посівів кукурудзи, визначено та узагальнено кінетичні закономірності їх конвективного сушіння.

Практичне значення одержаних результатів:

- Розроблена інноваційна технологія попередньої підготовки стічної води перед мембранними методами очищення стічних вод звалищ твердих побутових відходів.

- Розроблена методика уловлювання викидних газів з отриманням добрив.

- Розроблена інноваційна теплотехнологія отримання композитного палива на основі осадів стічних вод, торфу та біомаси.

- На розроблені технології та методи отриманий патент «Спосіб підготовки високонцентрованої по мінеральних, органічних і азотних речовинах стічної води для баромембранного очищення» пат. 103562 Україна, № а201210592; заявл. 10.09.2012; опубл. 26.05.2014, Бюл. №1.

Ключові слова: *вода, стічна вода звалищ, фільтрування, очищення, осад, сушіння, тепломасообмін, енергоефективність, віддувка аміаку, математичний розрахунок, термічна регенерація.*

ANNOTATION

Badeha A.V. Thermal technology for the utilisation of sludge from the treatment of wastewater at solid waste landfills. – Qualifying scientific thesis in manuscript form.

Thesis for the degree of Doctor of Philosophy in the speciality 144 ‘Thermal Power Engineering’. – Institute of Engineering Thermophysics of the National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, 2026.

This thesis is devoted to research into the development of thermal technologies for the utilisation of sludge from the treatment of wastewater at solid waste landfills and the production of composite fuel from sewage sludge.

Year on year, waste management remains one of the most pressing environmental issues in Ukraine. The volumes of waste accumulating across the country are significant, and the waste management system requires substantial reform.

Solid waste landfills located near populated areas have a negative impact on the environment. As a result of biochemical processes within the layers of the landfill, leachate is formed, which is channelled via a drainage system into storage tanks. Leachate from MSW landfills consists of highly concentrated solutions of organic and mineral substances.

The treatment of wastewater (leachate) from municipal solid waste landfills is one of the most pressing issues of national importance. Following wastewater treatment, we obtain clean water and sludge, which can be further processed.

Therefore, the aim of this work was to develop a thermal technology for the utilisation of sludge from the treatment of wastewater at solid waste landfills, which can address environmental pollution issues.

The content of the dissertation is presented in five chapters, in which the main results of the work are presented and substantiated.

The introduction justifies the relevance of the chosen research topic, sets out the research objectives and tasks, provides details on how the work relates to the research programme, and explains the scientific novelty and practical significance of

the findings. It also includes details on the results of the pilot testing of the dissertation's findings and a list of publications.

The first chapter presents an analysis of the literature on the treatment of sewage sludge from solid waste landfills and the development of alternative composite fuel, which enables the development of thermal technologies for the utilisation of sludge from the treatment of wastewater at solid waste landfills and will ensure the environmental safety of the proposed solutions based on global technologies.

The second chapter provides a description of the experimental setups, instruments and methods that were selected and used to conduct and analyse the experimental studies.

The third chapter presents a study on the comprehensive treatment of wastewater involving liming during the pre-membrane preparation stage and the thermal disposal of sludge. It was determined that the lowest residual concentration of ammonium nitrogen in this experiment is observed at the highest dose of calcium oxide, but in this case the smallest changes in residual concentration with temperature are also observed. Conversely, at lower doses of calcium oxide, the residual concentration of ammonium nitrogen is higher and more dependent on temperature. Mathematical studies were conducted to establish the quantitative patterns of the blowing processes. The sludge residues were investigated using thermogravimetry and differential thermal analysis. It was found that the complete decomposition of sludge residues into calcium oxide occurs as early as 700 °C under static heat treatment conditions for 3 hours.

Chapter 4 presents a study of heat and mass transfer processes during the drying of composite raw materials based on municipal solid waste landfill residues, peat and maize crop residues. A step-by-step intensification of the convective drying process for the mixture was carried out, and an optimal drying regime was selected. The influence of the heat transfer fluid temperature on the drying time of various types and compositions of mixtures was investigated. The combustion process of composite raw materials was studied, which showed that the results obtained can be used in various methods of fuel combustion or in the development of new combustion methods.

In the fifth chapter of the thesis, based on a comprehensive study of the processing of leachate from solid waste landfills, a technology for processing leachate and a thermal technology for the comprehensive processing of leachate sludge into fuel and organic raw materials meeting high-quality fuel standards have been developed.

In the general conclusions, the author presents the scientific and practical results of the dissertation research.

The scientific novelty of the results obtained lies in the following:

- for the first time, a method has been used to treat wastewater from solid waste landfills involving the stripping of ammonia, which has demonstrated high efficiency in the technology for removing ammonium compounds from water, followed by their recovery for the production of ammonium fertilisers;

- during the ammonia stripping process in an alkaline environment, the air volume and flow rate, as well as the optimal temperature parameters, have been established;

- Mathematical calculations and modelling of the ammonia stripping process for wastewater sludge from solid waste landfills have been carried out, enabling the graphical determination of the parameters required for further process calculations;

- It has been established that, from an environmental and economic perspective, it is rational to use the sludge obtained after wastewater filtration to produce calcium oxide by thermal means, which can be reused in the reagent-based water treatment stage of the process flow diagram;

- Thermogravimetric studies of sludge from municipal solid waste wastewater were carried out, which showed complete decomposition of the sludge into calcium oxide, observed as early as 700°C under static heat treatment conditions for 3 hours;

- Based on the results of the first-ever studies of heat and mass transfer processes during the drying of composite raw materials based on municipal solid waste sewage sludge, milled peat and maize crop residues, the kinetic patterns of their convective drying have been determined and summarised.

Practical significance of the results obtained:

- An innovative technology has been developed for the pre-treatment of waste-

water prior to membrane-based treatment of wastewater from solid waste landfills.

- A method has been developed for capturing exhaust gases to produce fertilisers.
- An innovative thermal technology has been developed for producing composite fuel based on sewage sludge, peat and biomass.

- A patent has been granted for the developed technologies and methods: ‘Method for preparing wastewater highly concentrated in mineral, organic and nitrogenous substances for baromembrane treatment’, Patent No. 103562 Ukraine, No. a201210592; filed 10 September 2012; published 26 May 2014, Bulletin No. 1.

Keywords: *water, landfill leachate, filtration, treatment, sludge, drying, heat and mass transfer, energy efficiency, ammonia stripping, mathematical modelling, thermal regeneration.*

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА

Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Goncharuk, V.V., Shkavro, Z.N., Badekha, V.P., Kucheruk, D.D., Sova, A.N., & Badekha, A.V. (2007). Treatment of drainage waters of domestic refuse dumps by reagent and baromembrane methods. *Journal of Water Chemistry and Technology*, 29, 31–37. <https://doi.org/10.3103/S1063455X07010055> [Закордонне видання, Scopus, Q4]. (Внесок здобувача: обробка та аналіз експериментальних даних).

2. Шкавро, З.М., Мілюкін, М.В., Антонюк, Н.Г., & Бадеха, А.В. (2016). Вирішення проблеми утилізації відходів від очищення дренажних стічних вод сміттєзвалищ. *Магістеріум. Хімічні науки*, Вип. 63, 57-63. <https://ekmair.ukma.edu.ua/server/api/core/bitstreams/b89f067c-8677-4912-a369-45a217ae6e10/content> [Фахове видання (технічні науки)]. (Внесок здобувача: обробка та аналіз експериментальних даних).

3. Sniezkin, Y. F., Petrova, Z. O., Chmel, V. M., Novikova, Y. P., Novikova, I. P., & Badekha, A. V. (2024). Processing of old sludge deposits into composite fuel. *Energy Technologies & Resource Saving*, 78(1), 102–113. <https://doi.org/10.33070/etars.1.2024.09> [Закордонне видання, Scopus, Q4]. (Внесок здобувача: обробка та аналіз експериментальних даних).

4. Петрова, Ж.О., & Бадеха, А.В. (2024). Переробка та утилізація осадів від очищення промислових та побутових стічних вод. *Теплофізика та Теплоенергетика*, 46(1), 93-99. <https://doi.org/10.31472/ttpe.1.2024.12> [Фахове видання, Index Copernicus, Google Scholar та інші]. (Внесок здобувача: проведення експериментальних досліджень, підготовка матеріалів до публікації).

5. Петрова, Ж.О., & Бадеха, А.В. (2024). Видалення аміаку зі стічних вод звалищ твердих побутових відходів методом віддування. *Теплофізика та Теплоенергетика*, 46(4), 74-81. <https://doi.org/10.31472/ttpe.4.2024.8> [Фахове видання, Index Copernicus, Google Scholar та інші]. (Внесок здобувача:

проведення експериментальних досліджень, підготовка матеріалів до публікації).

6. Гончарук, В. В., Шкавро, З. М., Балакіна, М. М., Кучерук, Д. Д., & Бадеха, А. В. (2014). *Спосіб підготовки високонцентрованої по мінеральних, органічних і азотних речовинах стічної води для баромембранного очищення* (Патент України № 103562). Державна служба інтелектуальної власності України. *(Внесок здобувача: проведення експериментальних досліджень, підготовка матеріалів до публікації)*

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

7. Petrova, Zh., Novikova, Yu., Petrov, A., & Badekha, A. (2023). Adsorption studies of sludge. *Збірник тез доповідей XXV міжнародної науко-во-практичної конференції студентів, аспірантів і молодих вчених "Ресурсо-енергозберігаючі технології та обладнання"* (с. 49-52). Київ: «КПІ ім. Ігоря Сікорського». *(Внесок здобувача: проведення експериментальних досліджень, підготовка матеріалів до публікації).*

8. Петрова, Ж.О., Новікова, Ю.П., & Бадеха, А.В. (2024). Дослідження сушіння гранул на основі мулових відкладень та торфу. *Збірник тез доповідей XXVI міжнародної науково-практичної конференції студентів, аспірантів і молодих вчених "Ресурсоенергозберігаючі технології та обладнання"* (с. 66 -69). Київ: «КПІ ім. Ігоря Сікорського». *(Внесок здобувача: проведення експериментальних досліджень, підготовка матеріалів до публікації).*

9. Петрова, Ж.О., Пазюк, В.М., Новікова, Ю.П., & Бадеха, А.В. (2025). Дослідження сушіння композитної сировини з мулових відкладень, торфу та твердих побутових відходів з біомасою. *Відновлювана енергетика та енергоефективність у XXI столітті: матеріали XXVI міжнародної науково-практичної конференції* (с. 471 –472). Київ: Інституту відновлюваної енергетики НАН України. *(Внесок здобувача: проведення експериментальних досліджень, підготовка матеріалів до публікації).*

10. Петрова, Ж.О., Пазюк, В.М., & Бадеха, А.В. (2025). Дослідження кінетики сушіння композиту на основі фільтрату твердих побутових відходів.

Збірник тез доповідей XVI міжнародної онлайн конференції «Проблеми теплофізики та теплоенергетики» (с. 51). Київ: Інститут технічної теплофізики НАН України. (Внесок здобувача: проведення експериментальних досліджень, підготовка матеріалів до публікації).

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ	15
ВСТУП.....	16
РОЗДІЛ 1. СУЧАСНИЙ СТАН ПРОБЛЕМИ НАКОПИЧЕННЯ ТА ПЕРЕРОБКИ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ ТА УТВОРЕНИХ СТІЧНИХ ВОД НА ПОЛІГОНАХ	21
1.1. Проблеми утилізації твердих побутових відходів, класифікація та напрямки ефективної переробки.....	21
1.2. Стічні води твердих побутових відходів та проблеми їх утилізації	26
1.3. Параметри оцінки якості стічних вод полігонів твердих побутових відходів	27
1.4. Технології очищення стічних вод полігонів твердих побутових відходів	31
1.5. Існуючі технології отримання палива.....	35
1.6. Висновки до першого розділу.....	39
РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	40
2.1. Характеристика фільтратів звалищ твердих побутових відходів	40
2.2. Експериментальні установки та методики досліджень	42
2.2.1. Експериментальна установка по віддувці аміаку та методика визначення амонійного азоту	42
2.2.2. Експериментальна установка по віддувці та поглинанню аміаку	44
2.2.3. Експериментальний конвективний сушильний стенд	46
2.2.4. Визначення зольності матеріалу в муфельній лабораторній електропечі.....	51
2.2.5. Пальниковий пристрій для спалювання композитної сировини	52
2.3. Висновки до другого розділу	53
РОЗДІЛ 3. КОМПЛЕКСНЕ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД З ВАПНУВАННЯМ НА СТАДІЇ ПЕРЕДМЕМБРАННОЇ ПІДГОТОВКИ	

ТА ТЕРМІЧНОЇ УТИЛІЗАЦІЇ ШЛАМІВ	54
3.1. Видалення надлишкових азотовмісних сполук методом віддувки аміаку	54
3.1.1. Математичний розрахунок та прогнозування ходу процесу віддувки аміаку	60
3.2. Дослідження поглинання аміаку з метою утилізації шкідливих викидів та отримання мінерального добрива	64
3.3. Переробка та утилізація осадів від очищення промислових та побутових стічних вод для сільського господарства	66
3.4. Термічна регенерація шламів після очищення стічних вод	70
3.5. Висновки до третього розділу	73
РОЗДІЛ 4. ТЕПЛОМАСООБМІН ПРИ ОТРИМАННІ ПАЛИВА З ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД	75
4.1. Підготовка та створення композицій з фільтрату, торфу та біомаси	75
4.2. Дослідження кінетики сушіння осадів стічних вод	76
4.3. Дослідження кінетики та вибір інтенсивних режимів сушіння трикомпонентної суміші на основі осаду	79
4.4. Визначення зольності осадів стічних вод	85
4.5. Дослідження спалювання композитного палива	85
4.6. Висновки до четвертого розділу	87
РОЗДІЛ 5. ТЕПЛОТЕХНОЛОГІЇ ПЕРЕРОБКИ ФІЛЬТРАТІВ ТА ОТРИМАННЯ КОМПОЗИТНОГО ПАЛИВА НА ОСНОВІ ОСАДІВ ФІЛЬТАРТІВ ЗВАЛИЩ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ	89
5.1. Технологія переробки фільтратів	89
5.2. Теплотехнологія комплексної переробки осадів фільтратів на паливо ...	90
5.3. Висновки до п'ятого розділу	91
ВИСНОВКИ	92
СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ	94
ДОДАТОК А	99
ДОДАТОК Б	103

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ

Скорочення:

- ТПВ – тверді побутові відходи;
- ПЕТФ – поліетилентерефталат;
- МБО – механіко-біологічна обробка;
- ОСВ – осади стічних вод;
- БСК – біохімічне споживання кисню;
- ХСК – хімічне споживання кисню;
- ДСВ – дренажні стічні води;
- СВ – стічні води;
- О – осад;
- ТК – торф та подрібнений стовбур кукурудзи.

Позначення:

- pH – водневий показник;
- W – вологість, %;
- N – швидкість сушіння, %/хв;
- A – зольність, %;
- T – температура, °С;
- C_{aa} – концентрація амонійного азоту, мг/дм³;
- E_a – енергія активації, кДж/моль;
- C – концентрація, мг/дм³;
- m – маса, мг;
- τ – час, хв;
- θ – температура матеріалу, °С.

ВСТУП

Обґрунтування вибору теми дослідження. Проблеми поводження з відходами в Україні є однією з найгостріших екологічних проблем. Обсяги сміття, що накопичуються на території країни значні і система управління відходами потребує суттєвого реформування.

Згідно з Європейською директивою 1999/31/ЄС про захоронення відходів, країни-члени ЄС повинні до 2035 року зменшити кількість побутових відходів, які захороненні на полігонах, до **10%** від загального обсягу [1].

Щорічно в Україні утворюється понад 10 мільйонів тонн твердих побутових відходів та до 500 мільйонів тонн усіх видів відходів [2].

Полігони твердих побутових відходів (ТПВ) розташованих поблизу населених пунктів негативно впливають на екологію навколишнього середовища. В наслідок біохімічних процесів в товщині пластів звалищ утворюється фільтрат, який дренажною системою направляється в накопичувачі. Стічні води полігонів ТПВ – це висококонцентровані розчини органічних і мінеральних речовин.

Очищення стічних вод (фільтратів), що утворюються на звалищах твердих побутових відходів, є однією з найактуальніших національних проблем. Ці стічні води є екологічно небезпечними через надзвичайно високий вміст солей (до 25 000 мг/дм³) та високий вміст органічних речовин (хімічне споживання кисню (ХСК) 13 000–16 000 мг О₂/дм³) [3]. Наразі в Україні ці стічні води не очищаються належним чином і потрапляють у поверхневі та ґрунтові води, завдаючи значної шкоди навколишньому середовищу [3].

У промислово розвинутих країнах світу для очищення фільтратів використовують переважно метод зворотного осмосу [4, 5]. Так, очищення води зворотнім осмосом потребує на 25 – 30 % менше енергозатрат, ніж іншими методами. Окрім того, зворотній осмос забезпечує високий ступінь очищення води від більшості типів забруднень. Разом з тим, ефективність та економічність зворотного осмосу багато в чому визначається адекватною попередньою

підготовкою фільтрату, що запобігає забрудненню мембран. У багатьох випадках з метою економії при очищенні фільтратів цього не дотримуються.

У зв'язку з цим метою даної роботи є розробка теплотехнології комплексної попередньої підготовки фільтратів стічних вод твердих побутових відходів перед мембранними методами очищення, з подальшим використанням викидних газів з отриманням азотних добрив та переробки осаду на біопаливо.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційна робота виконана згідно плану НДР Інституту технічної теплофізики НАН України у відділі «Тепломасопереносу в теплотехнологіях» за науковою тематикою: 7.9/25-П «Розвиток розподіленої енергетики на основі використання газотурбінних і газопоршневих технологій та місцевих альтернативних видів палива в період воєнного стану і відновлення України» (ДР 0126U001587), у якій автор бере участь як виконавець, приймає участь в проведенні експериментальних досліджень, аналізі та обробці дослідних даних, підготовці публікацій.

Мета та завдання дослідження. Мета дослідження – розробка теплотехнології утилізації шламів очистки стічних вод полігонів твердих побутових відходів та комплексна попередня підготовка фільтратів стічних вод твердих побутових відходів перед мембранними методами очищення з подальшим використанням викидних газів.

Для досягнення мети були поставлені та вирішені наступні задачі дослідження:

–аналіз сучасного стану існуючих технологій для можливого їх використання для переробки стічних вод на очищену воду, а осадів звалищ побутових відходів на паливо;

– видалення надлишкових азотовмісних сполук методом віддувки аміаку;

– дослідження поглинання аміаку з метою утилізації шкідливих викидів та отримання мінерального добрива;

– дослідження термічної регенерації шламів після очищення стічних вод;

– розробка підготовки осадів стічних вод твердих побутових відходів до сушіння;

– дослідження тепломасообмінних процесів при сушінні осадів;

– розробка інноваційної технології попередньої підготовки стічної води перед мембранними методами очищення стічних вод звалищ твердих побутових відходів;

– розроблення методики уловлювання викидних газів з отриманням добрив;

– розробка енергозберігаючої теплотехнології з виробництва альтернативного палива на основі осадів фільтратів звалищ твердих побутових відходів.

Методи дослідження. Експериментальні дослідження проводились із використанням установки для віддувки аміаку, дослідження термічної регенерації, експериментального методу дослідження кінетики конвективного сушіння,.

Обґрунтованість і достовірність наукових положень, висновків і рекомендацій, які захищаються:

Достовірність отриманих наукових положень та висновків сформульованих в дисертації обґрунтовано методами та збігом теоретичних і експериментальних результатів досліджень.

Наукова новизна одержаних результатів:

- вперше використано метод фільтрування стічних вод полігонів твердих побутових відходів з віддувкою аміаку, який показав високу ефективність застосування у технології очищення води від сполук амонію з подальшим уловлюванням для отримання амонійних добрив;

- у процесі віддувки аміаку в лужному середовищі встановлені об'єм повітря та швидкість його подачі мають та оптимальні температурні параметри;

- виконано математичний розрахунок та прогнозування ходу процесу віддувки аміаку осадів стічних вод полігонів твердих побутових відходів, який дозволяє графічно визначати величини, необхідні для подальших технологічних розрахунків;

- встановлено, що осад після отримання фільтрату стічних вод з екологічної та економічної точки зору раціонально використовувати для отримання термічним способом оксиду кальцію, який можна повторно використовувати на стадії очищення води реагентами в технологічній схемі;
- виконано термогравіметричні дослідження осаду стічних вод твердих побутових відходів, які показали повне розкладання осадів до оксиду кальцію, що спостерігається уже при 700°C в статичних умовах термообробки протягом 3 год;
- за результатами вперше проведених досліджень тепломасообмінних процесів при сушінні композитної сировини на основі осадів стічних вод твердих побутових відходів, фрезерного торфу та решток посівів кукурудзи, визначено та узагальнено кінетичні закономірності їх конвективного сушіння.

Практичне значення одержаних результатів:

- Розроблена інноваційна технологія попередньої підготовки стічної води перед мембранними методами очищення стічних вод звалищ твердих побутових відходів.
- Розроблена методика уловлювання викидних газів з отриманням добрив.
- Розроблена інноваційна теплотехнологія отримання композитного палива на основі осадів стічних вод, торфу та біомаси.
- На розроблені технології та методи отриманий патент «Спосіб підготовки високонцентрованої по мінеральних, органічних і азотних речовинах стічної води для баромембранного очищення» пат. 103562 Україна, № а201210592; заявл. 10.09.2012; опубл. 26.05.2014, Бюл. №1.

Особистий внесок здобувача. Здобувачем виконано аналіз літератури, основний обсяг експериментальної роботи, обробку та аналіз отриманих даних. Участь у постановці загальної задачі досліджень, трактування та узагальнення експериментальних результатів. Підготовка доповідей та статей.

Апробація результатів дисертації. Основні результати роботи обговорювались та отримали схвалення на XXV Міжнародній науково-

практичної конференції студентів, аспірантів і молодих вчених "Ресурсо-енергозберігаючі технології та обладнання" (Київ, 2023), XXVI міжнародній науково-практичній конференції студентів, аспірантів і молодих вчених "Ресурсоенергозберігаючі технології та обладнання" (Київ, 2024), XVI міжнародній науково-практичній конференції «Відновлювана енергетика та енергоефективність у XXI столітті» (Київ, 2025), XVI міжнародній онлайн конференції «Проблеми теплофізики та теплоенергетики» (Київ, 2025).

Публікації. Основні положення та наукові результати викладено у 10 публікаціях наукових робіт, у тому числі: 3 статей у наукових спеціалізованих виданнях України, перелік яких затверджено МОН України; 2 статті представлених у виданнях, які включено до міжнародних наукометричної баз даних Scopus; опубліковано 4 тез доповідей у збірниках матеріалів конференцій, одержано 1 патент України на винахід.

Структура дисертації. Дисертаційна робота викладена на 103 сторінках, складається зі вступу, п'яти розділів, висновків, списку використаних джерел та додатків. Обсяг основного тексту дисертаційної роботи становить 79 сторінок, включно 39 рисунків, 13 таблиць та 2 додатки. Список використаних джерел містить 41 найменувань.

РОЗДІЛ 1. СУЧАСНИЙ СТАН ПРОБЛЕМИ НАКОПИЧЕННЯ ТА ПЕРЕРОБКИ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ ТА УТВОРЕНИХ СТИЧНИХ ВОД НА ПОЛІГОНАХ

1.1. Проблеми утилізації полігонів твердих побутових відходів, класифікація та напрямки ефективної переробки

Для будь-якого міста або населеного пункту проблема утилізації або знезараження твердих побутових відходів (ТПВ) є в першу чергу проблемою екологічною. Важливо, щоб проблеми утилізації ТПВ не порушували екологічну безпеку міста, нормальне функціонування міського господарства з точки зору санітарії та гігієни.

Україна буквально захлинається у побутових відходах. За останні припадає у середньому на людину припадає 250-300 кілограмів сміття. 93% сміття вивозять на звалища та полігони, понад 2% спалюють, а 4,5% йде на переробку. Рік за роком територія країни перетворюється на величезне звалище і, якщо нічого не робити, то вже завтра на нас чекає масштабна екологічна катастрофа.

На рис. 1.1 представлено графіки утворення, утилізації, зберігання відходів в Україні за період з 2010 – 2020 роки та загальний об'єм накопичення на звалищах без врахування тимчасово окупованих територій України [6].



Рис. 1.1 – Поводження з відходами в Україні у 2010-2020 роках (зверху вниз: утворені, видалені на зберігання, утилізовані, спалені, загальний обсяг накопичених відходів у спеціально відведених місцях/об'єктах, млн..т.) [6]

За 2020 рік утворилося 462,4 млн. тонн відходів: відправили на зберігання 276 млн.т., утилізували 100,5 млн.т., спалили 1 млн.т. Загальний обсяг накопичених відходів виріс до 15635, 3 млн.т. [6]

В Україні офіційно налічують 5 455 звалищ і полігонів загальною площею понад 8,5 тисяч га [7]. Однак з них 162 вже перевантажені, а 693 не відповідають нормам екологічної безпеки. З 2197 звалищ, що потребують рекультивації, фактично рекультивовані лише 258. За оцінками екоактивістів, кількість стихійних звалищ сягає 33-35 тис. і щорічно з'являються нові (рис. 1.2) [6].



Рис. 1.2 – Полігон твердих побутових відходів

Розташування та кількість сміттєзвалищ представлено на рис. 1.3. Найбільший мегаполіс країни Київ обслуговують тільки два офіційних сміттєзвалища – полігон твердих побутових відходів №5, розташований у селі Підгірці Обухівського району Київської області (площею 63,7 га) та полігон будівельних відходів на вулиці Пирогівський шлях, 94-96 (площа 11,6 га) [7, 8].

На сьогодні в Україні захоронення твердих побутових відходів на полігонах залишається самим дешевим із усіх видів поводження з твердими побутовими відходами. Ставка податку на захоронення твердих побутових відходів в Україні складає 7,5 грн/т (37,86 грн/м³) або 0,25 €/т, тоді як країнах ЄС – 50–350 €/т [9, 10].

Світ бореться з проблемою відходів, але, за даними Світового банку, утворення відходів продовжує зростати. Деякі оцінки показують, що глобальне

утворення відходів зростає на 70% між 2016 і 2050 роками, що зумовлено зростанням населення та розширенням міст [11].

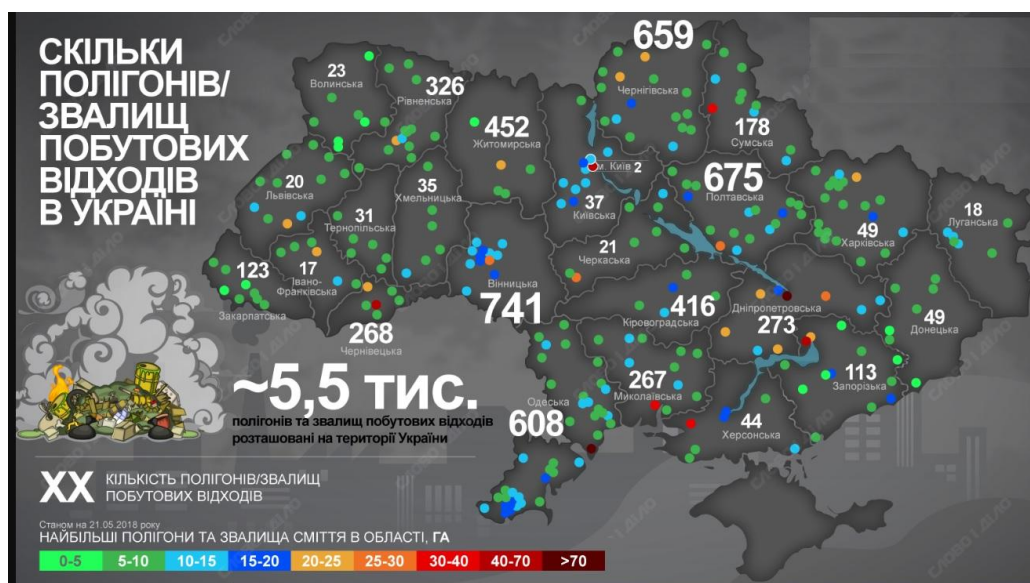


Рис. 1.3 – Кількість полігонів та звалищ в Україні

Тверді побутові відходи класифікуються за місцем утворення: промислові відходи, відходи споживання і тверді продукти, вловлювання на очисних спорудах та установках.

До промислових відходів відносяться наступні:

- промислові відходи – чорний і кольоровий металолом, деревина, папір, текстильні відходи натуральних і синтетичних тканин, пластмаса всіх видів, гума, шкіра і шкірозамінники, солі, шлаки, зола, лакофарбні матеріали, консистентні мастила, жири та інші .
- продукти фізико-хімічної переробки сировини (корисних копалин), отримання яких не є метою виробничого процесу і які можуть бути використані в народному господарстві в якості палива або сировини для виробництва інших галузей.
- відходи виробничих процесів, будівельно-монтажних робіт, відходи горюче-мастильних матеріалів, тари і т. ін.

До відходів споживання відноситься:

- використані вироби та матеріали, які в результаті фізичного або морального зношення втратили свої споживчі властивості;

- побутові відходи житлових будинків - харчові відходи, скло, шкіра, гума, папір, метал, пластмаса, одяг, взуття, зола, шлак, дерево, відходи ремонту і ін.;
- відходи установ адміністративного та суспільного призначення – переважно папір, дерево, текстиль, скло і ін.;
- відходи торгових і складських приміщень – папір, деревинна, картонна і металічна тара, пакувальний матеріал і ін.;
- відходи виробництв громадського харчування (їдальні, кафе, ресторани) – переважно харчові відходи, кістки, папір, скло, бита тара і посуд і ін.;
- будівельні відходи – відходи будівельних матеріалів, бетонних, залізобетонних і дерев'яних конструкцій, бій цегли, склобій, сміття і ін.

Усереднений морфологічний склад ТПВ в Україні складає: харчові відходи – 35 – 50%, папір та картон – 10–15%, вторинні полімери (пластмаси, ПЕТФ пляшки, полімерна плівка, ТетраПак упаковка) – 9-13%, скло – 8 – 10%, текстиль – 4–6%, будівельне сміття – 5%, чорні та кольорові метали – 2%, деревина – 1%, інші (вуличне сміття, листя, гігієнічні засоби, кістки, шкіра, гума, комбіновані відходи, небезпечні відходи і так далі) – 10% [12, 13].

Основні компоненти ТПВ мають питому теплоємність у межах від 2000 до 2500 Дж/кг °С для дерева, картону, паперу, 800—1000 — для скла та каміння, у заліза — 400, алюмінію — 860 Дж/кг°С [14].

Тверді побутові відходи мають низку специфічних властивостей. Вони мають здатність ущільнюватися і виділяти фільтрат без додаткового зовнішнього впливу лише за тривалої нерухомості. Тривалий контакт ТПВ з металами викликає їх корозію, обумовлене високою вологістю ТПВ і присутністю у фільтраті розчинів різних солей.

Напрямки ефективної переробки ТПВ:

1. *Запобігання утворення ТПВ.* У кожній з країн ЄС діють свої програми щодо запобігання утворенню різних видів сміття.

У Великій Британії триває проект з розповсюдження біорозкладної упаков-

ки, в якому беруть участь усі великі роздрібні мережі. У регіоні Фландрія в Бельгії створюються центри переробки для збору, сортування, ремонту та перепродажу вживаних речей, починаючи від одягу і закінчуючи побутовою технікою. В Угорщині активно триває переробка будівельних матеріалів та обмін матеріалами між будівельними компаніями [15].

2. *Повторне використання ТПВ.* Це найчастіше стосується автозапчастин, меблів, побутової техніки, комп'ютерів, одягу тощо. Для збору всіх цих предметів створюють спеціальні центри, де вони оновлюються та дають нове життя.

3. Сучасні технології переробки відходів або їх відновлення.

Сучасні технології обробки полігонів твердих побутових відходів (ТПВ) спрямовані на зменшення їхнього негативного впливу на довкілля, повторне використання цінних матеріалів та отримання тепла, цінних компонентів з них. Ось деякі з найбільш актуальних напрямків:

1. Механіко-біологічна обробка (МБО)/Mechanical Biological Treatment (MBT) до неї відноситься механічна сепарація, аеробне та анаеробне зброджування [16].

2. Термічна обробка (спалювання з рекуперацією теплоти, газифікація та гідроліз з утворення нових видів палива).

Згідно з Директивою 1999/31/ЄС від 26 квітня 1999 року (Директива про захоронення відходів), відходи з теплотою згоряння понад 6,0 МДж/кг не можуть бути захоронені на звалищах. Це пояснюється тим, що тверді побутові відходи (ТПВ) термічно обробляються або спалюються для виробництва тепла та електроенергії. За оцінками, спалювання однієї тонни ТПВ може виробити 1300–1700 кВт теплової енергії або 300–350 кВт електроенергії. Спалювання ТПВ на теплових електростанціях є економічно доцільним, при цьому середня вартість виробництва електроенергії майже вдесятеро нижча, ніж на сонячних електростанціях, і вдвічі нижча, ніж на вітрових електростанціях.

3. Збір та очищення полігонного газу, а також використання біогазових установок для отримання теплової та електричної енергії.

4. Інноваційні технології (рециклінг, плазмова газифікація та ін.).

У Швеції свою ефективність довели так звані центри переробки, які переробляють великогабаритні та небезпечні відходи. Існує приблизно 6000 центрів переробки, що спеціалізуються на переробці упаковки. У Німеччині 68% паперу, 94% скла та 45% сталі виробляються шляхом вторинної переробки. Переробка лише пластикових пляшок економить достатньо енергії, щоб опалювати Берлін до 130 днів [15].

5. Економічні стимули формують основу для організації переробки відходів. Одним із багатьох стимулів для переробки побутових відходів є так звані «зелені» державні закупівлі. За даними Європейської комісії, «зелені» закупівлі характеризуються тим, що агентства державних закупівель надають пріоритет товарам, роботам та послугам з низьким впливом на навколишнє середовище під час процесу закупівель. Таким чином, уряд підтримує виробників екологічно чистої продукції [17].

1.2. Стічні води твердих побутових відходів та проблеми їх утилізації

Стічні води – це вода, яка втратила свої первісні властивості після використання в промислових, сільськогосподарських або побутових процесах, або після контакту із забруднювачами [18]. Стічні води можуть містити різноманітні забруднювачі, включаючи органічні сполуки, важкі метали, мінеральні частинки та патогенні мікроорганізми. Найважливішою характеристикою стічних вод є їхній потенційний ризик для екосистем та здоров'я людини, тому вони потребують очищення перед скиданням у водойми.

Осади стічних вод (ОСВ) містять небезпечні речовини, які в десятки та сотні разів токсичніші за звичайні стічні води, що становить серйозну загрозу для навколишнього середовища та здоров'я людини. Тому утилізація осадів стічних вод повинна відповідати екологічним нормам [19].

Проблема утилізації осадів стічних вод має розглядатися комплексно в усіх аспектах очищення стічних вод. Без цього заходи щодо захисту якості води будуть неефективними. Водночас корисні речовини, що містяться в осадах, по-

винні бути оптимально використані та ефективно очищені [19].

1.3. Параметри оцінки якості стічних вод

Стічні води, що надходять на очисні споруди, проходять піскоуловлювання та повну біохімічну обробку, а потім проводять комплексний хімічний та бактеріологічний аналіз ключових показників, таких як температура, колір, запах, активність рН середовища, прозорість проби води після 1,5-2 годин відстоювання, кількість (об'єм) осадо накопичення, завислі тверді речовини, втрати при прожарюванні, амонійний азот, нітратний азот, ступінь окислення проби води після 2 годин відстоювання, споживання кисню, хлориди, сульфати, фосфати, залізо та розчинений кисень [20].

Для оцінки ефективності окремих установок можна виконати скорочений набір пунктів аналізу. До пунктів аналізу, що базуються на скороченому плані аналізу під час введення в експлуатацію, належать температура, запах, активність рН, лужність, прозорість, об'єм осаду, завислі тверді речовини, окислення, споживання кисню, група азоту та поглинання хлору [20].

Температура стічних вод вимірюється для визначення інтенсивності процесів седиментації, біохімічного окислення та коагуляції, а також для запобігання змінам умов експлуатації активного мулу, який чутливий до змін температури. Температура вимірюється одночасно з усіма відборами проб у межах об'єкта. Ціна поділки термометра не повинна перевищувати 0,5°C [20].

Чисті стічні води мають сірий колір, але можуть почорніти через розкладання (утворення сульфідів заліза). Промислові стічні води можуть суттєво змінити колір міських стічних вод. Вимірювання кольору стічних вод проводяться в лабораторії за допомогою фільтрованих зразків [20].

Прозорість стічних вод вимірюється за допомогою прозорої, безбарвної циліндричної ємності з дном, паралельним площині відліку. Висота стовпа рідини, що зчитується за спеціальною шкалою кольорового термометра Снеллена, вказує на значення прозорості (у сантиметрах). Прозорість фільтрованих неочищених стічних вод становить приблизно 2 см, біохімічно

очищених стічних вод – не менше 20 см, а додатково очищених стічних вод – не менше 36 см [20].

Запахи стічних вод можна розділити на дві категорії: свіжі та гнильні, які зазвичай служать для загальної характеристики.

Активність рН середовища зазвичай можна виявити за допомогою індикаторів. Лакмусовий папірець червоний у кислому середовищі та синій у лужному; метиловий оранжевий червоний у кислому середовищі та жовтий у лужному; а фенолфталеїн безбарвний та червоний (кармін). рН можна виміряти за допомогою колориметричних методів або приладів. рН використовується для контролю таких процесів, як анаеробне розкладання осаду та біохімічна обробка, і пов'язаний з додаванням відповідних реагентів (кислот та лугів) [20].

Запах стічної рідини може характеризуватись тільки за двома категоріями – свіжа вона або така, що загнила, що служить для загальної характеристики.

Загальний вміст забруднюючих речовин (сухий залишок) визначається шляхом випаровування нефільтрованого рідкого зразка в сушильній печі за максимальної температури 105°C, розміщення його в герметичному контейнері або ексікаторі та зважування залишку. Потім зразок прожарюють у муфельній печі за температури 600–700°C для визначення вмісту золи (щільний залишок) [20]. Різниця між сухим залишком і щільним залишком – це втрати на прожарювання, які являють собою органічну частину загального вмісту забруднюючих речовин у стічних водах [21].

Розчинні забруднювачі вимірюються як різниця в сухому залишку між нефільтрованими та фільтрованими зразками, а їхній склад визначається шляхом розмежування органічних та неорганічних речовин [21].

Колоїди кількісно визначають за допомогою спиртового або мембранного методу [21].

Осідаючі зважені тверді речовини вимірюють методом седиментації (сухий залишок після того, як проба відстоюється протягом 2 годин у циліндрі Лисенка) [21].

Неосідаючі зважені тверді речовини можна розрахувати, віднявши суму

осілих зважених твердих речовин та сухого залишку від сухого залишку початкового зразка [21].

Азот у формі солей амонію, нітратів та нітритів, а також загальна органічна речовина, виміряна спеціальним механічним методом, вказують на стадії органічного розкладу та біодеградації під час очищення стічних вод. Загальний азот, виміряний методом К'ельдаля, включає лише азот та аміак, за винятком нітритів та нітратів [21].

Розчинений кисень використовується для визначення вмісту кисню в суміші осаду, управління якістю очищеної води та оцінки роботи аераційного обладнання. Це вимагає розуміння розчинності кисню у воді, яка змінюється залежно від температури та концентрації солей, зокрема хлоридів [21].

Окислюваність перманганату калію є умовним показником вмісту легкоокислюваних органічних та неорганічних речовин. Хоча він не замінює вимірювання біохімічного споживання кисню (БСК), цей параметр є важливим для приблизної оцінки ступеня забруднення стічних вод з відомим складом та для визначення адекватності розведення при вимірюванні БСК [21].

Хімічне споживання кисню (ХСК) вказує на наявність та концентрацію речовин при обробці сильними окислювачами. Значення параметра ХСК є найефективнішими при оцінці чутливості забруднювачів стічних вод до біохімічного окислення, зі співвідношенням БСК/ХСК 0,7–0,8 та, для біохімічно очищених стічних вод, співвідношенням БСК/ХСК 0,4–0,1. Навіть якщо БСК очищеної води падає нижче заданого значення (15–20 г/м³), якщо співвідношення БСК/ХСК нижче 0,4, немає вимог до ефективності біохімічної очисної споруди. Однак для досягнення заданого ефекту необхідно проводити вторинне очищення та дезінфекцію [21].

Відносна стабільність виражається як відсоток загального вільного та зв'язаного кисню у зразку відносно кількості кисню, необхідного для біохімічного окислення органічних забруднювачів, присутніх у зразку, що вказує на стійкість стічних вод до розкладання. Знебарвлення зразка за допомогою метиленового синього вказує на поточний анаеробний процес. Зразок вважається

практично стабільним, якщо значення його відносної стабільності досягає 99% після 20 днів знебарвлення [21].

Відносна стабільність надає лише загальну інформацію про наявність біорозкладних органічних речовин. Цей параметр не рекомендується для рутинних вимірювань розчиненого кисню, БСК, нітритів та нітратів в очищеній воді. Він застосовується лише до низькопродуктивного обладнання, яке не може виконувати часті та складні аналізи [21].

Незважаючи на складний склад забруднювачів стічних вод, що може призвести до значних похибок вимірювань, біохімічне споживання кисню використовується як ключовий показник для оцінки якості води та ступеня очищення, а також для розробки нових методів експрес-вимірювання. БСК є ключовим показником для регулювання аераційного обладнання для біохімічного очищення та тісно пов'язаний зі споживанням кисню, завантаженням та ростом осаду. Хоча зазвичай використовуються прямі значення БСК, співвідношення БСК/ХСК (0,7–0,8) може бути використано для оцінки технічних параметрів, коли склад забруднювачів стічних вод стабільний. Під час вимірювання БСК методом вимірювання тиску за допомогою апарату Варбурга виміряні значення повинні демонструвати стабільну кореляцію. Найбільш розумним методом є безперервне вимірювання БСК за допомогою спеціалізованого обладнання, яке використовується у всьому світі та наразі розробляється всередині країни [21].

Швидкість споживання кисню активним мулом, виміряна за допомогою апарату Варбурга або полярографічного методу, вказує на активність та регенерацію мулу. Другий метод вимірювання цієї характеристики полягає у вимірюванні дегідрогеназної активності мулу на основі червоного формазану або безбарвного трифенілтетразолію хлориду (ТТХ), що утворюється після 1 години інкубації. Швидкість споживання кисню або активність дегідрогенази використовується як критерій контролю для регулювання роботи аеротенку. При заданій концентрації активного мулу активність дегідрогенази також надає інформацію про навантаження мулу. Ця кореляція встановлюється під час

встановлення аеротенку та вказується в технічних регламентах, і може замінити вимірювання біохімічного споживання кисню (БСК) у звичайному операційному управлінні, коли склад та концентрація забруднюючих речовин стічних вод є відносно постійними. Вимірювання БСК потрібне лише під час періодичного комплексного аналізу стічних вод [21].

Бактеріологічний аналіз очищених стічних вод вказує на ступінь дезінфекції. Кишкова паличка (*Escherichia coli*) – це представник кишкової мікрофлори, яка зазвичай зустрічається у фекальних стічних водах, що вказує на потенційну наявність патогенних мікроорганізмів. Титр коліформних бактерій (мінімальний об'єм води, в якому присутня кишкова паличка, виміряний у мілілітрах) є ключовим показником ступеня бактеріального забруднення стічних вод. Тільки титр коліформних бактерій очищеної та знезараженої води, встановлений відповідно до вимог органів охорони здоров'я та епідеміології, може бути використаний як показник ступеня дезінфекції [21].

Для осаду, що використовується як добриво, слід проводити додаткові вимірювання вмісту азоту, фосфору, калію, кальцію, солей важких металів та кількості життєздатних яєць паразитів. На всіх об'єктах слід вести облік споживання електроенергії, води та пари [21].

Особливу увагу слід приділяти розробці нового обладнання та технологій для очищення стічних вод та осаду, включаючи використання нових типів обладнання, аналітичних методів, приладів, систем керування та методів ремонту [21].

1.4. Технології очищення стічних вод полігонів твердих побутових відходів

Очищення стічних вод звалищ або фільтрату є складним завданням, що пов'язано через непостійний і складний склад цих вод. Фільтрат може вміщувати високі концентрації органічних речовин, аміаку, важких металів, хлоридів та інших забруднюючих речовин. Склад фільтрату може значно варіюватись в

залежності від тривалості та типу захоронених відходів, кількості осадів та інших факторів.

Існують декілька методів очистки фільтрату звалищ, які часто використовуються в комбінації для досягнення необхідних стандартів якості води. Ці методи можна розділити на декілька категорій:

Методи механічного очищення (просіювання великих частинок за допомогою сит та грохотів, видалення піску та ґрунту за допомогою пісколовок, седиментація, фільтрація та центрифугування) є одними з найпростіших та найпоширеніших технологій видалення нерозчинних домішок зі стічних вод. Ці методи базуються на фізичних процесах і не потребують хімічних реагентів або біологічних реакцій. Механічні процеси ефективні для видалення великих частинок та завислих твердих речовин [22].

Механічні методи очищення в першу чергу призначені для видалення великих, нерозчинних частинок і тому матимуть обмежений вплив на інші типи забруднюючих речовин.

Фізико-хімічні методи очищення (коагуляція, флотація, нейтралізація, окислення, відновлення, осадження, екстракція, адсорбція, іонний обмін та мембранна технологія) – це серія процесів, що поєднують фізичні та хімічні явища для видалення забруднюючих речовин з води. Ці методи ефективні для широкого спектру домішок, включаючи метали, кислоти, луги, нафтопродукти, органічні речовини та зважені тверді речовини [22].

Фізико-хімічні методи очищення стічних вод мають вирішальне значення для забезпечення якості води та зменшення впливу забруднюючих речовин на навколишнє середовище. Хоча ці методи є дуже ефективними у видаленні широкого спектру забруднюючих речовин, їх необхідно використовувати разом з іншими методами для досягнення оптимальних результатів.

Електрохімічні методи очищення (електрокоагуляція, електрофлотація, електродіаліз, електроокислення, електровідновлення) використовують електричний струм для видалення забруднюючих речовин.

Методи електрохімічної обробки видаляють різні забруднювачі, змен-

шують або виключають використання хімічних реагентів та зменшують утворення вторинних відходів. Однак процес обробки збільшує споживання енергії, вимагає корозійностійких електродів і може призвести до утворення накипу на електродах, що знижує ефективність процесу та вимагає періодичного очищення. Крім того, в деяких випадках може знадобитися попередня обробка для видалення зважених частинок з фільтрату. Ефективність процесу значною мірою залежить від оптимізації таких параметрів, як щільність струму, рН, час обробки та матеріал електрода, які можуть змінюватися залежно від складу фільтрату [22].

Біологічні методи очищення (аеробні та анаеробні процеси, біофільтри, біополігони) – ґрунтуються на використанні живих організмів, таких як бактерії, водорості та гриби, для розкладання органічних забруднювачів.

Біологічні методи є високоефективними у видаленні органічних забруднювачів і підходять для систем, які потребують тривалої обробки з мінімальним втручанням людини. Однак вони не завжди ефективні при обробці неорганічних речовин, таких як метали або солі [22].

Термічні методи очищення (концентрована дистиляція, випаровування, піроліз, плазмова обробка, спалювання) – полягають у використанні високих температур для руйнування і видалення забруднювачів.

Термічне очищення стічних вод є важливим методом у гірничодобувній та металургійній промисловості, оскільки він ефективно видаляє органічні забруднювачі та може обробляти великі обсяги води. Однак його висока енергоємність та обмежена здатність видаляти неорганічні забруднювачі вимагають удосконалення та інтеграції з іншими методами очищення [22].

Комбіновані методи очищення дозволяють отримати необхідну якість очищеної води з використанням комбінації різних методів очищення.

Комбінований процес фізико-хімічної очистки. Ультрафільтрація та зворотній осмос. На першому етапі ультрафільтрація забезпечує видалення завислих речовин та великих колоїдів, запобігає забивання мембран при

зворотному осмосі. Зворотній осмос забезпечує кінцеве глибоке очищення від розчинних солей, важких металів та дрібних органічних молекул.

Комбінований процес біологічної очистки. Анаеробна та аеробна обробка. Анаеробні реактори використовуються для розкладання високих концентрацій органічних речовин без доступу кисню з утворенням біогазу (метан). Потім вода надходить у аеробні реактори подальшого видалення залишкових органічних забруднювачів та нітрифікацією амонію.

Комбінований процес фізико-хімічної та біологічної очистки. Коагуляція-флокуляція та аеробна біологічна очистка. На першому етапі до фільтрату додаються коагулянти (наприклад, солі алюмінію або заліза) та флокулянти (полімери) для утворення великих пластівців з завислих речовин, колоїдів та деяких розчинених органічних сполук. Ці пластівці потім охолоджуються або видаляються флотацією. Далі вода надходить у аеробний біореактор (наприклад, система активного мулу), де мікроорганізми розкладають біорозкладні органічні забруднювачі.

Комбінований процес біологічної та фізико-хімічної очистки. Анаеробне біологічне очищення та зворотний осмос. Фільтрат проходить попередню біологічну очистку для видалення основної маси органічних забруднювачів, що знижує навантаження на мембрани та запобігає біообростанню. Потім вода подається на установку зворотного осмосу, яка ефективно видаляє розчинені солі, важкі метали, залишки органічних сполук та інші дрібні забруднювачі, забезпечуючи високу якість очищеної води.

Комбінований процес електрохімічної та фізико-хімічної очистки. Електрокоагуляція та адсорбція. Електрокоагуляція використовується для видалення завислих речовин, колоїдів та частини важких металів. Потім вода проходить через фільтр з активованим вугіллям для адсорбції розчинених органічних речовин, кольоровості та запахів, які могли залишитись після електрокоагуляції.

Комбінований процес електрохімічної та фізико-хімічної очистки. Електрокоагуляція та зворотний осмос. Електрокоагуляція використовується в

якості попередньої обробки для зниження забрудненості з наступним кінцевим очищенням зворотним осмосом.

Комбінований термічний процес поєднання випаровування та термічного окису. Дозволяє ефективно зменшити обсяги забрудненості стічних вод та видаляти токсичні органічні сполуки з ступенем очищення до 98%.

Найперспективнішим для очищення стічних вод звалищ твердих побутових відходів можна вважати поєднання зворотного осмосу з біологічними та реагентними методами на стадіях попереднього очищення стічних вод. Метод зворотного осмосу забезпечує високим ступенем очищення води від більшості типів забруднень (99 – 99,9%), а також знижує концентрацію амонійного азоту в воді не більше ніж в 20-30 разів. Такий комплексний підхід вимагає розробки та використання багатьох принципово нових новаторських рішень. Це особливо актуально для України, де проблема знешкодження промислових і побутових відходів стоїть надзвичайно гостро.

1.5. Існуючі технології отримання палива

Композитне паливо виготовляється з органічної речовини, включаючи торф, біомасу, сільськогосподарські продукти та відходи, а також промислові та побутові відходи. Переробка цієї сировини для виробництва високоякісного палива вимагає різноманітних технологій.

Науковці з НТУ «ХПІ» розроблено технологію отримання паливних пелетів з післяспиртової барди [23]. Запропонована технологія включає декілька етапів: видобуток барди за допомогою земснаряду, механічне зневоднення на центрифугах, термічне сушіння у барабанній сушарці та грануляцію для отримання паливних пелет із вологістю 5–12 %.

На рис. 1.4 представлено технологічну схему переробки барди із зовнішнього накопичувача. Із зовнішнього шламонакопичувача видобувається барда за допомогою земснаряду з вологістю 85 % та розбавляється водою до 93%. Після чого розбавлена барда подається у пульпопровід, який транспортує її до приймаючої ємності з мішалкою. Далі барда зневоднюється на центрифугах до

вологості приблизно 75 %. Осад центрифуг подається в барабанну сушарку, де відбувається висушування барди до 10–12 %. В такому вигляді барда гранулюється в паливні пелети [23].

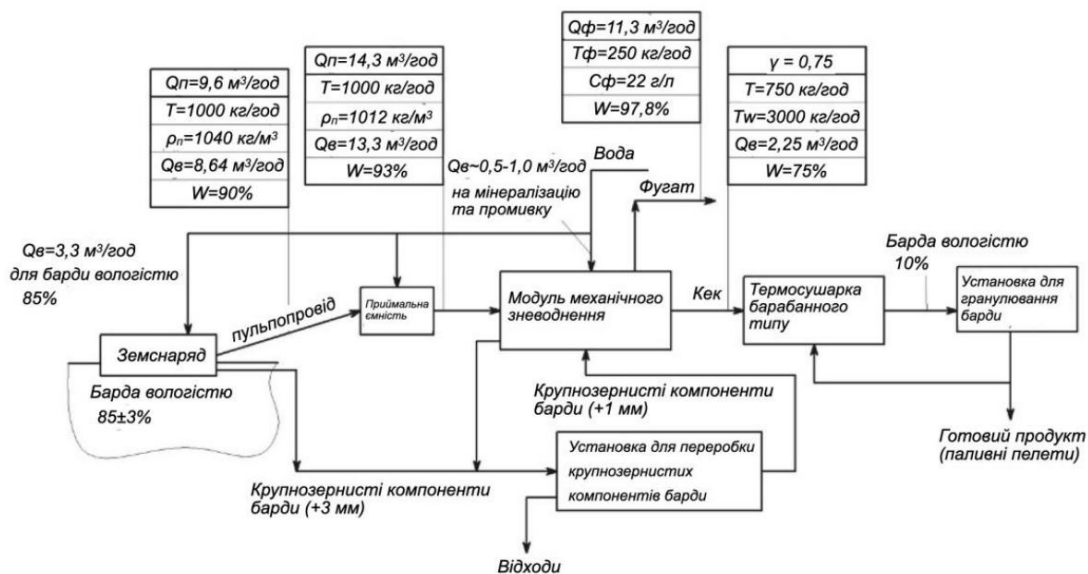


Рис. 1.4 – Технологічна схема переробки барди із зовнішнього накопичувача [23]

Визначено теплотворну здатність створених пелет з барди (з різних спиртових заводів), яка склала 17,9–19,9 МДж/кг, що робить їх придатними для використання в твердопаливних котлоагрегатах. Дана технологія забезпечує вирішення екологічних проблем, пов’язаних із накопиченням відходів, і створює альтернативне джерело біопалива, що сприяє сталому розвитку спиртової промисловості [23].

У роботі [24] розглянуто отримання біопелетних продуктів із залишків кавової пульпи та кавового пергаменту. Попередньо кавову пульпу та пергамент тричі промивали водопровідною водою та замочували на 24 години для зменшення вмісту золи. Сировину сушили при температурі 105 °С протягом 20 годин, подрібнювали та просіювали. Після чого кавовий пергамент та порошки кавової пульпи змішували з 1,8 М розчином оцтової кислоти та перемішували. Потім виконували м’яку гідротермальну обробку суміші в автоклавному реакторі з нержавіючої сталі за температури 130 °С з часом перебування 90 хвилин. Після реакції продукти збирали після охолодження реактора до кімнатної температури.

Гідротермальні продукти фільтрували за допомогою фільтрувальної тканини для відділення рідкого залишку та вуглеводню. Потім сировину сушили при температурі 105 °С протягом чотирьох годин. Вуглеводень, отриманий з кавового пергаменту та кавової пульпи, змішували з 5 мас.% сполучною речовиною з тапіокового крохмалю та 400 мл води. Суміш перемішували до однорідності, а потім гранулювали діаметром 8 мм. Отримані біогранули сушили в печі при температурі 105 °С протягом 24 годин для зменшення вмісту вологи. Висушені біогранули упаковували в поліетиленові пакети та зберігали для подальшого аналізу. Отримані з кавової пульпи гранули, які гідротермально оброблені мають теплотворну здатність 5130 кал/г, вміст фіксованого вуглецю – 21,79%, а швидкість горіння – 0,48 г/хв [24].

Чеськими дослідниками представлено отримання гранульованого палива з борщівника гігантського [25]. Біомасу сушили на повітрі в захищених умовах та механічно подрібнювали за допомогою молоткового млина 9FQ–40 (5,5 кВт) з використанням сита з діаметром отворів 8 мм для виробництва брикетів. Біомаса, яка використовувалася для виробництва брикетів, складалася виключно з необробленої рослинної сировини, без добавок, що вводилися під час обробки. Вміст вологи в матеріалі для виробництва брикетів становив близько 8–9%. Результати дослідження демонструють потенціал рослин та застосованих технологій переробки для використання їх як твердого біопалива, хоча деякі аспекти все ще потребують врахування [25].

В Китаї створено гранули на основі бавовняних стебел та шкарлупи волоських горіхів [26]. Бавовняні стебла, зібрані з бавовняного поля після збору врожаю, та шкаралупу волоських горіхів, зібрану з ринку сухофруктів, сушили за кімнатної температури (25–30 °С) протягом приблизно 1 місяця. Висушені на повітрі зразки подрібнювали за допомогою лабораторного дезінтегратора з обертовими лопатями (25 000 об/хв, 0,85 кВт, НХ-300АК, Китай) після інтенсивного сушіння при 80 °С протягом 6 годин на різні фракції. Після чого біомасу змішували та ущільнювали на вертикальному гідравлічному поршневому пресі. Ущільнену біомасу видаляли з матриці після охолодження до

кімнатної температури за допомогою водяного охолоджувача. Отримані брикети грубих частинок бавовняних стебел із середніми частинками волоських горіхів у співвідношенні 7:3 при 100 °С рекомендується для виробництва біопалива в побуті та промисловості завдяки його значенням нижчої теплотворної здатності, високій щільності, низькому вмісту вологи, сірки та азоту, а також вищій механічній міцності [26].

В Інституті технічної теплофізики НАН України з метою реалізації способу виробництва композитних гранул на основі мулових відкладень, торфу та біомаси розроблено лінію для виробництва композитного палива, яка представлена на рис. 1.5. [27]. Лінія виробництва складається з технологічних ділянок: ділянок підготовки компонентів, змішування, гранулювання композиції, сушіння і охолодження, фасування та подача на спалювання.



Рис. 1.5. – Технологічна схема отримання композитного палива на основі застарілих мулових відкладень, торфу та органічної сировини [27]

В Інституті технічної теплофізики НАН України розроблено комплексну технологію переробки торфу на паливо та добрива, яку представлено на рис. 1.6 [28].

У даній технології першим етапом є підготовка матеріалів. Другим етапом є екстрагування з торфу гумінових речовин, за якої отримано гумусові речовини та твердий залишок торфу. З гумусових речовин відбувається виготовлення рідких гумінових добрив, з подальшою фасковою в пляшки. Наступним етапом

є дозування компонентів, твердого залишку торфу та решток посівів кукурудзи, у співвідношенні 1:1 або 1:0,5 відповідно та замішування їх до урівноваженого стану.

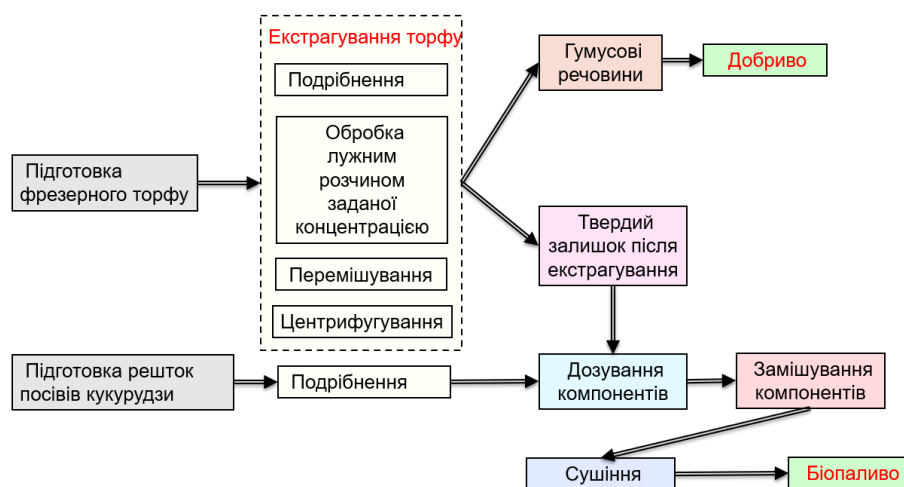


Рис. 1.6. – Технологія комплексної переробки торфу на палива та добрива [28]

На наступній ділянці відбувається сушіння композитної сировини у барабанній або тунельній сушарці з режимними параметрами теплоносія температура становить 100 °С та швидкість 3 м/с. Після сушіння отриманий композит фасують та направляють на склади [28].

Наведений аналіз дає можливість для подальшої розробки технології переробки стічних вод та утворених в результаті осадів на паливо.

1.6. Висновки до першого розділу

В першому розділі показана проблема при зберіганні твердих побутових відходів, що пов'язана не лише з їх накопичувальним об'ємом, а також з утворення шкідливих стічних вод. Утворені стічні води очищають різними способами, серед яких найбільш ефективними є комбіновані способи очистки з утворенням осадів, які потрібно переробляти.

Тому потрібно розробити технологію переробки осадів стічних вод утворених з твердих побутових відходів.

РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Характеристика фільтратів звалищ твердих побутових відходів

Для звалищ побутових відходів характерне утворення стічних вод, які просочуючись крізь шар відходів, несуть із собою розчинні, колоїдні і суспендовані забруднення. Склад цих вод формується під впливом цілого ряду складних факторів, які взаємодіють один з одним. До цих факторів відносяться чинники геологічного, гідрогеологічного та гідрометеорологічного характеру, місце звалища, склад відходів, проникність земляного покриття, топографія місця, рослинний покрив, пори року тощо.

Склад фільтратів залежить також від тривалості експлуатації звалища. Можна виділити три вікові категорії звалищ: менше 5 років, 5-10 років і більше 10 років. Зі збільшенням віку звалища величина ХСК стічних вод зменшується від 20 г/дм³ до 2 г/дм³ внаслідок анаеробних процесів [29]. Перелік розчинних сполук, які містяться у фільтратах типових звалищ України наведено у табл. 2.1. Хімічний склад фільтратів полігону № 5 (м. Київ) [30] наведено у табл. 2.2.

Табл. 2.1 – Склад фільтратів типових звалищ України

Показники	Свіжозавантажені відходи		Давнозавантажені відходи	
рН	7, 1	6,9	7,1	7,2
БСК, мг О ₂ /дм ³	7 250	8 000	55	63
ХСК, мг О ₂ /дм ³	11 600	110 505	96	124
Амонійний азот, мг/дм ³	340	576	34	37
Леткі кислоти, мг/дм ³	2 805	3 672	4	2
Хлориди, мг /дм ³	2 103	-	520	747
Натрій, мг /дм ³	2 500	900	380	440
Залізо, мг/дм ³	160	240	0,1	0.55

Табл. 2.2 – Хімічний склад фільтратів полігону № 5

Найменування показників	Одиниця вимірювання	Вміст		
		осінь	літо	весна
рН	–	-	8,2	8,6
Сухий залишок	мг/дм ³	-	10980	12040
Калій	- « -	-	1600	1720
Натрій	- « -	-	1800	2000
Кальцій	- « -	-	54	46
Стронцій	- « -	0,87	-	-
Залізо	- « -	-	4,5	-
Марганець	- « -	0,060	-	-
Мідь	- « -	0,009	-	-
Цинк	- « -	0,33	-	-
Свинець	- « -	0,004	-	-
Кадмій	- « -	0,0005	-	-
Нікель	- « -	0,092	-	-
Амоній	- « -	-	1750	-
Сульфати	- « -	-	75	-
Хлориди	- « -	2910	3195	3200

Серед компонентів стічних вод були ідентифіковані такі типи сполук:

Неорганічні елементи

Алюміній	Марганець	Кобальт
Барій	Мідь	Кремній
Берилій	Молібден	Магній
Бор	Миш'як	Селен
Залізо	Натрій	Срібло
Кадмій	Нікель	Стронцій
Калій	Ртуть	Хром
Кальцій	Свинець	Цинк

Аліфатичні сполуки

Ацетон, 1 – бутанол, 2-бутанол, валеріанова кислота, гексан, гексанон, гексен, гептан, гептаном, дісульфіди, діхлоретан, діетиловий ефір, ізобутиламін, ізовалеріанова кислота, ізокаприлова кислота, ізомасляна кислота, ізопропіловий спирт, каприлова кислота, капронова кислота, кетони, лауринова кислота, масляна кислота, метанол, метиламін, октан, пальмітинова кислота, пантова кислота, пропіловий ефір масляної кислоти, стеаринова кислота, тетрахлоретилен.

Ароматичні сполуки

Ароматичні кетони, бензиловий спирт, бензойна кислота, бензол, гумінові кислоти, індол, крезолі, толуол, циклологексан, циклогексанова кислота.

Як видно з наведених вище даних, склад стічних вод звалищ є дуже різноманітним, внаслідок чого їх очищення є надзвичайно складним завданням.

2.2. Експериментальні установки та методи досліджень

2.2.1. Експериментальна установка по віддувці аміаку та методика визначення аммонійного азоту

Відповідно до потреб експерименту, нами була розроблена та ібрана експериментальна установка для дослідження процесу віддувки аміаку, зображеної на рис. 2.1.

Процес віддувки здійснювався в стакані реактора-дегазатора **7**, герметично з'єданого з напівсферою піноуловлювача **6**. Стакан реактора-дегазатора являв собою циліндр об'ємом 200 см³. Напівсфера піноуловлювача мала об'єм біля 1 дм³. Стакан реактора-дегазатора був опущений у робочу місткість **9** ультратермостата Н8 таким чином, що рівень досліджуваної рідини в стакані знаходився нижче рівня термостатуючої рідини (води) термостата. Повітря для віддувки аміаку подавалось компресором КМС-2М **1** по трубці **5** та барботувалось у досліджуваній рідині за допомогою барботера **8**. Необхідний потік повітря регулювався кранами **2** та **3**, і контролювався реометром **4**.

Попередньо шкала реометра була перевірена експериментально, шляхом вимірювання швидкості наповнення повітрям перевернутого у воду догори дном циліндра. Вимірювання показали, що відхилення не перевищують 5% даних, вказаних на шкалі реометра.

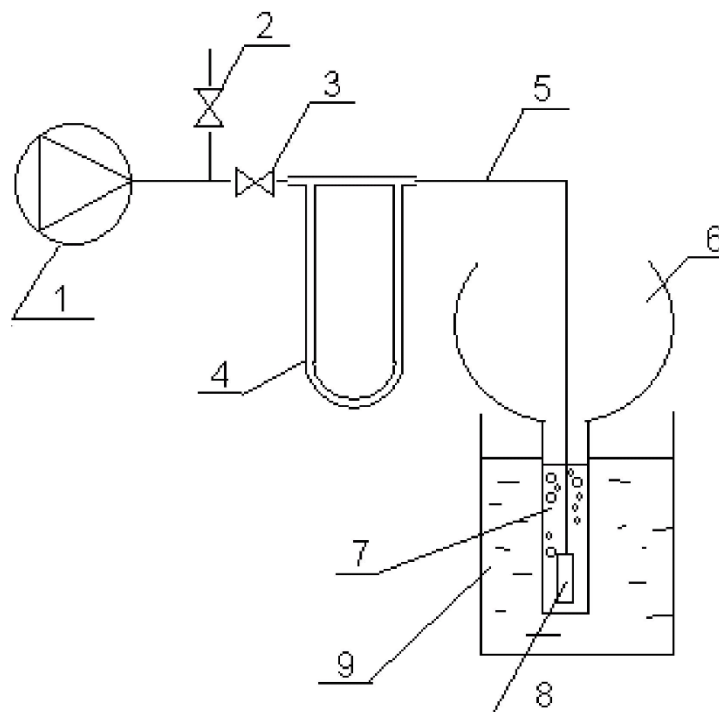


Рис. 2.1 - Принципова схема лабораторної установки з віддувки аміаку

Методика проведення експериментів наступна. 200 см³ нативної стічної води обробляли відповідним дозами оксиду кальцію з перемішуванням 1,5 год. При цьому колба, в якій здійснювали перемішування, була накрита фарфоровою чашкою з метою зменшення втрат аміаку з суміші в процесі перемішування. Після завершення часу перемішування суміш відстоювали протягом 5 хв. Освітлену рідину, що утворилась над осадам сполук кальцію та інших завислих домішок, акуратно зливали в мірний циліндр та переносили в стакан дегазатора (рис. 2.1), витримували певний час до вирівнювання температури досліджуваної рідини з температурою води термостата. Після цього вмикали компресор, який продував повітря через рідину в стакані дегазатора, розпилюючи його з допомогою спеціального барботера. Процес барботування супроводжувався інтенсивним піновиділенням, тому до верхньої частини стакану дегазатора був прилаштований піновловлювач відкритого типу. Об'ємний потік повітря, що

подавався в дегазатор становив $7,5 \text{ дм}^3/\text{хв}$. Регулювання потоку повітря здійснювалось кранами 2 і 3, а вимірювання та контроль – реометром 4.

У процесі продування повітря крізь суміш зі стакану дегазатора в певні проміжки часу піпеткою відбирались проби об'ємом 1 см^3 для аналізу на вміст амонійного азоту. Сам аналіз здійснювався за методикою [30], тобто за світлопоглинанням комплексу, утвореного реактивом Несслера. Вимірювання величини світлопоглинання (або оптичної густини) виконували з допомогою двохплечевого фотоелектрокалориметра ФЕК – 56 М. Використання цього приладу давало можливість знижувати вклад похибки, що вносились наявністю власного забарвлення досліджуваного розчину. Це досягалось шляхом використання відповідно розбавленого досліджуваного розчину в одній з порівняльних кювет приладу (в іншій кюветі був розчин самого реактиву Несслера відповідної концентрації). З іншого боку, саме розбавлення досліджуваного розчину при аналізі було настільки значним, що його власне забарвлення не могло внести істотних похибок у результати аналізу.

2.2.2. Експериментальна установка по віддувці та поглинанню аміаку

Установка для проведення експериментів по уловлюванню віддутого аміаку (рис. 2.2) включала вузли установки для віддування з деякими змінами конструкції реактора та систему поглинання. На відміну від установки для віддувки аміаку, де вихід віддуваючого повітря через піновловлювач здійснювався у відкриту атмосферу, у конструкції установки з уловлюванням було встановлено піноуловлювач закритого типу. Газоповітряна суміш, яка містила віддутий амоній, після проходження піноуловлювача направлялась на проходження системи поглиначів. Повністю конструкція установки зображена на рис. 2.2.

Сам процес віддувки здійснювався в стакані реактора-дегазатора 1, герметично з'єднаного зі сферою піноуловлювача 2. Стакан реактора-дегазатора являв собою циліндр об'ємом 200 см^3 . Сфера піноуловлювача мала об'єм біля 2 дм^3 . Стакан реактора-дегазатора був опущений у робочу місткість

ультратермостата Н8 таким чином, що рівень досліджуваної рідини в стакані 1 знаходився нижче рівня термостатуючої рідини (води) термостата 3. Повітря для віддування амонію подавалось компресором КМС-2М 4 по трубці 6 та барботувалось у досліджуваній рідині за допомогою барботера 7. Необхідний потік подачі повітря регулювався кранами 8, 9 та контролювався реометром 5. Попередньо шкала реометра була перевірена експериментально, шляхом вимірювання швидкості наповнення повітрям перевернутого у воду догори дном циліндра. Вимірювання показали, що відхилення не перевищують 5 % даних, вказаних на шкалі реометра.

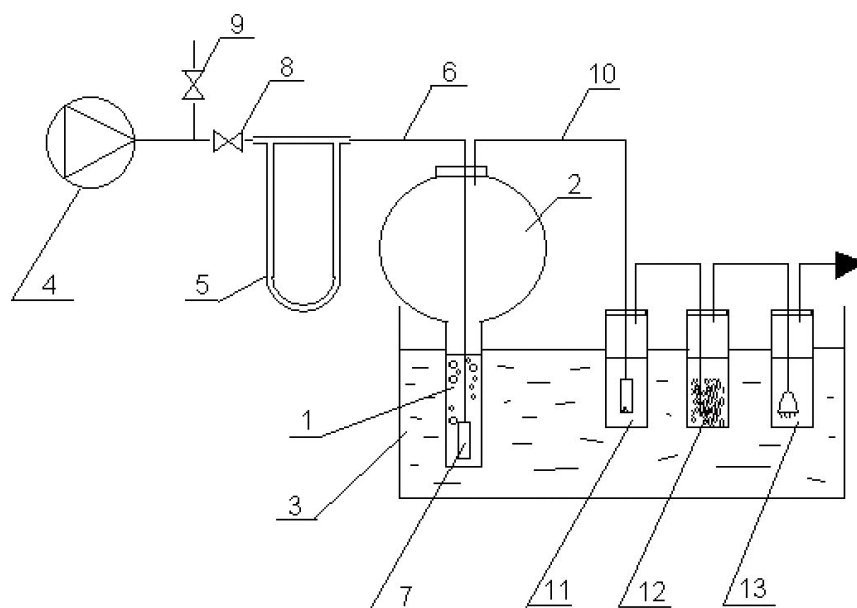


Рис. 2.2 - Принципова схема лабораторної установки з поглинання аміаку

З реактора-дегазатора газова суміш по трубці 10 надходила до системи поглиначів, для лаштування яких використовувались лабораторні склянки Дрекселя з відповідними барботерами або насадками. В експериментах були використані два типи поглиначів: з барботером та з насадкою. Барботерами слугували скляні фільтри Шота максимальної поруватості, а для насадки використовували біте скло з середнім розміром шматочків скла у межах 3-6 мм.

З метою врахування впливу температури на процес віддувки та поглинання аміаку поглиначі, як і реактор-дегазатор, були поміщені в термостат. Для виявлення впливу конструкції поглиначів та режимів поглинання лабораторні експерименти проводилися з використанням поглиначів відмінної конструкції та

при різних режимах проходження газової суміші. У перших трьох експериментах використовували 2 поглиначі. Перший з них являв собою склянку Дрекслея, завантажену битим склом. У нього заливався розчин кислоти об'ємом 100 см³. Другим поглиначем була також склянка Дрекслея з барботером, але без насадки. Об'єм використуваної рідини – 40 см³. Для поглинання використовували розчин сірчаної кислоти концентрацією 5 моль/дм³. Таку концентрацію було обрано, виходячи з довідкових даних [30] про розчинність сульфату амонію, тобто концентрація сірчаної кислоти була достатньою (з невеликим запасом) для отримання насиченого розчину сульфату амонію.

Дослідження процесів віддувки та уловлювання аміаку проводили на зразках нативної стічної води з полігону № 5 (с. В. Дмитровичі). 200 см³ стічної води поміщали в конічну колбу, додавали 0,6 мг оксиду кальцію (марки ХЧ) та перемішували магнітною мішалкою протягом 1,5 год. Після відстоювання отриманої суміші протягом 5 хв 150 см³ розчину поміщали в реактор для проведення досліджень з віддувки та уловлювання аміаку.

Після здійснення процесу віддувки та уловлювання в отриманих пробах визначали вміст амонію за методикою [30]. При цьому кислі розчини попередньо нейтралізували 2-молярним розчином гідроксиду натрію до встановлення величини рН розчину в межах 6-8 за універсальним індикаторним папером. У пробах стічної води, в яких здійснювали віддувку, також вимірювали вміст амонію та величину рН як до, так і після віддувки.

2.2.3. Експериментальний конвективний сушильний стенд

Для дослідження кінетики процесу сушіння матеріалу використано експериментальний конвективний стенд, обладнаний автоматичною системою збору та обробки інформації (рис. 2.3) [31 – 33].

Експериментальний конвективний сушильний стенд складається з основних компонентів: сушильної камери (1), блоку електронагрівачів (2), вентилятора (3), ізольованих повітропроводів та систем контролю процесу сушіння.

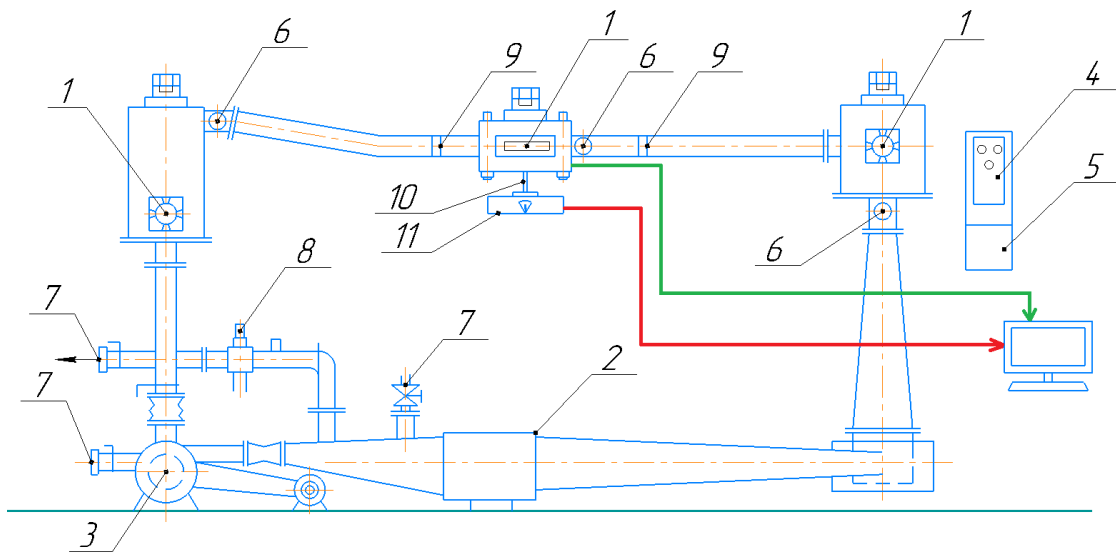


Рис. 2.3 – Схема експериментального конвективного стану для сушіння матеріалу: 1 – сушильна камера; 2 – електронагрівачі; 3 – вентилятор; 4 – терморегулятор; 5 – регулятор швидкості; 6 – термометри опору; 7 – патрубки з клапанами; 8 – психрометр; 9 – спеціальні решітки; 10 – вагова планка; 11 – ваги

Вентилятором (3) досягається широкий діапазон коливань швидкості і температури теплоносія на пульті керування (5) регулятором швидкості. Швидкість теплоносія змінюється подачею повітря відцентровим вентилятором шляхом використання частотного перетворювача з ручним регулюванням. Співвідношення між витяжним і свіжим повітрям можна регулювати за допомогою клапана форсунки (7).

Після встановлення заданого режиму дослідження на стенді поміщають зразок досліджуваної сировини на штангу вагів (10) у сушильній камері та безперервно записують втрату маси зразка в процесі сушіння за допомогою ваг АД-500 (11), які підключено до комп'ютера.

Конвективний сушильний стенд дозволяє проводити термічну обробку сировини з температурою осушувача $30 - 150 \text{ }^{\circ}\text{C}$ і швидкістю $0,5 - 5 \text{ м/с}$. Встановлені високоточні ваги можуть реєструвати зміни маси зразка до $0,001 \text{ г}$ і підтримувати температуру в сушильній кімнаті з точністю до $0,02^{\circ}\text{C}$. Зчитування експериментальних даних про зміну маси та температури зразка,

температури сушильного агента в сушильній камері відбувається 7 раз за хвилину.

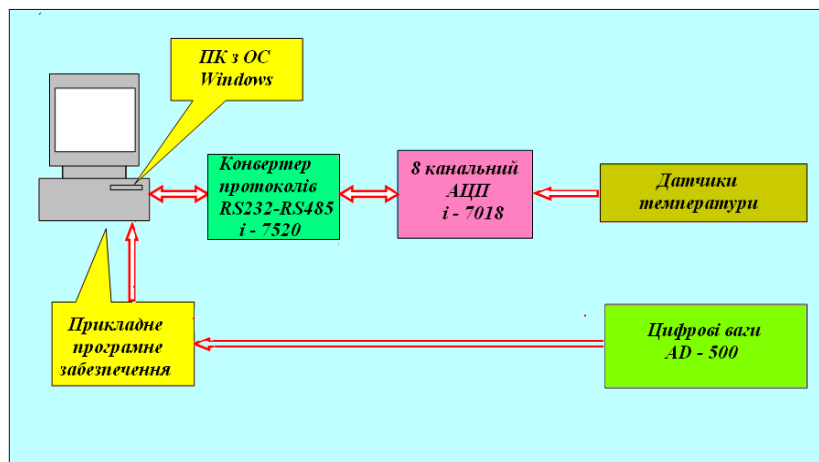


Рис. 2.4 – Структурна схема автоматичного збору та обробки інформації з конвекційної сушильної установки

З метою підвищення точності, інформативності та зручності обробки інформації, отриманої під час проведення експериментів, експериментальний стенд оснащений допоміжним обладнанням: аналого-цифровим перетворювачем і-7018, перетворювачем інтерфейсу і-7520, персональним комп'ютером (рис. 2.4).

На рис. 2.5 показані ваги із встановленим на них штанги із матеріалом. В гранули встановлені хромель-копелеві термоелектричні перетворювачі (ДСТУ 2837 – 94 [34]) діаметром 0,2 мм.



Рис. 2.5 – Установка для сушіння матеріалу:

- а – загальний вид терезів із встановленими гранулами в сушильній камері;
б – сушильна камера під час сушіння

Сушильна камера являє собою прямокутний короб з листового металу з знімальним люком. Камера має прозоре скло, тому можна спостерігати за станом матеріалу під час сушіння. Для визначення зміни маси під час сушіння на вагу встановлена штанга із сіткою, на якій розташований матеріал, що піддається термічній обробці.

Методика проведення досліджень на конвективному сушильному стенді:

1. Об'єктом дослідження обрано осад стічних вод звалищ твердих побутових відходів.

2. Перед проведенням дослідження визначають початкову вологість матеріалу. Матеріал поміщають у бюкси і сушать у сушильній шафі при 105°C протягом 5 годин. Після сушіння виймають бюксу із сушильної шафи і поміщають його в ексікатор для охолодження на 15-30 хв. Охолоджені бюкси з гранулами зважують на вагах у закритому стані [33].

Вологість по відношенню до загальної маси розраховується у відсотках:

$$W = \frac{m_2 - m_3}{m_3 - m_1} \cdot 100\%, \quad (2.1)$$

де m_1 – маса порожньої бюкси (з кришкою), г; m_2 – маса бюкси з наважкою до сушіння, г; m_3 – маса бюкси з наважкою після сушіння, г.

3. Дослідження сушіння матеріалу починається з встановлення режиму сушіння на стенді, розміщення його на ваговій решітці в сушильній камері та включення комп'ютерної програми збору та обробки інформації, яка постійно фіксує час і зміни. Маса проби, температура теплоносія та середовища.

На рис. 2.6 представлено знімання кінетики процесу сушіння матеріалу при температурі теплоносія 120 °C і швидкості теплоносія 2 м/с.

4. Розрахунок характеристики проводиться за допомогою спеціально розробленої програми «Sooshka».

4.1. Кінетика процесу сушіння:

$$W(t) = \frac{G(t) - G_{a.c.}}{G_{a.c.}} \cdot 100\%, \quad (2.2)$$

де $G(t)$ – розрахунки маси зразка, г; $G_{a.c.}$ – абсолютно суха маса матеріалу, г.

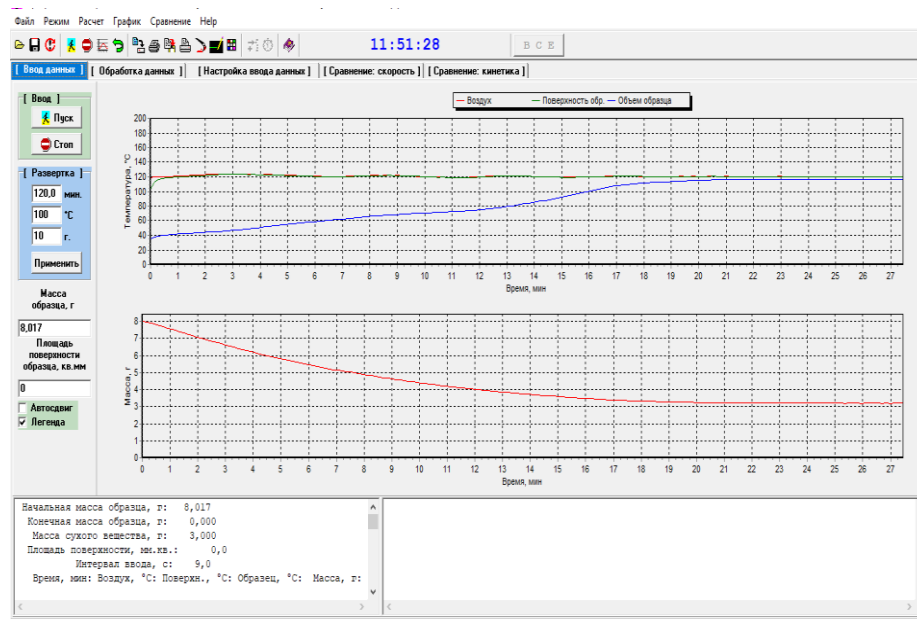


Рис. 2.6 – Панель управління для зняття кінетики сушіння матеріалу

4.2. Швидкість сушіння визначається :

$$N = \frac{dW}{d\tau}, \quad (2.3)$$

4.3. Температурний коефіцієнт сушіння є оцінкою похідної середньої температури зразка при вологості:

$$b = dt_{cp}/dU, \quad (2.4)$$

де $U = W/100$ – вологовміст зразка, %; t_{cp} – вираховується як середнє значення розрахунку температури на поверхні та в матеріалі зразка, °C.

4.4. Число Ребіндера дорівнює відношенню кількості теплоти, витраченої на нагрівання тіла, до кількості теплоти на випаровування вологи за нескінченно малий проміжок часу:

$$Rb = \frac{c}{r} b, \quad (2.5)$$

де c – питома теплоємність матеріалу, кДж/(кг °C); r – питома теплота фазового перетворення, кДж/кг .

2.2.4. Визначення зольності матеріалу в муфельній лабораторній електропечі

Для визначення зольності отриманих гранул використовують муфельну піч представленої на рис. 2.7.



Рис. 2.7 – Муфельна лабораторна електропіч

Муфельна лабораторна електропіч складається з керамічного муфеля – легко замінного блоку із вбудованим нагрівачем, зносостійкої корундової плитки-підкладки для захисту нижньої частини муфеля, футеровки з волокнистих матеріалів, спеціальної технологічної палочкою з нержавіючої сталі. Все це оброблено в металевому корпусі з полімерним порошковим покриттям. Муфельна піч оснащена програматором-регулятором температури на базі мікропроцесора з цифровою індикацією. Гранули засипаються у виготовлені із інертного матеріалу спеціальні тиглі діаметром 10 см, глибиною від 10 до 20 мм.

Проведення випробування. Зольність визначають шляхом спалювання гранул масою 1,5-2,0 г у двох попередньо проколених і зважених тиглях у муфельній печі, нагрітій до яскраво-червоного кольору (~ 815 С).

Спалювання ведуть до повного зникнення чорних частинок. Потім тигель охолоджують в ексикаторі, зважують, знову проколюють протягом 20 хвилин, охолоджують і зважують. Якщо, два послідовних зважування дають різницю не

більше 0,0002 г, озолення вважають закінченим. Усі зважування проводять на аналітичних вагах із точністю до 0,0002 г.

Обробка результатів. Зольність аналітичної проби A , % за масою визначається за формулою:

$$A = \frac{m_3 - m_1}{m_2 - m_1} \cdot 100, \quad (2.6)$$

де m_1 – вага тигля, г; m_2 – вага тигля з пробою, г; m_3 – вага тигля з золюю, г.

Результати визначення зольності беруть, як середнє значення двох паралельних визначень.

2.2.5. Пальниковий пристрій для спалювання композитної сировини

Дослідження горіння композитної сировини проводили на експериментальній установці, яка дозволяє спалювати паливо в швидкісному (затисненому) шарі при різних перепадах тиску на ньому. При цьому горіння при низьких перепадах тиску дає можливість моделювати спалювання палива в звичайному шарі.

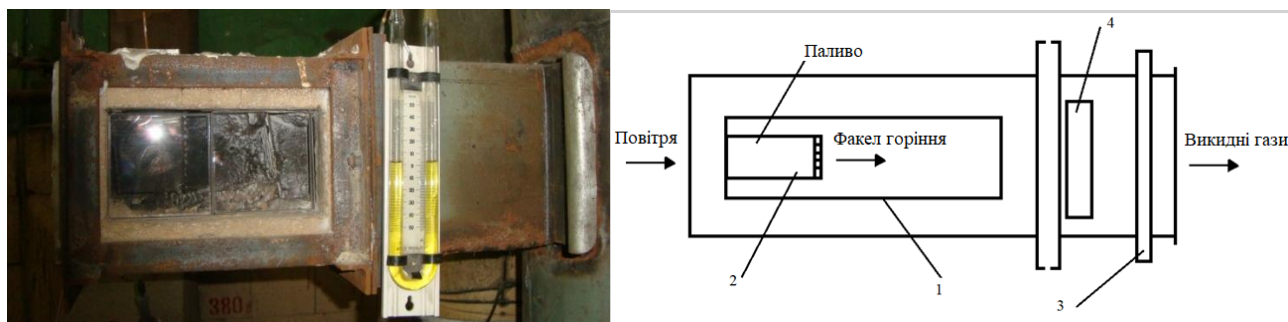


Рис. 2.8. Експериментальна установка для дослідження горіння палива в швидкісному (затисненому) шарі: 1 – стінка з кварцового скла; 2 – решітки з титану з дзеркалом горіння; 3 – шибер; 4 – манометр

Експериментальна установка показана на рис. 2.8. Вона являє собою прямокутний канал з поперечним перерізом 40мм x 80мм, одна з бокових стінок розміром 80мм x 170мм виконана з кварцового скла (1) товщиною 15мм. В середині каналу в якості колосників встановлені решітки з титану з дзеркалом горіння (2) 40мм x 80мм.

Установка працює під розрідженням. Окислювач – повітря засмоктується димосмоком. Шибер (3) на виході з установки дозволяє встановлювати необхідне розрідження на шарі. Манометром (4) регулюють величину тиску розрідження в шарі.

2.3. Висновки до другого розділу

У розділі наведено опис приладів та установки, які підібрані для проведення експериментальних теплофізичних досліджень при переробці стічних вод звалищ твердих побутових відходів та утворених в результаті цієї переробки осадів. Викладено підібрані та використані методики для проведення і обробки результатів експериментальних досліджень.

РОЗДІЛ 3. КОМПЛЕКСНЕ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД З ВАПНУВАННЯМ НА СТАДІЇ ПЕРЕДМЕМБРАННОЇ ПІДГОТОВКИ ТА ТЕРМІЧНОЇ УТИЛІЗАЦІЇ ШЛАМІВ

3.1. Видалення надлишкових азотовмісних сполук методом віддувки аміаку

В Інституті колоїдної хімії та хімії води ім. О.В.Думанського НАН України розроблено та випробувано декілька варіантів технології попереднього очищення (перед зворотним осмосом) фільтратів звалищ ТПВ, один з яких включає такі технологічні процеси, як коагуляцію вапнуванням з подальшим відстоюванням, віддування аміаку, механічне фільтрування [30].

Цей варіант технології пройшов випробування на дослідному обладнанні, змонтованому на полігоні № 5 звалища ТПВ у с. Б. Дмитровичі Київської обл. Хімічний склад фільтрату зазначеного звалища представлений у табл.3.1 [30]. Як видно з результатів аналізу, пермеат після зворотного осмосу містить значну кількість амонійного азоту, яка значно перевищує допустимі норми для скидання в каналізацію. Глибше зниження концентрації амонію у воді можливо здійснити або післямембранним очищенням на сорбентах (наприклад, кліноптилоліт), або на стадії передмембранного очищення.

Оскільки в баромембранних процесах практично немає можливості збільшити коефіцієнт затримки амонію в достатніх межах, то цю задачу потрібно вирішувати шляхом вилучення амонію на попередніх стадіях. Хоч в установці, в якій проводили випробування, існував вузол віддувки аміаку, але він був виконаний надто примітивно, не витримувались необхідні технологічні режими, тобто: кратність об'єму повітря, ефективність розпилення, температура. У зв'язку з цим виникла необхідність з метою вдосконалення вузла віддувки аміаку (дегазатора) покращити його конструкцію та провести лабораторні дослідження для вибору оптимальних технологічних режимів.

У табл. 3.2 наведені дані, що показують залежність вільного аміаку в процентному співвідношенні до його загальної кількості від рН розчину та від

температури. Ці дані свідчать про збільшення концентрації вільного аміаку з підвищенням рН та підвищенням температури розчину.

Табл. 3.1 – Результати випробувань дослідної установки по очищенню фільтрату звалища на полігоні № 5. Технологія з вапнуванням

Найменування Показників	Початковий фільтрат	Вапнування з карбонізацією	Нанофільтрація	Зворотний осмос
рН	8,6	8,9	8,5	9,9
Сухий залишок	12040	4430	9540	300
Калій	1720	920	1950	90
Натрій	2000	1050	2010	100
Кальцій	46	5	6	1,5
Амоній		840		280
Сульфати		41	450	5
Хлориди	3200	1950	2840	170

Табл. 3.2 – Відносний вміст вільного аміаку в воді (%) при різній величині рН

Т, °С	рН							
	6,0	7,0	7,5	8,0	8,2	8,4	8,6	8,8
25	0,05	0,53	1,70	5,1	7,8	11,9	17,6	25,3
15	0,03	0,26	0,80	2,5	3,9	6,1	9,2	14,0
5	0,01	0,12	0,37	1,2	1,8	2,9	4,5	6,9
	рН							
	9,0	9,2	9,4	9,6	9,8	10,0	10,5	11,0
25	34,8	46,0	57,5	68,1	77,4	84,5	94,4	98,2
15	20,5	29,0	39,2	50,6	61,7	72,0	86,9	96,3
5	10,5	15,7	22,8	31,9	42,5	54,1	78,7	92,2

Оскільки в технології передмембранного очищення з використанням вапнування відбувається значне підвищення величини рН розчину безпосередньо після введення вапна, то це явище доцільно використати для проведення віддувки аміаку.

Лабораторні експерименти по дослідженню процесу віддувки аміаку проводили за допомогою обладнання та за методикою, описаними в п 2.2.1.

З метою запобігання викидів аміаку в атмосферу одночасно з віддувкою необхідно застосовувати методи його уловлювання з урахуванням можливої подальшої утилізації (в даному випадку – на виробництво амонійних добрив).

Віддувка та уловлювання аміаку відомі в технологіях коксохімії та виробництва соди, але враховуючи специфічність даної задачі, про яку було сказано вище, постала необхідність проведення спеціальних експериментів з віддувки та уловлювання аміаку безпосередньо зі стічних вод звалищ побутових відходів.

Оскільки в варіанті розроблюваної технології очистки стічних вод звалищ твердих побутових відходів з використанням коагуляції гідроксидом кальцію величина рН оброблюваної води регулюється шляхом дозування оксиду кальцію, то виникла потреба експериментально встановити залежність величини рН стічної води від введеної в неї дози оксиду кальцію.

Враховуючи слабу розчинність оксиду кальцію в воді та відповідно малу швидкість процесу його розчинення проведено вимірювання зміни рН стічної води з часом після введення в неї відповідної дози оксиду кальцію. Експерименти проводили наступним чином. У конічну широкогорлу колбу об'ємом 250 дм³ наливали 200 дм³ стічної води та ставили на перемішування магнітною мішалкою зі швидкістю обертів останньої 400-500 об./хв. У колбу добавляли відповідну дозу оксиду кальцію. Через певні проміжки часу після додавання оксиду кальцію з суміші, яка весь час перемішувалась, піпеткою відбирали проби, об'ємом 20 дм³ та вимірювали в них величину рН з допомогою універсального іоніміра ЭВ-74.

Для малих доз оксиду кальцію (від 1 г/дм³) час для встановлення постійного значення рН у згаданих умовах становить не менше 1,5 год.. Результати цих вимірювань зображені на рис. 3.1.

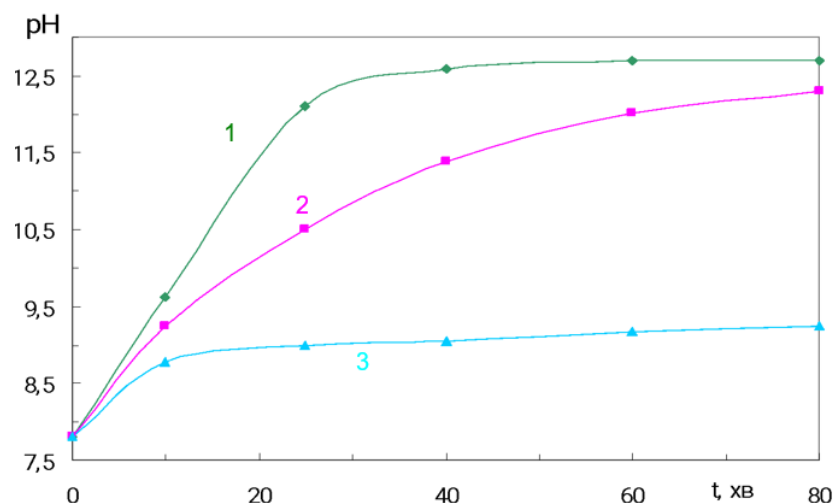


Рис. 3.1 - Зміна рН фільтрату, обробленого оксидом кальцію (1-5 мг/дм³, 2-3 мг/дм³, 3 - 1 мг/дм³) у процесі перемішування

За вказаною методикою вміст амонійного азоту визначали в нативній стічній воді, з якою проводили експерименти та в суміші, отриманій після обробки оксидом кальцію через 1,5 год. перемішування. За час перемішування концентрація аміаку в суміші дещо зменшується з причини його летючості. Згадані втрати аміаку кількісно визначені в проведених експериментах.

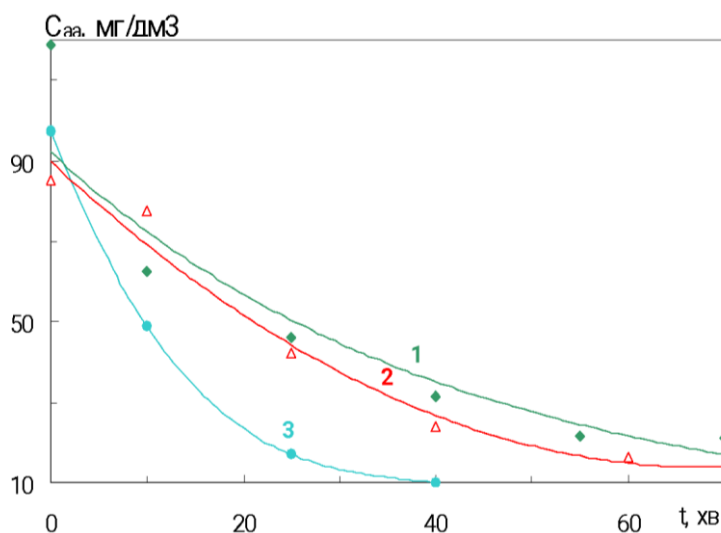


Рис. 3.2 - Зміна концентрації амонійного азоту в процесі віддувки фільтрату, обробленого оксидом кальцію (5 мг/дм³) при різних температурах: 1-17; 2-25; 3-45 °C

На рис. 3.2 показано залежність концентрації амонійного азоту в суміші в процесі віддувки від часу проведення віддувки. Три криві, подані на рисунку,

відповідають трьом різним температурам сумішей, в яких здійснювалась віддувка.

Криві, наведені на рис. 3.1, показують, що за умов проведених експериментів на протязі 1 год. здійснення процесу віддувки концентрація амонійного азоту в досліджуваній суміші зменшується в 5-7 разів. Слід зазначити, що тривалість процесу віддувки в 1 год. в за умов проведених експериментів відповідає кратності пропущеного об'єму повітря по відношенню до об'єму оброблюваного розчину.

На рис. 3.3 та 3.4 подані результати аналогічних експериментів, в яких обробка нативної стічної води здійснювалась меншими дозами оксиду кальцію, що, відповідно, створювало меншу величину рН суміші в процесі віддувки. При порівнянні вказаних кривих видно, що зі зменшенням початкової величини рН суміші швидкість процесу віддувки зменшується. Але навіть при початковому значенні рН суміші 9,3 (доза оксиду кальцію 1 мг/дм³) при температурі віддувки 29⁰С концентрація аміаку в суміші зменшується більше, ніж в 4 рази.

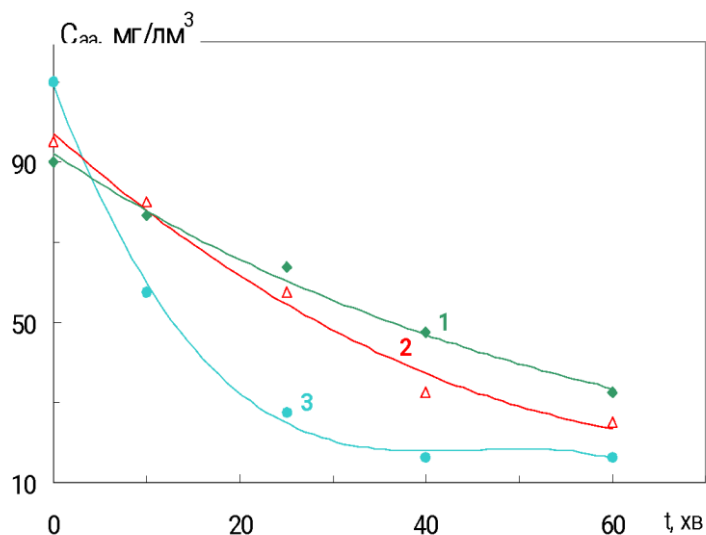


Рис. 3.3 - Зміна концентрації амонійного азоту в процесі віддувки фільтрату, обробленого оксидом кальцію (3 мг/дм³) при різних температурах: 1-21,5; 2-28,5; 3-42 °C

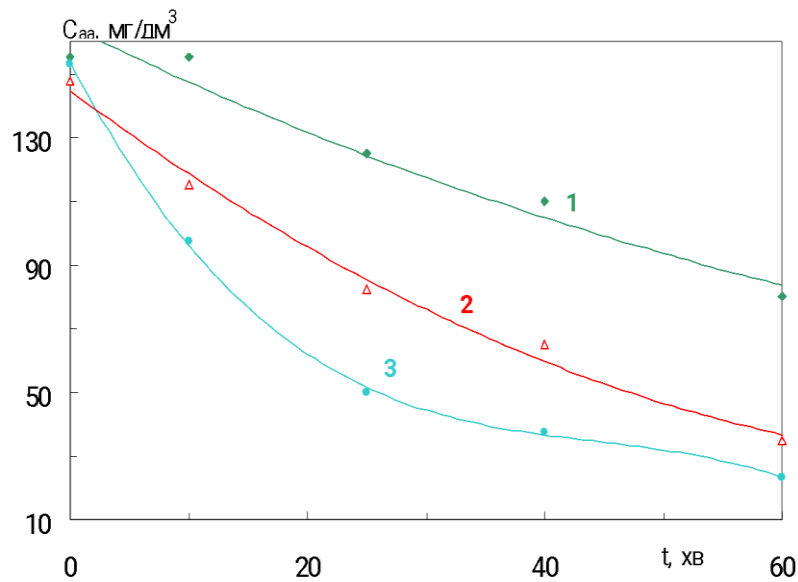


Рис. 3.4 - Зміна концентрації амонійного азоту в процесі віддувки фільтрату, обробленого оксидом кальцію (1 мг/дм³) при різних температурах: 1-22; 2-29; 3-42,5 °С

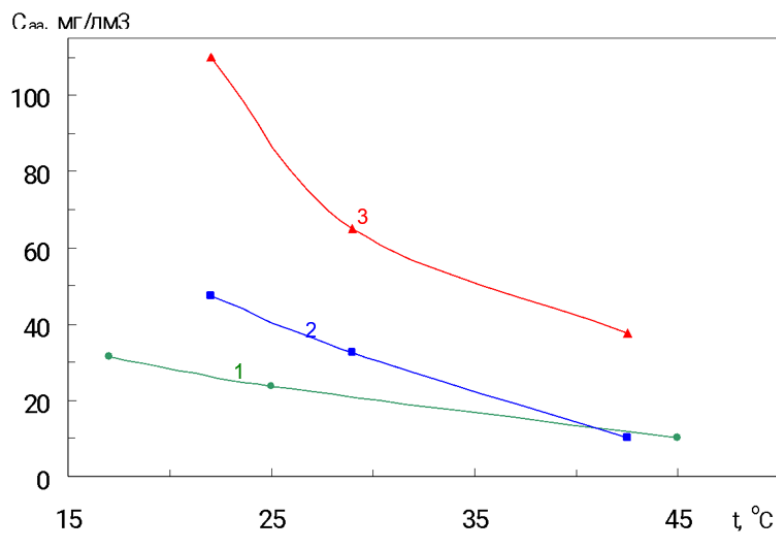


Рис. 3.5 – Зміна концентрації амонійного азоту від температури для різних доз CaO, мг/дм³: 1 - 5; 2 - 3; 3 - 1

На рис. 3.5 показана залежність залишкової концентрації амонійного азоту від температури віддувки в пробах стічної води, обробленої різними дозами оксиду кальцію, після 40 хв здійснення процесу віддувки зі швидкістю об'ємного потоку повітря 7,5 дм³/хв. Об'єм проби при цьому становив 150 см³. Найменша залишкова концентрація амонійного азоту в даному експерименті

спостерігається при найбільшій дозі оксиду кальцію, але в цьому випадку спостерігається також найменші зміни залишкової концентрації від температури. Навпаки, при менших дозах оксиду кальцію залишкова концентрація амонійного азоту більша і більше залежить від температури.

3.1.1. Математичний розрахунок та прогнозування ходу процесу віддувки аміаку

Для встановлення кількісних закономірностей процесів віддування проведені такі математичні дослідження.

Відповідно до закону Генрі співвідношення між парціальним тиском газу над поверхнею рідини та його концентрацією в цій рідині в спрощеній формі можна виразити співвідношенням

$$p = kc \quad (3.1)$$

де c – концентрація компонента в розчині;

p – парціальний тиск цього компонента в газовій фазі;

k – коефіцієнт пропорційності, який надалі називатимемо коефіцієнтом розподілу.

Коефіцієнт розподілу k у більшості випадків приймають величиною постійною за постійних умов (тиск, температура тощо) і незалежно від абсолютних величин c і p (якщо не враховувати крайових випадків, пов'язаних з насиченням і т. ін.).

У проведених експериментах (з віддувки аміаку) барботування повітря здійснювалось через розчин з об'ємом V_0 та початковою концентрацією в ньому амонію C_0 . За умов постійного робочого тиску та температури величину парціального тиску аміаку можна замінити на його концентрацію в газовій фазі.

$$C_2 = \frac{m_2}{V_2} \quad (3.2)$$

де m_2 – масова кількість аміаку в об'ємі V_2

У процесі віддувки концентрація C_2 весь час змінюється, тому на будь-який момент часу її можна виразити лише в диференційній формі. При цьому, відповідно (3.1) концентрація C_2 буде пропорційною концентрації амонію в фазі рідини C_p .

$$C_2 = \frac{dm_2}{dV_2} = kC_p \quad (3.3)$$

Таке наближення, очевидно, можна допустити, враховуючи незмінність умов проходження процесу. Початкова величина концентрації C_p була m_0/V_0 , де m_0 – маса амонію в об'ємі V_0 розчину, в якому здійснюється віддувка.

У процесі віддувки маса амонію в розчині буде зменшуватись при незмінному його об'ємі. Концентрація розчину в будь-який момент часу становитиме:

$$C_p = \frac{m_0 - m_2}{V_0} \quad (3.4)$$

де m_2 – маса амонію, яка відійшла в газову фазу.

Враховуючи (3.3) та (3.4) складаємо диференційне рівняння процесу віддувки:

$$\frac{dm_2}{dV_2} = k \frac{m_0 - m_2}{V_0} \quad (3.5)$$

При $V_2 = 0$, $m_2 = 0$. Після розділення змінних при визначених граничних умовах отримуємо інтеграли:

$$V_0 = \int_0^{m_2} \frac{dm_2}{m_0 - m_2} = k \int_0^{V_2} dV_2 \quad (3.6)$$

Розв'язок рівняння (3.6) дає

$$V_0 \ln \frac{m_0}{m_0 - m_2} = kV_2 \quad (3.7)$$

Після потенціювання та відповідних перетворень з урахуванням (3.4) формулу (3.7) можна виразити у вигляді:

$$C_p = \frac{m_0 - m_z}{V_0} = \frac{m_0}{V_0} e^{-k \frac{V}{V_0}} \quad (3.8)$$

$$\text{або} \quad \ln C_p = \ln \frac{m_0}{V_0} - k \frac{V}{V_0} \quad (3.9)$$

Враховуючи, що V пропорційно залежить від часу віддувки ($V=f(t)$) то:

$$\ln C_p = \ln \frac{m_0}{V_0} - \frac{k}{V_0} f \cdot t \quad (3.10)$$

Отже величина $\ln C_p$ повинна лінійно залежати від часу t пропускання повітря через розчин, за умов постійної швидкості його подачі та інших умов стаціонарності процесу.

За тангенсом кута нахилу прямих можна визначити величину k . Величина k , аналогічно константі хімічної реакції, повинна залежати від температури в відповідності до виразу:

$$k = \text{const} \cdot e^{\frac{E}{RT}} \quad (3.11)$$

або в логарифмічній формі:

$$\ln k = \text{const}1 + \frac{E}{RT} \quad (3.12)$$

Побудувавши графіки в координатах $\ln k \div \frac{1}{RT}$ за тангенсом кута нахилу прямих можна визначити величину E . Знання величини E дає можливість розраховувати та прогнозувати хід процесу віддувки аміаку за інших умов, тобто недосліджених величин температури, швидкості потоку повітря, початкової концентрації амонію.

Лінійна залежність дає можливість визначити величину E , яка, по суті, відповідає енергії активації процесу віддування.

На рис. 3.6 надано лінійну залежність величини $\ln C_p$ від часу віддування t аміаку з проб стічної води при різних дозах оксиду кальцію і температурі

досліджуваної рідини (конкретні чисельні значення вказані в підписах під малюнками).

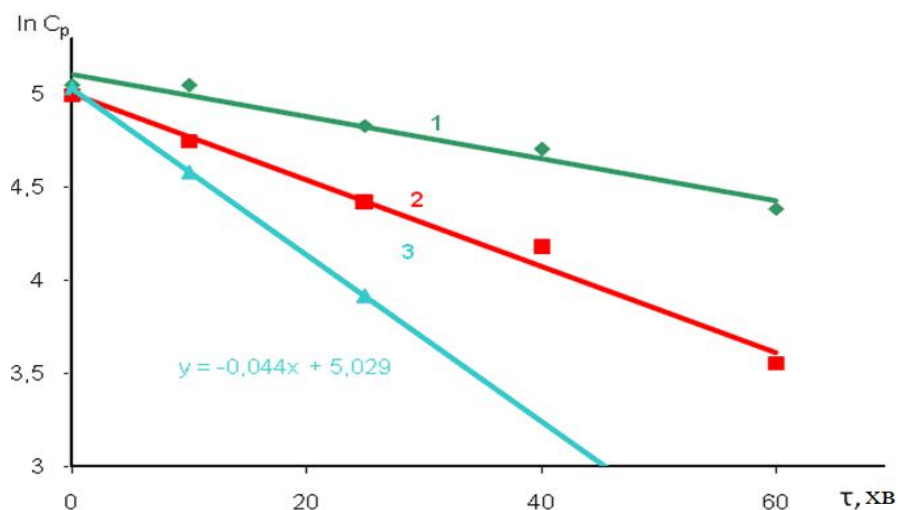


Рис. 3.6 - Зміна величини $\ln C_p$ від часу віддування фільтрату, обробленого оксидом кальцію ($1,0 \text{ мг/дм}^3$, рН 8,7) при різних температурах: 22 °C(1); 29 °C(2); 42,5 °C(3).

За тангенсом кута нахилу одержаних прямих (рис. 3.6) обчислено значення констант розподілу k (рівн. (3.11)). На основі отриманих даних побудовані графіки прямолінійної залежності в координатах $\ln k$, з тангенсу кута нахилу яких (рис. 3.7) визначено величини енергії E , які в даному випадку дають кількісну оцінку енерговитрат на процес віддування. Проведені дослідження дали такі кількісні результати (табл. 3.3).

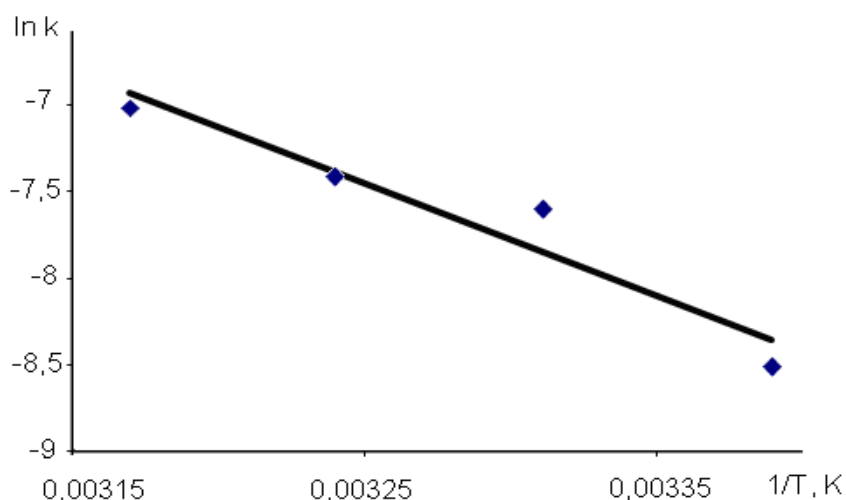


Рис. 3.7 – Визначення величини енерговитрат на процес віддування аміаку

Табл. 3.3. – Величини енергії активації віддування аміаку із проб СВ, оброблених різними дозами СаО.

Доза СаО, мг/л	pH	E_a , кДж/моль
1	8,7	54,1
3	10,5	40,5
5	12,7	24,5

Порядок величин енергії активації віддування аміаку (E_a) загалом відповідає порядку величин водневого зв'язку у воді та подібних рідинах. Зі збільшенням дози СаО та, відповідно, величини рН розчину величина енергії активації віддування знижується, що можна пояснити збільшенням рухливості молекул аміаку при переході їх у неіонізований газоподібний стан.

3.2. Дослідження поглинання аміаку з метою утилізації шкідливих викидів та отримання мінерального добрива

Лабораторні експерименти по дослідженню процесу віддувки аміаку проводили за допомогою обладнання та за методикою, описаними в п 2.2.1.

Результати отриманих вимірювань наведені в табл. 3.4. Вони показують, що зменшення потоку повітря призводить як до зниження кількості віддутого амонію, так і до зниження долі поглинутого амонію по відношенню до кількості віддутого:

$$k = \frac{m_{\text{погл.}}}{m_{\text{відд.}}}$$

Величина k значно зростає з підвищенням температури процесу. При температурі 45°C отримано $k = 0,54$. Значно підвищується кількість поглинутого аміаку також зі збільшенням кількості поглинаючих колонок (в експерименті з трьома колонками k становило 0,33 при кімнатній температурі віддувки та швидкості подачі повітря 3 дм³/хв.

Як видно з табл. 3.4 зміна величини рН в оброблюваних розчинах симбатна до кількості віддутого з них аміаку. Зниження величини рН у процесі віддувки в

даному випадку є явищем позитивним, оскільки однією з цілей наступної операції (карбонізація) в розроблюваному технологічному процесі є зниження величини рН оброблюваної води.

Отримані результати експериментів за оцінкою можливості застосування розглянутих способів уловлювання аміаку показали перспективність обраного підходу. Дані табл. 3.4 показують, що збільшення потоку повітря, що продувається через досліджуваний розчин, тобто об'єму повітря, що пройшов через розчин за одиницю часу (1 год.) призводить до збільшення кількості віддутого аміаку (коефіцієнт поглинання k змінюється мало). Значне підвищення коефіцієнту поглинання спостерігається з підвищенням температури процесу. Збільшення кількості поглиначів з 2-х до 3-х також підвищує коефіцієнт поглинання. За даними табл. 3.3 при температурі процесу віддувки 45 °С та швидкості об'ємного потоку повітря 7,5 дм³/хв з досліджуваної проби (за 1 год.) віддувається майже 90 % амонійного азоту, який майже повністю поглинається трьома поглиначами.

Табл. 3.4 – Результати експериментів із поглинання аміаку

№	Умови			Операція												M _{погл.} мг	M _{відд.} мг	$k = \frac{m_{\text{погл.}}}{m_{\text{відд.}}}$
	Подача повітря, дм ³ /хв.	Т, °С	К-ть поглиначів	Віддувка						Поглинання								
				До віддування			Після віддування			I погл.		II погл.		III погл.				
				С, мг/дм ³	m, мг	рН	С, мг/дм ³	m, мг	рН	С, мг/дм ³	m, мг	С, мг/дм ³	m, мг	С, мг/дм ³	m, мг			
1	7,5	20	2	123,7	18,56	10,7	19	2,8	9,6	-	-	35	3,5	3,4	0,1	3,6	16,6	0,2
2	3,0	20	2	111,2	16,69	11,9	58,7	8,8	9,8	-	-	15	1,5	2,5	0,1	1,6	10,8	0,2
3	3,0	45	2	127,5	19,13	11,0	25,0	3,7	9,7	-	-	85	8,5	10	0,4	8,9	16,6	0,5
4	3,0	20	3	113,0	16,95	11,0	85,0	10,6	10,2	25,6	2,5	12	1,2	9,8	0,9	4,1	12,7	0,6
5	7,5	45	3	111,2	16,69	12,6	11,7	1,7	10,1	137,5	13,7	10	1,0	5,0	0,5	13,9	14,9	0,9

Значне підвищення коефіцієнта поглинання спостерігається з підвищенням температури процесу. Збільшення кількості поглиначів із 2-х до 3-х також підвищує коефіцієнт поглинання. За даними табл. 3.4 при температурі процесу віддування 45 °С та швидкості об'ємного потоку повітря 7,5 дм³/хв з

досліджуваної проби (за 1 год.) віддується близько 90 % амонійного азоту, який майже повністю поглинається трьома поглиначами

3.3. Переробка та утилізація осадів від очищення промислових та побутових стічних вод для сільського господарства

Незважаючи на те, що до складу осаду входить цілий ряд екологічно небезпечних інгредієнтів, інколи його розглядають як потенційне органо-мінеральне добриво, наприклад, для вирощування декоративних рослин. Адже дренажні стічні води (ДСВ) включають інгредієнти, необхідні для розвитку рослин, зокрема калій (1100 мг/дм^3), магній (88 мг/дм^3) та органічні речовини [35, 36].

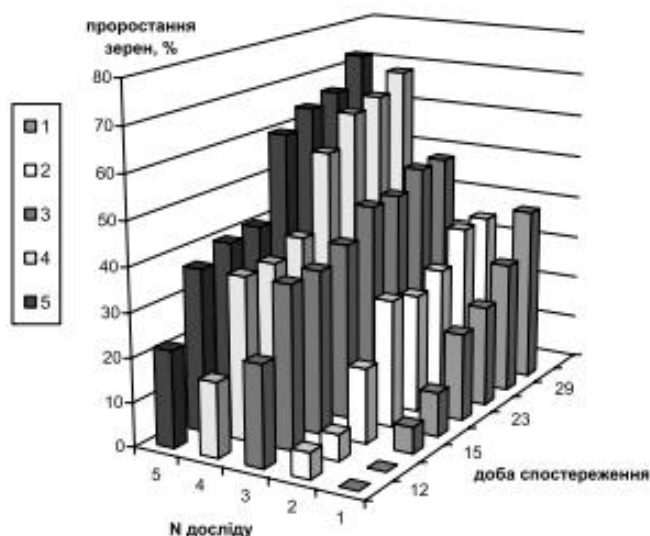


Рис. 3.8 - Залежність ефективності проростання зернових від рН при зрошуванні ґрунту: водопровідною водою (3, 4, 5); дренажною стічною (1, 2) з рН 7 (1, 3) та з додаванням до води для зрошення СаО до досягнення нею рН 10 (2, 4); з внесенням лужного осаду в ґрунт (5). Контрольний варіант – полив водопровідною водою (3)

Визначення впливу на розвиток рослин компонентів осаду або безпосереднього зрошення ґрунту ДСВ звалища проведено в лабораторних умовах. Так, отримані в технологічній лінії очищення ДСВ осади є лужними, а при внесенні лужних реагентів необхідно кислі ґрунти, особливо на яких вирощують злакові культури [35, 36]. Враховуючи високу мінералізацію ДСВ

звалища, досліди проведено також на посівах гарбузових рослин, оскільки вони різко реагують на засоленість ґрунтів. Результати щодо ефективності проростання пшениці наведено на рис. 3.8.

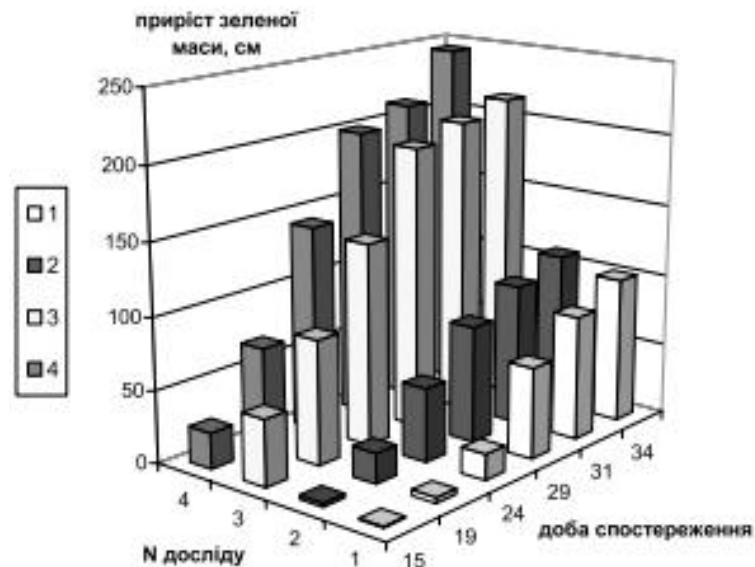


Рис. 3.9 - Залежність ефективності приросту зеленої маси зернових від рН при зрошуванні ґрунту: водопровідною водою (3, 4); дренажною стічною (1, 2) з рН 7 (1, 3) та з додаванням СаО до рН 10 (2, 4). Контрольний варіант (3).

Відповідно до результатів дослідження, позитивний вплив на проростання зернових спостерігається в лужному середовищі незалежно від способу підвищення лужності ґрунту, що добре узгоджується з результатами, отриманими іншими авторами в аграрній галузі. Як при зрошенні злакових водопровідною водою з доведенням її рН до 10 (4), так і при внесенні лужного осаду від обробки ДСВ оксидом кальцію (5) процес проростання зерен був інтенсивнішим у порівнянні з контролем (3). Разом з тим компоненти ДСВ значно пригнічували проростання зернових як при рН 7 (1), так і при рН 10 (2). Можна відмітити, що і в цьому разі позитивний вплив лужного середовища є помітним (2). Також зазначимо, що при високому значенні рН дещо зменшується негативний вплив компонентів ДСВ (1). Результати спостереження за приростом зеленої маси рослин наведено на рис. 3.9.

У лужному середовищі стимулюється як процес проростання зерен (рис. 3.8, 4), так і в подальшому дещо зростає приріст зеленої маси рослин (рис. 3.9, 4)

в порівнянні з контрольним дослідом (3). Разом з тим при зрошуванні ґрунту ДСВ значно уповільнювався не тільки процес проростання зерен, а й приріст зеленої маси (1, 2). На відміну від зрошення посіву ДСВ, водопровідна лужна вода (2) дещо інтенсифікує процеси проростання та приросту біомаси.

Загалом, при використанні для зрошування ДСВ спостерігалось пригнічення росту рослин як у порівнянні зі зрошенням їх підлуженою водою з водопроводу, так і контрольним дослідом (рН 7). Таким чином, експериментально підтверджено інтенсифікацію розвитку зернових культур на лужних ґрунтах. Пригнічення проростання зерен та приросту зеленої маси зернових культур при зрошенні їх ДСВ (незалежно від рН) можна пояснити високими концентраціями в ній солей.

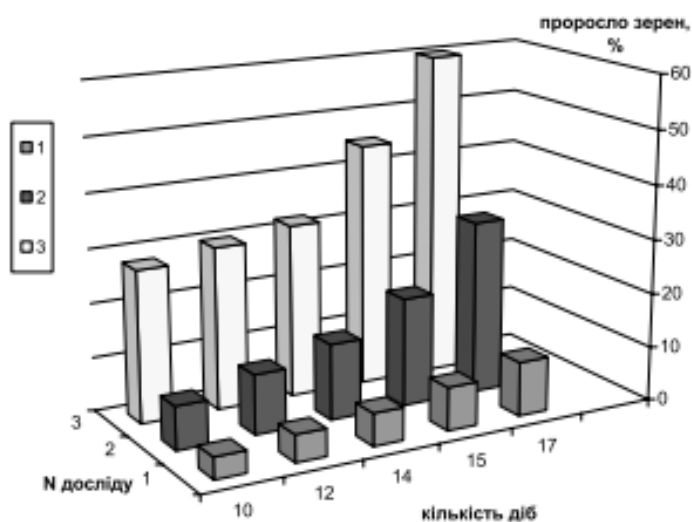


Рис. 3.10 - Залежність ефективності проростання гарбузового насіння від кількості внесеного в ґрунт осаду: 4 % осаду (1); 8 % осаду (2); контрольний варіант – ґрунт (3)

Для підтвердження цього висновку нами було проведено дослід з використанням для посіву насіння гарбузових, котрі, як відомо, мають виразну реакцію на засоленість ґрунтів. Результати з проростання насіння гарбузових та приросту їх біомаси наведено на рис. 3.10, 3.11.

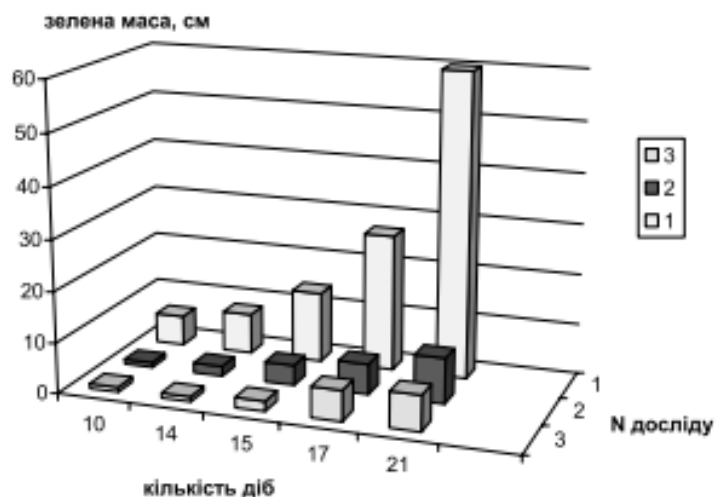


Рис. 3.11 - Залежність ефективності приросту зеленої маси гарбузових від кількості осаду, внесеного в ґрунт: контрольний варіант (1); 4 % осаду (2); 8 % осаду (3)

Згідно з результатами дослідів, при внесенні осаду в ґрунт значно пригнічується ефективність проростання гарбузових. Так, на 17-ту добу в контролі проросло 60 % зерен, тоді як у дослідях із внесеним осадом – 10–25 %. Над тими зернами, що не проросли, на ґрунті візуально спостерігався білуватий контур з мікрокристалів солі, який повторював форму зерна, що свідчить про адсорбцію солей на їхній поверхні.

Ще інтенсивніше пригнічується розвиток самої рослини за наявності солей у ґрунті. Листя майже не розвивається. Якщо в контролі приріст біомаси з 10-ї доби до 17-ї (за 7 діб) становив 20 %, то при внесенні в ґрунт осаду – лише 5 %.

Таким чином, можна дійти висновку, що недоцільно рекомендувати використання осаду, отриманого при очищенні високомінералізованих ДСВ, як заміну добрив (навіть під декоративні рослини). Внесення такого осаду в ґрунт зумовлює його засолення та засмічення важкими металами. Так, авторами роботи [35, 36] вказується на необхідність зниження вмісту важких металів в осадах, наприклад, ст. Бортничі (м. Київ), при використанні їх як добрива в сільському господарстві. Як виявлено ними, осади, отримані на різних стадіях очищення навіть такої значно менш токсичної СВ, як побутова, потребують детоксикації перед внесенням у ґрунт. Особливості використання осадів від

очищення СВ як добрив та необхідність їх детоксикації наведено в роботі [35, 36]. Крім того, як було встановлено нами, до складу компонентів ДСВ входять і такі токсичні домішки, як синтетичні поверхнево-активні речовини (ПАР), гуанідин та інші похідні гомологічного ряду гуанідину, котрі розкладаються з утворенням ціанаміду, синильної кислоти.

Доцільним з екологічної та економічної точки зору є отримання з осаду ДСВ оксиду кальцію термічним способом та використання його в повторному циклі її очищення, оскільки це дозволить отримати товарні продукти, а отже, забезпечити як утилізацію, так і економічне знешкодження твердих відходів від очищення ДСВ [35, 36, 37]. У процесі експериментальних досліджень з термообробки осаду нами встановлено, що за температури близько 850 °С за 2 год досягається розкладання карбонатів та гідроксиду кальцію (CaCO_3 , $\text{Ca}(\text{OH})_2$) до CaO та CO_2 . За якістю отриманий продукт відповідає ДСТУ Б В 2.7.-90-99 (сорт 2). У результаті диференційно-термічного та термогравіметричного аналізу встановлено, що при 2,5–3-годинній термообробці осаду можна за температури 700 °С забезпечити розкладання його до оксиду кальцію. Відхідні гази такого процесу, збагачені CO_2 , можна утилізувати в технологічному процесі очищення ДСВ для забезпечення умов виведення в осад сполук кальцію (карбонатів) та зниження рН. Таким чином, отримані товарні продукти використовуються повторно в технології очищення ДСВ на стадії очищення її реагентами. Переробка в товарні продукти відходів, отриманих у вигляді газів та твердої речовини при очищенні ДСВ звалища, перетворює їх у цінну сировину. Крім економічності такого підходу до утилізації цінних продуктів, метод можна віднести до запобіжних заходів щодо забруднення атмосфери та ґрунтів.

3.4. Термічна регенерація шламів після очищення стічних вод

Термогравіметричні та рентгенографічні дослідження

Проведені термічні дослідження шламів (осадів), отриманих при вапнуванні фільтрата стічних вод сміттєзвалища (полігон № 5, с. В. Дмитровичі) на угорському деріватографі фірми MOM марки Q-1000. На рис. 3.12 та 3.13

наведені термограми вологого та висушеного шламу ($\Gamma = 500$ мг, $T\Gamma = 500$ мг, $DTA = 500$ мкВ = $DT\Gamma$, швидкість нагрівання 10 °C/хв, швидкість руху паперу 2 мм/хв). У вологого шламу є ендоефекти при 80 °C, 133 °C (втрата води), 490 °C і 852 °C (розклад карбонатів, табл. 3.5). У висушеного шламу з'явився екзоефект при 293 °C та залишилися ендоефекти при 488 °C та 852 °C.

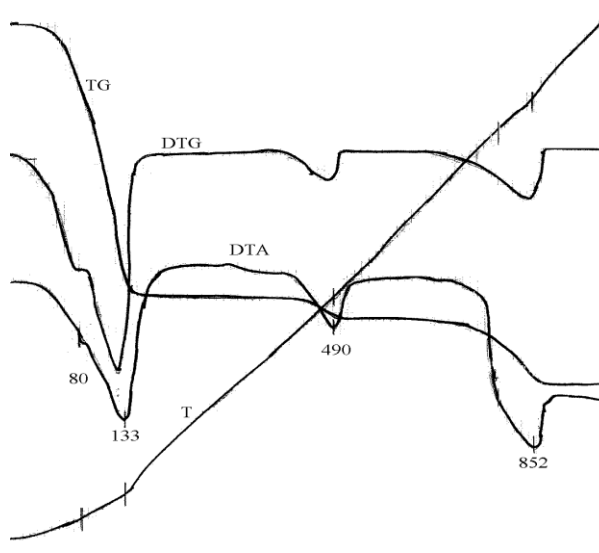


Рис. 3.12 – Дериватограма вологого шламу

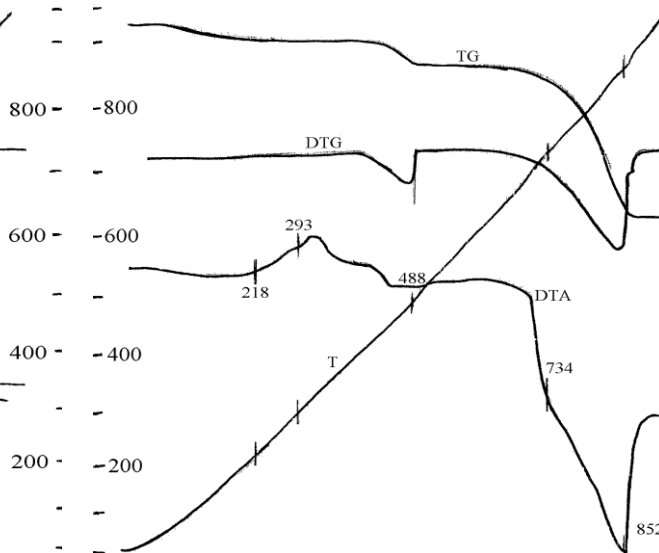


Рис. 3.13 – Дериватограма сухого шламу

Табл. 3.5 – Теплові ефекти зразків шламу

Зразок	Ендоефект		Екзоефект		Ендоефекти		
	80	133	-	-	490	755	852
Сухий	-	-	218	293	488	734	852
Вологий	82	118	-	-	497	815	
Сухий	103	210	317		500	730	847

На рис. 3.14 наведена термограма з метою в'ясувати тривалість розкладу при 700 °C. Для досягнення 700 °C необхідний був час 1 год. Прожарювання (нагрівання) до повного розкладу продовжувалось протягом близько 3 год.

Проведені дослідження для визначення кількості тепла (енергії), необхідної для утилізації шламу у вигляді кінцевого продукту для сільського господарства. З цією метою як еталон порівняння брали бензойну кислоту (ендоефект при $T_{пл} = 122,5$ °C дельта $H_{пл} = 5,57$ ккал/моль). Термограми записували при однакових умовах:

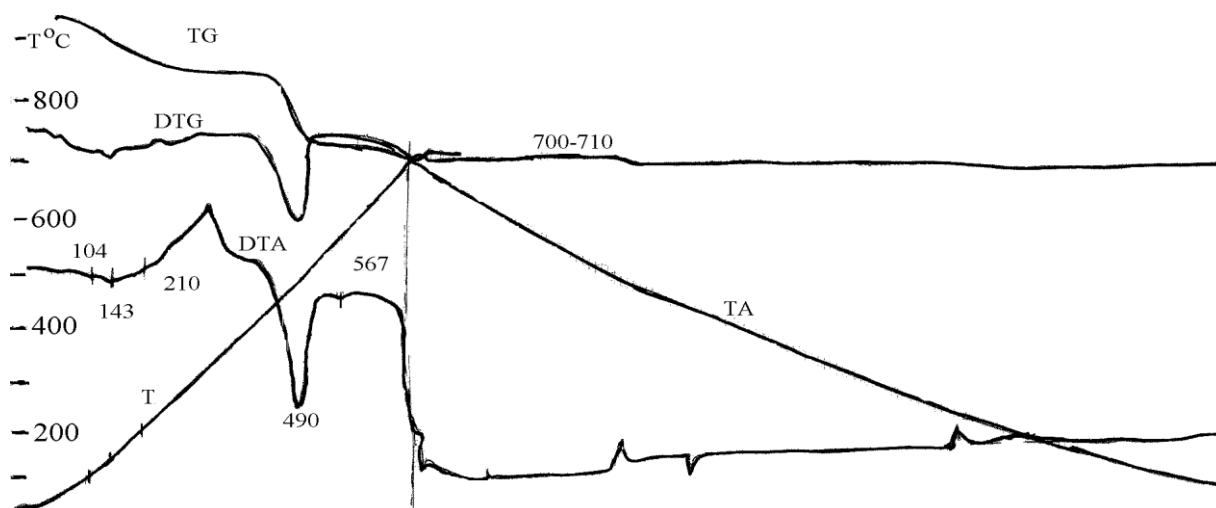


Рис. 3.14 – Втрати маси зразка шламового залишку при 700 °С в залежності від часу. Зразок попередньо нагрітий до 700 °С зі швидкістю 20 °С/хв.

Наважка Г = 250 мг, ТГ = 200 мг (шкала ваг), чутливість ДТА = 500 мкВ, ДТГ = 500 мкВ.

Швидкість нагрівання 10 °С/хв і паперу 2 мм/хв. Розрахунок вели за площею піків ендоефектів. Кількість тепла (енергії) залежить від вологості шламу (зразка). Результати наведені в табл. 3.6

Табл. 3.6 – Результати розрахунків затрат тепла для отримання кінцевих продуктів утилізації

Зразок (вологість, %)	Кількість тепла за ендоефектами, кал/г				Сумарна кількість тепла, кал/г
54,33	509,15	4,0	49,34	39,26	601,75
28,48	208,66		63,50	171,36	443,5
4,48	32,26	19,04	66,53	244,3	362,7
Бензойна кислота					45,61

Рентгенофазовий аналіз проводили на рентгенівському дифрактометри ДРОН-2 з фільтрованим кобальтовим випромінюванням. Швидкість сканування 1 °/хв. На термограмах вологого шламу спостерігається 3 термічних ефекти з максимумами при температурах 118, 497 і 815 °С, перший з яких пов'язаний з видаленням сорбованої води, другий — з розкладом гідроксиду кальцію, а третій — з переходом карбонату кальцію в оксид.

Табл. 3.7 – Фазовий склад шламових залишків, отриманих при різних температурах обробки

Температура прожарювання шламу, °С	Фазовий склад
20	CaCO ₃ , Ca(OH) ₂ , SiO ₂
500	CaCO ₃ , CaO, SiO ₂
700	CaO, SiO ₂
850	CaO, SiO ₂

Проведені рентгенографічні дослідження підтверджують дані, отримані з допомогою диференціально-термічного та термогравіметричного методів аналізу (табл. 3.5). Повне розкладання шламових осадів до оксиду кальцію спостерігається уже при 700 °С в статичних умовах термообробки протягом 3 год (рис. 3.14).

3.5. Висновки до третього розділу

Результати досліджень, проведених у даній роботі на лабораторному устаткуванні, показують високу ефективність застосування вивчених методів у технології очищення води від сполук амонію з подальшим уловлюванням для отримання амонійних добрив. Представлені у роботі теоретичні закономірності досліджених процесів дають можливість, з урахуванням мінімальної кількості експериментальних вимірів, графічно визначати величини, необхідних подальших технологічних розрахунків, зокрема, визначення енерговитрат виконання відповідних технологічних операцій.

У процесі відгонки аміаку в лужному середовищі встановлено, що об'єм повітря та швидкість його подачі мають становити 7,5 дм³ /хв за температури 20°С. За температури ДСВ 40°С економічно доцільним є зниження інтенсивності його нагнітання до 3,0 дм³ /хв. Внесення лужного осаду з високим вмістом солей у ґрунт негативно впливає на ріст рослин, хоча й стимулює процес проростання зернових. Значно пригнічується ріст гарбузових у порівнянні із зерновими культурами, що спричинено високою засоленістю ґрунтів і меншою стійкістю до цього показника гарбузових. Крім того, високий вміст токсичних речовин вказує

на недоцільність внесення такого осаду в ґрунт. З екологічної та економічної точки зору раціональним є отримання з осаду термічним способом оксиду кальцію, який можна повторно використовувати на стадії очищення ДСВ реагентами.

Методами термогравіметрії та диференційного термічного аналізу досліджено осади. Визначено, що повне розкладання шламових осадів до оксиду кальцію спостерігається уже при 700 °С в статичних умовах термообробки протягом 3 год.

РОЗДІЛ 4. ТЕПЛОМАСООБМІН ПРИ ОТРИМАННІ ПАЛИВА З ОСАДІВ СТИЧНИХ ВОД

Технологія отримання палива з фільтратів стічних вод передбачає отримання осадів стічних вод із фільтрату, їх сушіння та визначення їх зольності.

Наступним етапом проводилось робота по розробці технології отримання палива з осадів стічних вод твердих побутових відходів з вологістю 60 – 75%, який поєднували із фрезерним торфом та рештками посівів кукурудзи перемішаних у різних пропорціях. Створену трикомпонентну композицію на основі осадів, торфу та пожнивних рештків кукурудзи з вологістю 70% піддавали сушінню із застосуванням інтенсивних способів. Після висушування до кінцевої вологості 8%, отриману суху суміш направляли на спалювання.

4.1. Підготовка та створення композицій з фільтрату, торфу та біомаси

Для переробки фільтрату утвореного на звалищах твердих побутових відходів було прийнято рішення по створенню композиційних сумішей на основі осаду, торфу та с/г відходів.

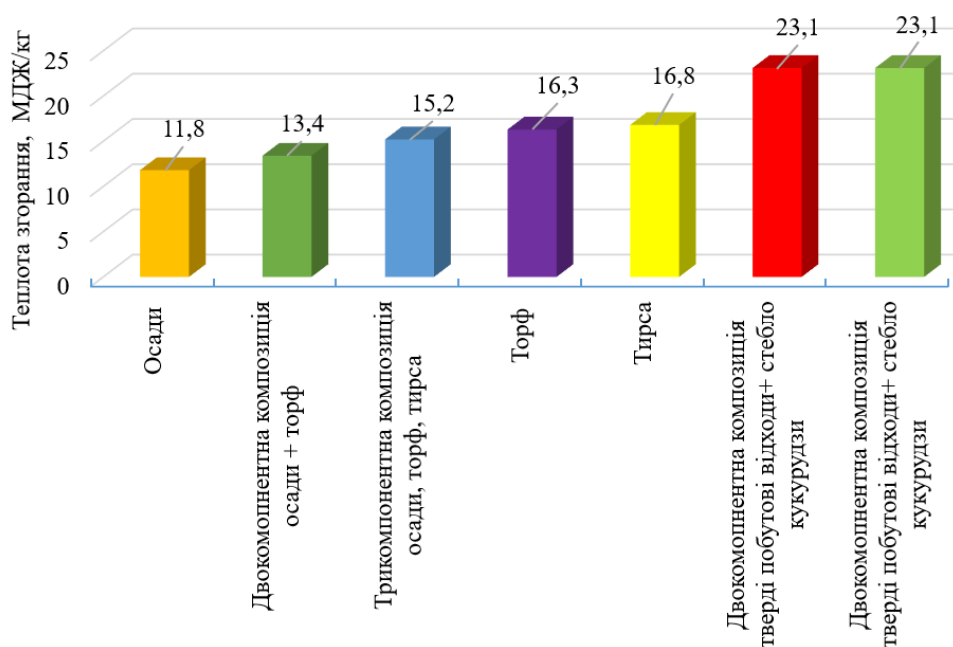


Рис. 4.1 – Теплота згорання різних видів сировини

У зв'язку з низькою теплою згорання (рис. 4.1) та високою зольністю осадів стічних вод, для підвищення якісних показників необхідно додавати торф

та біомасу, які мають високу теплоту згоряння та низьку зольність. Це дозволяє підвищувати теплоту згоряння, наприклад двокомпонентної сировини осад та торф на 1,13 рази порівняно з осадами.

Додавання фільтрату відбувається за двома напрямками: I напрямком, а саме додавання осаду до торфу та подрібненого стовбура кукурудзи в пропорції 2:1:1; II напрямком: додавання фільтрату до торфу та подрібненого стовбура кукурудзи в пропорції 2:1:0,5.

При змішуванні фільтрату з торфом та подрібненим стовбуром кукурудзи отримано початкову вологість 70%, а потім сушіння до кінцевої вологості 6%.

4.2. Дослідження кінетики сушіння осадів стічних вод

Характер протікання процесу сушіння найбільш повно описується кривими сушіння (в координатах вологість матеріалу - час), кривими швидкості сушіння (в координатах швидкість сушіння – вологість матеріалу) та температурними кривими (в координатах температура матеріалу – вологість) [38].

Криві сушіння характеризують зміну середньої (інтегральної) вологості матеріалу W^c в часі τ . На початку процесу настає короткочасна стадія прогріву матеріалу. Тривалість цієї стадії залежить від товщини зразка, надалі вологість змінюється по прямій лінії – цей перший період називають *періодом постійної швидкості*. При деякому значенні вологості (так звана перша критична вологість W_{k1}) швидкість зниження вологості починає зменшуватись та починається другий період процесу сушіння – *період падаючої швидкості*. В кінці сушіння крива асимптотично наближається до лінії рівноважної вологості, причому величина W_p відповідає даному режиму сушіння. При рівноважній вологості сушіння закінчується – швидкість сушіння рівна нулю [38].

Швидкість сушіння – зміна вологості матеріалу за одиницю часу. Криві швидкості сушіння зазвичай будуються методом графічного диференціювання по кривим сушіння: швидкість сушіння в даний момент визнається як тангенс кута нахилу дотичної, проведеної через точку кривої сушіння, що відповідає

відповідній вологості матеріалу. На стадії прогріву швидкість сушіння збільшується від 0 до максимального значення N , в період постійної швидкості $N = const$, тоді (від першої критичної точки K_1) починається падіння швидкості сушіння; в період падаючої швидкості характер кривої залежить від структури матеріалу, розміру зразка, форм зв'язку вологи з матеріалом та механізму переміщення вологи [38].

Температурні криві мають важливе значення для аналізу процесу сушіння. На початковій стадії прогріву температура поверхні матеріалу підвищується, швидко досягаючи температури мокрого термометра; протягом всього першого періоду процесу сушіння температура поверхні матеріалу залишається постійною. В цей період відбувається найбільш інтенсивна вологовіддача і все тепло, яке передається матеріалу, витрачається на випаровування вологи; в цей час матеріал не нагрівається і температура його рівна температурі рідини, що випаровується (t_m). Починаючи з першої критичної точки (в другий період процесу сушіння) швидкість вологовіддачі зменшується, а температура матеріалу збільшується; коли вологість матеріалу досягає величини рівноважної вологості (швидкість вологовіддачі рівна 0), а його температура дорівнює температурі повітря (t_c) [38].

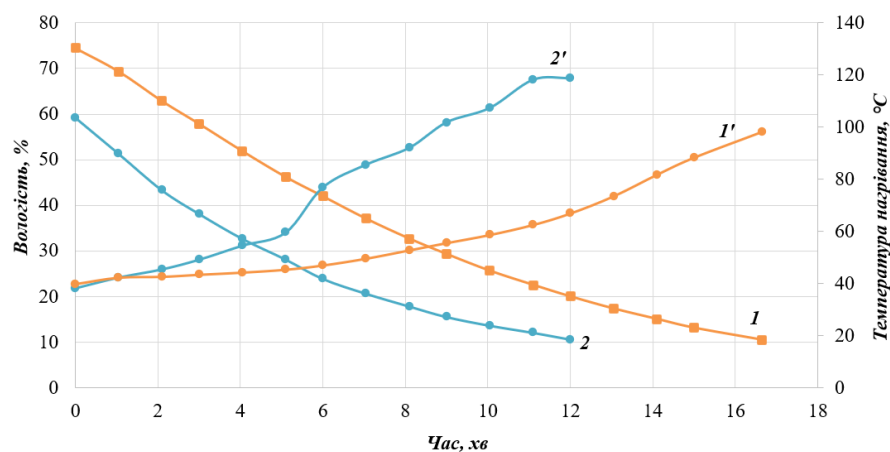


Рис. 4.1 – Вплив температури теплоносія на кінетику сушіння та температуру матеріалу з різною початковою вологістю осадів ТПВ, при $T = 120^{\circ}\text{C}$, $V = 1,5 \text{ м/с}$, $\delta = 10 \text{ мм}$, $d = 12 \text{ г/кг с. п.}$: 1,1' - 75%; 2,2' - 60%.

Дослідження сушіння осадів стічних вод проводили на експериментально-

му конвективному сушильному стенді з початковою вологістю 60 та 75%. На рис. 4.1 представлено кінетика сушіння осадів стічних вод із визначенням тривалості процесу сушіння від зміни вологості матеріалу.

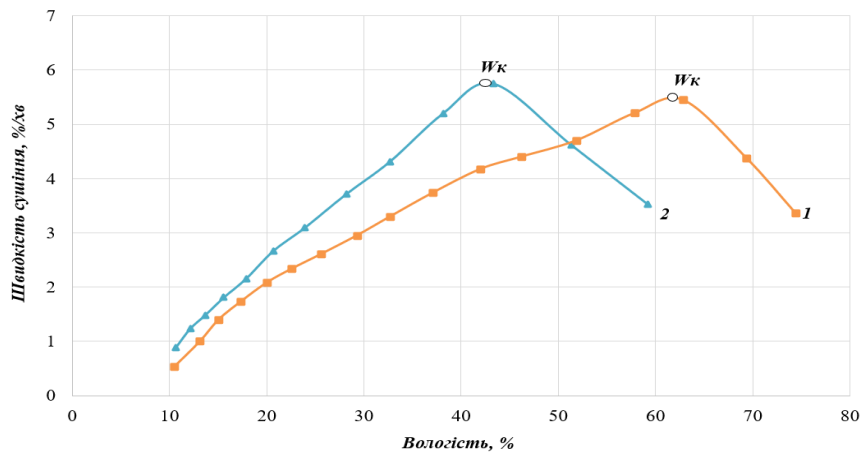


Рис. 4.2 - Вплив температури теплоносія на швидкість сушіння осадів ТПВ з різною початковою вологістю, при $T = 120^{\circ}\text{C}$, $V = 1,5$ м/с, $\delta = 10$ мм, $d = 12$ г/кг с. п.: 1 - 75%; 2 - 60%.

Як видно з рисунку 4.1 тривалість сушіння осадів стічних вод з початковою вологістю $W=75\%$ становить близько 17 хв та прогрівається до температури 98°C . При зниженні початкової вологості осадів стічних вод до $W=60\%$ знижує тривалість сушіння до 12 хв та з кінцевою температурою прогрівання матеріалу до 118°C , що вище на 20°C за попередній зразок.

На рис. 4.2 представлені криві швидкості сушіння осадів стічних вод при різній початковій вологості.

На кривих швидкості сушіння спостерігається стадії нагрівання матеріалу до критичної вологості матеріалу із підвищенням швидкості сушіння, а після переходу до стадії падаючої швидкості сушіння із зниженням вологості матеріалу відбувається відповідне зниження швидкості сушіння. Максимальна швидкість сушіння в критичній точці W_k вища в зразку 2 з початковою вологістю 60% і становить $5,8\%/хв$, що вище на $0,3\%/хв$ до значення $5,5\%/хв$.

Для сушіння трикомпонентної суміші представленої в розділі 4.3 відбулось зниження температури теплоносія від 120 до 100°C для того, щоб понизити

втрату летких компонентів при сушінні і таким чином збільшити теплоту згоряння отриманого трикомпонентного палива.

4.3. Дослідження кінетики та вибір інтенсивних режимів сушіння трикомпонентної суміші на основі осаду

Вибір раціональних режимів сушіння ґрунтується на забезпеченні максимальної швидкості видалення вологи, мінімальної тривалості процесу і доведення до необхідно-допустимої вимогам кінцевої вологості палива.

Дослідження кінетики сушіння проводились на експериментальному конвективному стенді при зміні наступних параметрів теплоносія: температури – від 70 до 100 °С, швидкості – від 1,5 до 3 м/с з початковою вологістю композиційної суміші 70%.

Основними параметрами інтенсивності процесу є зміна температури теплоносія, пропорції композиції, швидкості руху теплоносія та застосування комбінованого способу сушіння – інфрачервоно-конвективний спосіб.

I. Зміна температури теплоносія від 70 до 100°С в суміші О+ТК (осади ТПВ + торф та рештки кукурудзи) у пропорції 2:1:1 збільшує інтенсивність сушіння в 2.2 рази, найбільша інтенсивність спостерігається в діапазоні температур від 70 до 80 °С – в 1.75 раз (рис. 4.3).

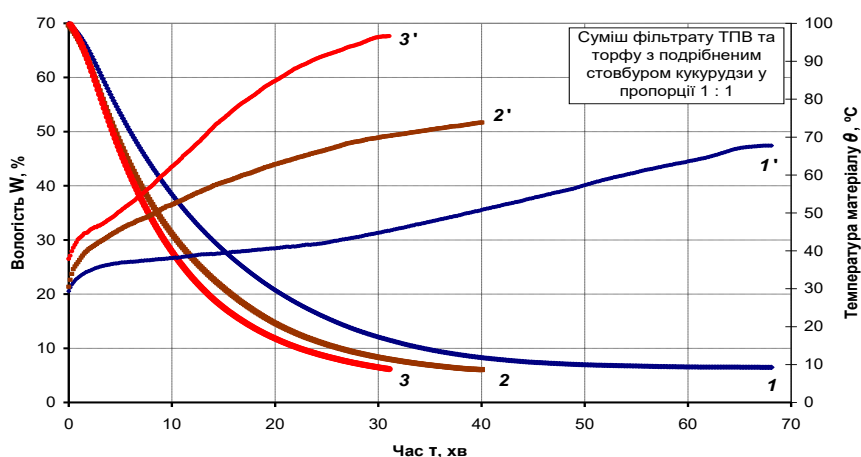


Рис. 4.3 - Вплив температури теплоносія на кінетику сушіння та температуру матеріалу в суміші О+ТК у пропорції 1 : 1, $V = 3$ м/с, $\delta = 10$ мм, $d = 12$ г/кг с. п.:

1,1' - 70°С; 2,2' - 80°С; 3,3' - 100°С.

Збільшення температури теплоносія збільшує температуру матеріалу, яка поступово збільшується при висиханні матеріалу. Кінцева вологість отриманої паливної суміші О+ТК у пропорції 2:1:1 складає 6%, що значно нижче за стандартизовані види палива в яких кінцева вологість може складати від 12 до 14% і є перевагою даної суміші.

За граничну температуру теплоносія визначена температура теплоносія 100°C, яка прискорює процес сушіння і не руйнує складових сумішей для подальшого спалювання.

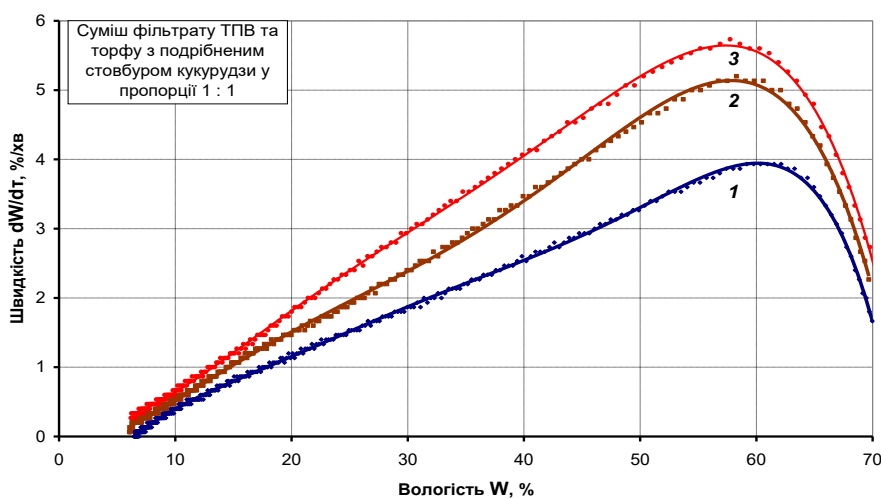


Рис. 4.4 - Вплив температури теплоносія на швидкість сушіння суміші О+ТК у пропорції 1:1, $V = 3$ м/с, $\delta = 10$ мм, $d = 12$ г/кг с. п.:
1,1' - 70°C; 2,2' - 80°C; 3,3' - 100°C.

Інтенсивність сушіння регламентується швидкістю сушіння, яка при збільшенні температури збільшується і максимальне значення швидкості сушіння при температурі теплоносія 100 °C складає 5,73%/хв., що вище на 10% та 45% відповідно від температур теплоносія 80 та 70°C (рис. 4.4).

II. Наступним параметром підвищення інтенсивності сушіння є склад суміші, який впливає на кінетику процесу сушіння. При зміні складу суміші із трьох параметрів суміші, змінювався лише вміст торфу, таким чином крім запропонованої суміші О+ТК у пропорції 2:1:1, створена суміш О+ТК у пропорції 2:1:0,5 з однією початковою вологістю, що дає змогу порівняти їх.

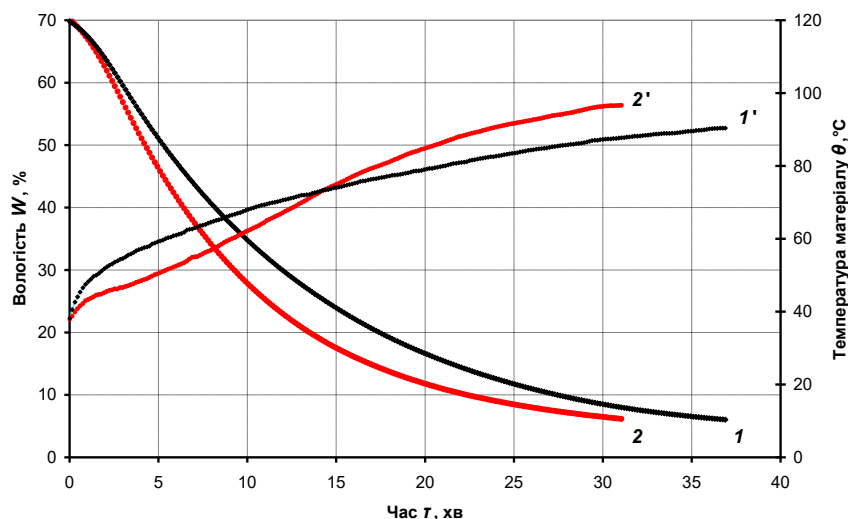


Рис. 4.5 - Вплив складу суміші О+ТК на кінетику сушіння та температуру матеріалу при $t = 100^{\circ}\text{C}$, $V = 3 \text{ м/с}$, $\delta = 10 \text{ мм}$, $d = 12 \text{ г/кг с. п.}$:
 1,1' - пропорція 2:1:0,5; 2,2' - пропорція 2:1:1.

Із проведених досліджень кінетики сушіння отриманих сумішей О+ТК у різних пропорціях, найкраще сушиться суміш у пропорції 2:1:1, спостерігається збільшення інтенсивності сушіння на 19% (рис. 4.5).

Зміна пропорції в суміші О+ТК впливає на характер прогрівання матеріалу та його тривалості, а також його інтенсивності. Кінцева температура матеріалу більша в суміші з пропорцією 1:1 і складає $96,6^{\circ}\text{C}$, в суміші з пропорцією 2:1:0,5 вона менша і складає $90,4^{\circ}\text{C}$.

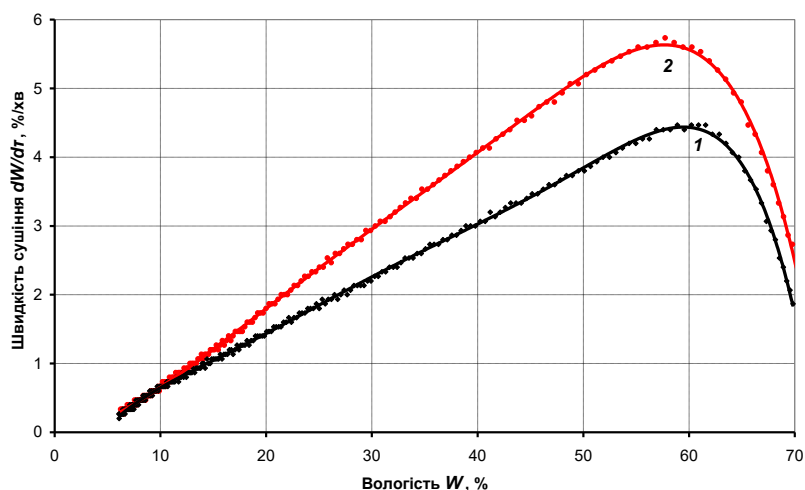


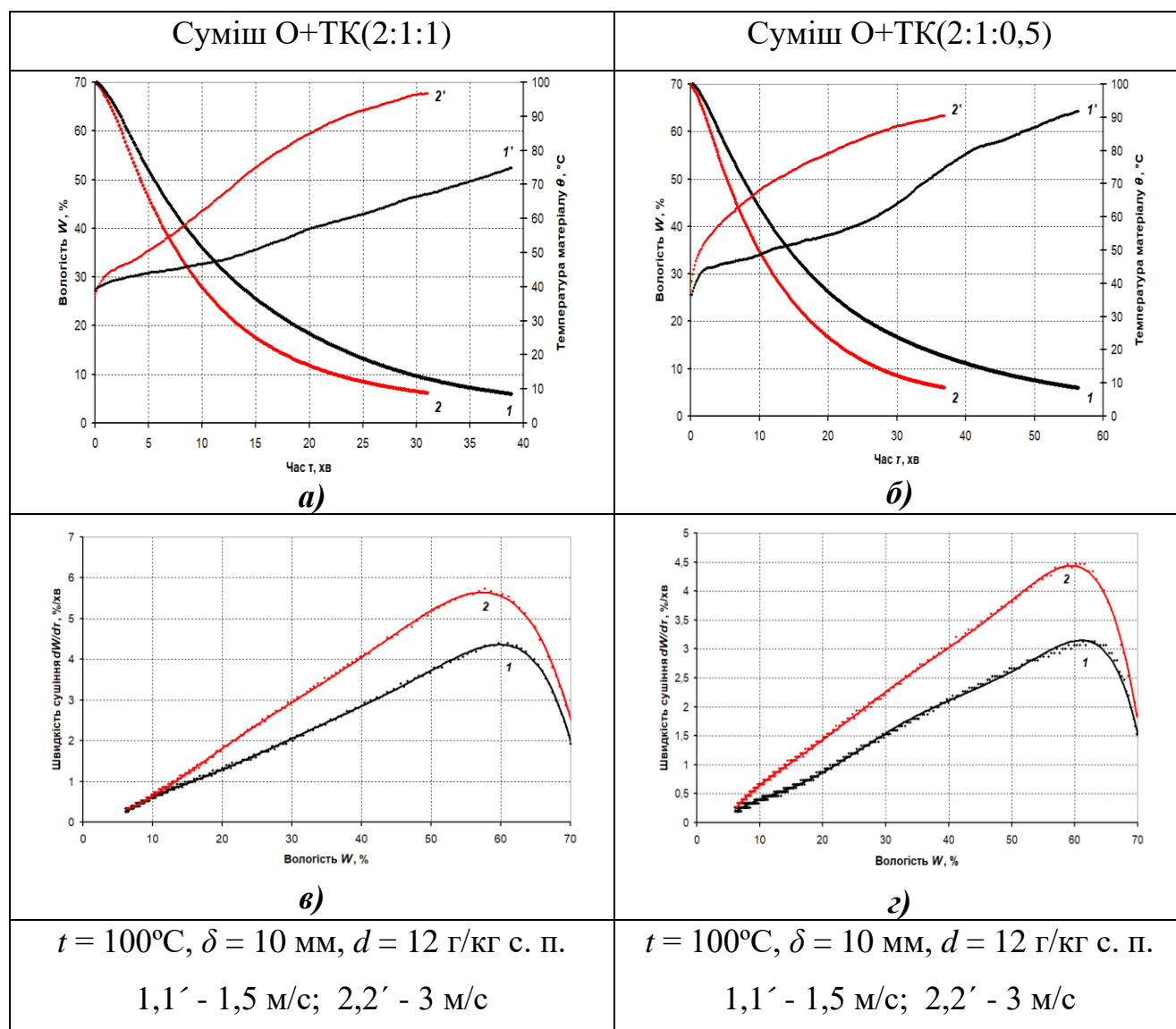
Рис. 4.6 - Вплив складу суміші О+ТК на швидкість сушіння при $t = 100^{\circ}\text{C}$, $V = 3 \text{ м/с}$, $\delta = 10 \text{ мм}$, $d = 12 \text{ г/кг с. п.}$: 1,1' - пропорція 2:1:0,5; 2,2' - пропорція 2:1:1.

Швидкість сушіння від зміни пропорції при температурі теплоносія 100°C

вища у пропорції 2:1:1. Максимальна швидкість сушіння при порівнянні пропорції 2:1:1 та 2:1:0,5 підвищується на 30% і з огляду інтенсивності сушіння найбільш доцільно вибрати суміш О+ТК у пропорції 1:1 (рис. 4.6).

III. Інтенсивність сушіння також досягається за рахунок зміни швидкості руху теплоносія, в даному випадку вибрано дві швидкості руху теплоносія 1,5 та 3 м/с, що відрізняються між собою вдвічі (таблиця 4.1).

Табл. 4.1 – Зміна інтенсивності сушіння від впливу швидкості руху теплоносія

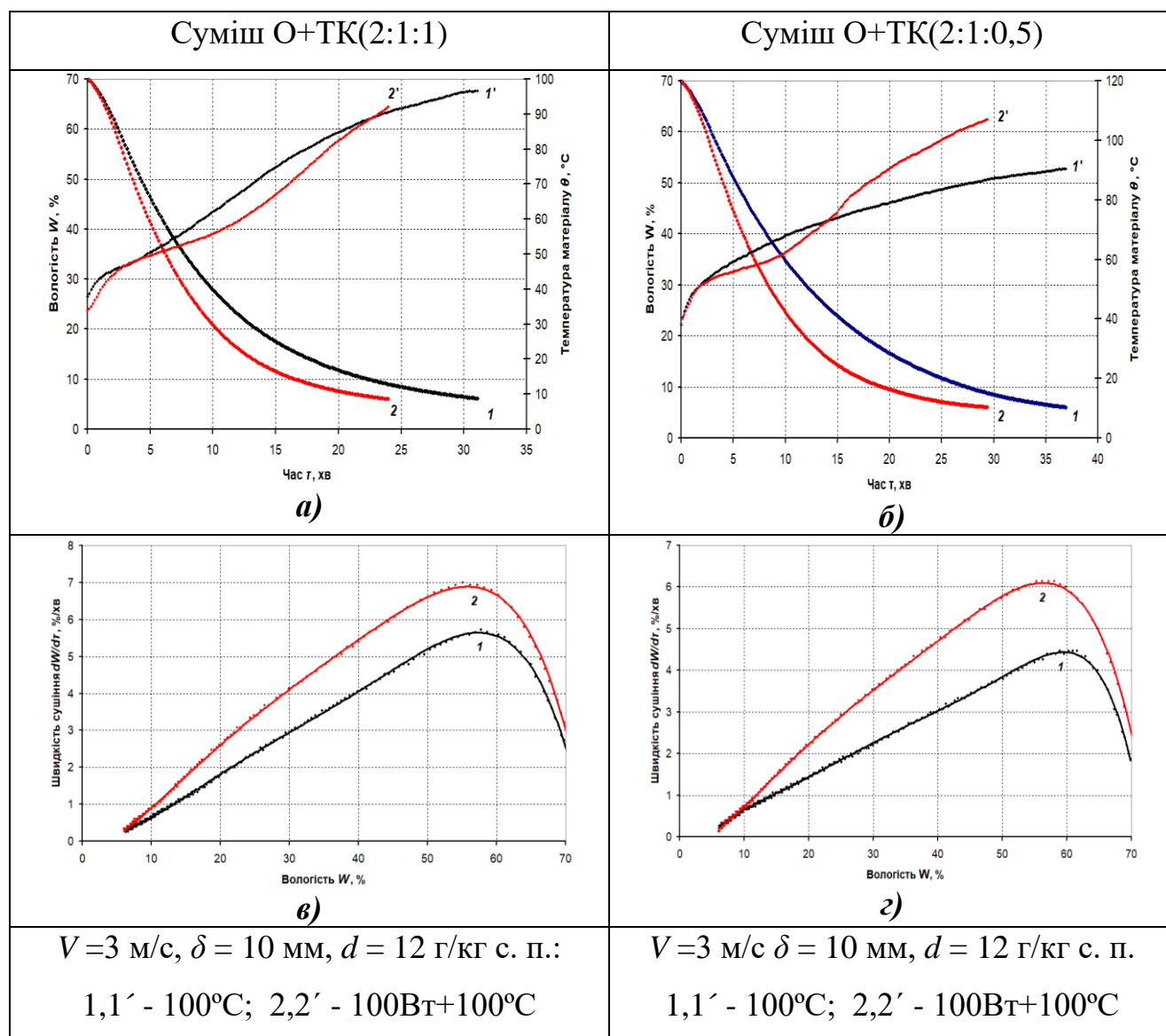


Проводимо паралельне дослідження зміни інтенсивності сушіння від впливу швидкості руху теплоносія (таблиця 4.1).

Так при підвищенні швидкості руху теплоносія від 1,5 до 3 м/с відбувається суттєве збільшення інтенсивності сушіння. Так в суміші О+ТК у пропорції 2:1:1 інтенсивність сушіння збільшується на 25,8%, а у суміші з пропорцією 2:1 на 51,4% (табл. 4.1 а,б). Відповідно максимальна швидкість сушіння змінюється відповідно на 30,2% та 40,6% (табл. 4.1 в,г).

IV. В попередніх дослідженнях сушіння О+ТК визначені 3 параметри конвективного способу сушіння, що підвищують інтенсивність сушіння, це температура теплоносія 100°C, пропорція суміші 1:1, швидкість руху 3 м/с.

Табл. 4.2 – Зміна інтенсивності сушіння від впливу комбінованого способу сушіння



Але для підвищення інтенсивності конвективного способу сушіння пропонується застосувати комбінований спосіб сушіння суміші О+ТК із використанням інфрачервоного випромінювання потужністю ламп 100 Вт та конвективного способу сушіння при температурі теплоносія 100°C при швидкості руху теплоносія 3 м/с.

Також пропонується розглянути вплив комбінованого способу сушіння для сумішей О+ТК у різних пропорціях, результати досліджень кінетики сушіння цих сумішей показані в таблиці 4.2.

Комбінований спосіб сушіння збільшує інтенсивність сушіння на 29,2% в суміші О+ТК у пропорції 2:1:1 та на 27,6% у пропорції 2:1:0,5. Максимальна швидкість сушіння також підвищується відповідно від 5,73 до 7%/хв. та від 4,4 до 6,13%/хв., у відсотковому відношенні комбінований спосіб сушіння дозволяє збільшити максимальну швидкість сушіння на 22,2 та 39,3%. Що доводить доцільність комбінованого способу сушіння.

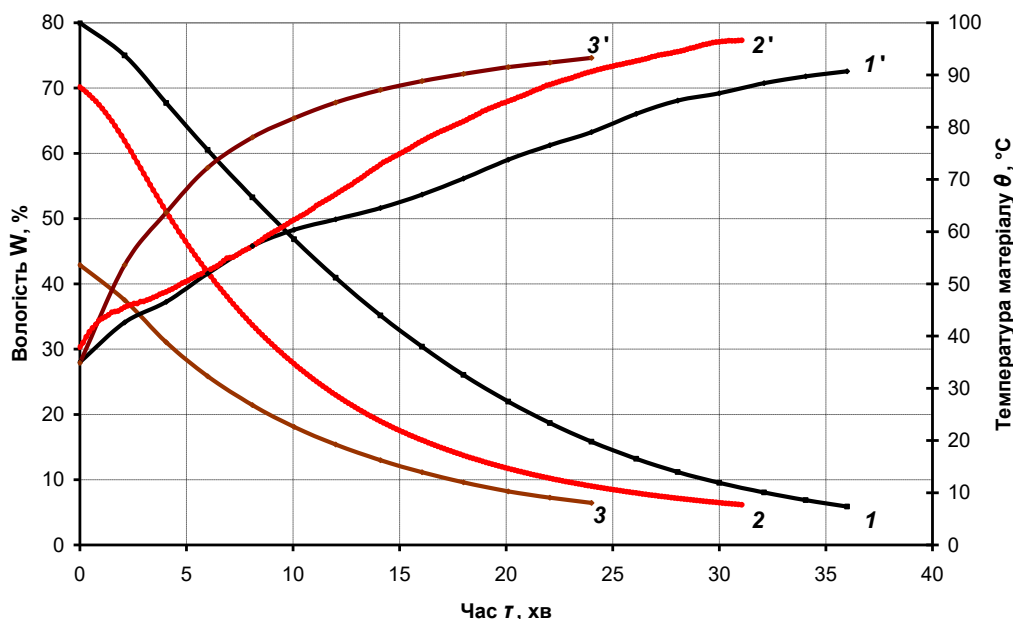


Рис. 4.7 - Вплив складових сумішей на кінетику сушіння та температуру матеріалу при $t = 100^{\circ}\text{C}$, $V = 3$ м/с, $\delta = 10$ мм, $d = 12$ г/кг с. п.:

1,1' - торф; 2,2' - О+ТК у пропорції 2:1:1;

3,3' - торф + подрібнений стовбур кукурудзи у пропорції 1:1.

V. Для порівняння кінетики конвективного сушіння від різних складових суміші О+ТК у пропорції 1:1 - проведені дослідження при наступних

параметрах: температура теплоносія 100°C, швидкість руху теплоносія 3 м/с, товщина матеріалу 10 мм, вологовміст повітря на вході в сушильну камеру 12 г/кг с.п. (рис. 4.7).

Створення комбінації торфу та подрібненого стовбура кукурудзи у пропорції 1:1 зменшує тривалість сушіння за рахунок зменшення початкової вологості від 80 до 43%. Додавання до цієї суміші фільтрату ТПВ збільшує вологість до 70%, змінюючи структуру від сипкого до більш зв'язаного стану між компонентами. Тривалість сушіння збільшується у суміші О+ТК у порівнянні з ТК у пропорції 1:1, але дає можливість використати фільтрат ТПВ та отриману суміш у якості пального.

4.4. Визначення зольності осадів стічних вод

При визначенні зольності та летких речовин використовувалась муфельна піч №8, для визначення маси використовувались ваги лабораторні ВЛР-7 та ВЛР-20. Результати технічного аналізу наведені в таблиці 4.3.

Табл. 4.3 – Технічний аналіз осадів стічних вод ТПВ

Компонент	Волога робоча W^p , %	Зольність A^p , %	Горюча маса, %	Леткі	
				V^a , %	V^r , %
Осади стічних вод	10,1	38,98	58,49	39,11	66,86

Як видно горюча маса осадів стічних вод твердих побутових відходів складає 58,49%. Вміст летких на горючу масу 66,86%. Вказані параметри повинні забезпечувати легко займистість осадів стічних вод твердих побутових відходів та високу теплоту його згоряння. Останнє необхідно визначити лабораторно за існуючими методиками.

4.5. Дослідження спалювання композитного палива

Виконано аналіз висушеної сировини представлений у таблиці 4.4. Енергетичні показники композитної сировини на основі осадів стічних вод

достатньо високі (таблиця 4.3), що дозволяє їх використовувати, як альтернативне паливо для промислових потреб. Як бачимо, сировина має, високі паливні характеристики при наявності горючої маси 60% - 70%. Великий вміст летких забезпечує легко займистість отриманих гранул.

Дослідження спалювання композитного палива проводили на експериментальній установці, яка дозволяє спалювати паливо в швидкісному (затисненому) шарі при різних перепадах тиску на ньому. При цьому горіння при низьких перепадах тиску дає можливість моделювати спалювання палива в звичайному шарі [39, 40]. Дослідження горіння композиційного палива проводились при розрідженнях 100, 250 та 500 Па.

Табл. 4.4. Технічний аналіз композитної сировини

Компонент	Зольність А, %	Леткі V ^г , %
О+ТК у пропорції 1:1	26,5	68,3
О+ТК у пропорції 2:1	30,2	64,4

Визначена швидкість горіння в швидкісному (затисненому) шарі (рис. 4.8) гранул з композиційного палива: двокомпонентна композиція на основі мулових відкладень та торфу; трикомпонентна композиція на основі мулових відкладень, торфу та тирси; трикомпонентна композиція на основі мулових відкладень, торфу та лузги гречки. Швидкість горіння залежить в прямоочному шарі як від перепаду тиску на шарі(градієнту швидкості в шарі) так і від виду палива. На швидкість горіння також впливає вміст летких сполук.

Як видно, паливні характеристики сировини значно відрізняються від паливних характеристик вихідної сировини. Швидкість горіння сировини: трикомпонентна сировина О+ТК у пропорції 2:1:1 – 1; трикомпонентна сировина О+ТК у пропорції 2:1:0,5 – 2, значно нижча ніж швидкість горіння торфу – 3 [41].

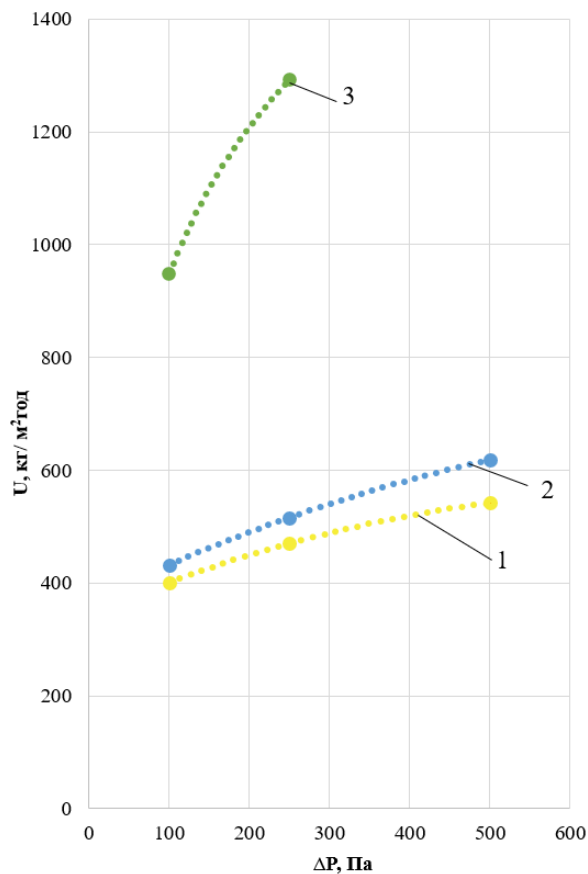


Рис. 4.8. Швидкість горіння композитної сировини в швидкісному (затисненому) шарі: 1 – трикомпонентна сировина О+ТК у пропорції 2:1:1; 2 – трикомпонентна сировина О+ТК у пропорції 2:1:0,5; 3 – торф

Ця сировина може бути використана для спалювання в котлах на біомасі. Отриману золу можна застосовувати для виробництва цегли, цементу та інших будівельних матеріалів. Додавання осаду стічних вод звалищ твердих побутових відходів до палива зменшує рівноважну вологість.

4.6. Висновки до четвертого розділу

В четвертому розділі представлено отримання сухого палива на основі осадів стічних вод та з трикомпонентної композиції з осадів стічних вод із додаванням торфу та подрібненого стовбура кукурудзи із подальшим спалюванням в шарі або факелі як низькокалорійного палива.

Також:

- створені нові трикомпонентні суміші з осадів, торфу та біомаси з різними

пропорціями;

- проведено поетапна інтенсифікація процесу конвективного сушіння суміші та вибраний раціональний режим сушіння;

- досліджено комбінований інфрачервоно-конвективний режим сушіння, що значно прискорює процес;

- досліджено вплив температури теплоносія на тривалість сушіння різних видів та складових композицій;

- досліджено процес горіння композитної сировини, який показав, що отримані результати можуть бути використанні при спалювання палива у різний спосіб або при створенні нових способів спалювання.

РОЗДІЛ 5. ТЕПЛОТЕХНОЛОГІЇ ПЕРЕРОБКИ ФІЛЬТРАТІВ ТА ОТРИМАННЯ КОМПОЗИТНОГО ПАЛИВА НА ОСНОВІ ОСАДІВ ФІЛЬТАРТІВ ЗВАЛИЩ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ

5.1. Технологія комплексної переробки фільтратів

ДСВ, на відміну від природної і стічної води (СВ), є висококонцентрованим водним розчином як за мінеральними, так і за органічними речовинами, що ускладнює технологію його очищення. Так, природна чи стічна вода може бути високомінералізованою з низьким вмістом органічних речовин (шахтна, морська) чи, навпаки, слабомінералізованою зі значним вмістом органічних речовин, наприклад, стоки комплексів з відгодівлі тварин, комбінатів з переробки м'яса, риби. Досвід з демінералізації першої та методи деструкції органічних речовин останньої були основою для розробки технологічної схеми очищення ДСВ звалищ твердих побутових відходів (рис. 5.1).

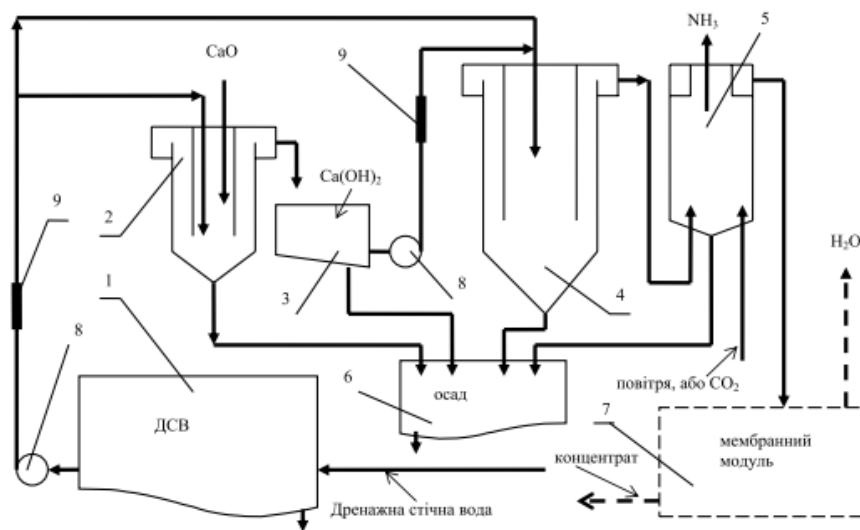


Рис. 5.1 - Принципова технологічна схема стадії очищення реагентами ДСВ звалища: 1 – резервуар для ДСВ; 2 – вертикальний змішувач; 3 – резервуар для вапняного молока; 4 – вертикальний відстійник; 5 – вертикальний відстійник для декарбонізації води та видування аміаку; 6 – резервуар для збору осаду; 7 – модуль баромембранного очищення ДСВ; 8 – помпа; 9 – ротаметр

ДСВ надходить у резервуар (1) для усереднення. На воді з резервуару (1) готували розчин вапняного молока у змішувачі (2). Готовий розчин $\text{Ca}(\text{OH})_2$ зливали в резервуар (3), з якого помпою (8) це вапняне молоко та ДСВ з (1) подавали у відстійник (4), контролюючи швидкість нагнітання вапняного молока та ДСВ ротаметрами (9). Після 30 хв контакту та відстоювання освітлену воду подавали на дегазацію у відстійник (5), а потім у модуль баромембранного розділення (7). У відстійнику (5) СВ підлягала барботуванню повітрям або CO_2 . Для підвищення ефективності процесу відгонки аміаку в газову фазу СВ подавали на дегазацію в (5) через форсунку. Осад від стадії очищення ДСВ реагентами збирали в резервуар (6). Цей осад використовували в експериментальних дослідженнях із визначення його впливу на розвиток рослин та в дослідах з отримання CaO та CO_2 методом термообробки.

Як зазначено раніше, ДСВ має високий вміст мінеральних речовин – 6–8 г/дм³ у сухому залишку (визначено згідно з ГОСТ 18164), органічних речовин – 4500–5030 мг O_2 /дм³ (за ХСК), амонійного азоту – до 1800 мг/дм³ (визначено фотометричним методом). У зв'язку з такою високою його концентрацією нами проведено дослідження з використання NH_4^+ як сировини для отримання азотних добрив під сільськогосподарські культури.

5.2. Теплотехнологія комплексної переробки осадів фільтратів на паливо

На рисунку 5.2. представлена загальна технологічна схема очищення стічних вод твердих побутових відходів та використання отриманого осаду на композитне біопаливо. На першому етапі відбувається попередня підготовка стічної води, за отакої отримано осад та неочищену воду. Неочищена вода очищається за допомогою мембранних методів.

Отриманий осад, підготовлений фрезерний торф та пожнивні рештки кукурудзи дозуються у співвідношенні 2:1:1, подаються у змішувач для поєднання. Після чого готова суміш направляється у сушарку оснащену теплогенератором на біомасі. Сушіння відбувається за температурою теплоносія

100 °С до вологості 6-10%. Після чого суміш охолоджується. Отримане композиційне паливо подається до теплогенератора, який під'єднаний до сушарки. Отриману золу можна повертати до циклу попередньої підготовки стічної води.

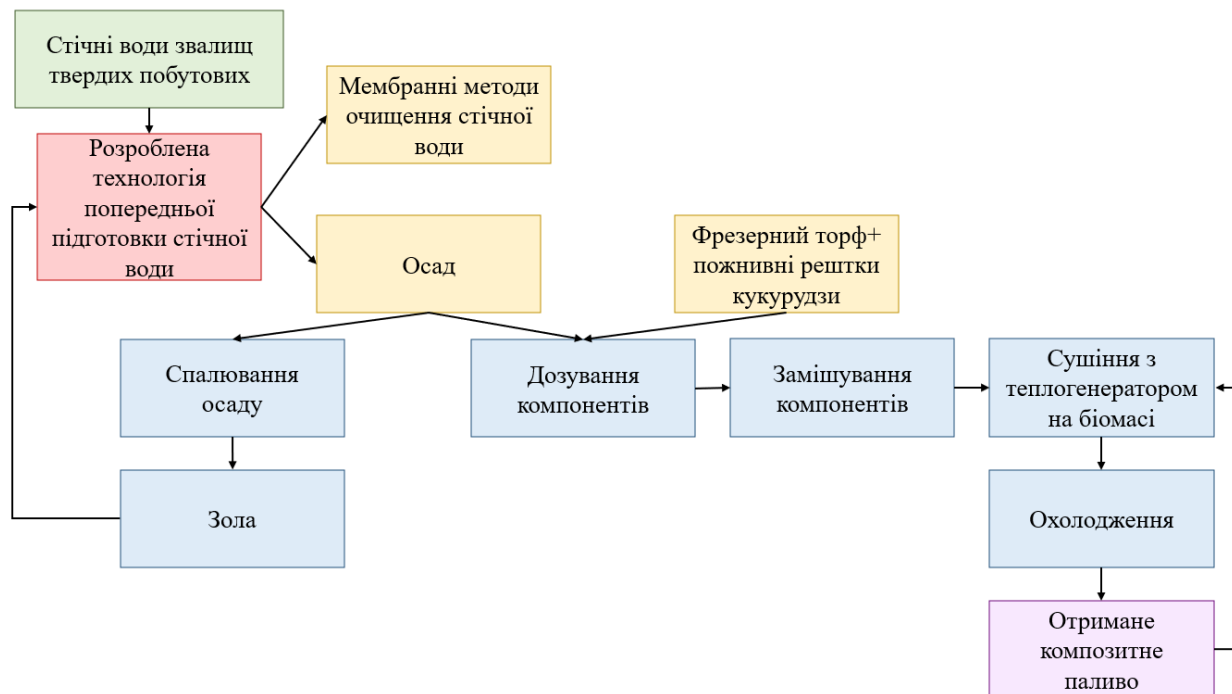


Рис. 5.2 - Теплотехнологія комплексної переробки осаду на композитне паливо

Другу частину осаду подають на спалювання без обробки або з сушінням для зменшення витрат при спалюванні. Отриману золу повертають до циклу попередньої підготовки стічної води.

5.3. Висновки до п'ятого розділу

Розроблена інноваційна технологія попередньої підготовки стічної води перед мембранними методами очищення стічних вод звалищ твердих побутових відходів. Розроблена методика уловлювання викидних газів з отриманням добрив.

Розроблена інноваційна теплотехнологія отримання композитного палива на основі осадів стічних вод, торфу та біомаси.

ВИСНОВКИ

1. Проведений огляд літератури показав, що у вирішенні задач очищення стічних вод (фільтратів) звалищ твердих побутових відходів одним з найефективніших сучасних методів є застосування мембранних технологій. Але для успішного їх функціонування необхідне здійснення відповідної попередньої підготовки початкової води.

2. Попередня оцінка можливостей застосування для очищення фільтратів звалищ, окиснення озоном або пероксидом водню, коагулювання солями заліза та оксидом кальцію з флокулянтами і без них показала, що методи окиснення навіть з використанням ультрафіолетового опромінення недостатньо ефективні, до того ж призводять до збільшення осмотичного тиску, методи коагулювання потребують використання великих доз коагулянтів, з яких залишається багато шламу.

3. Дослідження показали, що найефективнішим є метод коагулювання оксидом кальцію (вапнування) з наступним прожарюванням отриманого шламу до утворення знову оксиду кальцію, який повертатиметься як коагулянт на повторні цикли.

4. Підвищення рН при вапнуванні створює сприятливі умови для проведення віддувки аміаку на стадії передмембранного очищення.

5. Для запобігання викидів аміаку в атмосферу при його віддувці використовується метод уловлювання його кислотою. При цьому утворюються солі амонію, які можна використовувати як амонійні добрива.

6. Представлені у роботі теоретичні закономірності досліджених процесів дають можливість, з урахуванням мінімальної кількості експериментальних вимірів, графічно визначати величини, необхідних подальших технологічних розрахунків, зокрема, визначення енерговитрат виконання відповідних технологічних операцій.

7. Методами термогравиметрії та диференційного термічного аналізу досліджено осади. Визначено, що повне розкладання шламових осадів до оксиду

кальцію спостерігається уже при 700 °С в статичних умовах термообробки протягом 3 год.

8. Дослідження термічних методів обробки шламу показали, що його повний розклад до оксиду кальцію можна здійснити при температурі 700 °С за 3 год з енерговитратами 600 кал/г.

9. Вуглекислий газ, який виділяється при прожарюванні шламу використовується для зниження рН води після стадії віддувки аміаку. При цьому, повторне використання прожареного шламу ефективніше, ніж попереднє.

10. Внесення лужного осаду з високим вмістом солей у ґрунт негативно впливає на ріст рослин, хоча й стимулює процес проростання зернових. Визначено, що з екологічної та економічної точки зору раціональним є отримання з осаду термічним способом оксиду кальцію, який можна повторно використовувати на стадії очищення ДСВ реагентами.

11. Для утилізації отриманих осадів були створені трикомпонентні суміші з осадів, торфу та біомаси в різних пропорціях, які дозволили знизити вологість та зольність композиту.

12. Проведено поетапну інтенсифікацію процесу конвективного сушіння суміші та вибраний раціональний режим сушіння.

13. Досліджено вплив температури теплоносія та складових композицій на тривалість сушіння, що дозволило отримати оптимальний склад композиції.

14. Розроблена інноваційна технологія передмембранного очищення фільтрату з уловлюванням викидних газів та отриманням добрив.

15. Розроблена інноваційна теплотехнологія отримання композитного палива на основі осадів стічних вод, торфу та біомаси з використанням його в технологічному процесі очищення стічних вод.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України – офіційний сайт. (б. д.). Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України – офіційний сайт. <https://mepr.gov.ua/ekologichnyj-podatok-instrument-perehodu-vid-zahoronennya-do-pererobky-vidhodiv/>

2. Ukrinform. (2023, 19 жовтня). *За рік в Україні утворюється понад 10 мільйонів тонн сміття - Міндовкілля*. Укрінформ - актуальні новини України та світу. <https://www.ukrinform.ua/rubric-economy/3776047-za-rik-v-ukraini-utvoruetsya-ponad-10-miljoniv-tonn-smitta-mindovkillla.html>

3. Александров, М.В, Бадеха, В.П., & Бенатов, Д.Е. (2008). Вилучення аміаку з фільтрату звалищ методом нанофільтрації. *Збірка тез доповідей X Міжнародної науково-практичної конференції студентів, аспірантів та молодих вчених «Екологія. Людина. Суспільство»* (С. 87). Київ: НТУУ «КПІ».

4. Гомеля, М.Д., Шаблій, Т.О., & Радовенчик, Я.В. (2024). *Фізико-хімічні основи процесів очищення води: підручник*. Київ : Кондор.

5. *Prospects of Pall-Rohem* (2002). Germany: Gamburg.

6. *Управління відходами: скільки в Україні утворюється і накопичується сміття.* (б. д.). Слово і Діло. <https://www.slovoidilo.ua/2021/08/28/infografika/suspilstvo/upravlinnya-vidxodamy-skilky-ukrayini-utvoryuyetsya-nakopychuyetsya-smittya>

7. Нестер, А.А. (2021). *Вирішення проблем з відходами в Україні. Екологічна безпека держави: тези доповідей Всеукраїнського круглого столу* (с.17-23). Київ: ІТТА.

8. *Найбільше сміттєзвалищ у Вінницькій та Полтавській областях.* (б. д.). Слово і Діло. <https://www.slovoidilo.ua/2020/12/04/infografika/suspilstvo/najbilshe-smittyezvalyshh-vinnyczkij-ta-poltavskij-oblastyax>

9. Neuwahl, F., Cusano, G., GÓMEZ, B. J., Holbrook, S., & Roudier, S. (2019). *Best available techniques (BAT) reference document for waste incineration: industrial*

emissions directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control).
<https://dx.doi.org/10.2760/761437>

10. Буляндра, О. Ф., Гапонич, Л. С., Голенко, І. Л., & Топал, О. І. (2020). Перспективи використання палива з твердих побутових відходів на ТЕЦ цукрових заводів. *Наукові праці НУХТ*, 26 (3), 138 -146.

11. Бавико, О. Є. (2022). *Розвиток підприємництва в умовах зростання турбулентності соціально-економічних процесів*: монографія. Одеса.

12. Толпик, М. А., Циганенко, І. А., & Романюк, О. О. (2020). Відходи упаковки як додатковий сировинний потенціал. *Інноватика в освіті, науці та бізнесі: виклики та можливості: I Всеукраїнська конференція здобувачів вищої освіти і молодих учених «Інноватика в освіті, науці та бізнесі: виклики та можливості»* (с. 596-600). Київ: КНУТД.

13. *Шосте національне повідомлення України з питань зміни клімату*. (2014). Київ: "Інтерпрес ЛТД"

14. Вітер, Н.Г., & Кавун, Е.М. (2015). Утилізація та поводження з відходами. *Наукова брошура для організації лабораторно-практичних та семінарських занять студентів агрономічного факультету денної та заочної форми навчання з спеціальності 7.04010601 «Екологія та охорона навколишнього середовища»*. Вінницький національний аграрний університет.

15. Мальований, А. (2021, 11 листопада). *Як Євросоюз бореться зі сміттям*. Інтерфакс-Україна. <https://ua.interfax.com.ua/news/blog/778998.html>

16. *Mechanical-biological treatment.* (б. д.). Valoriza. [https://www.valorizasm.com/en/valoriza-projects/mechanical-biological-treatment#:~:text=Mechanical-biological%20treatment%20\(MBT\)%20is%20an%20advanced%20technology%20that,a%20high%20organic%20matter%20content](https://www.valorizasm.com/en/valoriza-projects/mechanical-biological-treatment#:~:text=Mechanical-biological%20treatment%20(MBT)%20is%20an%20advanced%20technology%20that,a%20high%20organic%20matter%20content)

17. Панасицька, О. (2022). *Менше відходів — більше ресурсів: як працює розширена відповідальність виробника у контексті циркулярної економіки*. Вокс Україна — більше ніж найкраща аналітика про

Україну. <https://voxukraine.org/menshe-vidhodiv-bilshe-resursiv-yak-pratsyuye-rozshyrena-vidpovidalnist-vyrobnyka-u-konteksti-tsyrkulyarnoyi-ekonomiky/>

18. Жуковіна, О.В., & Грецька, Г.А. (2010, 11 вересня). *СТІЧНІ ВОДИ*. Фармацевтична енциклопедія.

<https://www.pharmencyclopedia.com.ua/article/654/stichni->

[vodi#:~:text=СТІЧНІ%20ВОДИ%20—](https://www.pharmencyclopedia.com.ua/article/654/stichni-vodi#:~:text=СТІЧНІ%20ВОДИ%20—)

[%20води,%20які%20відводяться,вод%20за%20межі%20промислового%20підприємства\)](https://www.pharmencyclopedia.com.ua/article/654/stichni-vodi#:~:text=СТІЧНІ%20ВОДИ%20—%20води,%20які%20відводяться,вод%20за%20межі%20промислового%20підприємства)

19. Петрук, В. Г., Северин, Л. І., Васильківський, І. В., & Безвозюк, І. І. (2014). *Природоохоронні технології. Навчальний посібник. Ч.2: Методи очищення стічних вод*. Вінниця : ВНТУ, 2014.

20. Ваганов, І. І., Маєвська, І. В., & Попович, М. М. (2014). *Інженерна геологія та охорона навколишнього середовища: навчальний посібник*. Вінниця : ВНТУ.

21. Ваганов, І. І., Маєвська, І. В., & Попович, М. М. (2013). *Інженерна геологія та охорона навколишнього середовища: навчальний посібник*. Вінниця: ВНТУ, 2013.

22. Власенко, О. В., Зудіков, А. О., & Копаниця, О. Б. (2024). Аналіз технологій очищення стічних вод підприємства гірничо-металургійного комплексу. *Екологічні науки*, (5), 23-33. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2024.eco.5-56.3>

23. Шкоп, А. О., Пономарьова, Н. Г., Шестопапов, О. В., Босюк, А. С., Войтенко, Д. М., & Бутко, В. С. (2025). Розробка технології переробки післяспиртової барди зовнішніх бардонакопичувачів у паливні пелети. *Інтегровані технології та енергозбереження*, (3), 142-159. <https://doi.org/10.20998/2078-5364.2025.3.13>

24. Setiawan, A., Parnaungan, A., Hasibuan, Z., Riskina, S., Muhammad, M., & Anshar, K. (2025). Sustainable solid fuel from coffee agro-industry residues: role of mild hydrothermal duration in enhancing the fuel properties. *Journal of Engineering and Applied Science*, 72(1), 271. <https://doi.org/10.1186/s44147-025-00838-y>

25. Paramonova, K., Ivanova, T. A., Muntean, A., Passian, L., Malaťák, J., Hutla, P., & Ribintev, I. (2025). Assessment of Quality and Combustion Characteristics of Briquettes Derived from Giant Hogweed Biomass. *Agronomy*, 15(9), 2213. <https://doi.org/10.3390/agronomy15092213>
26. Kuerban, Z., Huijing, W., Tuerhong, T., Hui, W., Guojun, F., Xiangwei, H., & Yun, Z. (2025). Preparation, quality analysis and bonding mechanism of densified bio-briquettes from cotton stalk and walnut shell wastes. *Cleaner Engineering and Technology*, 27, 101030. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2025.101030>
27. Петрова, Ж.О., & Новікова, Ю.П. (2025). *Теплотехнологія переробки застарілих мулових відкладень на альтернативне паливо*. Київ: ТОВ «Про формат».
28. Снежкін, Ю.Ф., Петрова, Ж.О., Петров, А.І., & Новікова, Ю.П. (2024). *Теплотехнології переробки торфу на альтернативне паливо та добриво*. Київ: ТОВ «Про формат».
29. Sillet, A. A., Royer, S., Coque, Y., Bourgois, J., & Thomas, O. (2001). Les lixiviats de décharges d'ordures ménagères: Genèse, composition et traitements. *Environnement, Ingénierie & Développement*, 22, 7-11.
30. Петрова, Ж.О., & Бадеха, А.В. (2024). Видалення аміаку зі стічних вод звалищ твердих побутових відходів методом віддування. *Теплофізика та Теплоенергетика*, 46(4), 74-81. <https://doi.org/10.31472/ttpe.4.2024.8>
31. Snezhkin, Y. F., Paziuk, V. M., Petrova, Z. O., & Tokarchuk, O. A. (2020). Determination of the energy efficient modes for barley seeds drying. *INMATEH-Agricultural Engineering*, 61(2), 183-192.
32. ПЕТРОВА, Ж., НОВІКОВА, Ю., СЛОБОДЯНІЮК, К., ГРАКОВ, О., & КОВАЛЬ, І. (2024). Переробка хурми (*Diospyros Kaki L.*) сушінням. *Scientific Works*, 88(1), 19-29. <https://doi.org/10.15673/swonaft.v88i1.2955>
33. Petrova, Z., Sniezhkin, Y., Paziuk, V., Novikova, Y., Petrov, A. (2021). Investigation of the Kinetics of the Drying Process of Composite Pellets on a Convective Drying Stand. *Journal of Ecological Engineering*, 22(6), 159-166. <https://doi.org/10.12911/22998993/137676>

34. Держспоживстандарт. (1996). *Перетворювані термоелектричні. Загальні технічні умови* (ДСТУ 2857-94).
35. Шкавро, З. М., Мілюкін, М. В., Антонюк, Н. Г., & Бадеха, А. В. (2016). Вирішення проблеми утилізації відходів від очищення дренажних стічних вод сміттєзвалищ. *Магістеріум. Хімічні науки*, (63), 57-63.
36. Петрова, Ж.О., & Бадеха, А.В. (2024). Переробка та утилізація осадів від очищення промислових та побутових стічних вод. *Теплофізика та Теплоенергетика*, 46(1), 93-99. <https://doi.org/10.31472/ttpe.1.2024.12>
37. Ігнатенко, О. П. (2003). Економіко-екологічні аспекти рециклу вторресурсів з твердих побутових відходів. *Екологія і ресурси*, 4, 115–120.
38. Снежкін Ю.Ф., Петрова Ж.О., Самойленко К.М., Слободянюк К.С. (2022). *Тепломасообмінні процеси отримання комбінованих функціональних порошків*. Київ: Видавництво «Тропеа»
39. Novikova, Y., Petrova, Z., Vorobiov, L., Chmel, V., Skliarenko, Y., Novikova, I. (2022). Investigation of the combustion process of the developed composite granules. *Paliva*, 14(3), 124–130.
40. Sniezkin, Y. F., Petrova, Z. O., Chmel, V. M., Novikova, Y. P., Novikova, I. P., & Badekha, A. V. (2024). Processing of old sludge deposits into composite fuel. *Energy Technologies & Resource Saving*, 78(1), 102-113. <https://doi.org/10.33070/etars.1.2024.09>
41. Чмель, В.М., & Новікова, І.П. (2007). Брикетування біомаси. *Відновлювана енергетика*, 4(8), 98 – 103.

Список опублікованих праць за темою дисертації

Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Goncharuk, V.V., Shkavro, Z.N., Badekha, V.P., Kucheruk, D.D., Sova, A.N., & Badekha, A.V. (2007). Treatment of drainage waters of domestic refuse dumps by reagent and baromembrane methods. *Journal of Water Chemistry and Technology*, 29, 31–37. <https://doi.org/10.3103/S1063455X07010055> [Закордонне видання, Scopus, Q4]. (Внесок здобувача: обробка та аналіз експериментальних даних).

2. Шкавро, З.М., Мілюкін, М.В., Антонюк, Н.Г., & Бадеха, А.В. (2016). Вирішення проблеми утилізації відходів від очищення дренажних стічних вод сміттєзвалищ. *Магістеріум. Хімічні науки*, Вип. 63, 57-63. <https://ekmair.ukma.edu.ua/server/api/core/bitstreams/b89f067c-8677-4912-a369-45a217ae6e10/content> [Фахове видання (технічні науки)]. (Внесок здобувача: обробка та аналіз експериментальних даних).

3. Sniezkin, Y. F., Petrova, Z. O., Chmel, V. M., Novikova, Y. P., Novikova, I. P., & Badekha, A. V. (2024). Processing of old sludge deposits into composite fuel. *Energy Technologies & Resource Saving*, 78(1), 102–113. <https://doi.org/10.33070/etars.1.2024.09> [Закордонне видання, Scopus, Q4]. (Внесок здобувача: обробка та аналіз експериментальних даних).

4. Петрова, Ж.О., & Бадеха, А.В. (2024). Переробка та утилізація осадів від очищення промислових та побутових стічних вод. *Теплофізика та Теплоенергетика*, 46(1), 93-99. <https://doi.org/10.31472/ttpe.1.2024.12> [Фахове видання, Index Copernicus, Google Scholar та інші]. (Внесок здобувача: проведення експериментальних досліджень, підготовка матеріалів до публікації).

5. Петрова, Ж.О., & Бадеха, А.В. (2024). Видалення аміаку зі стічних вод звалищ твердих побутових відходів методом віддування. *Теплофізика та Теплоенергетика*, 46(4), 74-81. <https://doi.org/10.31472/ttpe.4.2024.8> [Фахове

видання, Index Copernicus, Google Scholar та інші]. *(Внесок здобувача: проведення експериментальних досліджень, підготовка матеріалів до публікації).*

6. Гончарук, В. В., Шкавро, З. М., Балакіна, М. М., Кучерук, Д. Д., & Бадеха, А. В. (2014). *Спосіб підготовки високонцентрованої по мінеральних, органічних і азотних речовинах стічної води для баромембранного очищення* (Патент України № 103562). Державна служба інтелектуальної власності України. *(Внесок здобувача: проведення експериментальних досліджень, підготовка матеріалів до публікації)*

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

7. Petrova, Zh., Novikova, Yu., Petrov, A., & Badekha, A. (2023). Adsorption studies of sludge. *Збірник тез доповідей XXV міжнародної науко-во-практичної конференції студентів, аспірантів і молодих вчених "Ресурсо-енергозберігаючі технології та обладнання"* (с. 49-52). Київ: «КПІ ім. Ігоря Сікорського». *(Внесок здобувача: проведення експериментальних досліджень, підготовка матеріалів до публікації).*

8. Петрова, Ж.О., Новікова, Ю.П., & Бадеха, А.В. (2024). Дослідження сушіння гранул на основі мулових відкладень та торфу. *Збірник тез доповідей XXVI міжнародної науково-практичної конференції студентів, аспірантів і молодих вчених "Ресурсоенергозберігаючі технології та обладнання"* (с. 66 -69). Київ: «КПІ ім. Ігоря Сікорського». *(Внесок здобувача: проведення експериментальних досліджень, підготовка матеріалів до публікації).*

9. Петрова, Ж.О., Пазюк, В.М., Новікова, Ю.П., & Бадеха, А.В. (2025). Дослідження сушіння композитної сировини з мулових відкладень, торфу та твердих побутових відходів з біомасою. *Відновлювана енергетика та енергоефективність у XXI столітті: матеріали XXVI міжнародної науково-практичної конференції* (с. 471 –472). Київ: Інституту відновлюваної енергетики НАН України. *(Внесок здобувача: проведення експериментальних досліджень, підготовка матеріалів до публікації).*

10. Петрова, Ж.О., Пазюк, В.М., & Бадеха, А.В. (2025). Дослідження кінетики сушіння композиту на основі фільтрату твердих побутових відходів. *Збірник тез доповідей XVI міжнародної онлайн конференції «Проблеми теплофізики та теплоенергетики»* (с. 51). Київ: Інститут технічної теплофізики НАН України. *(Внесок здобувача: проведення експериментальних досліджень, підготовка матеріалів до публікації).*

Відомості про апробацію результатів дисертації

Основні положення роботи викладено та обговорено на конференціях різного рівня:

1. XXV міжнародній науково-практичній конференції студентів, аспірантів і молодих вчених "Ресурсоенергозберігаючі технології та обладнання" (Київ, 2023).

2. XXVI міжнародній науково-практичній конференції студентів, аспірантів і молодих вчених "Ресурсоенергозберігаючі технології та обладнання" (Київ, 2024).

3. XXVI міжнародній науково-практичній конференції: Відновлювана енергетика та енергоефективність у XXI столітті (Київ, 2025).

4. XVI міжнародній онлайн конференції «Проблеми теплофізики та теплоенергетики» (Київ, 2025).



УКРАЇНА

(19) UA (11) 103562 (13) C2

(51) МПК (2013.01)

C02F 1/44 (2006.01)

C02F 1/52 (2006.01)

B01D 61/00

ДЕРЖАВНА СЛУЖБА
ІНТЕЛЕКТУАЛЬНОЇ
ВЛАСНОСТІ
УКРАЇНИ

(12) ОПИС ДО ПАТЕНТУ НА ВИНАХІД

<p>(21) Номер заявки: а 2012 10592</p> <p>(22) Дата подання заявки: 10.09.2012</p> <p>(24) Дата, з якої є чинними права на винахід: 25.10.2013</p> <p>(41) Публікація відомостей про заявку: 25.06.2013, Бюл.№ 12</p> <p>(46) Публікація відомостей про видачу патенту: 25.10.2013, Бюл.№ 20</p>	<p>(72) Винахідник(и): Гончарук Владислав Володимирович (UA), Шкавро Зінаїда Миколаївна (UA), Балакіна Маргарита Миколаївна (UA), Кучерук Дмитро Дмитрович (UA), Бадеха Андрій Васильович (UA)</p> <p>(73) Власник(и): ІНСТИТУТ КОЛОЇДНОЇ ХІМІЇ ТА ХІМІЇ ВОДИ ІМ. А.В. ДУМАНСЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОЇ АКАДЕМІЇ НАУК УКРАЇНИ, бул. Вернадського, 42, м. Київ-680, 03680, Україна (UA)</p> <p>(74) Представник: Дроздович Сергій Васильович, реєстр. №7</p> <p>(56) Перелік документів, взятих до уваги експертизою: UA 85802 A, 25.02.2009 UA 66584 A, 15.05.2004 UA 55938 U, 27.12.2010 US 20050145569 A1, 07.07.2005 Гончарук В.В., Шкавро З.Н., Бадеха В.П. Комплексная очистка сточных вод свалок твердых бытовых отходов // Химия и технология воды, 2007. - Т.29, №1. - С.55-65 Висоцький С.П., Филипчук В.Л. Глибока очистка багатоконцентних мателомістких стічних вод із коригуванням мінерального складу // Вісті автомобільно-дорожнього інституту, 2009, №2(9). - С.240-247</p>
--	--

UA 103562 C2

(54) СПОСІБ ПІДГОТОВКИ ВИСОКОКОНЦЕНТРОВАНОЇ ПО МІНЕРАЛЬНИХ, ОРГАНІЧНИХ І АЗОТНИХ РЕЧОВИНАХ СТІЧНОЇ ВОДИ ДЛЯ БАРОМЕМБРАННОГО ОЧИЩЕННЯ**(57) Реферат:**

Винахід належить до галузі очищення води, зокрема промислових, стічних вод. Спосіб підготовки висококонцентрованої по мінеральних, органічних і азотних речовинах стічної води для баромембранного очищення полягає в реагентній обробці солями двовалентних металів заліза і магнію, при масовому співвідношенні іонів Fe^{+2} : Mg^{+2} , рівному 1:(2-3) мг/дм³. Процес здійснюють в дві стадії. На першій стадії обробляють реагентом при рН 10-12, а на другій - барботують повітрям зі швидкістю 5000-7500 м³/м³ води. Отримані на обох стадіях осади змішують і термообробляють. Реалізація способу забезпечує ступінь очищення підготовленої води від амонійного азоту 95-99 %, від органічних речовин 42-66 %.