

ОСОБЛИВОСТІ ПРОЦЕСІВ ТЕРМОЛІЗУ ВУГІЛЬНОЇ ЗОЛИ ВІНОСУ ТА ОСАДУ СТІЧНИХ ВОД ОКРЕМО ТА В СУМІШІ З БІОМАСОЮ ЕНЕРГОКУЛЬТУР

Харитонов М.М.¹, Рула І.В.¹, Мартинова Н.В.², Золотовська О.В.¹, Березняк О.О.³

¹Дніпровський державний аграрно-економічний університет
вул. Сергія Єфремова, 25, 49600, м. Дніпро

²Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара
пр. Гагаріна, 72, 49010, м. Дніпро

³Національний технічний університет «Дніпровська політехніка»
пр. Дмитра Яворницького, 19, 49005, м. Дніпро
kharytonov.m.m@dsau.dp.ua

Відомо, що золошлакові відходи (ЗШВ) переважно використовуються як будівельний матеріал. Перевищення частки незгорілого вуглецю в золі виносу зазначається на властивості бетону. Між тим, цінні рідкоземельні та розсіяні складові зольних виносів кількісно значно перевищують їх вміст у вугіллі. Отже спалювання органічної частки золи виносу антрацитового вугілля є заходом для забезпечення подальшої екстракції критичних елементів з ЗШВ. У статті викладено результати досліджень процесів термолізу вугільної золи виносу та осаду стічних вод окремо та в суміші з біомасою енергокультур. Обґрунтована необхідність газифікації або спалювання осадів стічних вод та вугільної золи виносу як заходу концентрації фосфору та рідкоземельних елементів для їх подальшого вилучення і використання в різних галузях народного господарства.

В лабораторних умовах проведені модельні дослідження процесів проходження термолізу золи виносу антрацитового вугілля та осаду стічних вод у різному співвідношенні з біомасою проса прутоподібного та багаси цукрового сорго. У роботі вперше здійснений термогравіметричний аналіз процесів проходження термолізу золи виносу антрацитового вугілля та осаду стічних вод у суміші з різними частками біомаси проса прутоподібного та цукрового сорго. В результаті проведених досліджень виявлено, що відповідно до зменшення відсотка біомаси у складі композитної суміші, частка залишкової негорючої маси збільшувалася, і, в підсумку, склала 25,06 (біомаса 75% + зола 25%), 41,02% (біомаса 50% + зола 50%) та 54,6% (біомаса 25% + зола 75%). Газифікація композитної суміші осаду стічних вод з багасою сорго цукрового призвела до пришвидшення початку екзотермічних реакцій в інтервалі температур 350–370 °С, на відміну їх прояву в зразку біомаси в інтервалі 440–460 °С. *Ключові слова:* зола виносу, осад стічних вод, біомаса, термоліз.

The peculiarities of the thermolysis processes of coal fly ash and sewage sludge mixed with biomass of energy crops. Kharytonov M., Rula I., Martynova N., Zolotovska O., Bereznayk O.

It is clear that fly ash and sewage sludge (SS) are important to be used as a waste material. The transfer of parts of unburned coal into the fly ash is reflected in the power of concrete. Meanwhile, valuable RARE and REA elements and fly ash components significantly outweigh them comparative to the coal. The combustion of the organic parts of the anthracite coal fly ash is the way to ensure further extraction of critical elements from the ash. The article presents the results of estimation of the processes of thermolysis of coal fly ash and sewage sludge in a mixture with the energetic crop biomass. Gasification or incineration of sewage sludge and coal fly ash as a means of concentration of phosphorus and rare earth elements for their further extraction and use in various sectors of the national economy is justified.

Model investigations of the thermolysis processes of anthracite coal fly ash and sewage sludge in a mixture in different proportions between the biomass of switchgrass and sweet sorghum bagasse conducted in laboratory conditions. Thermogravimetric analysis of the thermolysis processes of anthracite coal fly ash and sewage sludge with different fractions of switchgrass and sweet sorghum was carried out for the first time in the work. As a result of the research, it was found that according to the decrease in the percentage of biomass in the composition of the composite mixture, the share of residual non-combustible mass increased and, as a result, amounted to 25.06% (biomass 75% + ash 25%), 41.02% (biomass 50% + ash 50%) and 54.6% (biomass 25% + ash 75%). Gasification of the composite mixture of sewage sludge with sweet sorghum bagasse led to the acceleration of the onset of exothermic reactions in the temperature range of 350–370 °C, in contrast to their manifestation in the biomass sample in the range of 440–460°C. *Key words:* fly ash, sewage sludge, biomass, thermolysis.

Постановка проблеми. Спалювання вугілля на теплових електростанціях України призвело до утворення мільйонів тон золи виносу, яка зберігається в чисельних відвалах. Переважним чином золошлакові відходи (ЗШВ) знайшли своє використання як будівельний матеріал. Між тим, цінні рідкоземельні та розсіяні складові зольних виносів за кількістю значно перевищують їх вміст у вугіллі. Аналогічна ситуація склалася із утилізацією муніципальних осадів стіч-

них вод (ОСВ) біля станцій аерації. Встановлено, що в осадах стічних вод може міститися велика кількість фосфору [1]. Тому компоненти таких відходів як зола від спалювання ОСВ, наразі розглядаються як нові замітники природних ресурсів на основі антропогенних відходів, максимізуючи захист природних ресурсів і повертаючи елементи у виробничий цикл шляхом переробки, повторного використання, виконуючи головний постулат замкненої економіки [2].

Метою роботи є: дослідження процесів термолізу вугільної золи виносу та осаду стічних вод окремо та в суміші з біомасою енергокультур.

Актуальність дослідження. Україна, як і Китай, Польща, Греція та Туреччина, є однією з тих країн, де виробництво електроенергії у певній мірі базувалося в останні десятиріччя на антрацитовому і газовому вугіллі [3]. Як результат, обсяги золівидвалів в Україні сягають понад 300 млн тонн [4]. Основною проблемою цього глобального процесу є утворення великої кількості промислових відходів, таких як вугільна зола виносу (CFA), та пошук збалансованих рішень, пов'язаних з її переробкою або утилізацією [5]. Треба відмітити, що золи виносу антрацитового вугілля містять від 5 до 20% незгорілого вуглецю. Отже, виникає необхідність досліджень оптимальних умов газифікації або спалювання органічної частини золи з метою концентрації її мінеральної складової, що забезпечить зменшення витрат на екстракцію критичних рідкоземельних елементів.

Для переважної кількості існуючих очисних споруд в Україні утилізація осаду обмежується розміщенням на сушильних площадках без якої-небудь попередньої обробки, де осад зберігається протягом 2–7 років. Вміст фосфору у рідкій фазі в ОСВ може сягати 40–50% [6]. Оскільки світові запаси фосфору дуже обмежені, і за деякими даними [7] будуть вичерпані протягом 400 років, осади стічних вод (ОСВ) є в перспективі сприйнятливою сировинною базою для виробництва фосфорних добрив.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Реалізація підземного видобутку вугілля в Україні за останні десятиріччя шляхом функціонування простих техногенних ресурсних циклів (ТРЦ) призвела до накопичення відходів вуглезбагачення, утворення чисельних відвалів шахтної породи та золівидвалів. Подібна ситуація склалася і на станціях очистки стічних вод з кінцевим нагромадженням осаду стічних вод на майданчиках, які займають чисельну площу. Між тим, існують реальні передумови перетворення простих ТРЦ в складні, які пов'язані із контролем матеріальних потоків цінних поживних речовин та критичних елементів. У всьому світі триває гонка за критично важливу сировину, яка є важливою для функціонування широкого спектру промислових екосистем [8]. Ця сировина є джерелом рідкоземельних елементів (РЗЕ), які використовуються у виробництві технологічно передових компонентів, таких як батареї електромобілів, сучасні авіаційні двигуни, смартфони, комп'ютери або вітрові турбіни.

Ще одним критично важливим елементом є фосфор [9]. Відомо, що потреба у фосфорі на європейському континенті значно зростає. Країни Євросоюзу не мають власних родовищ фосфатів, видобуток яких був би рентабельним. Основні запаси фосфоритних копалин і глобальне виробництво сировини зосереджено в Китаї, США, Марокко та Західній Сахарі [10].

Отже, утилізація цінних компонентів з золівидвалів та карт осадів стічних вод на потреби народного господарства України відповідає принципам європейської політики циркуляційної економіки.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Не достатньо дослідженими є особливості процесів проходження термолізу золи виносу антрацитового вугілля та осаду стічних вод у суміші з біомасою енергетичних культур.

Новизна. У роботі вперше здійснений термогравіметричний аналіз процесів проходження термолізу золи виносу антрацитового вугілля та осаду стічних вод у суміші з різною кількістю біомаси прутоподібного проса та цукрового сорго. Описані особливості процесів термолізу вугільної золи виносу та осаду стічних вод окремо та в суміші з біомасою енергокультур.

Методологічне або загальнонаукове значення. Обґрунтована необхідність газифікації або спалювання осадів стічних вод та золошлакових відходів як заходу концентрації фосфору та рідкоземельних елементів для їх подальшого вилучення і використання в різних галузях народного господарства. В лабораторних умовах проведені дослідження процесів проходження термолізу золи виносу антрацитового вугілля, осаду стічних вод та їх сумішей з біомасою енергетичних культур (проса прутоподібного та цукрового сорго).

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Приблизно 80% мінеральної частини вугілля переходить у золу виносу, а до 20% переходить у шлак, який накопичується в шлакових бункерах під топкою котла [11]. Нині на дніпровських золівидвалах накопичилося близько 70 мільйонів тонн ЗШВ. Для вилучення рідкоземельних металів з вихідної сировини застосовують відомі гідрометалургійні методи з використанням сильних кислот та основ. Разом з тим, з посиленням заходів щодо охорони навколишнього середовища посилились розробки та впровадження сучасних методів бактеріального вилуговування з відходів вуглезбагачення та золи виносу [12]. Застосування таких технологій, як газифікація та спалювання в котельних установках виявилися перспективними способами, які забезпечують концентрацію мінерального залишку золи виносу завдяки підвищенню вилучення вуглецевого концентрату. Встановлено, що ефективність згоряння вугілля з низьким класом може бути покращена за допомогою додавання біомаси, тоді як додавання біомаси не мало очевидного впливу на ефективність спалювання вугілля з високим класом [13]. Проведені дослідження показали, що змішування біомаси з вугіллям може призвести до значного скорочення викидів CO₂ [14], а також збільшення реакційної здатності горіння вугілля за рахунок зменшення початку температури займання та скорочення часу вигорання [15]. Разом з тим, є доволі пошире-

ним напрямком утилізації вугільної золи виносу як сировини в будівельній промисловості, оскільки зола може замінити частину цементу та сприяє покращенню певних властивостей бетону. У США зола виносу, яка використовується в бетоні, повинна відповідати фізичним і хімічним характеристикам відповідним стандартам [16]. Однією з таких вимог є обмеження втрат маси у 6% на запалювання, яке використовується як оцінка вмісту незгорілого вуглецю золи виносу оскільки більша частка горючого вуглецю має кілька негативних впливів на властивості бетону. Один із відомих методів зменшення незгорілої вуглецевої частки є повторне завантаження в котельну установку разом з вуглевмісною сировиною для спалювання.

Відомо, що геологічні невідновлювані в людському масштабі ресурси фосфору явно обмежені [17–18]. З іншого боку, низька ефективність циклу фосфору викликає надлишок фосфору в природі. Через втрати, пов'язані з видобутком, переробкою, виробництвом і використанням фосфорних добрив, відбувається суттєве забруднення навколишнього середовища, включаючи не тільки евтрофікацію, яка впливає на якість води та біорізноманіття [19], а й на втрату якості ландшафту, викиди парникових газів, та споживання прісної води [20]. Оскільки осад стічних вод містить не тільки фосфор, але й біогенні макро- і мікроелементи він може безпосередньо використовуватися в процесі біологічної рекультивациі порушених гірничими розробками земель [21]. Іншим цікавим варіантом, за якого досягаються високі показники відновлення фосфору в ОСВ, є термохімічна обробка з добавками на основі хлору, де рівень фіксації фосфору досягає 98,5% [22]. Потенційним джерелом фосфору є зола від спалювання осадів стічних вод [2]. Отже, стабільне постачання фосфор-

ної сировини та управління цим циклом є одним із головних викликів для економіки сьогодення.

Методи дослідження. Методика дослідження передбачала проведення модельних лабораторних досліджень процесів проходження термолізу золи виносу антрацитового вугілля та осаду стічних вод у суміші з листовою біомасою проса прутіподібного та багаси цукрового сорго. Зола виносу антрацитового вугілля була відібрана на золошлаковому відвалі Придніпровської ТЕС. Зразки необробленого осаду стічних вод були відібрані з відповідних ділянок зберігання осаду стічних вод в умовах Південної станції очищення стічних вод підприємства Дніпроводоканал. Вміст азоту в зразках осаду стічних вод був визначений за методом Кьельдалю, а фосфору оцто-молібдатним методом, концентрацію марганцю і цинку визначали методом атомно-абсорбційної спектроскопії.

Перед початком експерименту два види осаду стічних вод були проаналізовані: необроблений (ОСВ) та оброблений флокулянтот ДАМЕТ (ОСВ+Ф). Згідно з отриманими даними оброблений флокулянтот осад стічних вод мав більший у 1,5 рази вміст азоту та майже в 2 рази менший вміст фосфору (рис. 1А). Зменшення вмісту цинку і марганцю становило відповідно 50 та 70% (рис. 1Б).

Таким чином, і це доведено результатами дрібноділяночних дослідів з біоенергетичними культурами (міскантус, сорго цукрове), оброблений флокулянтот ОСВ краще підходить для використання у якості органо-мінерального добрива [21, 23]. У випадку використання осаду стічних вод шляхом спалювання в котельній установці для подальшої екстракції більшої кількості фосфору раціонально використовувати необроблений флокулянтот ОСВ. Отже у модельному експерименті з дослідження

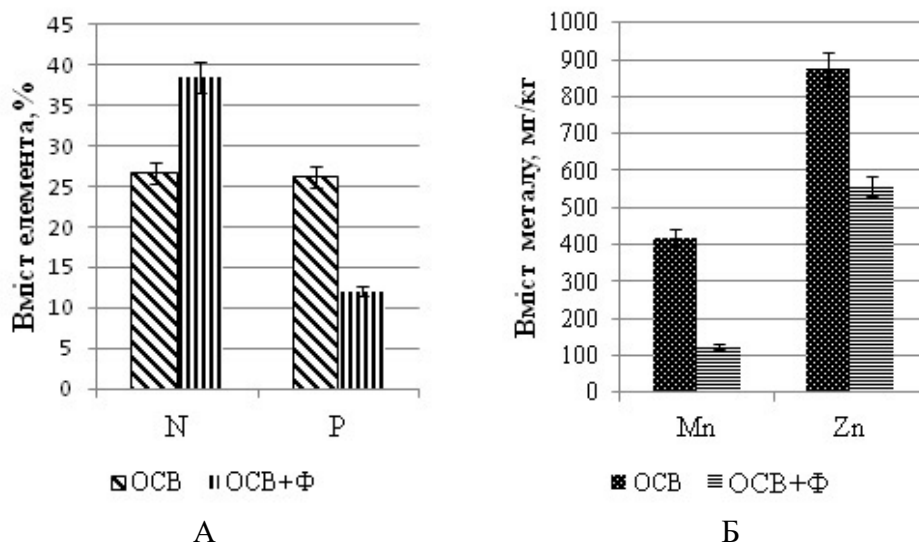


Рис. 1. Вміст макро- та мікроелементів у необробленому та обробленому флокулянтот осаді стічних вод

процесу термолізу була залучена вихідна форма осаду стічних вод.

Зразки біомаси проса прутоподібного та багаси сорго цукрового були відібрані з контрольних ділянок модельних польових дослідів на Покровській навчально-дослідній станції. Суміші біомаси проса та золи виносу були приготовлені з використанням 25%, 50% та 75% біомаси проса за масою. Суміш багаси сорго цукрового та осаду стічних вод була приготовлена за принципом 50/50% маси двох компонентів. Процес термолізу складових біомаси енергетичних культур вивчали методом термогравіметричного аналізу. Аналіз проводили на дериватографі МОМ Q-1500D фірми “Paulik-Erdey”. Були зареєстровані диференціальні втрати маси та ефекти нагрівання. Результати вимірювань обробляли за допомогою програмного комплексу, що входить до комплексу поставки приладу. Зразки біомаси аналізували динамічно за швидкості нагрівання 10°C/хв в атмосфері повітря. Маса зразків становила 100 мг. Речовиною порівняння служив оксид алюмінію.

Виклад основного матеріалу. Термоліз золи відбувався в діапазоні температур 20–800 °C (табл. 1). Процес складався з трьох етапів. На початку термолізу за температури 60 °C спостерігався один різкий пік деструкції (рис. 2). В результаті втрата маси була досить значною і складала 16,2%. В подальшому, в інтервалі 210–450 °C, втрачання маси майже не

відбувалося (рис. 3). Починаючи з температури 470–480 °C процеси деструкції знов активізувалися, швидкість збільшилася до 5,4–6,0 %/хв, втрачання маси склало 23,08%. Частка негорючого залишку склала майже 60%.

Термічна деградація біомаси проса прутоподібного проходила у три етапи. Початкова стадія випаровування води та легко летучих компонентів характеризувалася відносно невисокими швидкостями процесів та одним піком деструкції за температури 80 °C (табл. 1). Втрата маси на даному етапі була невеликою, 9,4%. Другий етап відбувався в діапазоні температур 180–370 °C. Спостерігалось два піки деструкції геміцелюлози та целюлози за температури 270 °C та 300 °C відповідно. Процеси характеризувалися високими швидкостями, сягаючи максимуму 31,6 %/хв. Втрачання маси на даному етапі також було найбільшим (рис. 3). Третій етап розкладу лігніну та допоміжних речовин проходив за невисоких швидкостях в діапазоні 360–550 °C. За температури 420 °C спостерігався один слабо помітний пік деструкції. Втрата маси склала 28,6%. На даній стадії також відбувалося утворення негорючого залишку, частка якого склала 7,6%.

Термоліз зразків компонентних сумішей з різним відсотковим співвідношенням золи та біомаси проходив наступним чином. В усіх трьох зразках деградація проходила у три етапи. За умов збіль-

Таблиця 1

Основні параметри термальної деструкції досліджених зразків золи та біомаси проса прутоподібного

| Варіант | Етап | Інтервал, °C | Пік, °C | Максимальна швидкість, %/хв | Втрата маси, % | Частка залишкової маси, % |
|------------------------|------|--------------|------------|-----------------------------|----------------|---------------------------|
| Зола | I | 20–210 | 60 | 32,0 | 16,2 | |
| | II | 211–450 | - | 0,8 | 1,32 | |
| | III | 451–800 | - | 6,0 | 23,08 | 59,4 |
| Зола 25% + біомаса 75% | I | 60–180 | 90 | 5,4 | 4,24 | |
| | II | 181–370 | 280 330 | 23,2 | 40,4 | |
| | III | 371–820 | 440 | 6,0 | 30,3 | 25,06 |
| Зола 50% + біомаса 50% | I | 65–180 | 90 | 4,02 | 2,83 | |
| | II | 181–400 | 280 310 | 14,6 | 30,9 | |
| | III | 401–810 | 440 | 5,0 | 25,25 | 41,02 |
| Зола 75% + біомаса 25% | I | 70–180 | 80 | 3,0 | 1,2 | |
| | II | 181–400 | 290 | 7,0 | 18,4 | |
| | III | 401–850 | 460 | 2,6 | 25,8 | 54,6 |
| Біомаса | I | 40–180 | 80 | 8,6 | 9,4 | |
| | II | 181–370 | 270 300 | 31,6 | 54,4 | |
| | III | 371–550 | 420 | 9,4 | 28,6 | 7,6 |

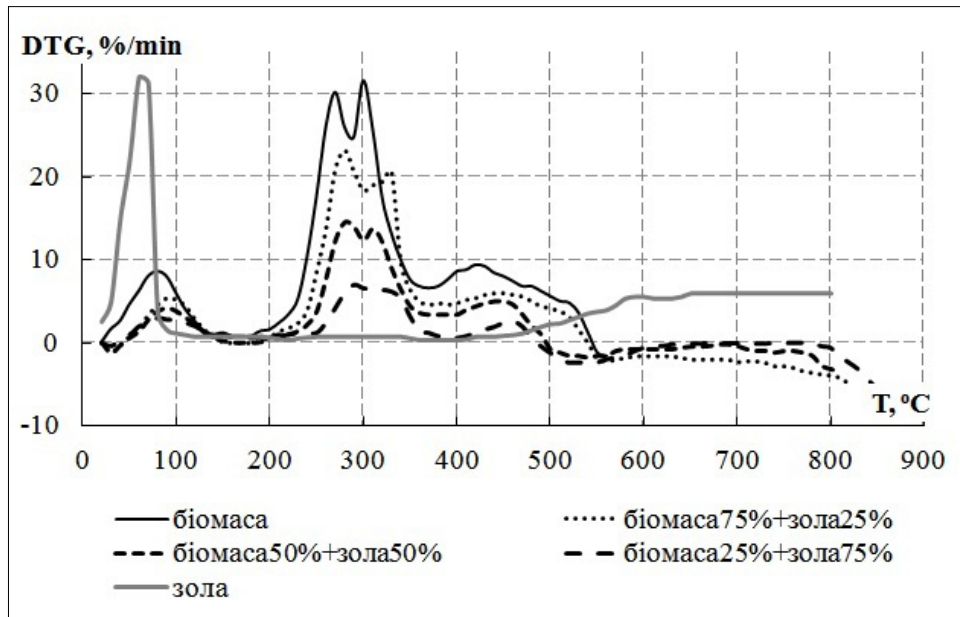


Рис. 2. Криві DTG термічного розкладання зразків під час термолізу золи та біомаси проса прутноподібного

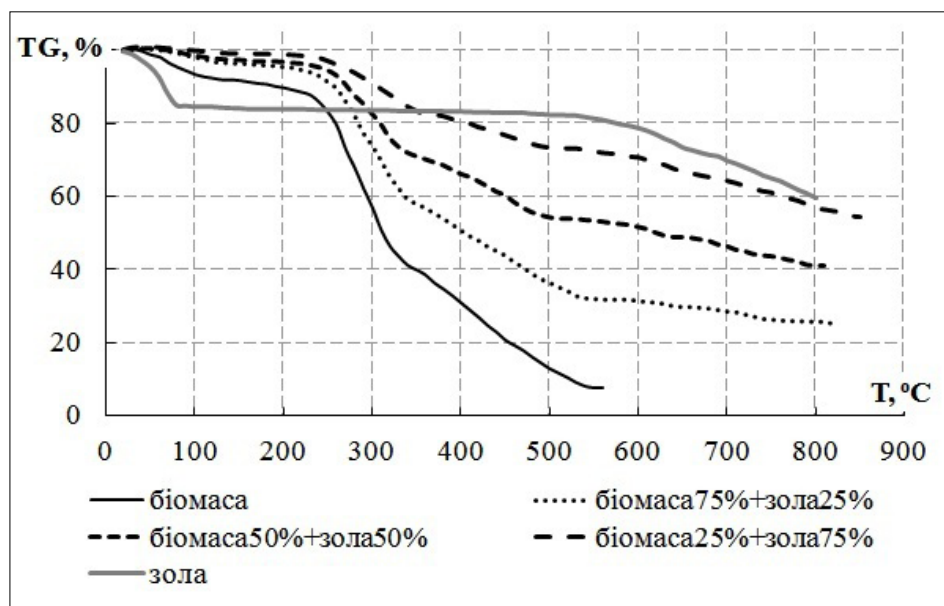


Рис. 3. Криві втрачання маси зразків під час термолізу золи та біомаси проса прутноподібного

шення частки золи в суміші, початок термолізу зміщувався в бік більш високих температур, швидкості процесів та частка втраченої маси зменшувалися. На даній стадії спостерігався один невеликий пік деструкції за температури 80 °C (суміш зола 75% + біомаса 25%) та 90 °C (останні два варіанти). Другий етап термічного розкладання був трохи довший в сумішах зола 50% + біомаса 50% та зола 75% + біомаса 25%. В зразках, де частка біомаси складала 75% та 50% спостерігалось два піка деструкції, в зразку з часткою біомаси 25% – один пік (рис. 2). Зі збільшенням в складі суміші золи,

швидкість процесів та відсоток втраченої маси зменшувалися. Швидкість процесів на третій стадії деструкції, порівняно з попереднім етапом, значно зменшилася, а після згоряння рослинної частки суміші (діапазон 550–560 °C), коливалася біля позначки 0%/хв. Однак втрачання маси спостерігалось до відмітки 820–850 °C (рис. 3). Відповідно до зменшення відсотка біомаси у складі композитної суміші, частка залишкової негорючої маси збільшувалася, і, в підсумку, складала 25,06 (біомаса 75% + зола 25%), 41,02% (біомаса 50% + зола 50%) та 54,6% (біомаса 25% + зола 75%).

Початок термічної деструкції майже всіх досліджених зразків характеризувався ендотермічними реакціями. Найбільш виражені теплові ефекти були відмічені у зразках чистої біомаси та золи. Під час початкового етапу термолізу суміші зі складом біомаса 25% + зола 75% були зафіксовані слабкі екзотермічні теплові ефекти (рис. 4). Другий та третій етапи згоряння всіх зразків характеризувалися екзотермічними реакціями. У зразку з біомасою найбільш виражені теплові ефекти спостерігались в діапазонах температур 360–370°C та 460–470 °C; в зразках сумішей – в діапазонах 360–400°C, 450–480 °C та 730–780 °C. Під час спалювання золи, найбільші екзотермічні теплові ефекти були зафіксовані за температур 650–690 °C та 740–770 °C.

Термічний аналіз зразків осаду стічних вод (ОСВ), біомаси сорго та суміші ОСВ та біомаси показав

наступні результати. Згоряння ОСВ відбувалося у діапазоні 60–550 °C. Процес був дуже повільним та складався з двох етапів. Перший етап випаровування води був найшвидшим, максимальна швидкість складала 3,6%/хв, спостерігався один пік деструкції за температури 90 °C (рис. 5). В подальшому втрачання маси було повільним, швидкість реакцій не перевищувала 0,6%/хв. Загальний відсоток втрачання маси протягом усього термолізу ОСВ склав лише 14,6%. Додавання рослинної біомаси в осад стічних вод трохи активізувало термічну поведінку композитної суміші, термічне розкладання якої складалося з трьох етапів. Перший етап випаровування води та легколетких компонентів відбувався в діапазоні 40–200 °C. В даній області спостерігався один невеликий пік деструкції за температури 100 °C. Втрачання маси на даному етапі складало 7,0%.

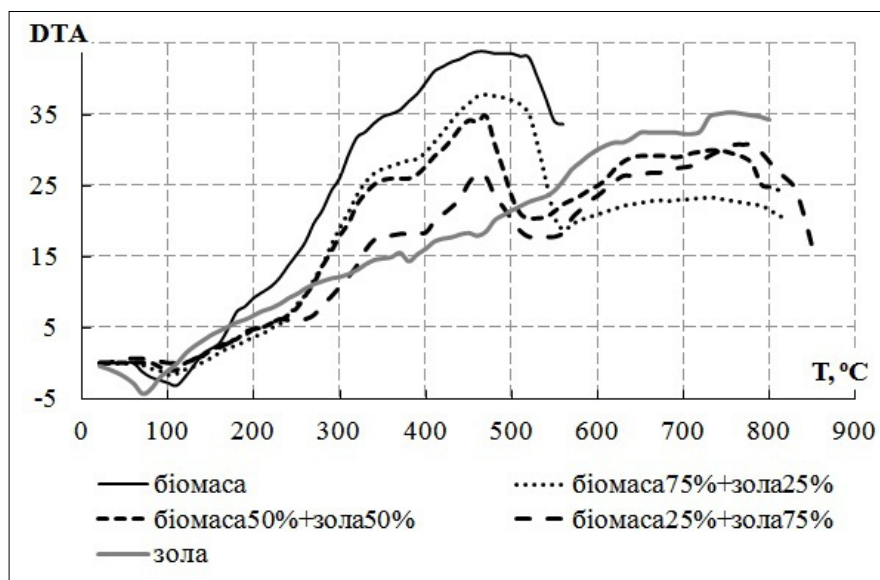


Рис. 4. Криві втрачання маси зразків під час термолізу золи та біомаси проса прутноподібного

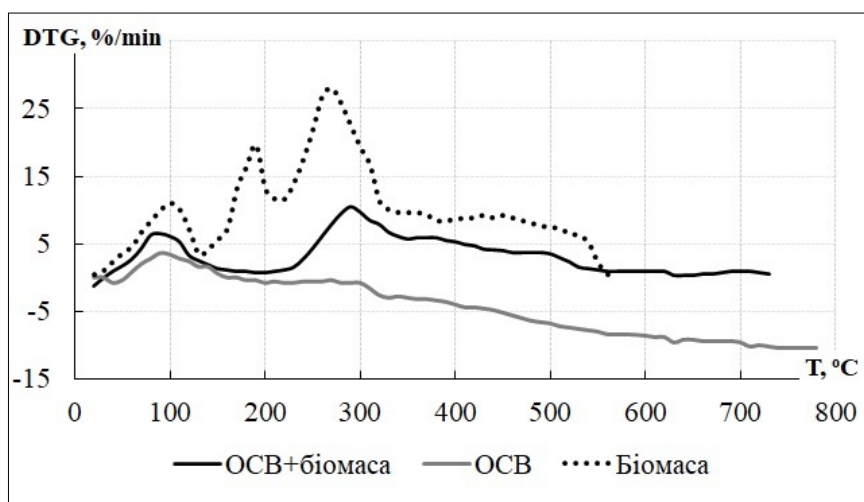


Рис. 5. Криві DTG термічного розкладання зразків ОСВ та багаси сорго

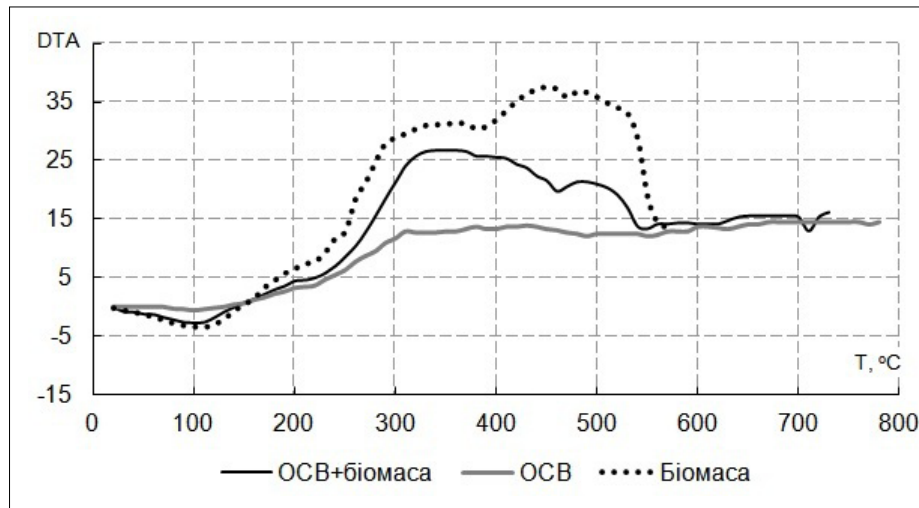


Рис. 6. Теплові ефекти термічної деструкції зразків ОСВ та багасси

Другий етап термічного розкладання суміші проходив в діапазоні температур 201–350 °С, швидкість процесів була трохи більше; за температури 290 °С спостерігався один пік деструкції (рис. 5). Втрачання маси складало 17,2%. На третьому етапі швидкість процесів знов зменшилася. В області температур 360–380 °С спостерігався один слабо помітний пологий пік, втрачання маси було на рівні 17,2%. Процес термолізу композитної суміші закінчився за температури 730 °С, залишивши великий відсоток маси, що не згоріла (58,6%).

Термічне розкладання чистої сухої біомаси сорго проходила у чотири етапи в діапазоні температур 50–550 °С. Перший етап проходив досить швидко, спостерігався один пік деструкції за температури 100 °С, максимальна швидкість складала 11,0 %/хв, але втрачання маси було невеликим, усього 7,0%. На другому етапі розкладання геміцелюлози, швидкість процесів та відсоток втрачання маси значно підвищилися. Спостерігався один пік деструкції за температури 190 °С. Розкладання целюлози та лігніну відбувалося на третьому етапі, який характеризувався найбільшими швидкостями процесів (27–28 %/хв) та найбільшим відсотком втрачання маси: 46,6% (рис. 6). На кривій DTG був відмічений один пік деструкції за температури 270 °С. Останній етап розкладання біомаси, який проходив в діапазоні 381–550 °С, продовжувалося розкладання лігніну та утворювався негорючий залишок. Швидкість процесів була невеликою, за температури 430 °С спостерігався один пік на кривій DTG, частка втраченої маси складала 24,4%. Біомаса сорго характеризувалася досить повним згорянням, негорючий залишок склав 6,4%.

В усіх трьох зразках перша стадія випаровування води та легколетких компонентів супроводжувалась ендотермічними реакціями, при чому теплові ефекти в біомасі та композитній суміші були майже однаковими (рис. 6). Початок екзотермічних реакцій був відмічений в діапазоні температур 140–160 °С. В інтервалі 200–370 °С спостерігалася схожа динаміка збільшення теплових ефектів в зразках біомаси та суміші. В діапазоні 390–460 °С теплові ефекти в біомасі продовжували зростати, тоді як у композитній суміші вони мали тенденцію до зменшення.

Головні висновки. Композитні суміші мають більшу термостійкість, їх термоліз починається та закінчується за більш високих температур, ніж термоліз ОСВ, золи та біомаси. Динаміка теплових процесів композитних сумішей різних співвідношень біомаси проса прутоподібного та золи в діапазоні до 500–550 °С має схожість з динамікою згоряння чистої біомаси, поступаючись швидкостями реакцій та інтенсивністю виділення тепла. В діапазоні 550–800 °С теплова поведінка сумішей стає більш схожою на динаміку термолізу золи, але швидкості процесів нижчі, а теплові ефекти менш виражені. У варіанті з осадом стічних вод, динаміка теплових процесів в композитній суміші має проміжний характер між чистими біомасою та ОСВ.

Перспективи використання результатів досліджень. У подальшому матеріали досліджень можуть бути використані за виявлення найбільш ефективних складових композитної суміші для забезпечення повного спалювання органічного вуглецю у золі виносу, відходах вуглезбагачення та осаді стічних вод.

Література

1. Global phosphorus scarcity and full-scale P-Recovery techniques: a review/ Desmidt E, Ghyselbrecht K., Zhang Y., Pinoy L., Van der Bruggen B., Verstraete W., Rabaey K., Meesschaert B. *Crit Rev Environ Sci Technol*. 2015. Vol. 45, № 4. P. 336–384. <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.866531>
2. Kasina M. The assessment of phosphorus recovery potential in sewage sludge incineration ashes – a case study. *Environ Sci Pollut*. 2023. Res 30. P. 13067–13078. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-22618-4>

3. Bielowicz B. Ash Characteristics and Selected Critical Elements (Ga, Sc, V) in Coal and Ash in Polish Deposits. *Resources*. 2020. Vol. 9. P. 115. <https://doi.org/10.3390/resources9090115>
4. Main directions of research on the use of HPS ash in the production of building materials/ Derevianko V.M., Mospan V.I., Kolokhov V.V., Dziuban O.V., Maltsev S.V. *Ukrainian Journal of Construction and Architecture*. 2022, Vol. 1, № 007. P. 38–44. doi: 10.30838/J.BPSACEA.2312.220222.38.831
5. Fly ash characteristics of Spanish coal-fired power plants/ Argiz C., Menendez E., Moragues A., Sanjuan M.A. *Afinidad*, 2015. Vol. 72. P. 269–277. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:99760178>
6. Cornel P., Schaum C. Phosphorus recovery from wastewater: needs, technologies and costs. *Water Sci Technol*. 2009. Vol. 59, № 6. P. 1069–1076. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.045>
7. Van Dijk K.C., Lesschen J.P., Oenema O. Phosphorus flows and balances of the European Union Member States. *Sci Total Environ*. 2016. Vol. 542. P. 1078–1093. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.04>
8. Strzalkowska E. Rare earth elements and other critical elements in the magnetic fraction of fly ash from several Polish power plants, *International Journal of Coal Geology*, 2022. Vol. 258. 104015, <https://doi.org/10.1016/j.coal.2022.104015>
9. European Commission. Report on Critical Raw Materials for the EU. 2014. In Report of the Ad-Hoc Working Group on defining critical raw materials. 2014. *Raw Materials Supply Group*: Brussels, Belgium.
10. Phosphorus cycle – possibilities for its rebuilding/ Gorazda K., Wzorek Z., Tarko B., Nowak A.K., Kulczycka J., Henclik A. *Acta Biochim Pol*. 2013. Vol. 60, № 4. P. 725–730.
11. Золошлакові відходи теплових електростанцій, як перспективна сировина сучасності/ Хлопицький О.О., Коваленко І.Л., Фролова Л.А., Скиба М.І., Макаренко Н.П. *Journal of Chemistry and Technologies*. 2023. Vol. 31, № 3. P. 635–641. doi: 10.15421/jchemtech.v31i3.286130
12. Isolation and study of the main properties of acidophilic chemolithotrophic bacteria isolated from the waste dumps of fuel-energy complex in Ukraine / Blayda I., Vasylieva T., Sliusarenko L., Vasylieva N., Baranov V., Shuliakova S. *Біологічні студії*. 2018. Т. 12, № 3–4. С. 3–16. http://nbuv.gov.ua/UJRN/bist_2018_12_3-4_3
13. Effect of blending ratio on combustion performance in blends of biomass and coals of different ranks/ Moon C., Sung Y., Ahn S., Kim T., Choi G., Kim D. *Experimental Thermal and Fluid Science*, 2014. Vol. 47. P. 232–240.
14. Co-firing based on biomass torrefaction in a pulverized coal boiler with aim of 100% fuel switching/ Li J., Brzdekiewicz A., Yang W., Blasiak W. *Applied Energy*, 2012. Vol. 99. P. 344–354.
15. Bada S. O., Falcon R. M. S., Falcon L. M., Bergmann C. P. (2016) Cofiring potential of raw and thermally treated *Phyllostachys aurea* bamboo with coal, *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*. Vol. 38, № 10. P. 1345–1354, DOI: 10.1080/15567036.2014.921739
16. Mohebbi M., Rajabipour F., Scheetz B. E. (2017). Evaluation of Two-Atmosphere Thermogravimetric Analysis for Determining the Unburned Carbon Content in Fly Ash, *Advances in Civil Engineering Materials*, Vol. 6, № 1, 258–279, <https://doi.org/10.1520/ACEM20160052>
17. Alewell C., Ringeval B., Ballabio C.A., Robinson D.A., Panagos P., Borrelli P. Global phosphorus shortage will be aggravated by soil erosion. *Nat Commun* 2020. Vol. 11, 4546. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18326-7>
18. Effects of phosphorus deficiency on the absorption of mineral nutrients, photosynthetic system performance and antioxidant metabolism in *Citrus grandis*/ Meng X., Chen W.W., Wang Y.Y., Huang Z.R., Ye X., Chen L.S., Yang L.T. *PLoS One*. 2021. Vol. 16, № 2. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0246944>
19. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. Steffen, W., Richardson, K., Rockstrom, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M. et al. *Science*. 2015. Vol. 347:1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
20. Sustainable use of phosphorus, European Union tender project ENV.B.1/ETU/2009/0025). Report 357/ Schroder, J.J., Cordell, D., Smit AL, Rosemarin A. *Plant Research International*, Wageningen University and Research Centre. 2009. 122 pp. Wageningen, The Netherlands.
21. Production of Sweet Sorghum Bio-Feedstock on Technosol Using Municipal Sewage Sludge Treated with Flocculant, in Ukraine/ Kharytonov M., Martynova N., Babenko M., Rula I., Ungureanu N., Stefan V. *Agriculture*. 2023, Vol. 13, 1129. <https://doi.org/10.3390/agriculture13061129>
22. Phosphorus recovery from sewage sludge via incineration with chlorine-based additives/ Yang F., Chen J., Yang M., Wang X., Sun Y., Xu, Y., Qian G. *Waste Management*. 2019. Vol. 95. P. 644–651. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.029>
23. Application of flocculated sewage sludge for growing miscanthus on post-mining lands/ Kharytonov M., Martynova N., Babenko M., Kovrov O., Frolova L., González P. H. *International Journal of Environmental Studies*. 2024. Vol. 81, № 1. P. 403–419. <https://doi.org/10.1080/00207233.2023.226286>