

ДНІПРОВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ
АГРАРНО-ЕКОНОМІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

**ЗАСТОСУВАННЯ ОСАДУ
СТІЧНИХ ВОД ТА БІОВУГІЛЛЯ
ЯК ҐРУНТОВИХ ДОМІШОК
ПРИ ВИРОЩУВАННІ ЯКІСНОЇ
БІОСИРОВИНИ ЕНЕРГОКУЛЬТУР
НА ТЕХНОЗЕМАХ**

Монографія

За редакцією професора М. М. Харитонова

 1256 1233 | Львів – Торунь
Liha-Pres
2024

Авторський колектив:

М. М. Харитонов, М. Г. Бабенко, Н. В. Мартинова, І. В. Рула,
І. І. Клімкіна, С. М. Лемішко, О. Д. Деркач, В. О. Хацевський

Рецензенти:

С. Ф. Разанов, доктор сільськогосподарських наук, професор кафедри лісового та садово-паркового господарства Вінницького національного аграрного університету;

О. С. Ковров, доктор технічних наук, професор кафедри екології та технологій захисту навколишнього середовища, професор Національного ТУ «Дніпровська політехніка»

*Рекомендовано для публікації
Науково-технічною радою ДДАЕУ
(протокол № 1 від 12 вересня 2024 року)*

Застосування осаду стічних вод та біовугілля як ґрунтових домішок при вирощуванні якісної біосировини енергокультур на техноземах : монографія / за редакцією професора М. М. Харитонова ; М. М. Харитонов, М. Г. Бабенко, Н. В. Мартинова та ін. – Львів – Торунь : Liha-Pres, 2024. – 112 с.

ISBN 978-966-397-409-5

DOI 10.36059/978-966-397-409-5

Використання флокульованого осаду стічних вод у якості добрива для швидкозростаючих трав'янистих та деревних культур для виробництва якісної біосировини може стати альтернативою внесенню звичайних добрив і сприяти перебудові основних сучасних методів управління станом техноземів. Біовугілля має подвійну дію на енергетичні культури: збільшує приріст біомаси та зменшує здатність поглинати важкі метали.

УДК [631.879.2+631.878]:633/635:631.618

© М. М. Харитонов, М. Г. Бабенко, Н. В. Мартинова, І. В. Рула,
І. І. Клімкіна, С. М. Лемішко, О. Д. Деркач, В. О. Хацевський

© Дніпровський державний

ЗМІСТ

ВСТУП	4
1. ВИРОЩУВАННЯ ЕНЕРГЕТИЧНИХ КУЛЬТУР НА ТЕХНОЗЕМАХ ІЗ ЗАСТОСУВАННЯМ ОСАДУ СТІЧНИХ ВОД	6
1.1. Технічні характеристики осаду стічних вод	6
1.2. Ефективність осаду стічних вод за вирощування енергетичних культур на техноземах	10
2. ОЦІНКА БІОВУГІЛЛЯ ЯК ҐРУНТОВОЇ ДОМІШКИ ЗА ВИРОЩУВАННЯ ЕНЕРГЕТИЧНИХ КУЛЬТУР НА ТЕХНОЗЕМАХ	53
2.1. Вплив різних доз біовугілля на ранні фази розвитку однорічних культур: амаранту та сорго	55
2.2. Ефект додавання біовугілля за вирощування енергетичних культур на різних типах техноземів	60
ЗАКЛЮЧНЕ СЛОВО	94
ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ	97

ВСТУП

Швидке виснаження природних ресурсів і деградація навколишнього середовища в усьому світі піднімають питання створення екологічно чистих відновлюваних джерел енергії. Біопаливо є сталим і поновлюваним джерелом енергії, яку можна отримати з органічної речовини у вигляді біомаси. Існує кілька видів біопалива, яке можна отримати з біомаси. Це тверде паливо (пелети, брікети), біогаз (переважно метан), біодизель і біоетанол. Є також дані про те, що рослини, що вирощуються для біопалива, можуть скоротити чисті викиди парникових газів. Швидкорослі культури можуть бути першим вибором для вирощування в таких районах, де існують великі площі малородючих земель, де є відповідний клімат для росту біомаси (міскантус, свічграс, тополя), а біомаса може транспортуватися на більшу частину регіонального енергетичного ринку. В останні роки підвищена увага приділяється потенціалу маргінальних земель для вирощування культур другого покоління в якості біопалива. Використання маргінальних земель, таких як пустирі, деградовані, малопродуктивні землі, шахтні відвали, низько продуктивні пасовища і луки, занедбані малоцінні землі, може бути «рішенням» для вирощування культур як вихідної сировини для виробництва біопалива та біоматеріалів в Україні. Висока продуктивність енергетичних насаджень може бути забезпечена за рахунок використання осаду стічних вод. Використання осаду з іншими домішками (біовугілля) дозволяє компенсувати викиди парникових газів (ПГ) і підвищити енергетичний потенціал біомаси рослин. Згідно з оцінками, одне поле свічграсу може забезпечити виробництво приблизно 6,2 ГДж нульової чистої вуглецевої відновлюваної енергії. Розробка економічно та енергоефективних рішень для збору, переробки і транспортуванні мулу, які в основному стосуються зменшення обсягу осаду стічних вод (ОСВ) поряд з уловлюванням і рециркуляцією поживних речовин, внесе значний внесок у сталий розвиток міських і сільськогосподарських територій. Згідно державному стандарту України (ДСТУ 7369:2013) дозволяється внесення ОСВ для вирощування сільськогосподарських культур у дозі не більше

10 тон/га за три роки. Більша доза можлива у випадку проведення рекультивациі земель. Останні десятиріччя біологічна рекультивациа порушених гірничими розробками земель пов'язана з довготривалою фітомеліорацією розкритих гірських порід (літоземів) та їх перетворенням в техноземи. Відомо, що в муніципальних відходах станцій аерації стічних вод міститься велика кількість поживних речовин, які потенційно можуть бути використані як органо-мінеральні добрива. Вирішення проблеми утилізації осаду стічних вод як ґрунтової домішки потребувало організації модельних польових дослідів для розробки агроекологічних заходів покращення родючості рекультивованих земель та визначення оптимальних доз внесення.

Намір щодо залучення біовугілля в схеми модельних дослідів з вирощування швидкоростучих культур був пов'язаний із використанням фізико-хімічних властивостей цієї речовини, які забезпечують створення кращих умов для розвитку на його поверхні мікрофлори ґрунту та зв'язування важких металів.

Основна гіпотеза дослідження ґрунтувалась на тому, що муніципальний осад стічних вод станцій аерації може бути утилізований шляхом залучення в життєвий цикл вирощування біоенергетичних культур на техноземах у якості ґрунтової домішки, а використання біовугілля, як засобу пом'якшення, дозволить підвищити дозу ОСВ.

Поживні речовини, що містяться в осаді стічних вод можуть зменшити залежність від мінеральних добрив. Це крок до політики європейської рециркулярної економіки, спрямованої на екологічно безпечне та ресурсоефективне суспільство шляхом повторного використання, переробки речовин та створення замкненої системи.

1. ВИРОЩУВАННЯ ЕНЕРГЕТИЧНИХ КУЛЬТУР НА ТЕХНОЗЕМАХ ІЗ ЗАСТОСУВАННЯМ ОСАДУ СТІЧНИХ ВОД

1.1. ТЕХНІЧНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ОСАДУ СТІЧНИХ ВОД

Гігієнічна небезпека і високий вміст важких металів в осаді стічних вод є основними причинами його обмеженого використання в сільському господарстві. Ось чому найбільш перспективним шляхом вважається використання ОСВ як нетрадиційного добрива під технічні культури для виробництва біопалива.

Проблеми з використанням осаду стічних вод не були вирішені протягом багатьох десятиліть. Разом з тим, в Україні на територіях очисних споруд акумульовано великі кількості осадів. Треба зазначити, що на практиці, для більшості існуючих очисних споруд в Україні стадії стабілізації мулу, кондиціонування, механічного зневоднення, теплової сушки та санації виключені з технологічного циклу. Як правило, вся технологія обробки осаду обмежена розміщенням на мулових майданчиках без попередньої обробки, де осад зневоднюється і стабілізується протягом 2–7 років, а потім складається на території, таким чином, існуюча схема не відповідає екологічним стандартам та прийнятим нормам поводження з відходами. Фактично існуючі заходи зі збору, транспортування, оброблення, зберігання, утилізації та видалення осаду не є достатніми для безпечного використання або складування з мінімальною шкодою для навколишнього середовища та здоров'я людини для 99 % водоканалів, що є здебільшого державною власністю та підпадають під регіональну регуляторну політику.

Існуюча ситуація з виробництвом ОСВ, здебільшого, зумовлена відсутністю економічних та ефективних технологій зневоднення та обробки осаду. Відповідно до існуючих нормативів, для подальшого виробництва органо-мінерального добрива, сушіння, складування або іншої переробки, вміст вологи у кеку не має перевищувати 65–75 %. Серед інших проблем найбільш поширеними є відсутність регіональних комплексних рішень з поводження з відходами, або розроблених схем їх використання у сільському господарстві, для рекультивації полігонів, відсутність коштів для придбання обладнання для зневоднення та відсутність розвитку проектів з утилізації та повторного використання ресурсів, високі витрати на транспортування та стабілізацію осаду. Разом з тим застосування осадів комунальних підприємств, згідно чисельним дослідженням (Ahmed et al., 2010; Kołodziej et al., 2015; Antonkiewicz et al., 2018; Iticescu et al., 2021), досі лишається оптимальним рішенням, оскільки дозволяє найбільш раціональне використання матеріалу, що містить значну кількість органічного вуглецю і біогенних елементів.

Окрім потенційної санітарної небезпеки, осади, що розміщені на відкритих територіях є джерелом емісії парникових газів, або біогенних та органічних речовин, що можуть забруднювати поверхневі води. Розробка економічно та енергетично ефективних рішень для збору, обробки та транспортування осаду, що, по суті, зводяться до швидкого та ефективного зменшення його обсягу, беручи до уваги повну фіксацію та повторне використання біогенних речовин, які є потенційними факторами забруднення навколишнього середовища, може стати значним внеском для сталого розвитку міських та сільськогосподарських територій.

Технологія інтенсивного зневоднення базується на використанні композитних полімерів. Одним з таких реагентів є полімер ДАМЕТ, який розроблено в Україні для використання на міських очисних спорудах. Він пройшов випробування у кліматичних умовах України та є дієвим для ефективного зневоднення осаду стічних вод без механічної обробки. ДАМЕТ має унікальну здатність структурувати осад, значно покращуючи його водовіддачу та фільтруючі властивості, що дозволяє зневоднювати суспензії значно ефективніше, ніж за обробки існуючими на ринку поліакриламідними флокулянтами.

За рахунок швидкого горизонтального та вертикального зневоднення пластів обробленого осаду, на мулових майданчиках забезпечується швидке, протягом кількох місяців, підсушування кеку. Інтенсивний процес зневоднення також забезпечує більш високий вміст органічних та біогенних речовин у вихідному продукті та зменшення адсорбції важких металів.

У цьому зв'язку були проведені порівняльні фізико-хімічні аналізи двох зразків осаду стічних вод з Дніпровської південної станції аерації без і після обробки полімерним флокулянтном ДАМЕТ за технологією ТОВ «ВАО Виробництво» (табл. 1.1.1). Після обробки осаду полімером ДАМЕТ масова частка золи зменшилася на 40 %, частка загального вуглецю збільшилася в 1,6 раз.

Таблиця 1.1.1

**Фізико-хімічні показники осаду стічних вод
(без та після обробки флокулянтном ДАМЕТ)**

Показники	Фактичний вміст, %	
	ОСВ	ОСВ+Ф
Масова частка золи	50,75	30,25
Масова частка органічної речовини	49,25	69,75
Масова частка загального вуглецю, $C_{заг}$	22,2	35,4
Масова частка загального азоту, N	вол.	2,24
	сух.	2,66
Масова частка загального фосфору, P_2O_5	вол.	2,20
	сух.	2,62
Масова частка загального калію, K_2O	вол.	0,36
	сух.	0,43
Співвідношення $C:N$	8	9
pH	6,6	6,6

Кількість загального азоту у перерахунку на суху масу осаду збільшилася у 1,5 рази. Разом з тим, частка загального фосфору зменшилася удвічі, але кількість загального калію залишилася на тому ж рівні. Майже не змінилися показники $C:N$ та pH .

Результати визначення вмісту важких металів у двох зразках ОСВ свідчать на користь зменшення їх рівню в осаді, обробленому флокулянтом (табл. 1.1.2).

Таблиця 1.1.2

**Вміст важких металів в осаді стічних вод
(без та після обробки флокулянтом ДАМЕТ)**

Показники	Фактичний вміст, мг/кг	
	ОСВ	ОСВ+Ф
Масова частка заліза, <i>Fe</i>	20 019,5	17 535,4
Масова частка марганцю, <i>Mn</i>	420,0	125,1
Масова частка міді, <i>Cu</i>	195,2	98,6
Масова частка цинку, <i>Zn</i>	875,9	557,5
Масова частка кобальту, <i>Co</i>	3,0	2,5
Масова частка нікелю, <i>Ni</i>	4,7	4,0
Масова частка свинцю, <i>Pb</i>	2,1	1,5
Масова частка хрому, <i>Cr</i>	3,5	2,2
Масова частка кадмію, <i>Cd</i>	1,4	1,3

Масова частка марганцю зменшилася втричі, міді вдвічі, цинку більш ніж у 1,5 рази. Рівень кобальту, нікелю, свинцю, хрому та кадмію у двох зразках можна оцінити як доволі низький.

Таким чином, обробка осаду стічних вод флокулянтом суттєво змінює його хімічні характеристики. За такими показниками осад стічних вод після обробки флокулянтом має перспективи у якості органо-мінерального добрива для вирощування не тільки енергетичних, але й деяких сільськогосподарських культур (Kharytonov et al., 2023).

1.2. ЕФЕКТИВНІСТЬ ОСАДУ СТИЧНИХ ВОД ЗА ВИРОЩУВАННЯ ЕНЕРГЕТИЧНИХ КУЛЬТУР НА ТЕХНОЗЕМАХ

1.2.1. Передумови експерименту

Різновидності групи «молодих» ґрунтів (техноземів) сформува-лися з різних техногенних відкладень, у тому числі відкладень гірничодобувних та днопоглиблювальних робіт на початку формування родючості (Velichka et al., 2006; Macia et al., 2014; Betancur-Corredor et al., 2020). Останніми роками все більше уваги приділяється малопродуктивним землям для виробництва енергетичної біосировини другого покоління. Там, де природний профіль ґрунту було втрачено, оголивши необроблений або забруднений вихідний ґрун-товий матеріал, землю можна використовувати для вирощування швидкозростаючої сировини для біоенергетики та отримання інших продуктів біологічного походження (Bielski, 2015; Blanco-Canqui, 2016; Tsapko et al., 2023; Lopushnyak et al., 2023). Культури, що вирощуються на техногенних неродючих ґрунтах, зазвичай обмежені доступними поживними речовинами. У довгостроковій перспективі біологічна рекультивация можлива за рахунок вирощу-вання сіна з бобово-трав'яною сумішшю, але останнім часом набула поширення рекультивация, що супроводжується застосуванням пев-ної комбінації відходів та промислових побічних продуктів, таких, наприклад, як осад стічних вод (Tarika & Zabaluev, 2000; Séré et al., 2008). Тому цікавим питанням є дослідження ефекту внесення осаду стічних вод на продуктивність біомаси рослин, а також міграції макро- та мікроелементів в системі технозем/рослина.

На Покровській навчально-дослідній станції Дніпровського дер-жавного аграрного університету було закладено серію експеримен-тів з різними енергетичними культурами для дослідження впливу осаду стічних вод на продуктивність біомаси, інтенсивність нако-пичення макро- та мікроелементів, теплові характеристики біоси-ровини. У дослідях був застосований осад стічних вод двох варіан-тів: немодифікований (ОСВ) та оброблений флокулянтом ДАМЕТ (ОСВ+Ф). В кожному варіанті було застосовано три дози внесення:

20, 40 та 60 т сухої речовини/га. Напередодні експерименту осад стічних вод був внесений одноразово з подальшим дискуванням у верхній шар ґрунту на 10–12 см (рис. 1.2.1.1).

Рослини вирощувались на лесоподібному суглинку, що залишився після видобутку марганцевої руди, та пройшов тривалу стадію фітомеліорації. Через місяць після внесення ОСВ було відібрано п'ять зразків ґрунту на глибині 0–20 см на кожній дослідній ділянці та змішано за методом конверту, висушено на повітрі до постійної ваги та згодом пропущене через сито 2 мм для видалення рослинного матеріалу та каміння. Органічний вуглець ґрунту визначали дихроматним окисненням (Nelson & Sommers, 1996), легко гідролізований азот за Корнфілдом (1960). Доступний фосфор оцінювали екстракцією бікарбонатом натрію (Olsen et al., 1954; Biswanath et al., 2019), обмінний К – методом полум'яно-емісійної спектروفотометрії (Khan et al., 2021). Есенціальні та токсичні елементи визначали методом атомно-абсорбційної спектروفотометрії (ААС) на приладі Сатурн 3 (Україна).

Проведений хімічний аналіз лесоподібного суглинку (табл. 1.2.1.1) показав, що родючість цього субстрату дуже низька. Вміст гумусу лише 1,19%. Хоча внесення осаду стічних вод збільшило цей показник на 40–80%, максимальний вміст гумусу не перевищував 2,1%.



Рис. 1.2.1.1. Внесення осаду стічних вод на дослідні ділянки

Таблиця 1.2.1.1

Хімічні показники лесоподібного суглинку

Показники	Контроль			ОСВ			ОСВ+Ф		
	20 т/га	40 т/га	60 т/га	20 т/га	40 т/га	60 т/га	20 т/га	40 т/га	60 т/га
Гумус (%)	1,19 ± 0,03	1,86 ± 0,08	1,96 ± 0,08	1,71 ± 0,06	1,86 ± 0,08	1,96 ± 0,08	1,60 ± 0,07	1,66 ± 0,06	2,14 ± 0,08
Сух. речов. (%)	96,6 ± 2,1	96,7 ± 1,9	96,9 ± 2,6	96,7 ± 1,9	96,9 ± 2,6	96,8 ± 2,5	97,2 ± 1,8	97,2 ± 1,9	97,0 ± 2,1
Вуглець (%)	0,69 ± 0,04	1,08 ± 0,08	1,14 ± 0,09	0,99 ± 0,06	1,08 ± 0,08	1,14 ± 0,09	0,93 ± 0,06	0,96 ± 0,05	1,24 ± 0,09
Легко гідролізуємий азот (мг/кг)	65,1 ± 1,8	80,0 ± 2,3	90,9 ± 2,5	80,0 ± 2,3	90,9 ± 2,5	103,8 ± 3,1	80,2 ± 2,3	92,2 ± 2,7	111,0 ± 3,6
Рухомий фосфор, P ₂ O ₅ (мг/кг)	42,2 ± 1,3	160,1 ± 2,6	188,1 ± 9	160,1 ± 2,6	188,1 ± 9	214,2 ± 3,1	139,0 ± 2,1	176,1 ± 2,6	225,7 ± 2,8
Обмінний калій, K ₂ O (мг/кг)	206,5 ± 1,9	220,0 ± 2,5	226,6 ± 2,7	220,0 ± 2,5	226,6 ± 2,7	370,8 ± 3,8	227,2 ± 2,3	247,8 ± 2,5	350,2 ± 3,5
pH	8,35	8,3	8,2	8,3	8,2	8,1	8,25	8,1	8,0

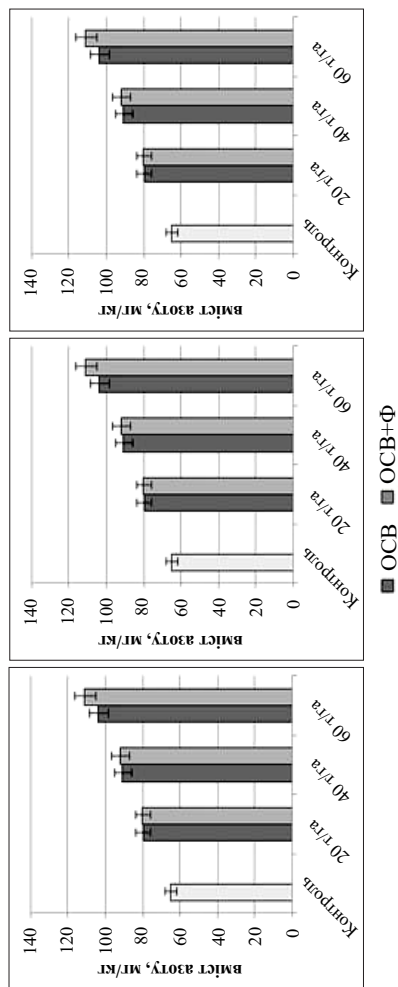


Рис. 1.2.1.2. Ефект від внесення осаду стічних вод на вміст мікроелементів у лесоподібному суглинку

Вміст доступного азоту в субстраті дуже низький, не перевищує 100 мг/кг. Внесення немодифікованого осаду стічних вод, залежно від дози, сприяло збільшенню масової частки азоту до 80–104 мг/кг. Ефект осаду стічних вод із флокулянтном у дозі 60 т/га був найбільшим, вміст елемента підвищився до 111 мг/кг (рис. 1.2.1.2). Незважаючи на це, лесоподібний суглинок залишається субстратом з низьким вмістом азоту, що не перевищує 150 мг/кг.

За вмістом обмінного калію лесоподібний суглинок можна віднести до субстрату із середньою забезпеченістю цим елементом (не більше 200–300 мг/кг). На ділянках, де вносилися осад стічних вод у дозі 60 т/га, вміст калію підвищився до значних показників – 350–370 мг/кг.

Лесоподібний суглинок відноситься до субстрату з високим вмістом мобільного фосфору (42,2 мг/кг). Внесення осаду стічних вод сприяло додатковому надходженню цього елемента до субстрату. В результаті його вміст збільшився в 3–5 разів, досягнувши максимальних значень у варіантах ОСВ 60 т/га та ОСВ+Ф 60 т/га.

Таким чином, спостерігається деякий дисбаланс у забезпеченні лесоподібного суглинка основними поживними елементами: дуже низьким вмістом органічної речовини та азоту і підвищеним вмістом мобільного фосфору та обмінного калію. Цей висновок справедливий як для контрольної ділянки, так і для варіантів з внесенням осаду стічних вод.

Вміст доступних для рослин мікроелементів, у тому числі токсичних, у лесоподібних суглинках зафіксовано в невеликих кількостях (табл. 1.2.1.2).

Введення осаду стічних вод підвищило вміст заліза і марганцю на 43–49 %. Вміст міді збільшився на 6–26 % у з більш вираженим ефектом від введення необробленого осаду стічних вод. Натомість внесення осаду стічних вод у нормі 20 та 40 т/га призвело до підвищення вмісту цинку в межах 6–46 % (ОСВ+Ф) та 37–64 % (ОСВ). Доза 60 т/га мала найбільший ефект, збільшуючи кількість цинку в 2,3–2,9 рази. Така ж динаміка спостерігалася і у випадку кобальту. Використання осадів стічних вод сприяло збільшенню вмісту нікелю та свинцю в субстраті на 12–88 %; вміст нікелю був більшим у варіанті ОСВ+Ф, а свинцю в варіанті ОСВ. Внесення необробленого осаду стічних вод призвело до значного підвищення вмісту хрому (3–9 разів) і кадмію (3–5,5 рази); тоді як за використання флокульованого осаду це збільшення становило 2–3,4 рази.

Таблиця 1.2.1.2
Середній вміст доступних рослинам мікроелементів у лесоподібному суглинку, мг/кг

Елемент	Контроль	ОСВ			ОСВ+Ф		
		20 т/га	40 т/га	60 т/га	20 т/га	40 т/га	60 т/га
Fe	11,55 ± 0,6	12,8 ± 0,7	15,6 ± 0,7	16,2 ± 0,9	11,8 ± 0,6	14,2 ± 0,6	15,9 ± 0,7
Mn	35,3 ± 1,1	35,5 ± 1,2	37,5 ± 1,4	52,9 ± 1,7	37,8 ± 1,3	38,4 ± 1,3	51,8 ± 1,6
Cu	1,22 ± 0,09	1,44 ± 0,1	1,47 ± 0,12	1,54 ± 0,12	1,29 ± 0,1	1,36 ± 0,13	1,40 ± 0,11
Zn	2,9 ± 0,12	4,0 ± 0,30	4,78 ± 0,36	8,58 ± 0,43	3,1 ± 0,26	4,25 ± 0,35	6,9 ± 0,38
Co	0,25 ± 0,03	0,28 ± 0,04	0,34 ± 0,04	0,53 ± 0,05	0,29 ± 0,03	0,35 ± 0,03	0,45 ± 0,04
Ni	0,56 ± 0,06	0,63 ± 0,07	0,78 ± 0,07	0,91 ± 0,08	0,57 ± 0,06	0,82 ± 0,08	1,03 ± 0,09
Cr	0,1 ± 0,01	0,34 ± 0,02	0,76 ± 0,04	0,92 ± 0,05	0,12 ± 0,01	0,20 ± 0,02	0,31 ± 0,02
Pb	1,41 ± 0,09	1,65 ± 0,12	1,95 ± 0,14	2,66 ± 0,16	1,66 ± 0,10	1,99 ± 0,11	2,19 ± 0,15
Cd	0,05 ± 0,01	0,17 ± 0,02	0,25 ± 0,04	0,28 ± 0,04	0,11 ± 0,02	0,13 ± 0,02	0,17 ± 0,02

При цьому вміст хрому та кадмію був у межах норми навіть при внесенні великих доз осаду стічних вод. Підвищення концентрації мікроелементів при внесенні осаду стічних вод слід враховувати, якщо він використовується на ґрунтах, забруднених цими металами.

1.2.2. Вирощування цукрового сорго на лесоподібному суглинку з додаванням осаду стічних вод

Сорго (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) є стародавньою культурою африканського походження, яка особливо важлива в посушливих районах Африки та Південної Азії, зі значним виробництвом також у Китаї, Південно-Східній Азії та Америці. Питання щодо часу та місця його походження та введення культуру обговорюються досить тривалий час. Найдавніші свідчення про дике сорго походять від мисливців-збирачів у Сахарі приблизно 8000 р. до н. е., але найдавніші згадки про окультурене сорго датовані 2000–1700 рр. до н.е. (Paterson et al., 2019; Smith et al., 2019). Загалом вважається, що вперше воно було введено в культуру в Північній Африці, можливо, в регіонах Нілу, Судані чи Ефіопії (Dillon et al., 2007; Venkateswaran et al., 2019). Сьогодні сорго культивується по всьому світу в теплих кліматичних районах. У кількісному відношенні це п'яте за значенням злакове зерно у світі після пшениці, кукурудзи, рису та ячменю.

Сорго є основним продуктом харчування для мільйонів людей, які живуть приблизно в 30 країнах у субтропічних і напівзасушливих регіонах Африки та Азії. Це джерело продовольства та корму, переважно в традиційному дрібному фермерському секторі. Воно також знаходить місце в секторі комерційного землеробства з великими витратами як кормова рослина, і швидко розвивається як біопаливна культура. Попередні дослідження показали, що біомаса може бути використана для задоволення 15 %–20 % глобального прогнозованого попиту на енергію до 2050 року і приблизно 25 % до 2100 року (Beringer et al., 2011; Dale et al., 2014; Stoklosa, 2020). Протягом останніх років сорго викликало значний інтерес як джерело вільного ферментованого цукру або лігноцелюлозної сировини

з потенціалом для виробництва палива, харчових продуктів, кормів та ряду інших продуктів у різних комбінаціях тим самим узгоджуючи питання енергетичної та продовольчої безпеки (Shoemaker & Bransby, 2010; Regassa & Wortmann, 2014; Appiah-Nkansah et al., 2019). Серед різних варіацій *Sorghum bicolor* цукрове сорго вважається однією з найефективніших культур для перетворення атмосферного CO₂ на цукор із великими перевагами порівняно з виробництвом цукрової тростини в деяких районах тропіків, що робить його перспективною культурою для біоенергетики, одночасно задовольняючи потреби в їжі та кормах. Цукрове сорго схоже на зернове сорго, але має здатність накопичувати цукор у стеблах без значного зниження виробництва зерна. Таким чином, його використовують як сировину для біопалива першого покоління, де зерновий і стебловий цукор можна використовувати для виробництва біоетанолу, тоді як енергетичне сухостеблове сорго все частіше розглядають як потенційну сировину для виробництва лігноцелюлозного біопалива (Barbanti et al., 2006; Basavaraj et al., 2013; Cifuentes et al., 2014; Rao et al., 2019).

Традиційно цукрове сорго служило сиропною культурою, а його агротехніка та виробництво добре зрозумілі. Цукрове сорго генетично різноманітне, і може значно варіювати за такими характеристиками, як відсоток Brix (13–24), концентрація сахарози в соку (7,2–15,5%), загальна врожайність стеблового цукру (до 12 т/га), урожайність свіжого стебла (24–120 т/га), врожайність біомаси (36–140 т/га) тощо (Calviño & Messing, 2012; Regassa & Wortmann, 2014).

Важливою характеристикою цукрового сорго є те, що його можна вирощувати в сівозміні разом із продовольчими культурами, що дозволяє використовувати загальні методи управління посівами та сільськогосподарську техніку (Zegada-Lizarazu & Monti, 2012). Завдяки невимогливості до ґрунтових умов, цукрове сорго може бути успішною заміною цукровому буряку на малопродуктивних та засоленних землях у посушливих районах півдня, де зовсім неможливе промислове бурякосіяння. Промислове вирощування сорго не пов'язане з необхідністю витіснення або зменшення частини посівних площ, що виділяються для вирощування інших сільськогосподарських культур (Theuretzbacher et al., 2013; Velmurugan et al., 2020). Ця обставина є найважливішим моментом для промислового

використання культури цукрового сорго, тому що дає можливість залучити нові трудові ресурси та площі для отримання цукроносною сировини та наблизити виробництво продукції до споживача.

В ході виробництва цукру з цукрового сорго утворюються такі відходи як багасса та листя, які теж мають економічний потенціал та можуть бути сировиною для виробництва продуктів з доданою вартістю, наприклад, етанолу другого покоління (Goshadrou et al., 2011; Zhang et al., 2011; Rao et al., 2019). Багасу та листя також можна брикетувати, що додає комерційну, екологічну та соціальну цінність агропромисловим відходам. Порівняно з деревиною брикети значно зменшують потребу в дорогому транспортуванні, не вимагають прямої мобілізації лісових масивів для видобутку сировини, виділяють менше парникових газів, шкідливих для здоров'я людей і тварин, і приблизно в п'ять разів щільніші (Paula et al., 2011).

В Україні, за останні роки, масштаби вирощування сорго для використання у сільськогосподарській та енергетичній галузях мають тенденцію до зростання. Основні площі вирощування зосереджені в південних регіонах. На сьогодні, в Україні вирощується майже 170 сортів сорго з високими показниками пластичності, здатними давати задовільні та стабільні врожаї не тільки в сприятливі роки, а й за тривалої посухи. Завдяки досягненням селекції, освоєнню інтенсивних технологій вирощування та порівняно сприятливій кон'юктурі ринку посіви сорго збільшуються і за останні роки коливаються в межах 145–180 тис. га (Каражбей, 2012; Аверчев & Піскун, 2022). Однією з основних причин вирощування сорго та ключовим фактором в формуванні площі посівів є попит на сорго з боку імпортерів, основними з яких є Італія, Іспанія, Ізраїль та Туреччина. Для внутрішнього споживання сорго в Україні здебільшого вирощується як корм для тварин та як сировина для біопалива.

В даному експерименті був використаний гібрид цукрового сорго української селекції Медовий. Вихід біомаси оцінювали шляхом зважування. Вміст макро- та мікроелементів визначали за методиками, наведеними вище. Термічний аналіз сухої біомаси сорго проводили на дериватографі Q-1500D фірми "Paulik-J. Paulik-L. Erdey". Результати вимірювань обробляли за допомогою програмного комплексу, що входить до комплексу поставки приладу.

Зразки біомаси аналізували динамічно при швидкості нагрівання 10 °С/хв в атмосфері повітря.

Залежно від погодних умов та субстрату, висота сорго Медовий може варіювати від 260 см до 300 см, а врожайність свіжої біомаси від 61 до 82 т/га (Kharytonov et al., 2019, 2021). В даному досліді внесення осаду стічних вод сприяло збільшенню висоти рослин, продуктивності біомаси, а також врожайності зерна.

Збільшення ростових показників було невеликим, в межах від 4 % в варіанті ОСВ20 до 18 % в варіанті ОСВ+Ф60 (рис. 1.2.2.1).

Вплив внесення осаду стічних вод на продуктивність біомаси був більш значним, особливо за дози 60 т/га, де врожайність в варіанті з необробленим осадом збільшилась на 14,5 %, а в варіанті з флокульованим – на 41 %. В результаті максимальний врожай складав 104,6 т/га (рис. 1.2.2.2).

Для врожайності зерна також був відмічений ефект від додавання ОСВ. Продуктивність збільшилася від 6–15 % за дози 20 т/га до 34–60 % за дози 60 т/га (рис. 1.2.2.3). В результаті врожайність зерна збільшилася від 7,1 т/га в контролі до 9,5 т/га (ОСВ) – 11,4 т/га (ОСВ+Ф). Найбільший приріст, як вегетативної маси, так і зерна, спостерігався в варіантах внесення флокульованого осаду стічних вод.

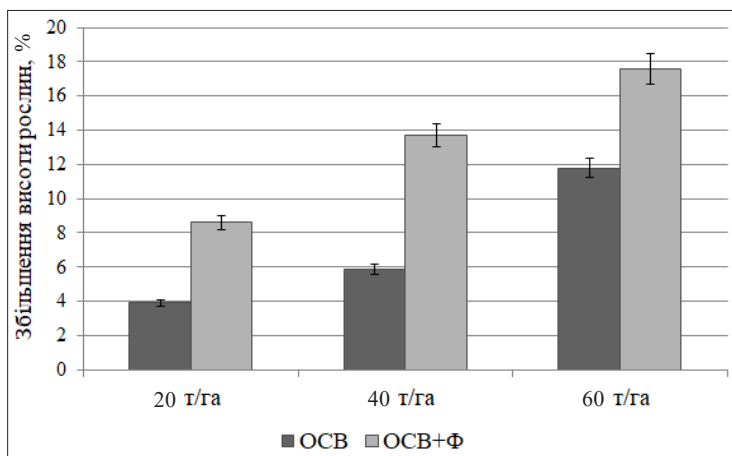


Рис. 1.2.2.1. Ефект від внесення осаду стічних вод на ростові показники сорго

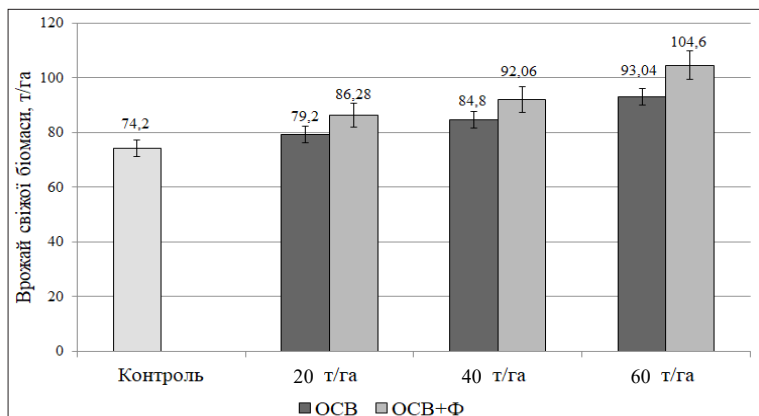


Рис. 1.2.2.2. Врожайність свіжої біомаси сорго за різних умов внесення осаду стічних вод

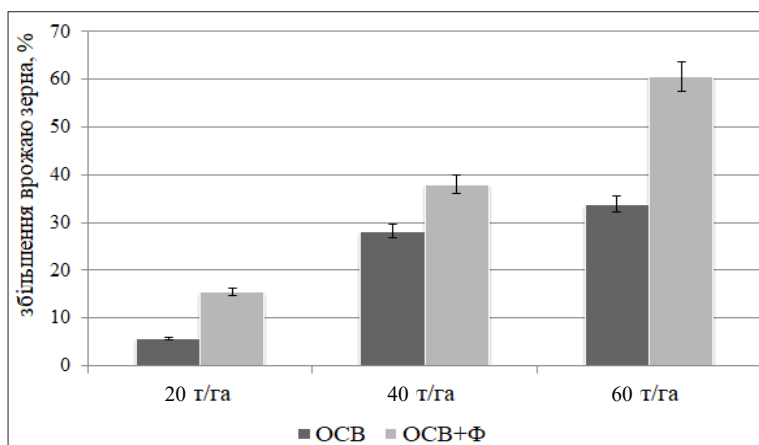


Рис. 1.2.2.3. Ефект від внесення осаду стічних вод на врожайність зерна сорго

Серед макроелементів азот акумулюється біомасою сорго найбільше. Калій та фосфор також активно поглинаються. Додавання осаду стічних вод сприяло підвищенню вмісту цих елементів в біомасі сорго (табл. 1.2.2.1). Залежно від типу та дози внесення осаду стічних вод вміст азоту в біомасі збільшився від 12–40%

(доза 20 т/га) до 80–112% (доза 60 т/га). Відмічено підвищення вмісту фосфору в біомасі в 2,3–2,7 рази за дози 20 т/га, в 2,5–2,9 рази за дози 40 т/га та в 3,3–3,7 рази за дози 60 т/га. В експериментальних варіантах за дозах внесення осаду 20 та 40 т/га збільшення калію було незначним, від 6 до 38%. Доза 60 т/га призвела до більшого ефекту, вміст калію в надземній біомасі збільшився на 80–90%.

З врахуванням врожайності біомаси сорго був розрахований щорічний винос макроелементів. Найбільші показники спостерігались для азоту, найменші для фосфору. Внесення осаду стічних вод сприяло збільшенню вносу макроелементів (рис. 1.2.2.4).

Таблиця 1.2.2.1

Вміст макроелементів у надземній біомасі сорго Медовий, %

Елемент	контроль	20 т/га	40 т/га	60 т/га
ОСВ				
Азот	0,50 ± 0,13	0,70 ± 0,11	1,01 ± 0,10	1,06 ± 0,11
Фосфор	0,024 ± 0,004	0,065 ± 0,005	0,07 ± 0,006	0,09 ± 0,008
Калій	0,226 ± 0,06	0,241 ± 0,07	0,289 ± 0,09	0,439 ± 0,1
ОСВ+Ф				
Азот	0,50 ± 0,13	0,56 ± 0,14	0,78 ± 0,10	0,90 ± 0,10
Фосфор	0,024 ± 0,004	0,055 ± 0,005	0,06 ± 0,006	0,08 ± 0,007
Калій	0,226 ± 0,06	0,301 ± 0,09	0,313 ± 0,08	0,405 ± 0,09

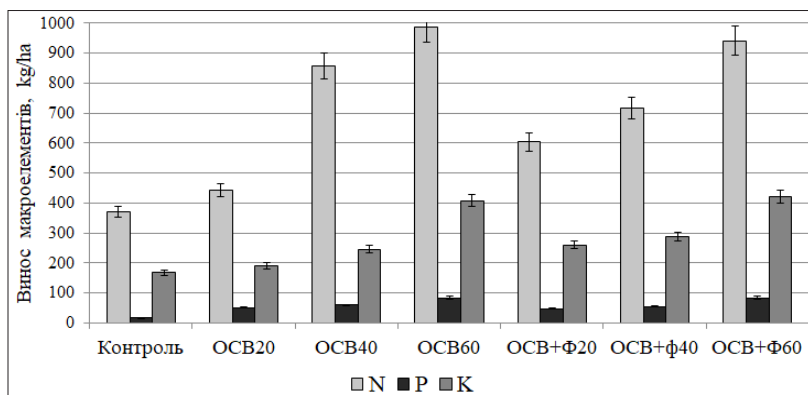


Рис. 1.2.2.4. Щорічний винос макроелементів біомасою сорго за різних умов внесення осаду стічних вод

При цьому динаміка збільшення поглинання азоту та калію у всіх варіантах досліду була ідентичною. Найменший ефект спостерігався у варіантах ОСВ20 та ОСВ+Ф20 (збільшення становило від 13 до 60%). У випадках з дозою 40 кг/га винос елементів збільшився 1,5–2,3 разів. Максимальний рівень поглинання досяг у випадках з дозою 60 т/га і становив 250–265 % від контрольних значень.

Ефект від застосування осаду стічних вод на поглинання фосфору був найбільшим, винос цього елемента збільшився у 2,7–2,9 рази у варіантах з дозою 20 кг/га, у 3,1–3,4 у варіантах з дозою 40 кг/га та в 4,7 рази у варіантах з дозою 60 кг/га.

Серед досліджених мікроелементів, в надземній біомасі сорго кількість заліза, марганцю та цинку було найбільшою (табл. 1.2.2.2). Цинк є елементом, що поглинається сорго найбільш активно. Коефіцієнт поглинання, що є співвідношенням вмісту елемента в біомасі до вмісту його доступній фракції в субстраті, був досить великим: в контролі, варіантах ОСВ+Ф20, ОСВ+Ф40 його значення було в межах 12,2–13,4, в інших варіантах досліду в межах 7,5–9,0. Залізо також активно накопичується в біомасі сорго, його коефіцієнт поглинання варіював від 6,9 (у контролі) до 12,3 (варіант ОСВ60). Третім елементом за інтенсивністю накопичення є мідь. Її коефіцієнти поглинання знаходились у діапазоні 4,0–5,8, сягаючи максимуму 8,0 в варіанті ОСВ60. Марганець має середні показники накопичення. Його коефіцієнти поглинання не перевищували 1,5–2,3.

Була відмічена тенденція до накопичення хрому біомасою сорго на ділянках з внесенням осаду стічних вод. Хоча вміст цього елемента в варіантах з необробленим осадом стічних вод був більшим, інтенсивність накопичення хрому була нижче, ніж в варіантах з флокульованим осадом: залежно від дози внесення коефіцієнт поглинання був на рівні 1,7–2,5, тоді як в дослідях з необробленим осадом він не перевищував позначки 1,1. Інтенсивність поглинання кобальту рослинами сорго була середньою, а нікель, кадмій та свинець не накопичувалися в біомасі навіть за великих доз внесення осаду стічних вод.

З врахуванням врожайності сорго, щорічний винос есенціальних мікроелементів (Fe, Mn, Zn, Cu) біомасою складав від декількох сотень грамів до кількох кілограмів на гектар (рис. 1.2.2.5).

Таблиця 1.2.2.2
Вміст мікроелементів у біомасі сорго, мг/кг

Елемент	Контроль	ОСВ			ОСВ+Ф		
		20 т/га	40 т/га	60 т/га	20 т/га	40 т/га	60 т/га
Fe	80,2 ± 2,11	107,3 ± 3,63	147,9 ± 3,80	199,7 ± 3,72	97,3 ± 2,51	111,7 ± 3,80	169,9 ± 3,84
Mn	50,2 ± 1,23	73,6 ± 1,81	85,3 ± 1,83	99,1 ± 1,95	62,6 ± 1,37	64,4 ± 1,42	72,4 ± 1,45
Cu	5,1 ± 0,40	6,38 ± 0,41	8,46 ± 0,51	12,36 ± 0,53	5,11 ± 0,38	6,41 ± 0,42	8,18 ± 0,48
Zn	35,4 ± 0,65	36,19 ± 0,67	54,28 ± 0,72	64,55 ± 0,76	39,70 ± 0,63	56,94 ± 0,70	60,86 ± 0,75
Co	0,11 ± 0,01	0,19 ± 0,01	0,30 ± 0,01	0,49 ± 0,02	0,14 ± 0,01	0,40 ± 0,01	0,46 ± 0,02
Ni	0,29 ± 0,02	0,42 ± 0,02	0,54 ± 0,02	0,61 ± 0,03	0,32 ± 0,02	0,40 ± 0,02	0,51 ± 0,02
Cr	0,06 ± 0,006	0,34 ± 0,01	0,63 ± 0,03	1,0 ± 0,11	0,30 ± 0,02	0,34 ± 0,02	0,76 ± 0,03
Pb	0,1 ± 0,008	1,18 ± 0,1	1,43 ± 0,04	1,71 ± 0,05	0,41 ± 0,02	0,94 ± 0,03	1,62 ± 0,06
Cd	0,01 ± 0,002	0,05 ± 0,003	0,06 ± 0,003	0,08 ± 0,004	0,03 ± 0,001	0,05 ± 0,002	0,06 ± 0,003

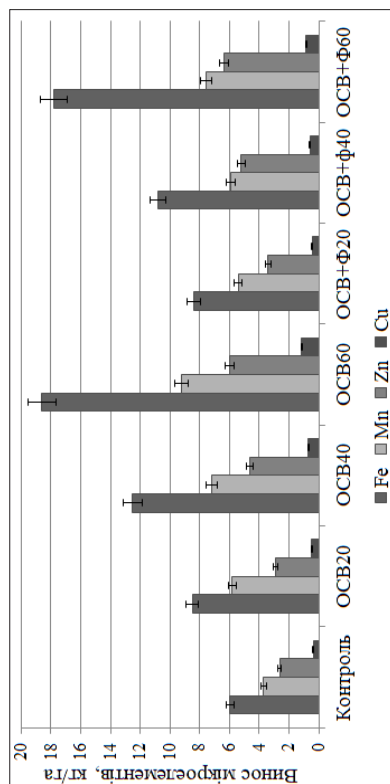


Рис. 1.2.2.5. Винос есенціальних мікроелементів біомасою сорго за різних умов внесення осаду стічних вод, кг/га

Винос заліза був найбільшим та в варіантах ОСВ60 та ОСВ+Ф60 склав 18,6 та 17,8 кг/га відповідно. Винос марганцю та цинку також був значним з максимальними значеннями 7,6–9,2 кг/га (Mn) та 6,0–6,4 кг/га (Zn). Винос міді був невеликим, в межах 0,4–1,1 кг/га.

Щорічний винос інших мікроелементів був незначним, не перевищуючим сотню грамів на гектар (рис. 1.2.2.6). Винос кадмію був найменшим (від 0,7 г/га в контролі до 6–7 г/га на ділянках з ОСВ), а свинцю найбільшим, сягаючи 120–170 г/га в варіантах ОСВ40, ОСВ60 та ОСВ+Ф60.

Висушена багаса сорго, що залишилася після віджимання соку, може служити сировиною для отримання твердого палива (брикети, пелети, гранули). У зв'язку з цим були проаналізовані термічні характеристики сухої біомаси сорго, щоб з'ясувати, яким чином внесення осаду стічних вод впливає на її властивості в процесі спалювання. Основні параметри деструкції біомаси сорго Медовий у різних варіантах досвіду показані в таблиці 1.2.2.3.

На ділянках з осадом стічних вод у дозі 20 т/га, термічні характеристики біомаси сорго на першому етапі деструкції були ідентичні контрольним. Тривалість процесу випаровування води та легколетких компонентів, швидкості проходження реакцій були

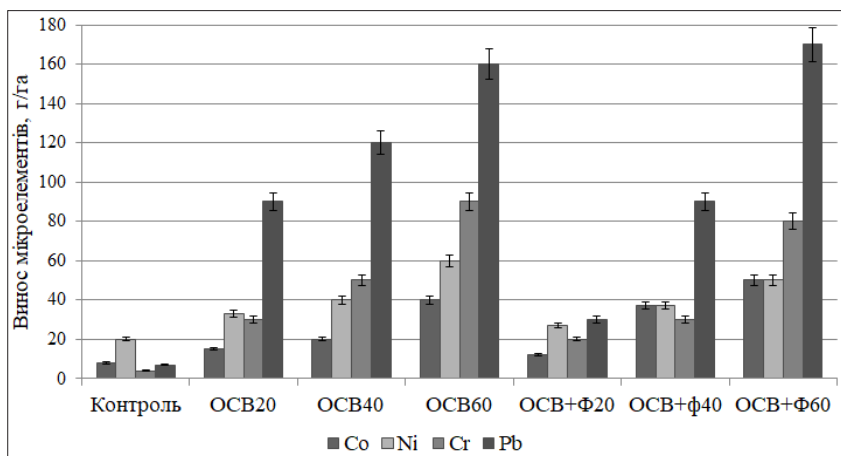


Рис. 1.2.2.6. Винос мікроелементів біомасою сорго за різних умов внесення осаду стічних вод, г/га

майже однаковими. Спостерігалися невеликі відмінності у втраті маси, а також усунення піків у бік більших (ОСВ20) або менших (ОСВ+Ф20) температур. На другому етапі розкладання основних компонентів біомаси відмінності у характері проходження процесів проявилися більш чіткіше (рис. 1.2.2.7).

Таблиця 1.2.2.3

Основні параметри термальної деструкції багаси сорго за різних умов внесення осаду стічних вод

Варіант	Стадія	Інтервал, °С	Пік, °С	Максимальна швидкість, %/хв	Втрата маси, %	Частка негорючого залишку, %
Контроль	I	30–170	110	5,3	6,8	
	II	170–420	390	40	65,4	
	III	420–600	460	7,6	24,2	3,6
ОСВ20	I	30–170	120	5,1	5,4	
	II	170–380	320	45,6	60,8	
	III	380–605	400	6,2	31,2	2,6
ОСВ40	I	30–180	130	8,1	6,4	
	II	180–410	300	53,2	68,6	
	III	410–600	440	6,9	23,1	1,9
ОСВ60	I	30–170	95	4,6	4,9	
	II	170–410	290	35,1	65,8	
	III	410–600	470	4,7	27,9	1,4
ОСВ+Ф20	I	30–170	95	5,0	8,1	
	II	170–400	290	44,6	52,5	
	III	400–600	440	4,3	38,2	1,2
ОСВ+Ф40	I	30–160	80	5,5	9,9	
	II	160–390	290	50,8	63,6	
	III	390–600	450	5,2	25,4	1,1
ОСВ+Ф60	I	30–150	95	5,1	8,1	
	II	150–410	280	45,6	65,1	
	III	410–600	470	7,1	25,7	1,1

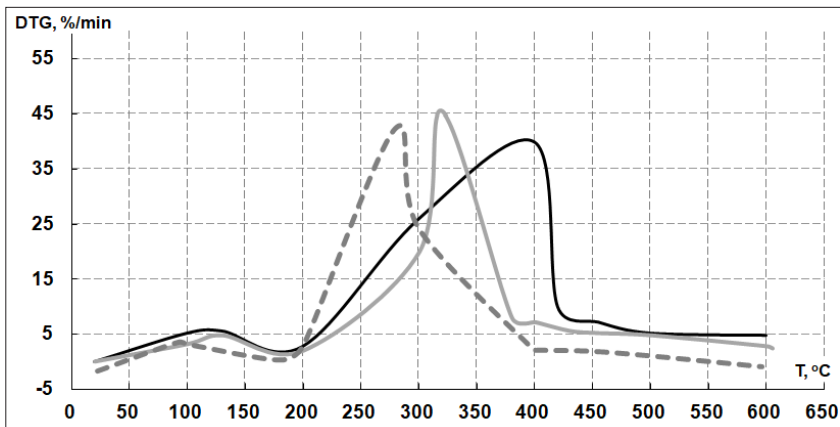


Рис. 1.2.2.7. Термограма деструкції біомаси сорго за дози ОСВ 20 т/га

Чорна лінія – контроль, сіра лінія – ОСВ20, пунктирна сіра лінія – ОСВ+Ф20

Під впливом осаду стічних вод основні процеси цього етапу проходять у діапазоні нижчих температур, ніж у контрольних зразках. Швидкості цих процесів були вищі, що добре помітно за крутими кривими термограми. Втрата маси в дослідних зразках на цьому етапі менша на 7,0–19,7 % ніж у контрольних. Останній етап розкладання лігніну та утворення негорючого залишку проходила більш повільно у випадках з осадом стічних вод. Згоряння зразків було повнішим, особливо у варіанті ОСВ+Ф20. Втрата маси на 28,9–57,8 % більша, ніж у контролі.

Внесення осаду стічних вод у дозі 40 т/га мало значні наслідки у тепловій поведінці біомаси сорго (рис. 1.2.2.8).

На початковому етапі, хоча швидкості процесів були ідентичні у всіх варіантах досвіду, пік деструкції у варіанті ОСВ40 був зрушений в область більш високих температур, а у варіанті ОСВ+Ф40 в область більш низьких. Відсоток втрати маси у контролі та варіанті ОСВ40 практично не відрізнявся, а у варіанті ОСВ+Ф40 був на 45 % більше, ніж у контролі. Етап розкладання геміцелюлози та целюлози був трохи коротшим у дослідних зразках, швидкості процесів значно вищі (на 27,0–33,0 %), піки деструкції зрушені в область нижчих температур. При цьому втрата маси була практично однаковою

у всіх трьох варіантах досвіду. У проходженні останнього етапу термічної деструкції біомаси особливих відмінностей не було виявлено. Проте, було зазначено, що згоряння дослідних зразків було повнішим, частка залишкової маси становила лише 1,9 % (ОСВ40) і 1,1 % (ОСВ+Ф40).

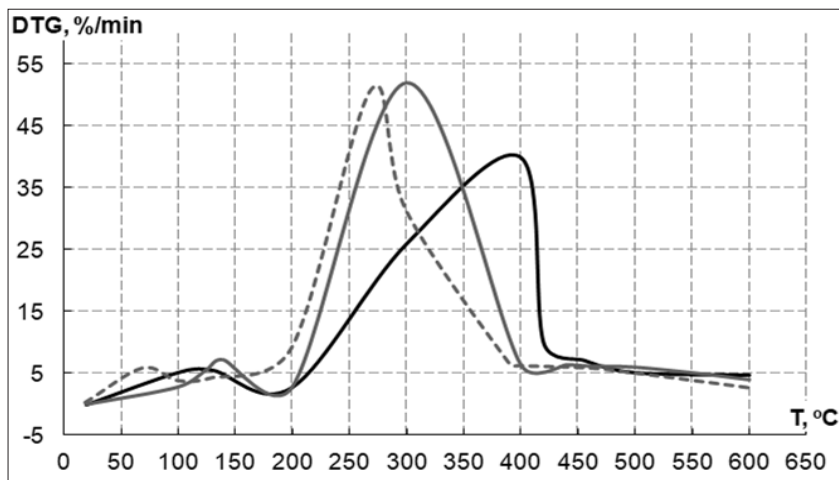


Рис. 1.2.2.8. Термограма деструкції біомаси сорго за дози ОСВ 40 т/га
Чорна лінія – контроль, сіра лінія – ОСВ40, пунктирна сіра лінія – ОСВ+Ф40

В експериментах із внесенням осаду стічних вод у дозі 60 т/га також були відмінності в теплових характеристиках дослідних та контрольних зразків (рис. 1.2.2.9). На початковому етапі розкладання легколетких компонентів, піки деструкції в дослідних зразках були зрушені в область нижчих температур, втрата маси у варіанті ОСВ60 була трохи менше, а у варіанті ОСВ+Ф60 трохи більше контрольних значень. Процеси розкладання основних компонентів біомаси в дослідних зразках протікали за більш низьких температур ніж у контрольних. Однак у варіанті ОСВ60 максимальна швидкість розкладання досягала лише 35,1 %/хв, тоді як у варіанті ОСВ+Ф60 45,6 %/хв. Суттєвих відмінностей у втраті маси між усіма зразками не спостерігалось на даному етапі.

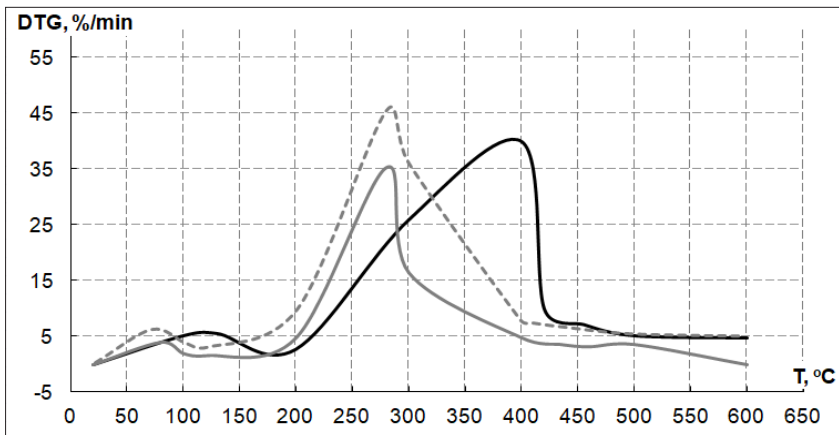


Рис. 1.2.2.9. Термограма деструкції біомаси сорго за дози ОСВ 60 т/га
Чорна лінія – контроль, сіра лінія – ОСВ60, пунктирна сіра лінія – ОСВ+Ф60

Характер проходження останнього етапу деструкції був схожий у всіх варіантах досвіду, проте у варіанті ОСВ60 швидкість процесів була нижчою. Більш повне згоряння зразків спостерігалось у варіанті ОСВ+Ф60.

Таким чином, доведено, що осад стічних вод позитивно впливає на продуктивність надземної біомаси цукрового сорго. Додавання осаду в субстрат також підвищує поглинання основних поживних речовин рослинами. Залежно від типу осаду та дози внесення вміст азоту в надземній біомасі може збільшуватися на 12–112 %, калію на 27–94 %, фосфору в 2,3–3,7 рази. Відповідно збільшується винос цих елементів з щорічним врожаєм.

Серед есенціальних мікроелементів цинк поглинається біомасою сорго найбільше. Інші елементи можна розташувати у такому порядку: Fe → Cu → Mn. Помічено, що за умов внесення осаду стічних вод, хром накопичується рослинами сорго більш інтенсивно. В той же час, нікель, кадмій і свинець не накопичуються біомасою сорго навіть у випадках з великою дозою ОСВ.

Внесення осаду стічних вод призводить до змін у характері проходження процесів термальної деструкції біомаси сорго. Розкладання основних компонентів відбувається в області нижчих температур і, як правило, при більш високих швидкостях.

Крім того, осад стічних вод (особливо з флокулянтном) сприяє більш повному згорянню біомаси.

1.2.3. Ефект від додавання осаду стічних вод на рослини міскантусу за вирощування на техноземі

Міскантус, особливо міскантус гігантський (*Miscanthus × giganteus*), це цінна енергетична культура, що останніми роками набуває все більшого поширення. Біомаса міскантусу може бути використаною для виготовлення різноманітних пелет, біоетанолу або біогазу (Heaton et al., 2008) на виснажених і важких ґрунтах, схильних до ерозії схилах, прибережних буферних зонах і зонах захисту ґрунтових вод (Wanat et al, 2013; Haines et al, 2015; Winkler et al, 2020). Результати застосування фіторе mediaційної технології свідчать, що міскантус добре переносить забруднення ґрунту важкими металами (Werle et al., 2016; Kocoń & Jurga, 2017).

Доволі мала врожайність міскантусу в перші роки вирощування є обмеженням (von Cossel et al, 2019), але застосування осаду стічних вод швидко оптимізує живлення рослин (Kołodziej et al., 2016). Польові експерименти з очеретом канарковим і міскантусом у Польщі показали, що поглинання макроелементів збільшується разом із збільшенням дози осаду стічних вод у діапазоні 10–20 т/га. Поглинання важких металів також було вищим за більшої дози осаду (Antonkiewicz et al, 2016). Міскантус виносить N, P і K з осаду найефективніше за нижчих норм внесення (Antonkiewicz et al., 2019), але інтенсивне зростання спостерігалося при застосуванні до 40 т/га (Ociepa-Kubicka & Pachura, 2013). Міскантус має високу теплотворну здатність і високий вміст целюлози, що можна порівняти з деревиною (Mészáros et al., 2007; Matusiak et al., 2020). Висновки щодо складу рослин та вмісту енергії показали, що осад стічних вод можна ефективно використовувати для збільшення кількості горючої сировини без викидів шкідливих газів (Ozdemir et al., 2018).

В нашому досліді з міскантусом кореневища рослини були висаджені на дослідні ділянки з розрахунку 14 800 рослин/га.

Вихід біомаси оцінювали шляхом зважування на другому році досліді. Вміст макро- та мікроелементів визначали за методиками, наведеними вище. Термічний аналіз сухої біомаси міскантусу проводили на дериватографі Q-1500D фірми “Paulik-J. Paulik-L. Erdey”. Результати вимірювань обробляли за допомогою програмного комплексу, що входить до комплексу поставки приладу. Зразки біомаси аналізували динамічно при швидкості нагрівання 10 °С/хв в атмосфері повітря.

В ході експерименту було виявлено, що на лесоподібному суглинку міскантус на другий рік вирощування в контрольному варіанті дав суху надземну біомасу 7,9 т/га. Застосування осаду стічних вод, особливо флокульованого, сприяло підвищенню врожайності (рис. 1.2.3.1). Наприклад, застосування флокульованого осаду стічних вод у кількості 40 т/га дало 11,9 т/га; на 4,4 % вище порівняно з додаванням необробленого мулу в дозі 60 т/га. Найвищу врожайність 12,9 т/га отримали за внесення флокульованого осаду у дозі 60 т/га.

Було доведено, що азот у надземній біомасі міскантусу накопичується найбільш інтенсивно. Введення осаду стічних вод сприяло збільшенню накопичення азоту в біомасі. Найбільший ефект дало використання ОСВ+Ф у всіх варіантах лікування порівняно з ОСВ (рис. 1.2.3.2).

Фосфор і калій накопичувалися в біомасі в меншій мірі. Найбільший вплив на концентрацію фосфору мало внесення осаду стічних вод у дозі 60 т/га (рис. 1.2.3.3). При накопиченні калію,

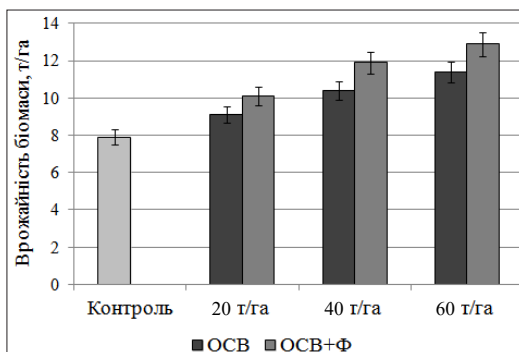


Рис. 1.2.3.1. Ефект внесення осаду стічних вод на врожайність міскантусу

у варіантах з дозами осаду стічних вод 20 і 40 т/га, використання необробленого осаду було більш ніж флокульованого. У дозі 60 т/га обидва типи осаду мали приблизно однакову дію.

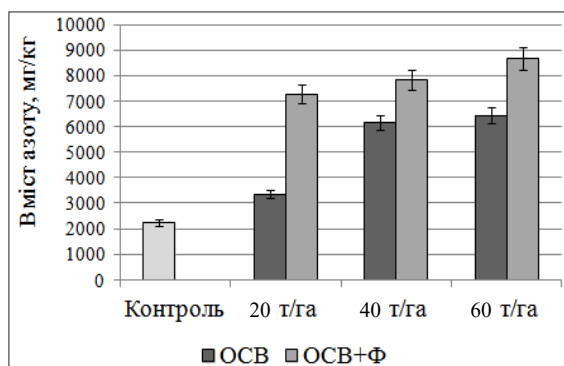


Рис. 1.2.3.2. Вміст азоту у надземній біомасі міскантусу в різних варіантах досліджу

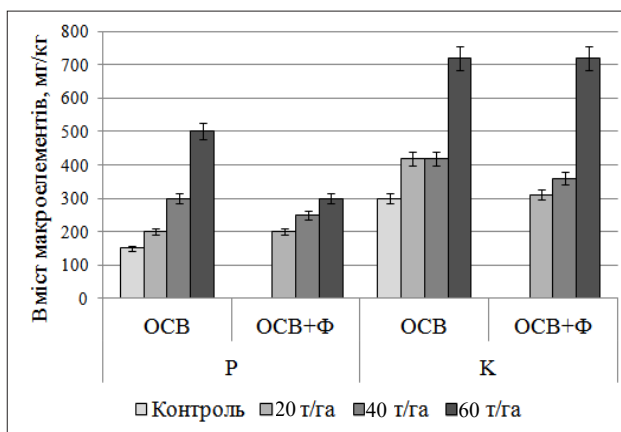


Рис. 1.2.3.3. Вміст фосфору та калію у біомасі міскантусу за різних доз осаду стічних вод

З урахуванням врожайності, було визначено винесення азоту, фосфору та калію біомасою дворічних рослин міскантусу. Винес азоту в контрольному варіанті становив 17,7 кг/га. Внесення

необробленого осаду стічних вод сприяло збільшенню вносу в залежності від дози в 1,7–4,1 рази. Внесення осаду стічних вод з флокулянтном збільшив внос азоту в 4,1–6,3 рази (рис. 1.2.3.4).

Внос калію становив від 2,4 кг/га у контрольному варіанті до 8,2 та 9,3 кг/га у варіантах з ОСВ у дозі 60 т/га. Таким чином, внесення осаду стічних вод сприяло збільшенню вносу цього елемента в залежності від виду ОСВ і дози в 1,3–3,9 рази (рис. 1.2.3.5).

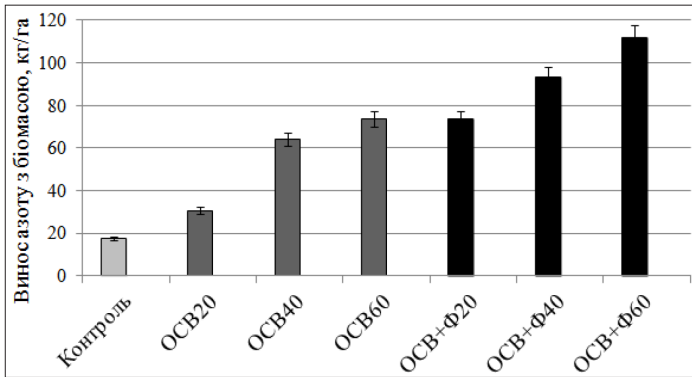


Рис. 1.2.3.4. Винос азоту з врожаєм біомаси міскантусу на дворічній плантації за різних умов внесення осаду стічних вод

Внос фосфору був найменшим. Без застосування добрив він становив 1,2 кг/га. Внесення невеликої дози ОСВ сприяло збільшенню цього показника в 1,5–1,8 рази. При дозі 40 т/га внос збільшився в 2,5–2,6 рази. Внесення ОСВ 60 т/га мало найбільший ефект, внос збільшився 3,2–4,8 рази. При цьому, якщо на внос азоту і калію вплинув переважно осад стічних вод, оброблений флокулянтном, то на внос фосфору – необроблений осад.

Серед есенціальних мікроелементів у біомасі міскантусу найбільший вміст був відмічений для заліза та марганцю. Після внесення осаду стічних вод рівень обох елементів зріс відповідно до норми внесення (рис. 1.2.3.6). Необроблений осад стічних вод мав більший вплив на вміст заліза, ніж флокульований, тоді як вплив обох типів осаду на марганець був майже однаковим.

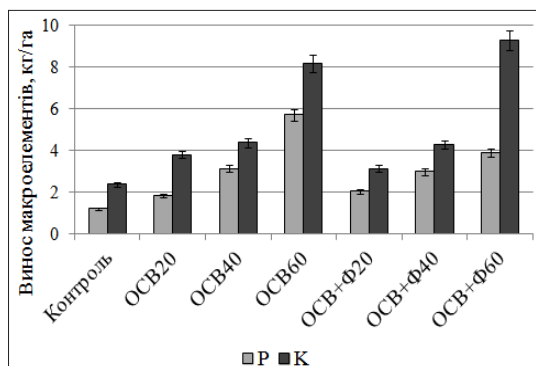


Рис. 1.2.3.5. Винос фосфору та калію біомасою міскантусу за різних умов внесення осаду стічних вод

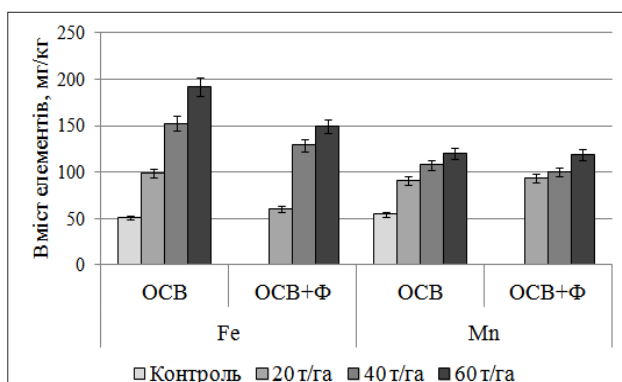


Рис. 1.2.3.6. Вміст заліза та марганцю в біомасі міскантусу за різних умов внесення осаду стічних вод

Вміст цинку і, особливо, міді в надземній біомасі був значно нижчим, ніж заліза і марганцю, але внесення осаду стічних вод призвело до збільшення вмісту обох елементів. Цинк зріс у 2,8 і 3,2 рази за внесення ОСВ+Ф60 і ОСВ 60 відповідно (рис. 1.2.3.7). На вміст міді значний вплив мав тільки необроблений ОСВ у дозах 40 і 60 т/га. Вміст цього елементу збільшився у 2,4–3,7 рази, тоді як за внесення флокульованого ОСВ у тих самих дозах збільшення відбулося лише в 1,2–1,8 рази.

З урахуванням врожайності було розраховано винесення есенціальних мікроелементів надземною біомасою міскантусу з дворічної плантації. Щодо міді він був дуже невеликим, у межах від 10 г/га (контроль) до 70/га (ОСВ60). Залежно від типу ОСВ та доз внесення винос заліза на гектар варіював у межах 0,4–1,9 кг, марганцю 0,4–1,5 кг, цинку 0,1–0,55 кг (рис. 1.2.3.8).

Серед важких металів найвищі значення в надземній біомасі відзначені для свинцю та хрому. Застосування осадів стічних вод

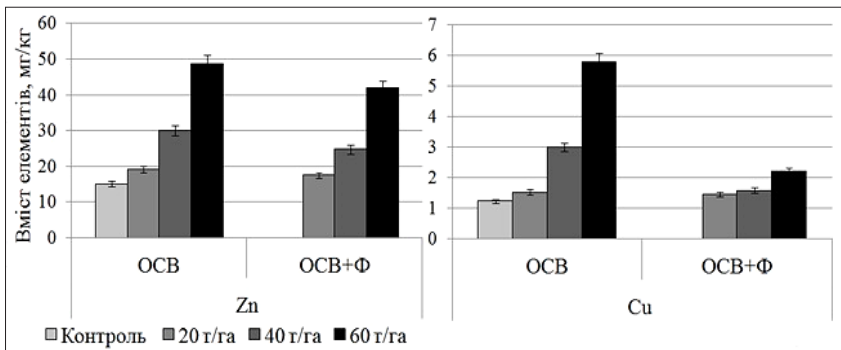


Рис. 1.2.3.7. Вміст цинку та міді у біомасі міскантусу за різних умов внесення осаду стічних вод

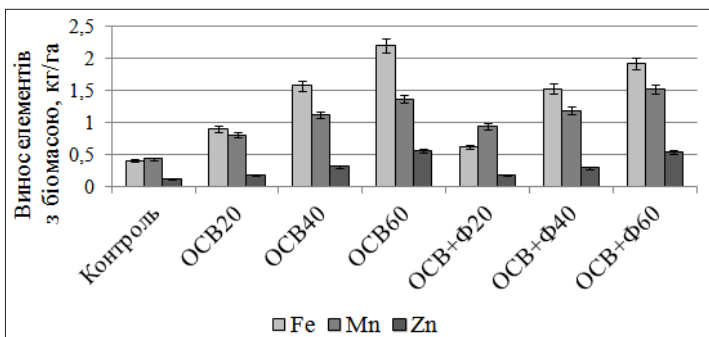


Рис. 1.2.3.8. Винос есенціальних мікроелементів біомасою міскантусу за різних умов внесення осаду стічних вод

сприяло збільшенню вмісту важких металів у біомасі в 1,1–2,3 рази для кобальту, нікелю і кадмію, в 1,1–1,8 рази для хрому і в 1,2–2,6 рази для свинцю. Необроблений осад стічних вод спричинив більшого ефекту, ніж флокульований (рис. 1.2.3.9).

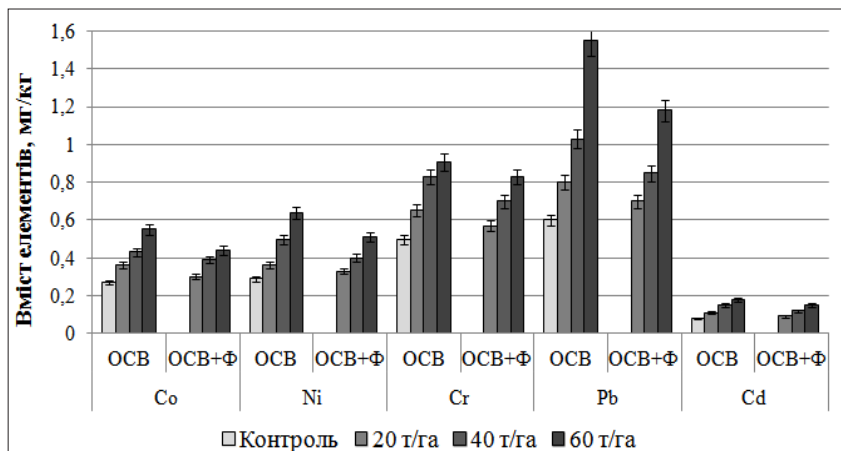


Рис. 1.2.3.9. Вміст важких металів у біомасі міскантусу на лесоподібному суглинку за різних умов внесення осаду стічних вод

Поглинання важких металів дворічною біомасою міскантусу невелике. Найвищі значення були відмічені для свинцю (15,2–17,6 г/га) і хрому (10,4–10,7 г/га) у OCB 60 і OCB+Ф60 відповідно. Винос кадмію був найменшим і не перевищував 0,6–2,0 г/га. Поглинання хрому збільшувалося в 1,4–2,6 рази, кадмію і нікелю в 1,4–3,2 рази, кобальту в 1,5–6,3 рази залежно від типу OCB і дози застосування (рис. 1.2.3.10).

За даними термогравіметричного аналізу термічний розклад біомаси міскантусу проходив в інтервалі температур 40–580 °C у чотири стадії (табл. 1.2.3.1).

Перший етап випаровування води і розкладання летких компонентів відбувається за відносно низьких температурах (45–150 °C) з втратою маси 11,1%. У цьому діапазоні спостерігався один пік деградації за температури 80 °C з максимальною швидкістю втрати ваги 6,5%/хв.

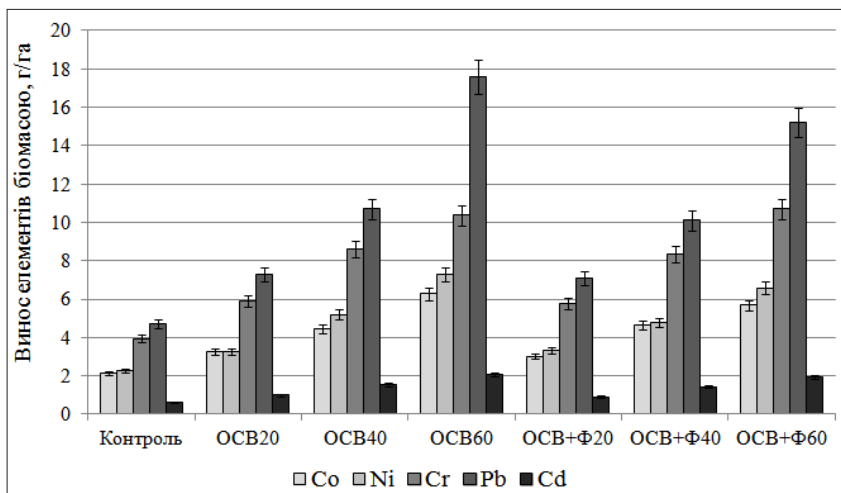


Рис. 1.2.3.10. Винос важких металів біомасою міскантусу

Таблиця 1.2.3.1

Основні параметри термічної деструкції біомаси міскантусу

Варіант	Стадія	Інтервал, °С	Пік, °С	Максимум, %/min	Втрата маси, %	Частка залишкової маси, %
1	2	3	4	5	6	7
Контроль	I	40–150	80	6,5	11,1	
	II	150–280	260	18,5	14,9	
	III	280–390	320	28,2	38,3	
	IV	390–580	440	8,2	33,9	1,8
OSB20	I	70–180	130	6,4	10,0	
	II	180–270	240	24,4	27,3	
	III	270–380	300	33,4	37,7	
	IV	380–540	420	7,6	24,1	0,9
OSB40	I	60–170	130	6,4	10,1	
	II	170–270	270	17,9	27,3	
	III	270–380	310	25,1	36,1	
	IV	380–520	425	7,7	25,0	1,2

Закінчення таблиці 1.2.3.1

1	2	3	4	5	6	7
ОСВ 60	I	60–180	130	5,8	10,0	
	II	180–260	255	19,2	22,8	
	III	260–390	300	28,9	38,6	
	IV	390–520	420	8,0	27,7	0,9
ОСВ +Ф20	I	70–180	100	5,8	9,0	
	II	180–260	220	17,1	29,0	
	III	260–380	300	25,6	35,9	
	IV	380–500	420	7,2	25,1	1,0
ОСВ +Ф40	I	50–180	130	5,1	6,6	
	II	180–270	240	15,8	26,7	
	III	270–380	300	23,5	39,2	
	IV	380–550	425	6,9	24,5	3,0
ОСВ +Ф60	I	60–160	100	4,4	10,2	
	II	160–270	260	14,3	29,1	
	III	270–390	300	22,1	35,4	
	IV	390–520	420	6,5	21,5	3,8

На другому-четвертому етапах відбувається розкладання основних компонентів біомаси (геміцелюлози, целюлози та лігніну). Розкладання геміцелюлози відбувалося в діапазоні 170–280 °С. Швидкість розкладання була значно вища, ніж на попередній стадії, пік розкладання спостерігався за температури 260 °С, а втрата маси становила 14,9%. У фазі розкладання целюлози (280–390 °С) пік деструкції припадав на 320 °С, максимальна швидкість становила 28,2%/хв, втрата маси на цій стадії також була найбільшою – 38,3%. Розщеплення лігніну відбувалося протягом двох останніх періодів, процес був відносно повільним з слабо вираженим піком за температури 440 °С. На цьому етапі було втрачено 33,9% маси. На останньому етапі також відбувається утворення негорючого залишку, частка залишкової маси склала 1,8%.

Введення осаду стічних вод змінює теплові характеристики біомаси. В експерименті з ОСВ зменшувалась тривалість термолізу, змінювалися швидкості процесів та зміщувалися піки деградації. В усіх варіантах досліду пік розпаду летких компонентів (перша стадія) зміщувався в бік вищих температур. При цьому швидкість

процесів мало відрізнялася від контрольних значень (рис. 1.2.3.11). У варіанті ОСВ 60 швидкість розкладання геміцелюлози та целюлози була значно вищою, ніж у контролі; піки деградації змістилися в бік нижчих температур.

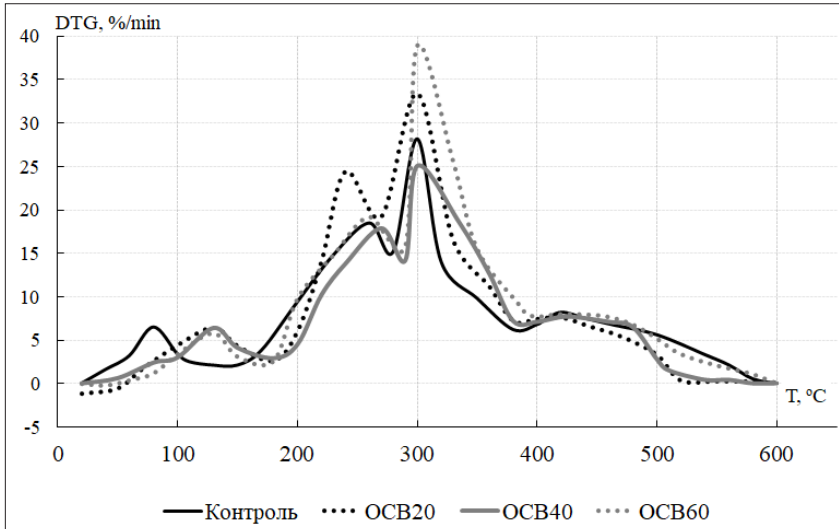


Рис. 1.2.3.11. Криві DTG на термограмі міскантусу за різних доз внесення необробленого осаду стічних вод

Термічні ефекти в досліджуваних зразках були більш виражені в інтервалі температур 300–420 °С, ніж у контролі (рис. 1.2.3.12). Внесення ОСВ сприяло більш повному згоранню біомаси. Частка залишкової маси зменшилася на 33–50 %.

Флокульований осад також вплинув на теплові характеристики біомаси. На першому етапі піки руйнування знову змістилися в бік більш високих температур (рис. 1.2.3.13). На стадії розкладання геміцелюлози зміщення піку в бік нижчих температур відзначено лише у досліді ОСВ+Ф20. Розпад целюлози в дослідних зразках був подібним до контролю, але дещо нижчими темпами. Особливих відмінностей між дослідними та контрольними зразками на останній стадії термічної деструкції не було. Спалювання біомаси було більш повним лише у варіанті ОСВ+Ф20.

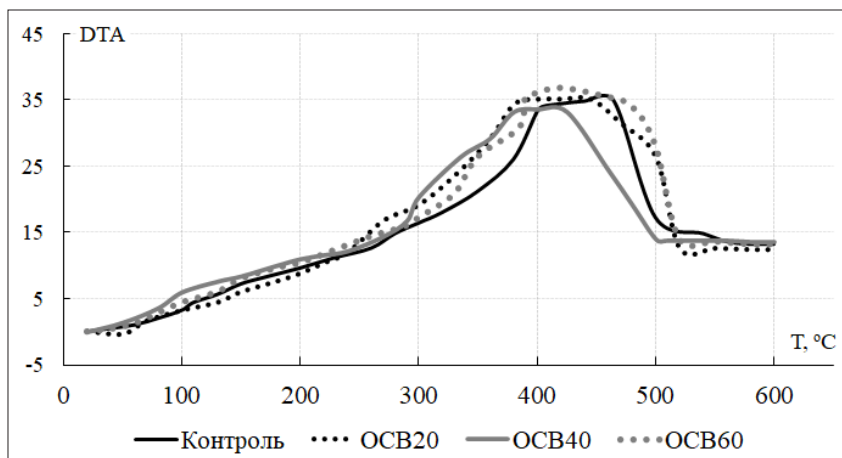


Рис. 1.2.3.12. Теплові ефекти термолізу біомаси міскантусу за різних доз внесення необробленого осаду стічних вод

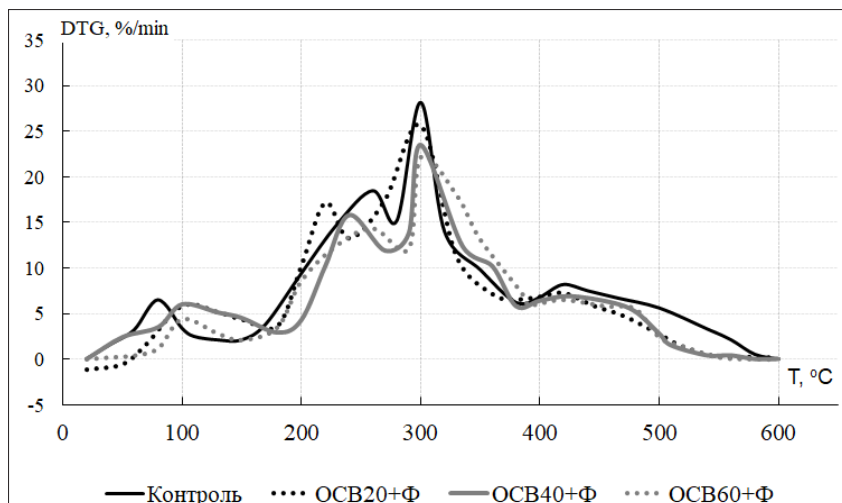


Рис. 1.2.3.13. Криві DTG на термограмі міскантусу за різних доз внесення флокульованого осаду стічних вод

Теплові ефекти екзотермічних реакцій досліджу ОСВ+Ф20 в інтервалі температур 220–400 °С були більш вираженими, ніж у контрольних та інших дослідних зразках (рис. 1.2.3.14). В діапазоні від 420 °С до 500 °С термічні ефекти в усіх дослідних зразках були менш помітними.

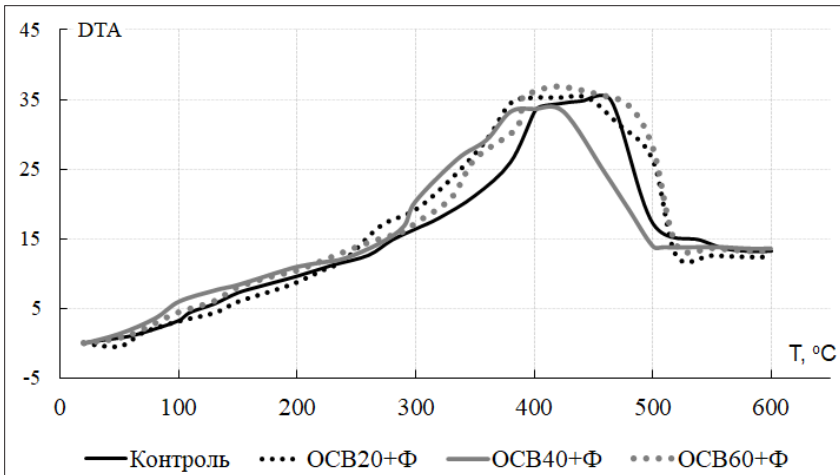


Рис. 1.2.3.14. Теплові ефекти термолізу біомаси міскантусу за різних доз внесення флокульованого осаду стічних вод

Таким чином, внесення осаду стічних вод збільшує вихід біомаси та вміст азоту, фосфору та калію в ґрунті та в рослинах. Застосування флокульованого осаду стічних вод мало більший вплив на накопичення азоту порівняно з простим осадом; споживання азоту зросло в 4,1–6,3 рази. Навпаки, на накопичення фосфору та калію необроблений осад мав більший вплив, ніж флокульований.

Серед есенціальних мікроелементів найбільший вміст в біомасі відмічений для заліза та марганцю. Внесення осаду стічних вод сприяло збільшенню мікроелементів в біомасі міскантусу. У відношенні заліза, міді та цинку необроблений осад оказав більший вплив, ніж флокульований. У відношенні марганцю вплив обох видів

осаду був майже однаковий. За інтенсивністю накопичення есенціальних мікроелементів в біомасі міскантусу їх можна розташувати наступним чином: Fe → Zn → Mn → Cu.

За виключенням хрому, міскантус не накопичує важки метали у надземній біомасі. Це варто враховувати за умов вирощування цієї культури на ґрунтах, що сильно забруднені хромом. Щорічний винос важких металів з біомасою міскантусу не великий, у межах від одного до кількох десятків грамів на гектар.

Введення осаду стічних вод впливає на теплові характеристики біомаси міскантусу; ефект необробленого осаду стічних вод більш виражений, ніж ефект від осаду, обробленого флокулянтом. Спостерігалось скорочення тривалості термолізу, збільшення або зменшення швидкості процесів, зміщення піків деградації в бік нижчих або вищих температур. Крім того, всі варіанти необробленого ОСВ та варіант ОСВ+Ф20 сприяють більш повному згорянню біомаси, тоді як ОСВ+Ф в дозах 40 і 60 т/га збільшує частку негорючих залишків.

1.2.4. Застосування осаду стічних вод на техноземі за вирощування деревних енергетичних культур тополі та павловнії

Серед енергетичних деревних культур тополя є однією з традиційних, що найчастіше вирощується як джерело біомаси для виробництва енергії, зокрема у формі деревної тріски або пелет (Manzone et al., 2009; Niemczyk et al., 2018). Енергетичні тополі характеризуються швидким ростом та здатністю рости в різноманітних умовах. Деревина тополі має відносно низький вміст вологи, що робить її ефективним джерелом палива. Крім енергетичних якостей, тополі також мають переваги для навколишнього середовища. Вони можуть сприяти поглинанню та поглинанню вуглекислого газу з атмосфери, а їх коренева система може допомогти запобігти ерозії ґрунту та покращити якість ґрунту. Крім того, ці дерева активно беруть участь у поглинанні та секвестрації вуглекислого газу, що є ключовою функцією зниження рівня CO₂ в атмосфері (Vornicu et al., 2023).

Павловнія це рід швидкозростаючих і багатоцільових порід дерев, які вирощуються заради цінної деревини та для декоративних цілей (Yadav et al., 2013; Li et al., 2015; Sinchenko et al., 2020; Palma et al., 2021). Водночас вони дають велику кількість листової біомаси, багаті азотом і антиоксидантними речовинами (Al-Sagheer et al., 2019; Uğuz & Kara Y. 2019, Sakr et al., 2022). Листя павловнії є чудовим джерелом жирів, цукру та білків для годівлі великої рогатої худоби. Вони мають такі ж поживні властивості, як і люцерна (Marshay Stewart et al., 2018). Опале листя павловнії покращує якість ґрунту, збільшуючи органічну речовину як зелене добриво (Woźniak et al., 2018). Є дані, що павловнія може виживати за наявності високого забруднення важкими металами шляхом розвитку адаптивних механізмів толерантності для захисту від токсичності (Wang et al., 2010; Ben Bahri et al., 2015). Ця особливість надає можливість вирощувати цю культуру на технозомах.

Останнім часом не тільки деревина, але і листя енергетичних дерев розглядається як потенційна біомаса, яку можна використовувати як альтернативне джерело енергії для виробництва продуктів з даною вартістю (Ram et al., 2014; Winaya et al., 2019).

Експеримент з тополею та павловнією проводили на Покровській навчально-дослідній станції Дніпровського державного аграрно-економічного університету. Рослини вирощували на фітомеліорованому лесоподібному суглинку.

У досліді з **тополею** досліджували вплив осаду стічних вод на біометричні показники чотирирічних саджанців та на акумуляцію важких металів. Було застосовано необроблений та флокульований осад стічних вод у дозах 20, 40 та 60 т/га.

Було виявлено, що додавання осаду стічних вод пришвидшує ріст саджанців. За дози 20 т/га висота рослин збільшилася на 16,7%-19,3% порівняно з контролем (рис. 1.2.4.1): за дози 40 т/га – на 35,3% (ОСВ) та 40,0% (ОСВ+Ф), а за дози 60 т/га – на 53,2% (ОСВ) та 66,7% (ОСВ+Ф). Таким чином, ефект від флокульованого осаду на цей ростовий параметр був трохи вище, ніж від необробленого.

Інший біометричний параметр – товщина стовбура, також зазнав впливу від внесення осаду стічних вод (рис. 1.2.4.2). За дози 20 т/га у варіанті з необробленим осадом діаметр стебла змінився майже

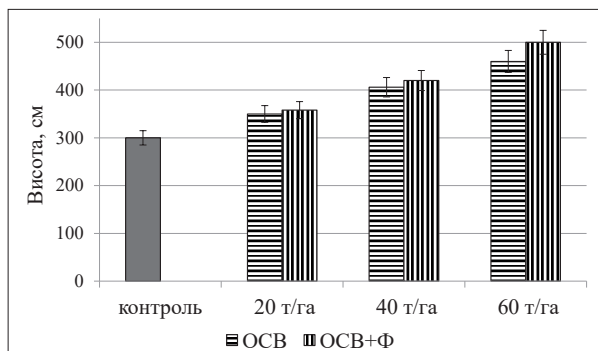


Рис. 1.2.4.1. Висота чотирирічних саджанців тополі за різних умов внесення осаду стічних вод

непомітно порівняно з контролем, усього на 5,5%, тоді як у варіанті з флокульованим – на 16,7%. За дози 40 т/га ефект був вже більшим, середня товщина стовбура у дослідних рослин була більшою за контрольні рослини на 18,2% (ОСВ) – 35,7% (ОСВ+Ф). Внесення необробленого осаду стічних вод у дозі 60 т/га призвело до збільшення товщини стовбура на 34,3% порівняно з контролем. Додавання флокульованого осаду у дозі 60 т/га мало найбільший вплив, діаметр стовбура збільшився на 55,7%.

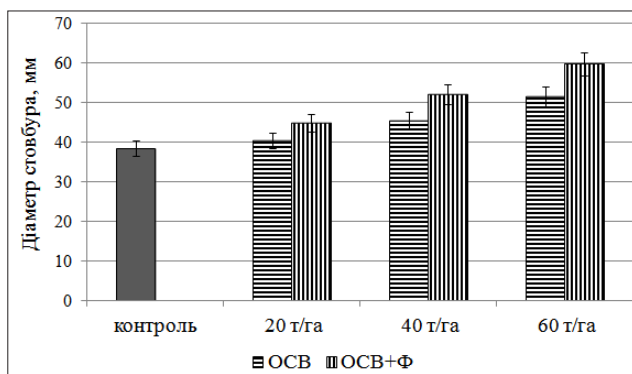


Рис. 1.2.4.2. Діаметр стовбура чотирирічних саджанців тополі за різних умов внесення осаду стічних вод

Визначення вмісту есенціальних мікроелементів в листках тополі показало, що додавання осаду стічних вод сприяє підвищенню концентрації марганцю, цинку та міді у листяній біомасі (рис. 1.2.4.3). По відношенню до марганцю спостерігалось збільшення його вмісту порівняно з контролем на 8,6–8,8 % за дози внесення осаду 20 т/га, на 12,8–16,8 % за дози 40 т/га та на 17,2–22,3 % за дози 60 т/га. По відношенню до цинку, за умов внесення необробленого осаду, концентрація цього елементу збільшилася відповідно дози на 40,2 %, 60,7 % та 81,4 %. Внесення флокульованого осаду мало менший ефект, концентрація цинку у листках збільшилася відповідно дози на 14,6 %, 49,6 % та 55,9 %. Змінення вмісту міді у листках тополі було більш менш помітним лише за дозах внесення осаду 40 та 60 т/га. Концентрація цього елементу збільшилася на 21,1–50,0 %. При цьому ефект від необробленого осаду був більш виразним.

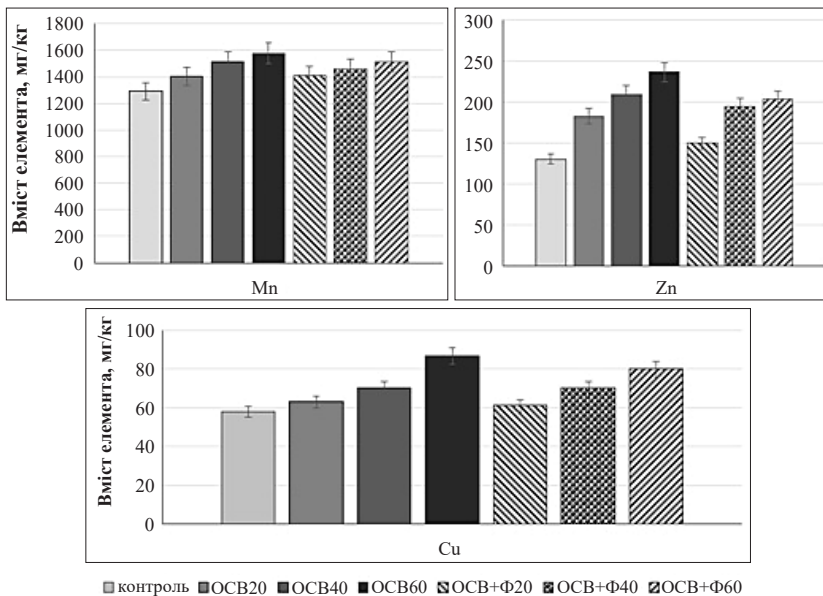


Рис. 1.2.4.3. Вміст есенціальних мікроелементів у листках саджанців енергетичної тополі за різних умов внесення осаду стічних вод

Внесення осаду стічних вод суттєво не вплинуло на вміст кобальту у листках тополі (рис. 1.2.4.4). Найбільший відсоток збільшення не перевищував 12% за дози ОСВ60. В інших варіантах це зростання було ще меншим. Додавання необробленого осаду значно підвищило вміст нікелю у листках саджанців тополі (рис. 1.2.4.4). За дози 20 т/га концентрація елемента збільшилася майже на 80%, за дози 40 т/га в 2,2 рази, а за дози 60 т/га в 2,7 рази. Ефект від флокульованого осаду був значно меншим: вміст нікелю збільшився відповідно дози внесення на 64–76%.

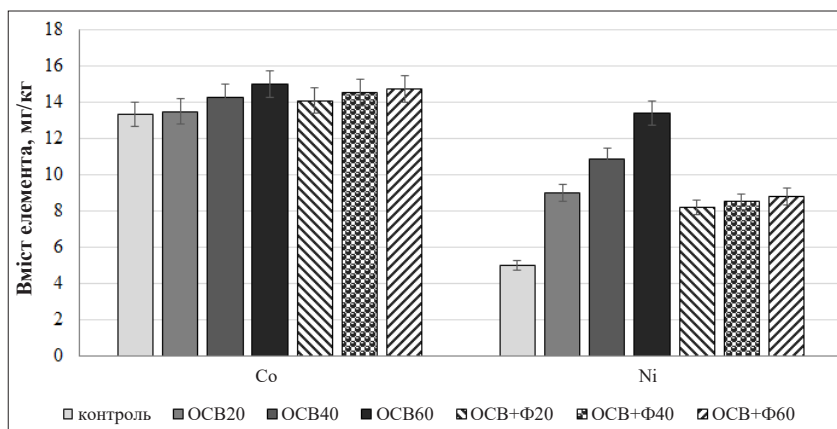


Рис. 1.2.4.4. Вміст важких металів у листках саджанців енергетичної тополі за різних умов внесення осаду стічних вод

Менша динаміка накопичення важких металів у листяній біомасі тополі за умов застосування флокульованого осаду стічних вод є позитивним фактором, який є певною гарантією нормального перебігу процесів фотосинтезу в рослині.

У експерименті з павловнією клон 112 була застосована трохи інша схема внесення осаду стічних вод. Дослідна схема включала чотири варіації: контроль (без будь якої обробки), флокульований осад стічних вод у дозах 40 (ОСВ+Ф40) та 80 т/га (ОСВ+Ф80), а також флокульований осад у дозі 80 т/га з додаванням біовугілля у дозі 5 т/га (ОСВ+Ф80_Б). Біовугілля було отримано після піролізу деревини акації за температури 600 °С. Збір даних проводили

на другий рік після посадки рослин (рис. 1.2.4.5). Окрім визначення біометричних показників, концентрації важких металів та дослідження теплових характеристик листової біомаси проводили спектральні спостереження листя. Для збору спектральних даних використовувався апаратний інструмент Спектрорадіометр “FieldSpec 3.1”. Спектрорадіометр був відкалібрований за стандартною білою еталонною панеллю (Analytical Spectral Devices Inc., Боулдер, Колорадо, США) для визначення еталонного стандарту відбиття. Зібрані спектральні спостереження були згруповані в чотири основні діапазони довжин хвиль: (i) видимий (400–700 нм; 680–780 нм), (ii) ближній інфрачервоний (NIR: 700–1300 нм), (iii) короткохвильовий інфрачервоний 1 (SWIR-1: 1300 до 1900 нм) та (iv) короткохвильове інфрачервоне випромінювання 2 (SWIR-2: 1900 до 2300 нм) (Tola et al., 2023).

В ході експерименту було виявлено, що внесення флокульованого осаду стічних вод в дозі 40 т/га не оказало майже ніякого впливу на ростові показники саджанців павловнії. За дози 80 т/га середня висота рослин збільшилася на 10 %, а в варіанті з додаванням біовугілля на 16 % (рис. 1.2.4.6).



**Рис. 1.2.4.5. Дворічна плантація павловнії
на лесоподібному суглинку**

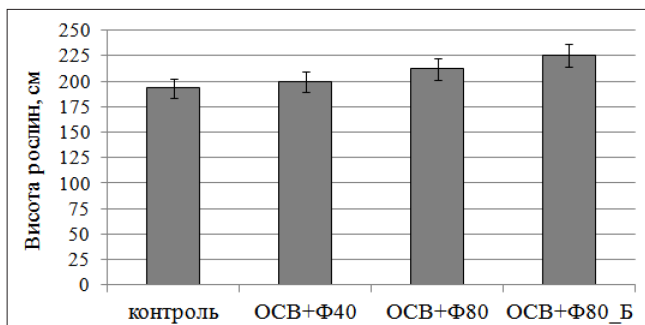


Рис. 1.2.4.6. Висота рослин павловнії за різних умов внесення осаду стічних вод

Показник діаметр стовбура також не зазнав значного впливу від внесення стічних вод. Доза 40 т/га призвела до потовщення стебла лише на 3 %, доза 80 т/га на 7 %. В варіанті з додаванням біовугілля ефект був найбільшим, товщина стебла збільшилася майже на 10 % порівняно з контролем (рис. 1.2.4.7).

Серед есенціальних мікроелементів, марганцю у листках павловнії міститься найбільше. Зі збільшенням дози осаду стічних вод було відмічено зростання концентрації марганцю, цинку та міді в листяній біомасі. За дози 80 т/га вміст марганцю збільшився порівняно контролю на 12 %, міді в 2,3 рази, цинку майже

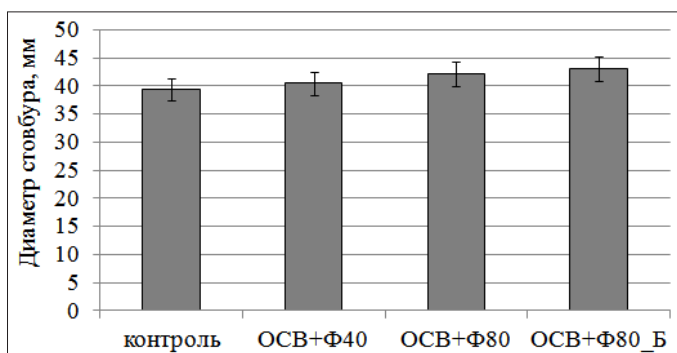


Рис. 1.2.4.7. Діаметр стебла рослин павловнії за різних умов внесення осаду стічних вод

у 2,5 рази. Додавання біовугілля мало пом'якшувальний ефект і призвело до зниження вмісту мікроелементів у біомасі, особливо цинку та міді (рис. 1.2.4.8). Так, у цьому варіанті, вміст марганцю був майже рівний контрольним показникам, концентрація цинку збільшилася усього на 27 %, міді на 60 %.

Стосовно вмісту важких металів у листках павлонії було виявлено, що додавання осаду стічних вод майже не впливає на концентрацію хрому: дані, отримані у дослідних варіантах, майже не відрізнялись від контрольних показників (рис. 1.2.4.9). Вміст свинцю та нікелю у варіанті з ОСВ+Ф80 перевищував контрольні параметри лише на 3–6 %, а у варіанті з додаванням біовугілля концентрація цих металів був навіть нижче, ніж у контрольних рослин.

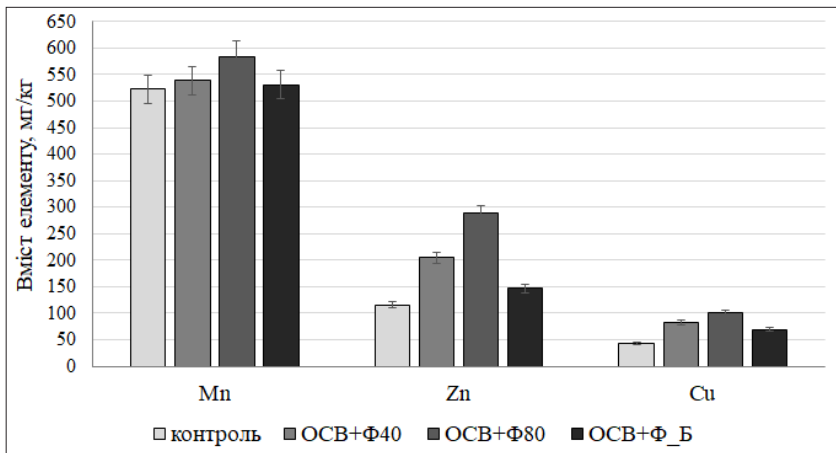


Рис. 1.2.4.8. Вміст есенціальних мікроелементів у листках павлонії за різних умов внесення осаду стічних вод

Термогравіметричний аналіз термічного розкладання листа павлонії показав, що цей процес поділяється на три чітко визначені стадії (табл. 1.2.4.1). Перший етап розкладання легколетких компонентів відбувався в інтервалі температур 30–210 °С. Швидкості процесу невеликі, в межах 5,15–10,2%/хв.

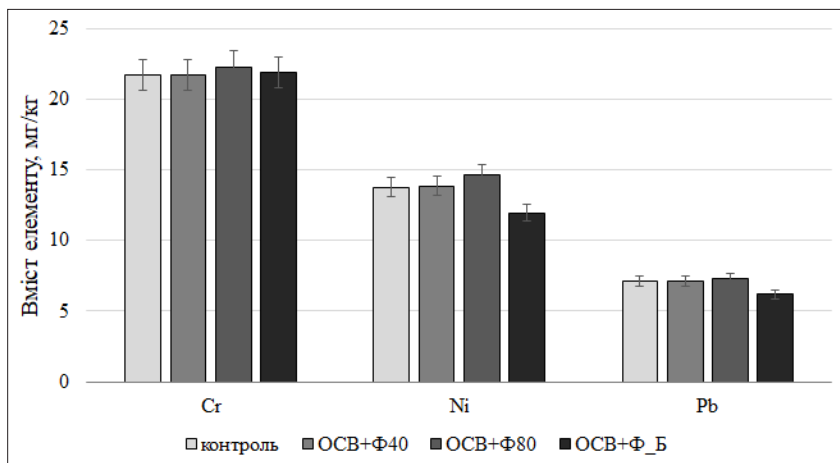


Рис. 1.2.4.9. Вміст важких металів у листках павловнії за різних умов внесення осаду стічних вод

Таблиця 1.2.4.1

Параметри термічного розкладання листа павловнії

	Стадія	Інтервал, °С	Пік, °С	Макс. рівень, %/хвил	Втрата маси, %	Остаточний залишок, %
Контроль	I	30–210	91	11,2	13,52	25,12
	II	211–430	310–320	10,2	30,68	
	III	431–668	480	14,1	30,68	
ОСВ40 т/га	I	30–180	102–111	11,1	12,69	23,25
	II	181–420	301–310	11,2	33,59	
	III	421–600	481	16,2	30,47	
ОСВ80 т/га	I	40–200	110	8,2	9,67	30,01
	II	201–420	300	8,1	32,66	
	III	421–630	490	9,2	27,66	
ОСВ80 т/га + біовугілля	I	50–130	101	6,9	5,2	37,18
	II	132–400	290	7,2	29,22	
			320	6,9		
I	401–600	480	9,1	28,4		

Один пік спостерігався на цій стадії руйнування при температурі 91 °С. Втрата ваги склала 13,5 %. При обробці осадом стічних вод спостерігалися деякі зміни в термічній поведінці біомаси на цьому етапі. Тривалість етапу була меншою. Це особливо помітно у варіанті з додавання біовугілля. Крім того, піки деструкції були зміщені в бік вищих температур, швидкість стадії та втрата маси були меншими, ніж у контролі (рис. 1.2.4.10).

Закінчення другої стадії фіксували в контрольному зразку за температури 430 °С, у дослідних варіантах трохи раніше – при температурах 400–420 °С. У контролі та дослідах з осадом стічних вод на цій ділянці спостерігався один пік деструкції за температури 300–320 °С, а у варіанті з додаванням біовугілля – два піки за температури 290 °С та 320 °С. Середня та максимальна швидкості розкладання біомаси на цьому етапі в усіх дослідних зразках були нижчими, ніж у контролі. Втрата ваги в випробуваннях ОСВ+Ф40 та ОСВ+Ф80 була трохи більшою, а у варіанті ОСВ+Ф80_Б трохи меншою, ніж у контролі.

Третій етап розкладання лігніну та утворення негорючого залишку відбувався в інтервалі температур 430–670 °С. Один пік

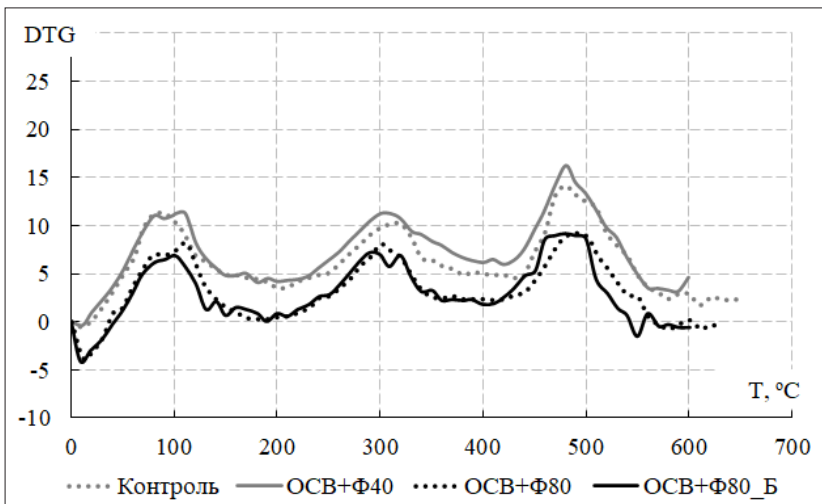


Рис. 1.2.4.10. Термограма розкладання листа павловнії за різних умов внесення осаду стічних вод

руйнування спостерігався за температури 480–490 °С. Середня та максимальна швидкості розкладання були дещо вищими, ніж на попередніх етапах, що особливо помітно на контролі та варіанті ОСВ+Ф40. В усіх дослідних зразках термоліз закінчувався раніше, ніж у контролі. Втрата маси коливалася від 27,5–28,5% (ОСВ+Ф80 та ОСВ+Ф80_Б) до 30,5–30,7% (контроль та ОСВ+Ф40).

Початок термічного розкладання листків характеризувався ендотермічними реакціями (рис. 1.2.4.11). Розкладання геміцелюлози, целюлози та лігніну відбувалося через екзотермічні реакції. Невеликі піки екзотермічних ефектів відзначені в інтервалі температур 280–320 °С, а найбільш виражені піки в інтервалі температур 480–510 °С.

Процес горіння не був повним через високу зольність листя. Частка залишкової маси в контрольній пробі становила 25,12%. Внесення великої дози осаду стічних вод, а також його поєднання з біовугіллям сприяло підвищенню частки негорючого залишку до 37,2%.

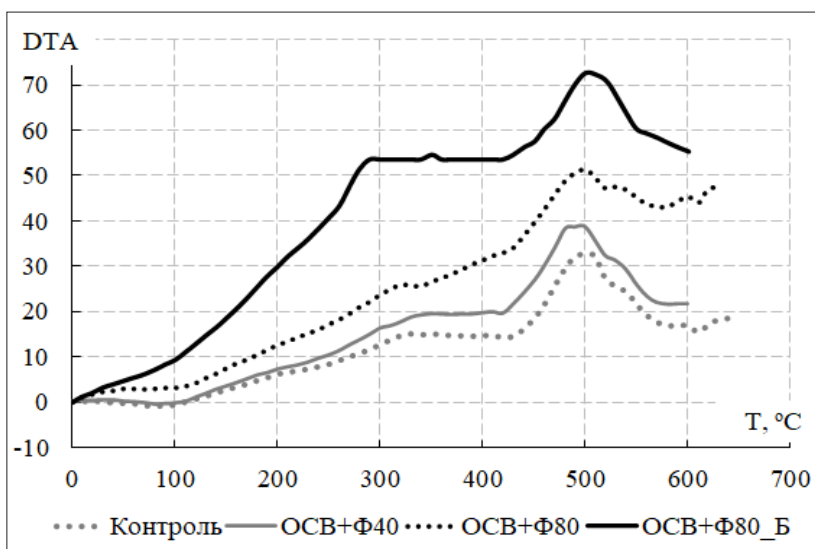


Рис. 1.2.4.11. Термічні ефекти розкладання листя павловнії за різних умов додавання осаду стічних вод

Спектральні ознаки листа павлонії згруповані в чотири основні відмінні діапазони довжин хвиль (рис. 1.2.4.12 та 1.2.4.13). Найнижче значення відбиття у видимому діапазоні в варіанті ОСВ+Ф80

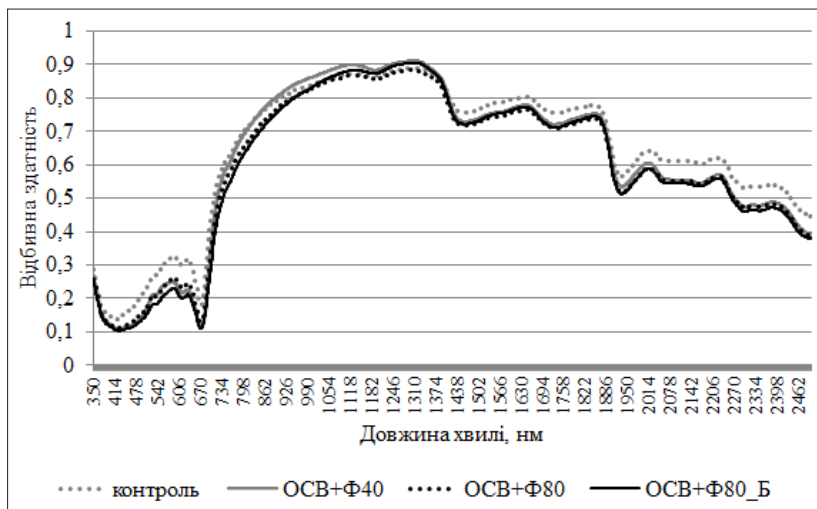


Рис. 1.2.4.12. Крива спектрального відбиття листа павлонії

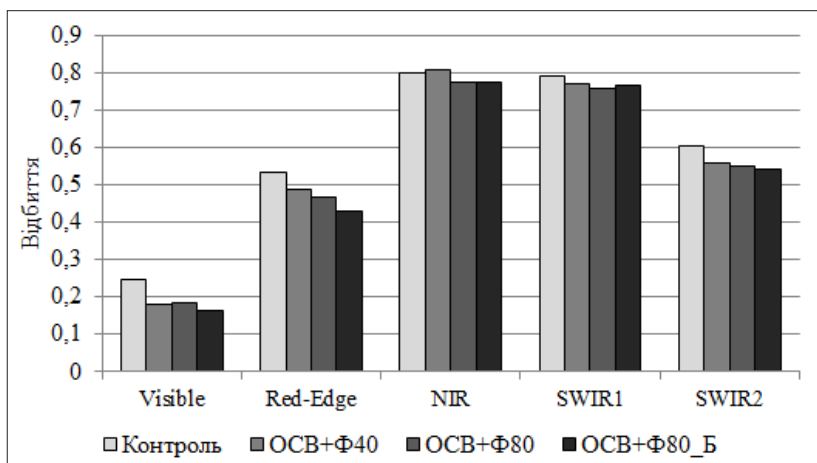


Рис. 1.2.4.13. Спектральна реакція павлонії на різні показники осаду стічних вод

та ОСВ+Ф_Б говорять про найвищу адсорбцію хлорофілу. Ближнє інфрачервоне випромінювання пов'язане із відбивною здатністю через губчастий мезофіл (Tayade et al., 2022). Вміст поживних речовин вплинув на коефіцієнт відбиття в діапазоні «червоного краю» відповідно до дози осаду стічних вод. Дані, отримані в діапазонах 1300–1900 нм та 1900–2300 нм, свідчать, що спектральний коефіцієнт відбиття в діапазоні 1300–2300 нм змінюється залежно від змін вмісту целюлози, лігніну та води в листі (Buitrago et al., 2018).

Таким чином, осад стічних вод оказує позитивний вплив на ростові показники деревних енергетичних культур: павловнії та тополі, причому на рослинах тополі ефект більш виразний. За внесення осаду, збільшується концентрація есенціальних мікроелементів у листяній біомасі дерев. Внесення флокульованого осаду стічних вод не призводить до суттєвого підвищення вмісту важких металів у листках, а додавання біовугілля взагалі зменшує поглинальну здатність рослин до важких металів. Великі дози ОСВ, особливо з додаванням біовугілля, підвищують зольність листків павловнії.

2. ОЦІНКА БІОВУГІЛЛЯ ЯК ҐРУНТОВОЇ ДОМІШКИ ЗА ВИРОЩУВАННЯ ЕНЕРГЕТИЧНИХ КУЛЬТУР НА ТЕХНОЗЕМАХ

Біовугілля це твердий продукт піролізу біомаси, що виробляється та використовується протягом кількох тисяч років і, за умов вироблення з деревної біомаси, найбільш відомий як деревне вугілля. Застосування біовугілля дуже різноманітне, починаючи від виробництва тепла та електроенергії, очищення димових газів, застосування в металургії, використання в сільському господарстві та тваринництві, будівельних матеріалах тощо (Ahmad et al., 2014; Weber & Quicker, 2018). У спробі скоротити викиди парникових газів він набув все більшої популярності в останні роки як заміна викопним носіям вуглецю в деяких із цих застосувань (Cha et al., 2016; Vamdad et al., 2018).

Біовугілля можна виробляти з різноманітної сировини, включаючи органічні та промислові відходи (осад стічних вод, гній), матеріали рослинного походження (листя, лушпиння, насіння, качани) та продукти на основі деревини (деревна стружка, деревні гранули, кора дерев). Біовугілля також можна виробляти за різних температур та тривалості піролізу. Поєднання типу вихідної сировини та умов піролізу дозволяє виробляти біовугілля з різними фізичними та хімічними властивостями (Hossain et al., 2011; Mukherjee & Zimmerman, 2013).

Склад біовугілля є важливим показником для визначення його застосування. Фізико-хімічні характеристики біовугілля повільного та швидкого піролізу залежать від використовуваної сировини та температури виробництва. Вищі температури виробництва дають біовугілля з більшою площею поверхні та пористістю, більш лужним рН, більшим співвідношенням вуглець/азот і нижчою

концентрацією розчиненого органічного вуглецю (Al-Wabel et al., 2013; Gul et al., 2015; Zhang et al., 2015). Ці відмінності в характеристиках біовугілля мають наслідки, коли ця домішка використовується як доповнення до ґрунту. Залежно від природних властивостей ґрунту, додавання біовугілля може спричинити незначну або значну зміну фізико-хімічних і біологічних властивостей ґрунту (Chintala et al., 2014; Singh et al., 2022). Широкий спектр сировини для виробництва біовугілля дозволяє отримувати цю ґрунтову домішку з різним складом та концентраціями поживних речовин та мікроелементів. Через це, різні види біовугілля можуть по-різному впливати на хімічні та фізичні властивості ґрунту: пористість та щільність ґрунту, його рН, ємність катіонного обміну, електропровідність, концентрацію органічного вуглецю та екстрагованих поживних речовин тощо (Wang et al., 2013; Ameloot et al., 2013; Blanco-Canqui, 2017; Ullah et al., 2020). В зв'язку з цим, є необхідність дослідження екологічних ризиків масового використання біовугілля. Існують повідомлення, що дія біовугілля на рослини може мати подвійний ефект: пригнічувати ріст та розвиток в одних рослин та збільшувати в інших (Solaiman et al., 2012; Visioli et al., 2016; Zhang et al., 2020). Вплив біовугілля на ріст рослин може відрізнятись залежно від виду рослин, тому що різні рослини можуть мати різні умови вирощування або різну толерантність до певних стресів. Дози внесення біовугілля також мають значення (Li et al., 2015; Das et al., 2020; Chrysagyris et al., 2020).

Здоровий ґрунт є основою продуктивності сільськогосподарських та енергетичних культур. Однак існує велика частина деградованих проблемних ґрунтів через кислотність, лужність, солоність, дефіцит поживних речовин та антропогенне забруднення, включаючи важкі метали та органічні забруднювачі. Були запропоновані та розроблені різні стратегії управління для покращення проблемних ґрунтів, з яких додавання біовугілля показує великі перспективи (Fang et al., 2018; Persaud et al., 2018; Yu et al., 2019; Wang et al., 2023). Тем не менш, залишається ще багато питань та білих плям щодо використання біовугілля як ґрунтової домішки на маргінальних землях.

2.1. ВПЛИВ РІЗНИХ ДОЗ БІОВУГІЛЛЯ НА РАННІ ФАЗИ РОЗВИТКУ ОДНОРІЧНИХ КУЛЬТУР: АМАРАНТУ ТА СОРГО

Для виявлення дії біовугілля на проростання насіння та ранні фази розвитку рослин був проведений модельний експеримент. Об'єктами дослідження було обрано два види однорічних культур: амарант (*Amaranthus caudatus*) та сорго (*Sorghum bicolor*).

Для пророщування насіння використовували чорнозем звичайний. РН субстрату 6,8. Дослід проводили у трьох варіантах: 1) ґрунт без біовугілля (контроль); 2) ґрунт 97,5%+ біовугілля 2,5 %; 3) ґрунт 95%+ біовугілля 5 %. Біовугілля, застосоване в цьому дослідженні, було отримано шляхом піролізу горіхової шкаралупи. В кожную посудину ємністю 0,4 л, було висаджено по 25 насінин амаранту та по п'ять насінин сорго. Після проростання в кожній посудині залишали шляхом проріджування однакову кількість рослин (10 рослин амаранту та 3 рослини сорго). Усі горщики щодня доводили до вмісту води 75 % польової ємності за вагою.

Досліджували схожість насіння, висоту сіянців у віці одного місяця, довжину кореневої системи сіянців, масу сіянців.

В ході експерименту з **амарантом** було виявлено, що перші сходи з'явилися через 5 днів після посіву. У варіантах с біовугіллям спостерігалася затримка у проростанні насіння на 3–4 дні. Через 17 днів після посіву була оцінена схожість насіння в контролі та дослідних варіантах. Було з'ясовано, що доза біовугілля 2,5 % сприяє підвищенню енергії проростання насіння на 24,8%. В той же час кількість пророслого насіння в варіанті з дозою 5 % майже не відрізнялася від контролю.

Була відмічена лінійна зворотна залежність вертикального росту від дози внесення біовугілля в ґрунт. Зі збільшенням частки біовугілля в субстраті висота сіянців істотно зменшувалась (рис. 2.1.1). Так, у варіанті з додаванням 2,5 % біовугілля висота рослин була нижче контрольних значень на 10,5 %, а в варіанті з додаванням 5 % вугілля – на 20,7 %.

За вимірювання довжини кореневої системи сіянців амаранту була виявлена пряма залежність між величиною частки біовугілля

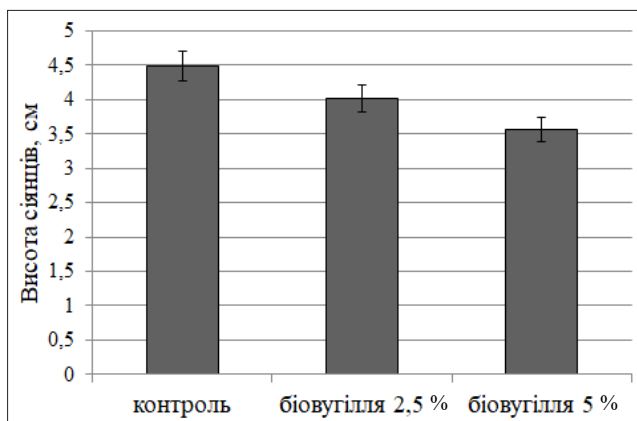


Рис. 2.1.1. Висота сіянців амаранту залежно від дози внесення біовугілля

в субстраті та довжиною коренів. Зі збільшенням дози біовугілля середня довжина кореневої системи ставала більшою відносно контролю на 21,5% у варіанті біовугілля 2,5% та на 34,1% у варіанті біовугілля 5% (рис. 2.1.2). Варто відмітити, що саме в досліді з біовугілля 5% коренева система була не тільки найдовшою, але й найбільш розвинутою.

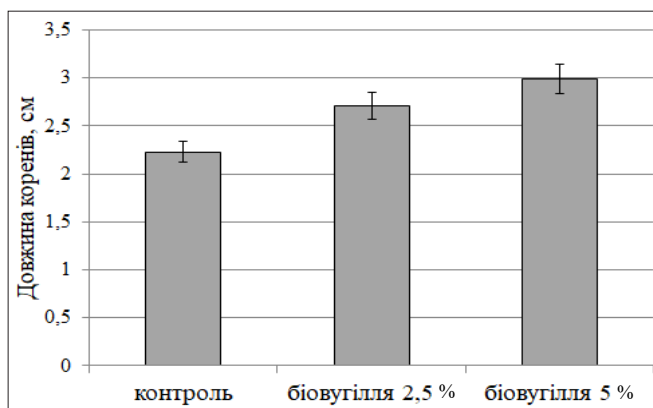


Рис. 2.1.2. Довжина коренів сіянців амаранту залежно від дози внесення біовугілля

Додавання біовугілля сприяло збільшенню продукції біомаси сіянців амаранту. Хоча висота рослин в досліді з біовугіллям була нижче, ніж в контролі, за рахунок нарощування кореневої системи та потовщення стебла, вага рослин у варіантах з біовугіллям перевищувала контрольні показники на 10–18 % (рис. 2.1.3).

В досліді з **сорго** поява перших сходів була відмічена на десятий день після посіву. В варіантах з біовугіллям спостерігалася затримка проростання на 3–5 днів порівняно з контролем. Крім того, схожість

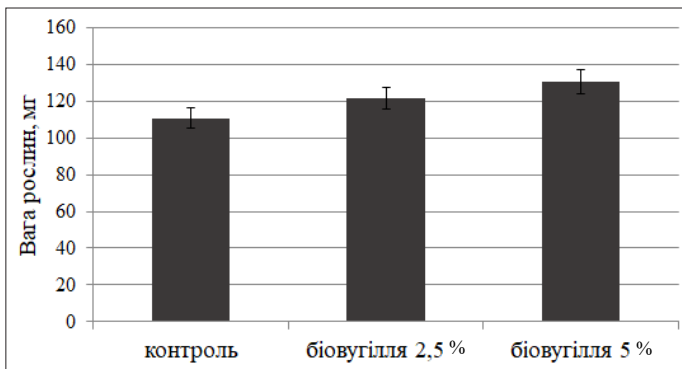


Рис. 2.1.3. Вага рослин амаранту у віці 1 місяць у різних варіантах досліді, мг

насіння під впливом біовугілля в дозі 2,5 % була трохи вище: на 5,7 %, а в варіанті біовугілля 5 % трохи нижче: на 11,8 %.

Не було відмічене суттєвого впливу біовугілля на висоту рослин (рис. 2.1.4), хоча в варіантах з домішкою цей параметр був трохи нижче, ніж у контролі: на 7,3 % (біовугілля 2,5 %) та 3,2 % (біовугілля 5 %). Хоча рослини у варіанті з біовугілля 2,5 % були нижче контрольних, але більш міцними з товстішим стеблом та яскравішим листям.

Коренева система сорго виявилась більш чутливою до дії біовугілля ніж надземна частина рослини. Різні дози цієї домішки надали протилежного ефекту. Додавання біовугілля у дозі 2,5 % стимулювало ріст та розвиток кореневої системи, а доза 5 %, навпаки, пригнічувала. Як результат, довжина коренів у варіанті біовугілля

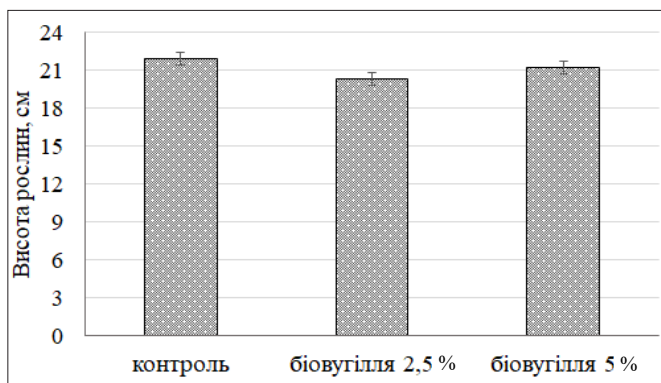


Рис. 2.1.4. Висота сіянців сорго у різних варіантах дослідження, см

2,5 % збільшилася порівняно контролем на 28,3 %, а в варіанті біовугілля 5 % зменшилася на 17,8 % (рис. 2.1.5). Також невелика доза біовугілля сприяла утворенню більшої кількості бічних пагонів, ніж в інших варіантах дослідження.

Додавання біовугілля в субстрат у кількості 2,5 % від маси мало позитивний вплив на ріст та розвиток сіянців сорго. У віці 1 місяць вони мали добре розвинуту кореневу систему та здорову надземну біомасу. В результаті, порівняно з контролем, вага сіянців збільшилася на 21,1 % (рис. 2.1.6).

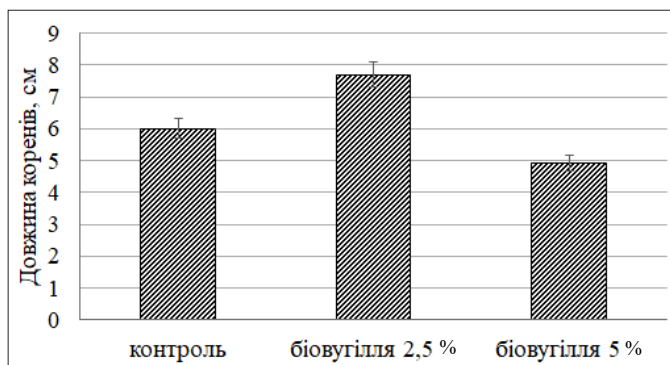


Рис. 2.1.5. Довжина коренів рослин сорго залежно від дози біовугілля, см

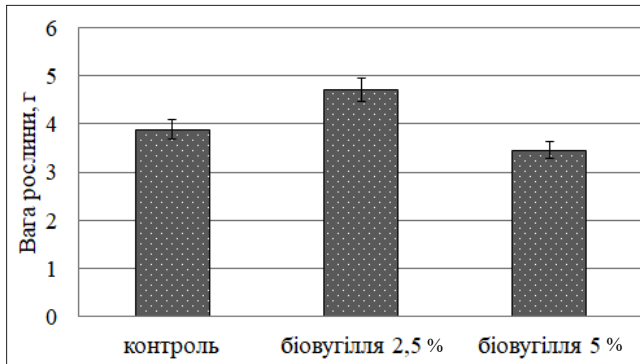


Рис. 2.1.6. Вага рослин сорго у різних варіантах дослідження, г

Подвійна доза біовугілля у кількості 5 % від маси негативно вплинула на ріст та розвиток сіянців сорго. Окрім пригнічення проростання насіння, рослини відставали в рості, коренева система розвивалася повільно і була слабкішою ніж у контрольних рослин. В результаті вага рослин була нижче на 11 % порівняно з рослинами у варіанті без додавання біовугілля.

Таким чином, залежно від виду рослин, їх реакція на додавання біовугілля може бути різною. Якщо амарант добре реагує на підвищення відсоткового співвідношення біовугілля в ґрунті, то сорго має позитивний відгук тільки за умов відносно невеликої дози домішки. За вирощування цієї культури, збільшення кількості біовугілля в субстраті може викликати такі небажані наслідки, як розріджені сході, нерівномірний ріст, слабкий розвиток кореневої системи тощо.

2.2. ЕФЕКТ ДОДАВАННЯ БІОВУГІЛЛЯ ЗА ВИРОЩУВАННЯ ЕНЕРГЕТИЧНИХ КУЛЬТУР НА РІЗНИХ ТИПАХ ТЕХНОЗЕМІВ

Застосування біовугілля як сорбенту пов'язано з сучасними науковими напрямками, які відповідають вимогам регенеративної економіки і дають можливість реалізації безвідходних технологій виробництва біосировини. Додатковою перевагою використання біовугілля на техноземях є перспектива утилізації вуглецю під час його виробництва.

Біовугілля, отримане в результаті карбонізації органічних відходів, можна розглядати як альтернативну домішку, яка може не тільки впливати на поглинання вуглецю ґрунтом, але й покращувати його продуктивні властивості (Chan et al. 2007, Masek et al. 2013). Є різні дані про вплив біовугілля на стан та родючість ґрунту. Залежно від умов вирощування, методів застосування та фізико-хімічних властивостей біовугілля врожайність може збільшуватися, залишатися незмінною або навіть знижуватися (Ippolito et al., 2012; Schulz et al, 2013). В останні роки все більшої актуальності набуває питання використання екологічно чистих природних сполук для детоксикації забруднених ґрунтів. Згідно з багатьма дослідженнями, біовугілля може знизити концентрацію важких металів у біомасі рослин, залежно від норми внесення, типу ґрунту та виду металу, від 17 % до 60 % (Al-Wabel et al. 2015, Kim et al. 2015, Chen et al. 2018, Wang et al. 2020).

За наявності біовугілля у ґрунтовій суміші його внесок у фізичну природу системи може бути значним, впливаючи на глибину, текстуру, структуру, пористість та консистенцію за рахунок зміни об'ємної поверхні, розподілу пор, та розміру частинок. Вплив біовугілля на фізичні властивості ґрунту може мати прямий вплив на ріст рослин, оскільки глибина проникнення та наявність повітря та води в кореневій зоні багато в чому визначається фізичним складом ґрунтових горизонтів (Chan et al., 2008; Shih-Hao et al., 2013; Ren et al., 2016). Особливістю більшості видів біовугілля є їхня дуже пориста структура та велика площа поверхні, яка може забезпечити притулок корисним мікроорганізмам ґрунту та впливає

на зв'язування важливих поживних катіонів та аніонів. Це зв'язування може збільшити доступність макроелементів, таких як N і P. Крім того, застосування біовугілля може призвести до підлуження рН ґрунту, збільшення провідності та ємності катіонообміну (Chan et al., 2008; Sohi et al., 2010). Таким чином, як ґрунтова домішка, біовугілля може впливати не тільки на кількісні морфометричні показники рослин (схожість насіння, приріст біомаси тощо), але і на хімічний склад біомаси, що може викликати змінення у термічних характеристиках рослинної сировини.

Для визначення ефекту від внесення біовугілля у техногенно забруднений ґрунт на схожість насіння енергетичних культур, їх біометричні показники, вміст важких металів в наземній біомасі та термічні характеристики біомаси був проведений модельний експеримент. Об'єктами дослідження слугували: багаторічна енергетична культура міскантус гігантський (*Miscanthus × giganteus*), однорічний соняшник (*Helianthus annuus*) та три види однорічних злакових рослин: кукурудза (*Zea mays*), суданська трава (*Sorghum sudanense*) та цукрове сорго (*Sorghum bicolor*). Рослини вирощували у вегетаційних посудинах з двома типами ґрунтів: насипному шарі чорнозему (НШЧ) та червоно-бурої глини (ЧБГ). Зразки забрудненого важкими металами ґрунту для цього дослідження були відібрані на відвалах шахтних порід у двох місцях біля шахт Павлоградська та Благодатна у вугледобувному регіоні Західного Донбасу. Дослідні зразки ґрунту обробляли 3,0 % (мас./мас.) біовугілля. Біовугілля, застосоване в цьому дослідженні, було отримано шляхом піролізу горіхової шкаралупи. Зразки необробленого та обробленого біовугіллям чорнозему та червоно-бурої глини (0,5 кг) поміщали в посудини. П'ять насінин соняшника, кукурудзи, суданської трави та цукрового сорго були висаджені в кожную посудину, а після проростання проріджувалися до 3 рослин. Міскантус був висаджений ризомами у кількості 1 шт на горщик. Усі горщики щодня доводили до вмісту води 75 % польової ємності за вагою.

Схожість насіння і показники росту досліджували біометричними методами. Визначено вміст важких металів у надземній біомасі. Через 45 днів після посадки пагони кукурудзи, суданської трави та рослин цукрового сорго зрізали на поверхні ґрунту та промивали дистильованою водою. Пагони та коріння сушили в печі

та зважували на вихід сухої речовини. Біомасу пагонів масою 2 г кожна спалювали в муфельній печі за 450 °С, а потім розчиняли в 5 мл 6 н. соляної кислоти спектральної чистоти. Зольні витяжки доводили дистильованою водою до об'єму 50 мл. Підготовлені розчини були проаналізовані на Fe, Mn, Zn, Cu та Pb на приборі Varian Cary-50. Отримані дані являля собою середнє арифметичне трьох повторень кожного зразка, їх діапазони та значення стандартних відхилень.

Теплові характеристики біомаси вивчали термогравіметричним методом. Аналіз проводили з використанням дериватографа Q-1500D з "F. Paulik-J. Paulik-L. Erdey". Були зафіксовані диференціальні втрати маси та ефекти нагрівання. Результати вимірювань обробляли за допомогою програмного забезпечення, що постачається в комплекті з пристроєм. Зразки біомаси аналізували динамічно за швидкості нагрівання 10 °С/хв в повітряній атмосфері. Маса зразків становила 100 мг. Референтною речовиною був оксид алюмінію.

2.2.1. Оцінка ефекту внесення біовугілля на продуктивність та поглинальну здатність енергетичних культур на техноземах

В досліді з трьома однорічними злаковими культурами: **кукурудзою, суданською травою та цукровим сорго**, було доведено, що додавання біовугілля в субстрати позитивно вплинуло на схожість насіння. Найкращий результат спостерігався на червоно-бурій глині. Серед досліджуваних рослин найбільший ефект був відзначений для кукурудзи та цукрового сорго. Схожість покращилася на 7–15 % (рис. 2.2.1.1). У той же час відмінності в схожості суданської трави були незначними.

Під час вимірювання ростових показників, серед досліджуваних культур, найбільший ріст спостерігався у кукурудзи, а найменший у суданської трави. Кукурудза та суданська трава показали кращий ріст на червоно-бурій глині (різниця складала 13–34 %), тоді як цукрове сорго, навпаки, на чорноземі з різницею в 47,7 %.

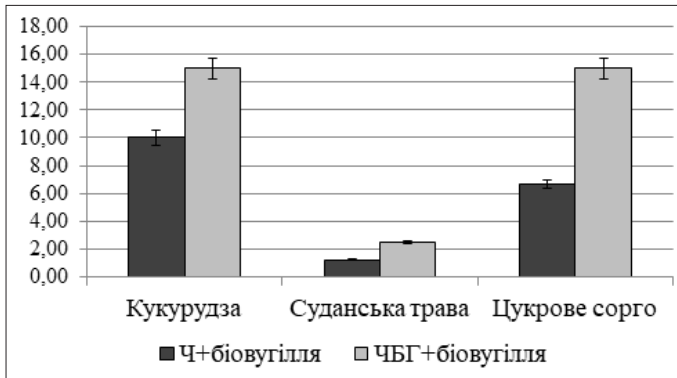


Рис. 2.2.1.1. Ефект від додавання біовугілля на схожість насіння енергетичних культур, % відносно контролю

Залежно від рослин та типу субстрату, вплив на ростові показники від внесення біовугілля мав різний характер (рис. 2.2.1.2).

У досліді з кукурудзою спостерігалось збільшення ростових показників на обох субстратах: на чорноземі на 12,9%, на червоно-бурій глині – на 5,2% порівняно з контролем. У досліді з суданською травою висота сіянців на чорноземі збільшилася на 13,2%, тоді як на червоно-бурій глині, навпаки, зменшилася на 30%.

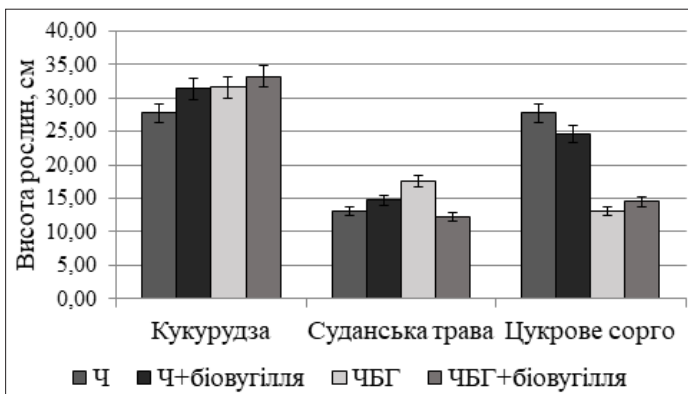


Рис. 2.2.1.2. Висота енергетичних рослин у контролі та з додаванням біовугілля

У досліді з цукровим сорго на чорноземі відбувалося зменшення висоти рослин на 11,1 %, тоді як на червоно-бурій глині спостерігалось збільшення цього показника на 11,5 %.

Незважаючи на певний ефект, який стримує вертикальний ріст досліджуваних рослин, додавання біовугілля сприяло збільшенню надземної та кореневої біомаси (рис. 2.2.1.3).

Найбільш виражений ефект спостерігався на червоно-бурій глині для рослин цукрового сорго. Для суданської трави значне збільшення біомаси було відзначено лише на чорноземі – 36–48 %, тоді як на червоно-бурій глині він становив лише 4–9 %. Приріст біомаси кукурудзи не перевищував 10 % на чорноземі і 30 % на червоно-бурій глині.

Було виявлено, що під впливом біовугілля співвідношення надземної та підземної біомаси зменшується (рис. 2.2.1.4). Це свідчить

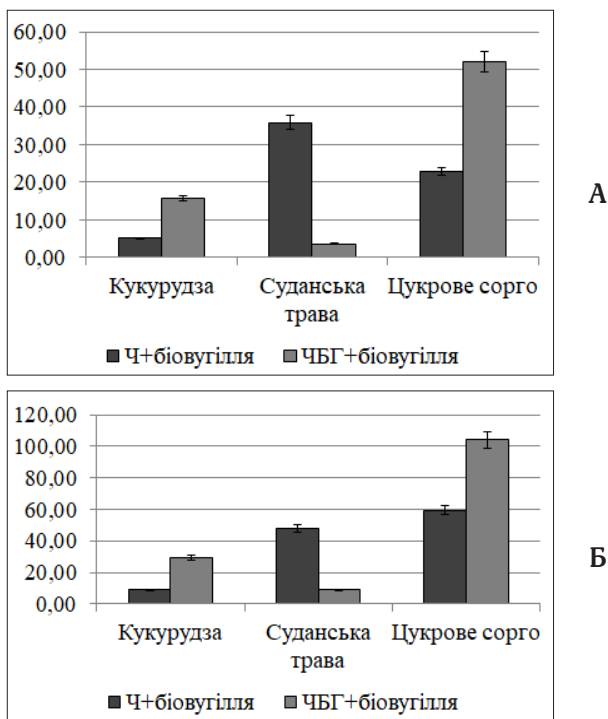


Рис. 2.2.1.3. Ефект від додавання біовугілля на приріст надземної (А) та кореневої (Б) біомаси, %

про те, що додавання біовугілля в субстрати більшою мірою впливає на ріст коренів, ніж на надземну біомасу.

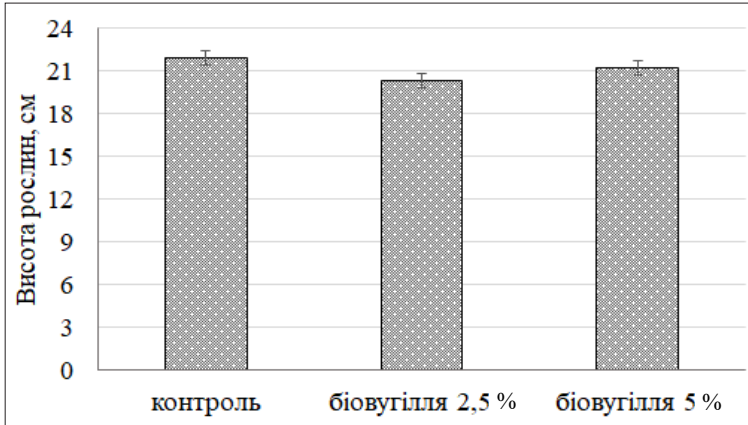


Рис. 2.2.1.4. Співвідношення між кореневою та надземною біомасою

Вивчення акумулятивної здатності довело, що серед досліджуваних енергетичних культур кукурудза має найменшу здатність накопичувати важкі метали (табл. 2.2.1.1). Єдиним винятком був марганець, вміст якого в біомасі суданської трави був дещо нижчим.

Цукрове сорго було активним накопичувачем марганцю та міді на обох субстратах, а свинцю – на чорноземі. У той же час, суданська трава інтенсивно накопичувала залізо на обох субстратах, цинк на чорноземі, а свинець на червоно-бурій глині (табл. 2.2.1.2).

Під час експерименту було встановлено, що додавання біовугілля сприяє зменшенню вмісту важких металів у рослинній біомасі. Однак рослини по-різному реагували на введення біовугілля. У кукурудзи, вирощеної на чорноземі, вміст важких металів в біомасі зменшився у середньому на 13–24,5 % (рис. 2.2.1.5). Найбільший ефект спостерігався для цинку (42,7 %). Впливу на поглинання заліза не було виявлено. У біомасі, вирощеній на червоно-бурій глині, додавання біовугілля найбільшим чином впливало на накопичення цинку та свинцю, зменшуючи їх вміст на 36,8 % та 37,2 % відповідно. Вміст заліза зменшився на 27,4 %, міді на 17,4 %, марганцю на 10,2 %.

Таблиця 2.2.1.1
 Вміст важких металів у надземній біомасі енергетичних рослин

Найменування	Варіант досліді	Вміст важких металів, мг/кг				
		Mn	Fe	Zn	Cu	Pb
Кукурудза	Ч	152,3 ± 0,48	431,2 ± 1,07	37,5 ± 0,24	7,5 ± 0,10	15,1 ± 0,11
	Ч+біовугілля	115,0 ± 0,90	412,5 ± 0,75	21,5 ± 0,15	6,5 ± 0,07	12,5 ± 0,10
	ЧБГ	166,7 ± 0,72	460,5 ± 1,27	37,8 ± 0,30	11,5 ± 0,14	32,5 ± 0,15
Суданська трава	ЧБГ+біовугілля	149,7 ± 0,54	334,4 ± 0,84	23,9 ± 0,12	9,5 ± 0,12	20,4 ± 0,16
	Ч	143,3 ± 0,44	750,0 ± 1,19	51,3 ± 0,26	7,7 ± 0,10	22,7 ± 0,16
	Ч+біовугілля	98,3 ± 0,32	560,0 ± 0,93	37,7 ± 0,23	6,7 ± 0,08	18,3 ± 0,14
Цукрове сорго	ЧБГ	89,3 ± 0,44	1032,0 ± 1,49	61,4 ± 0,35	20,2 ± 0,16	42,0 ± 0,22
	ЧБГ+біовугілля	82,1 ± 0,49	889,3 ± 1,61	38,2 ± 0,14	16,7 ± 0,12	29,0 ± 0,15
	Ч	212,5 ± 0,40	708,3 ± 1,16	49,6 ± 0,39	25,4 ± 0,18	32,1 ± 0,17
Цукрове сорго	Ч+біовугілля	189,6 ± 0,64	615,4 ± 1,34	45,0 ± 0,18	14,2 ± 0,15	29,2 ± 0,15
	ЧБГ	182,1 ± 0,47	991,7 ± 0,88	62,5 ± 0,26	30,4 ± 0,21	35,0 ± 0,18
	ЧБГ+біовугілля	164,2 ± 0,36	766,7 ± 0,69	41,7 ± 0,18	17,5 ± 0,15	33,3 ± 0,17

Таблиця 2.2.1.2
 Розподіл енергетичних рослин згідно з рівнем акумуляції важких металів (від меншого до більшого)

Елемент	Чорнозем	Червоно-бура глина
Mn	СТ → К → ЦС	СТ → К → ЦС
Fe	К → ЦС → СТ	К → ЦС → СТ
Zn	К → ЦС → СТ	К → СТ → ЦС
Cu	К → СТ → ЦС	К → СТ → ЦС
Pb	К → СТ → ЦС	К → ЦС → СТ

Примітка: К – кукурудза, ЦС – цукрове сорго, СТ – суданська трава.

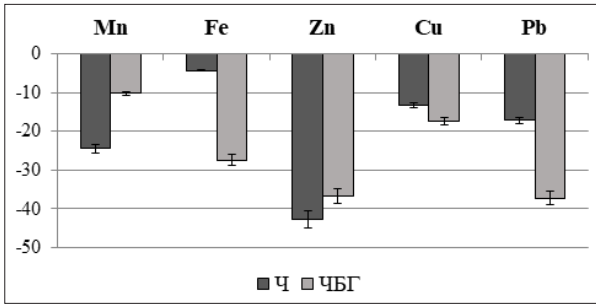


Рис. 2.2.1.5. Ефект від додавання біовугілля на акумуляцію важких металів надземною біомасою кукурудзи, % відносно контролю

У суданській траві, вирощеній на чорноземі, інтенсивність накопичення марганцю зменшилась більше (на 31,4%), ніж інших металів (рис. 2.2.1.6). Водночас цього ефекту не спостерігалось на червоно-бурій глині. Також незначно зменшився вміст заліза та міді – на 13,8% та 17,3% відповідно. Найбільший ефект відзначений для свинцю (30,9%) та цинку (37,8%).

В експерименті з цукровим сорго найбільший ефект від додавання біовугілля спостерігався для міді (рис. 2.2.1.7). Накопичення цього металу на чорноземі зменшилось на 44,1%, а на червоно-бурій глині – на 42,4%. Також на цьому субстраті було зафіксовано суттєве зниження вмісту цинку (33,3%), тоді як на чорноземі дані, отримані на ділянці без додавання біовугілля та з додаванням біовугілля, практично не відрізнялись. Крім того, додавання

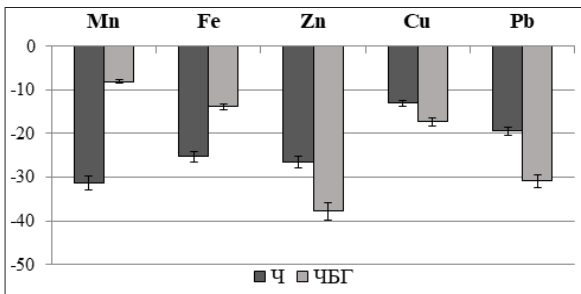


Рис. 2.2.1.6. Ефект від додавання біовугілля на акумуляцію важких металів надземною біомасою суданської трави, % відносно контролю

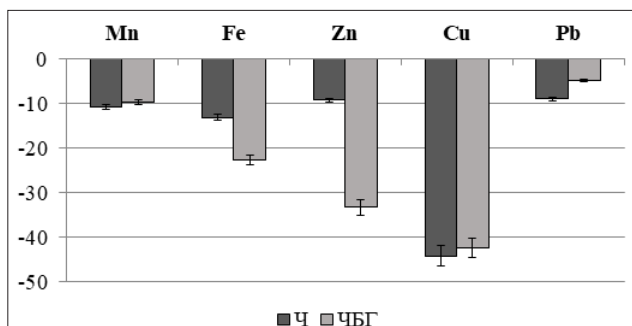


Рис. 2.2.1.7. Ефект від додавання біовугілля на акумуляцію важких металів надземною біомасою цукрового сорго, % відносно контролю

біовугілля мало дуже незначний вплив (від 5 % до 11 %) на накопичення марганцю та свинцю на обох субстратах.

Таким чином, доведено, що додавання біовугілля у дозі 3% від маси має позитивний вплив на проростання насіння кукурудзи та сорго, покращуючи цей параметр від 7% до 15%. Більшого ефекту було досягнуто на червоно-бурій глині, ніж на чорноземі. В той же час, біовугілля майже не вплинуло на схожість насіння суданської трави. Тобто дія біовугілля залежить як від типу субстрату, у який воно вноситься, так і від виду рослини, що вирощується.

Біовугілля позитивно впливає на приріст біомаси, при цьому в більшому ступені це проявляється для кореневої системи. Для рослин кукурудзи та цукрового сорго найбільш виражений ефект виявляється на червоно-бурій глині, а для суданської трави – на чорноземі.

Досліджувані рослини не є гіперакумулятором важких металів. Проте серед досліджуваних видів кукурудза має найменшу поглинальну здатність. Біовугілля опосередковано впливає на інтенсивність накопичення важких металів, знижуючи їх рухливість і доступність для рослин. Тип субстрату і вид рослини також мають значення. В обох варіантах досліду з кукурудзою, внесення біовугілля найбільше вплинуло на накопичення цинку. У досліді з суданською травою на чорноземі найбільший ефект спостерігався для марганцю, а на червоно-бурій глині – для цинку і свинцю. У досліді з цукровим сорго найбільш виражена реакція на обох субстратах пройшла на мідь, а на цинк лише на червоно-бурій глині.

В досліді з **соняшником** була виявлена позитивна дія біовугілля на проростання насіння. Схожість на чорноземі зростає на 15,6 %, на червоно-бурій глині на 20,0 %.

Стосовно біометричних параметрів було відмічено, що висота рослин на чорноземі була трохи нижча (на 11 %) ніж на червоно-бурій глині, тоді як за нарощуванням надземної біомаси рослини на чорноземі значно вигравали (на 37,9 %). Розвиток кореневої системи на обох субстратах був приблизно однаковим.

Додавання біовугілля сприяло покращенню ростових показників (рис. 2.2.1.8). Більш виразним ефект був на червоно-бурій глині. Серед біометричних характеристик найбільший вплив біовугілля був відмічений для параметрів «біомаса листя» (21–31 %) та «коренева система» (18–33 %).

За додавання біовугілля в субстрат, співвідношення надземна біомаса/коренева біомаса мала тенденцію до зменшення (рис. 2.2.1.9), що свідчить про більший позитивний вплив домішки саме на розвиток кореневої системи.

Здатність рослин накопичувати макро- та мікроелементи значною мірою залежить як від хімічних та фізичних властивостей ґрунту, так і від генетичних особливостей рослин. Різні органи рослин можуть акумулювати важкі метали з різною інтенсивністю. Було виявлено, що у листяній біомасі соняшника важкі метали, за виключенням марганцю, накопичуються більш інтенсивно, ніж в стеблах (рис. 2.2.1.10).

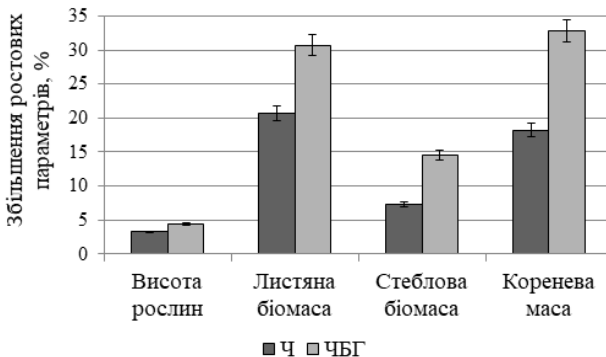


Рис. 2.2.1.8. Ефект додавання біовугілля на ростові показники соняшника



Рис. 2.2.1.9. Співвідношення між кореневою та надземною біомасою

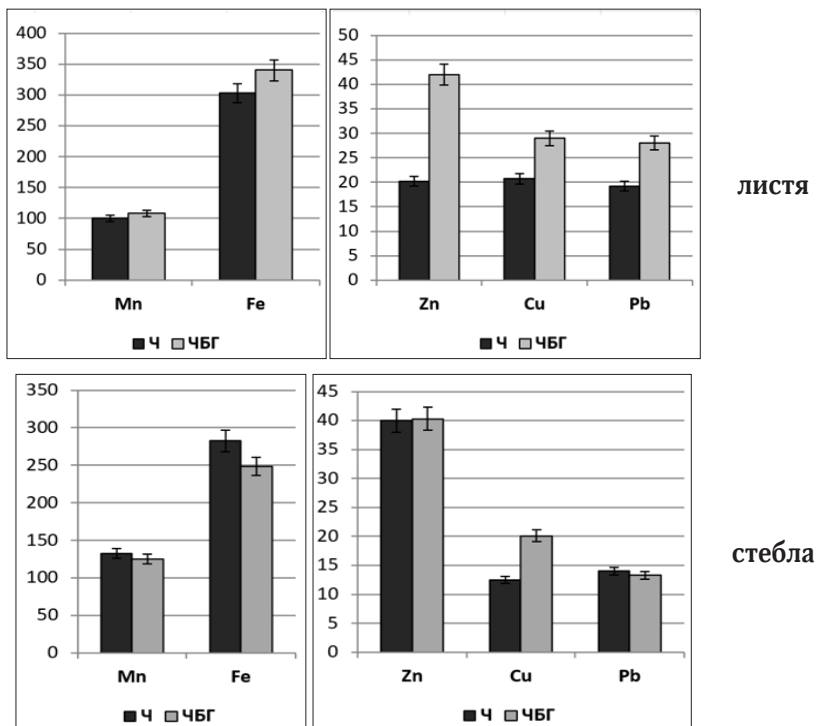


Рис. 2.2.1.10. Вміст важких металів у біомасі соняшника, мг/кг

Вміст Fe, Cu та Pb у листках був вищим ніж у стеблах на 27–40%. Mn накопичувалося більше в стеблах на 15–32%. Вміст Zn був майже однаковим у листі та стеблах рослин, вирощених на червоно-бурій глині, та значно вищий (на 98%) у стеблах рослин, вирощених на чорноземі.

Додавання біовугілля в субстрат вплинуло на здатність рослин накопичувати важкі метали (рис. 2.2.1.11). Більший ефект був відмічений для рослин на червоно-бурій глині. У листках соняшника найбільший вплив біовугілля був помічений для Pb (зменшення вмісту металу на 28,5%), у стеблах – для Mn (18,4%) та Cu (19,6%).

Таким чином, біовугілля має подвійну дію на енергетичні культури: збільшує приріст біомаси та зменшує здатність поглинати важкі метали. Залежно від сили дії, рівень виносу важких металів біомасою змінюється у бік збільшення або зменшення (рис. 2.2.1.12).

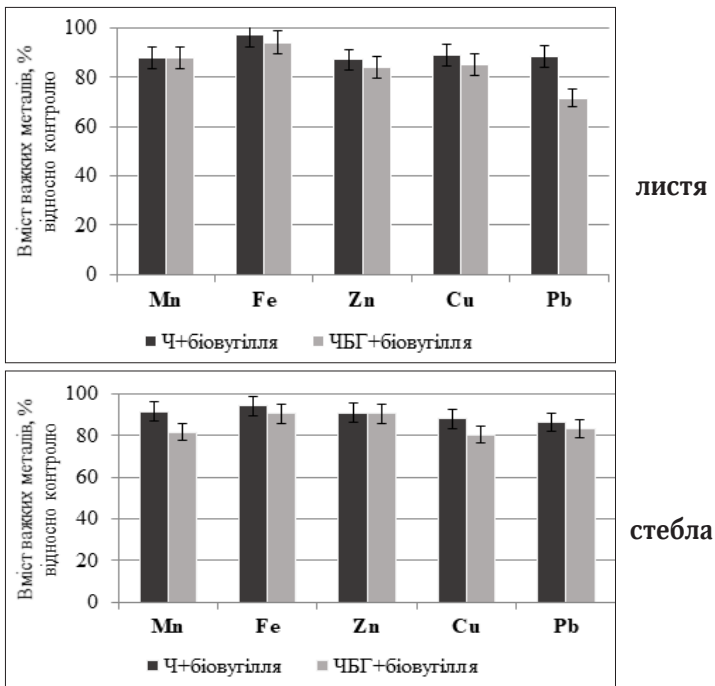


Рис. 2.2.1.11. Ефект додавання біовугілля на акумуляцію важких металів біомасою соняшника

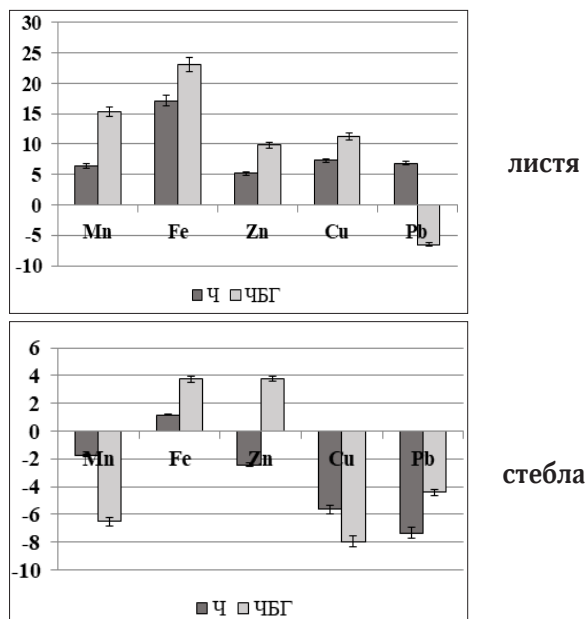


Рис. 2.2.1.12. Ефект додавання біовугілля на динаміку накопичення важких металів біомасою соняшника, % відносно контролю

Було виявлено, що винос Fe листковою біомасою соняшника зросло на 17,1% (чорнозем) та 23,0% (червоно-бура глина). Поглинання інших металів зросло до 5,1–15,2%. Однак на червоно-бурій глині було помічено, що винос біомасою Pb зменшився на 6,5%. Рівень поглинання Fe та Zn стебловою біомасою змінився слабо (1,1–3,7%), поглинання Cu, Pb та Mn зменшилось на 5,6–8,0%.

В експерименті з *міскантусом* кращій ріст та розвиток був відмічений для рослин, що зростали на чорноземі. Так, за висотою рослини були більше в середньому на 24%, а надземна біомаса була більш розвинутою на 44%.

Додавання біовугілля мало позитивний вплив на ростові показники *міскантусу*. Найбільшим чином збільшилася листова біомаса, на чорноземі майже на 89%, а на червоно-бурій глині на 60,5% (рис. 2.2.1.13). Ефект від внесення біовугілля на висоту рослин та збільшення стеблової маси було значно меншим, в межах 15–25%.

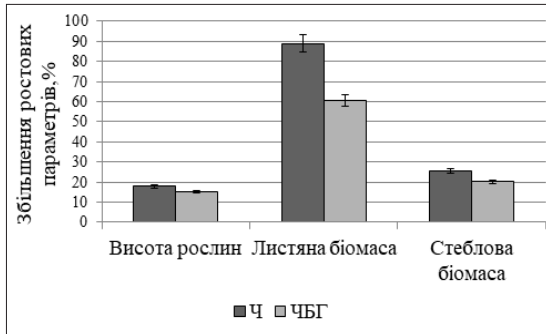


Рис. 2.1.13. Збільшення ростових показників під впливом внесення біовугілля, %

Аналіз акумуляції важких металів біомасою міскантусу показав, що в листках накопичується більше важких металів, ніж у стеблах (рис. 2.2.1.14). Ця різниця становить 13–50 % на чорноземі та 21,5–49 % на червоно-бурій глині.

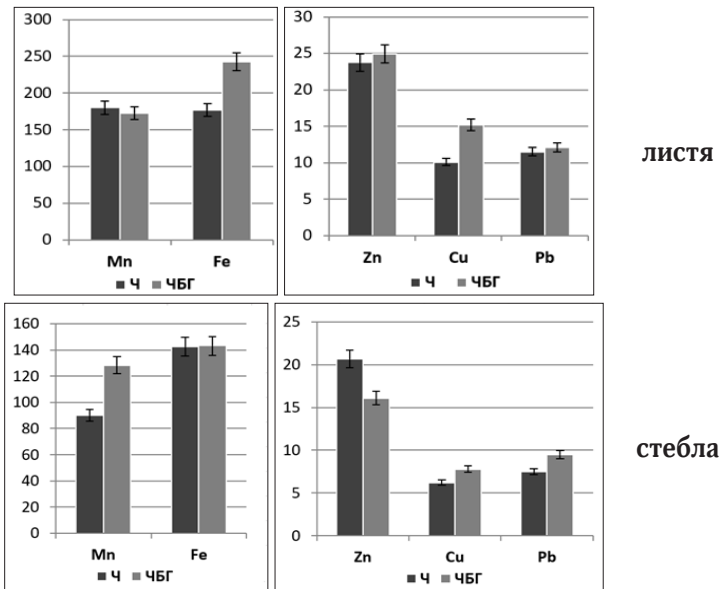


Рис. 2.2.1.14. Вміст важких металів у біомасі міскантусу, мг/кг

Використання біовугілля вплинуло на здатність рослини накопичувати важкі метали (рис. 2.2.1.15). Його додавання до чорнозему призвело до зменшення інтенсивності акумуляції біомасою міскантусу на 14–32 % відносно контролю. Найменшого ефекту було досягнуто для заліза (листя) та цинку (стебла), а найбільшого для свинцю (листя та стебла). На червоно-бурій глині накопичення важких металів зменшилось з 10–13 % (Zn) до 17–25 % (Cu).

Хоча внесення біовугілля сприяло зменшенню акумуляції важких металів, за рахунок значного збільшення продуктивності біомаси винос важких металів біомасою збільшився (рис. 2.2.1.16).

Було виявлено, що винос важких металів листковою біомасою міскантусу зросло з 28,1 % (Pb) до 62,9 % (Fe) на чорноземі

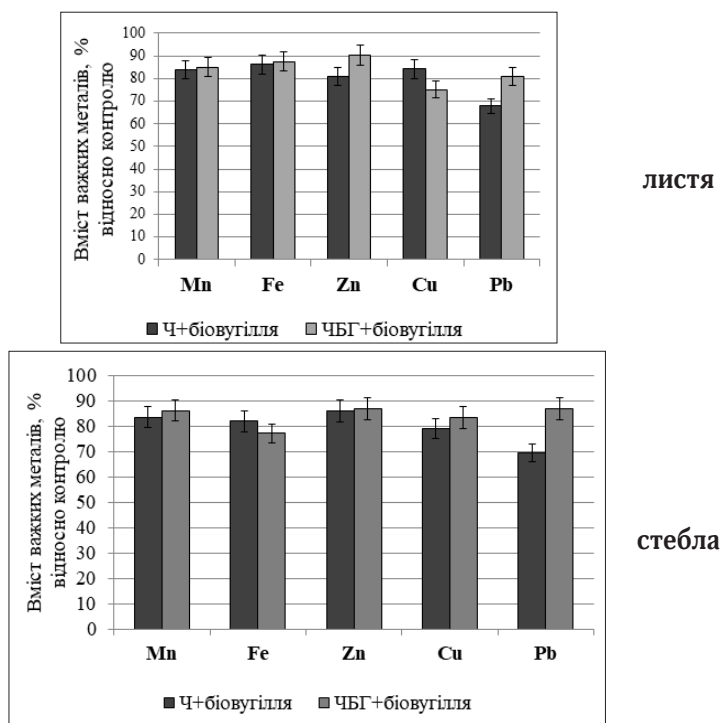


Рис. 2.2.1.15. Ефект додавання біовугілля на акумуляцію важких металів біомасою міскантусу, % (контроль 100 %)

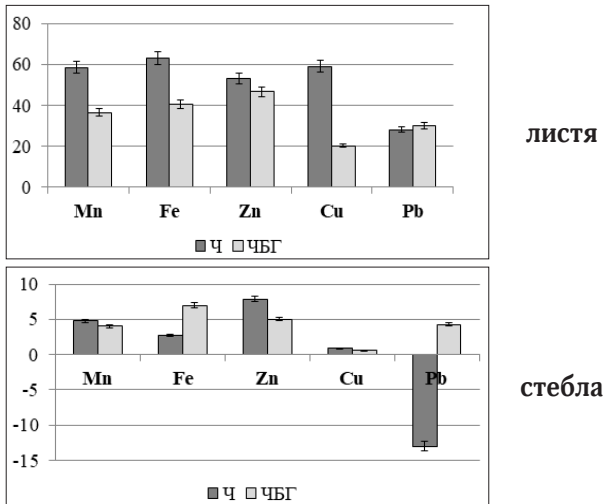


Рис. 2.2.1.16. Ефект додавання біовугілля на динаміку виносу важких металів біомасою міскантусу, % відносно контролю

та з 20,3% (Cu) до 46,6% (Zn) на червоно-бурій глині. У стеблах зміни були незначними, в межах 0,6–7,9%. Лише на чорноземі поглинання Pb зменшилось на 13,0%.

Таким чином, доведено, що додавання біовугілля в кількості 3% у техноземи має позитивний ефект на проростання насіння та приріст біомаси. Більшого впливу біовугілля має на розвиток кореневої системи однорічних рослин, ніж надземної біомаси. Серед досліджених рослин найменш чутливим до дії біовугілля є суданська трава. Внесення біовугілля в техноземи сприяє зменшенню акумуляції важких металів. Однак за умов значного збільшення продуктивності біомаси, винос важких металів з врожаєм може збільшуватися, що продемонстровано на прикладі міскантусу.

2.2.2. Аналіз впливу біовугілля на термічні показники біомаси енергетичних культур

В ході експерименту з виявлення опосередкованої дії біовугілля на теплову поведінку біомаси трьох видів однорічних злакових рослин: кукурудзи, суданської трави та цукрового сорго було виявлено, що термічне руйнування біомаси трьох досліджуваних видів відбувалося у два етапи: випаровування води та легких сполук (стадія 1) та розкладання основних компонентів: геміцелюлози, целюлози та лігніну (стадія 2).

Перша стадія проходила в діапазоні температур 50–180 °С. Процес відбувався повільно, максимальна швидкість не перевищувала 5–8%/хв, спостерігалися піки деструкції за температури 100–110 °С. Втрата ваги була незначною, а саме 4,5–7,5 %.

Другий етап був розділений на дві фази: розкладання голоцелюлози з початком розкладання лігніну (фаза 1) та закінчення розкладання лігніну і утворення негорючого залишку (фаза 2). Руйнування голоцелюлози відбувалося в інтервалі температур 190–390 °С. Через велику кількість геміцелюлози в біомасі досліджуваних рослин її розкладання було зміщено в область більш високих температур. Тому діапазони руйнування геміцелюлози та целюлози перекривались, і на кривих DTG спостерігалася лише один пік деструкції. Процес протікав за високих швидкостях з піком руйнування в інтервалі температур 280–310 °С. Втрата ваги також була найбільш значною і становила від 50 до 55 %. Розпад лігніну протікав досить повільно, з одним незначним піком у діапазоні температур 420–440 °С. Втрата ваги була встановлена на рівні 26–30 %.

На першій стадії процес протікав переважно з поглинанням тепла, найбільш виражені теплові ефекти на кривих DTA (рис. 2.2.2.1) спостерігались в діапазоні температур 110–130 °С. Реакції другої стадії термолізу були екзотермічними з помітними тепловими ефектами в зонах розпаду целюлози (300–330 °С) та лігніну (440–470 °С).

Виявлено відмінності в теплових характеристиках біомаси, вирощеної на різних субстратах та з додаванням біовугілля.

В досліді з цукровим сорго руйнування голоцелюлози відбувалося повільніше в біомасі, вирощеного на червоно-бурій глині, на відміну від лігніну, який деградував швидше, ніж у досліді на чорноземі. Крім того, частка негорючого залишку була майже в 2 рази меншою (табл. 2.2.2.1).

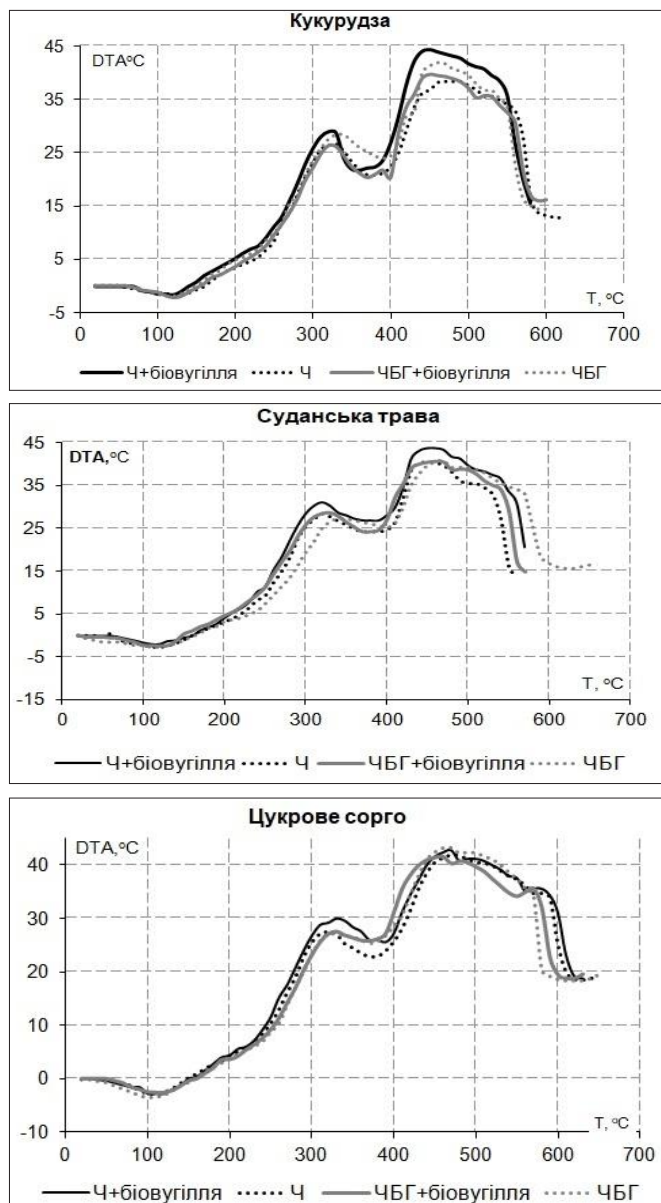


Рис. 2.2.2.1. Теплові ефекти термічного розкладання біомаси енергетичних рослин

Таблиця 2.2.2.1
Термічні характеристики деструкції біомаси цукрового сорго

Етап	Чорнозем				Чорнозем+біовугілля			
	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %
I	50–160	100	7,4	5,80	40–150	100	8,0	5,71
II	160–400	290	24,4	52,92	150–400	290	27,6	54,27
III	400–630	420	1,2	25,78	400–600	440	6,4	28,96
Частка залишкової маси, %				15,64	Частка залишкової маси, %			
Енергія активації, кДж/моль		Початкова		68,29	Енергія активації, кДж/моль		Початкова	
		Головних компонентів		49,58			Головних компонентів	
Червоно-бура глина								
Етап	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %
	I	60–170	100	6,4	7,42	60–160	100	6,4
II	170–400	290	21,4	53,97	160–400	290	24,4	52,92
III	400–580	430	2,0	30,07	400–580	420	1,2	25,78
Частка залишкової маси, %				8,54	Частка залишкової маси, %			
Енергія активації, кДж/моль		Початкова		36,77	Енергія активації, кДж/моль		Початкова	
		Головних компонентів		49,43			Головних компонентів	
				15,64				
				63,33				
				47,56				

Тривалість термолізу зменшилась у досліді на чорноземі після додавання біовугілля. Спостерігалось незначне збільшення швидкості реакції розкладання целюлози (у 1,2 рази) та значне збільшення руйнування лігніну (у 5 разів). Крім того, точка екстремуму руйнування лігніну була зміщена в область більш високих температур. Більш того, у досліді з біовугіллям спостерігалось більш повне спалювання біомаси (рис. 2.2.2.2, А). На ділянці з червоно-бурою глиною додавання біовугілля сприяло підвищенню термостабільності біомаси, особливо на початкових стадіях руйнування. Швидкість деградації целюлози трохи підвищилась, хоча деградація лігніну тривала повільніше (рис. 2.2.2.2, Б). Крім того, частка негорючого залишку зросла у 1,8 рази.

Спалювання біомаси суданської трави на обох субстратах відбувалося схожим чином. Однак у варіанті з червоно-бурою глиною точка екстремуму розкладання целюлози була зміщена в область більш високих температур, розпад лігніну протікав дещо швидше, а частка негорючого залишку була в 1,3 рази меншою (табл. 2.2.2.2).

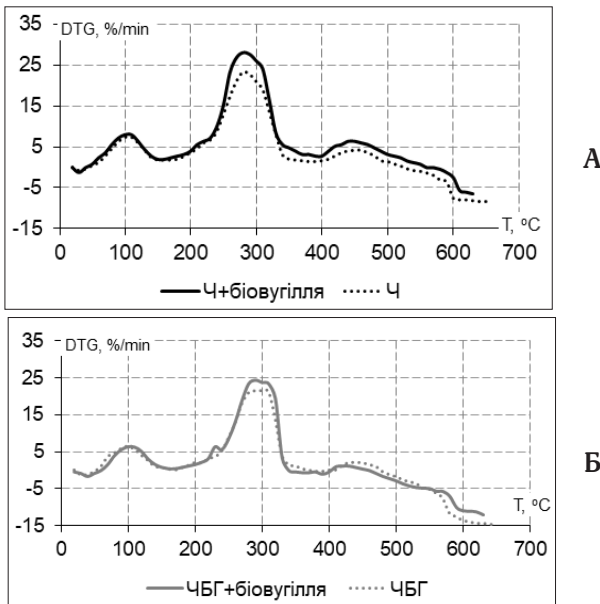


Рис. 2.2.2.2. DTG криві термічного розкладання біомаси цукрового сорго

Таблиця 2.2.2.2

Термічні характеристики деструкції біомаси суданської трави

Етап	Чорнозем				Чорнозем+біовугілля			
	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %
I	60–170	110	7,0	5,86	60–170	110	7,2	5,0
II	170–390	290	24,0	51,91	170–390	280	24,0	54,0
III	390–550	430	3,4	26,26	390–570	430	3,2	26,2
	Частка залишкової маси, %				Частка залишкової маси, %			
Енергія активації, кДж/моль	Початкова				Початкова			
	Головних компонентів				Головних компонентів			
Червоно-бура глина								
Етап	Макси-мальна швидкість, %/хв				Макси-мальна швидкість, %/хв			
	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %
I	60–180	110	6,4	6,87	50–170	110	7,4	6,53
II	180–400	310	23,2	52,11	170–380	290	23,28	53,24
III	400–640	430	4,4	28,69	380–570	430	4,2	27,54
	Частка залишкової маси, %				Частка залишкової маси, %			
Енергія активації, кДж/моль	Початкова				Початкова			
	Головних компонентів				Головних компонентів			

Додавання біовугілля не виявило значних відхилень у тепловій поведінці біомаси, вирощеної на чорноземі (рис. 2.2.2.3, А). У досліді з червоно-бурою глиною додавання біовугілля сприяло значному зменшенню тривалості термолізу, а також переміщенню точки екстремуму розкладання целюлози в область з нижчими температурами (рис. 2.2.2.3, Б).

У експерименті з кукурудзою перший етап термолізу біомаси був трохи коротшим у досліді на чорноземі в порівнянні з червоно-бурою глиною і супроводжувався меншою втратою ваги (табл. 2.2.2.3). Така сама тенденція спостерігалася під час розкладання голоцелюлози. У той же час руйнування лігніну у варіанті з чорноземом тривало довше, точка екстремуму була зміщена в область більш високих температур, швидкість процесу була майже вдвічі нижчою, ніж у варіанті з глиною, а частка негорючого залишку становила в 1,7 рази вище.

Було виявлено, що застосування біовугілля як доповнення до чорнозему сприяло збільшенню швидкості розкладання

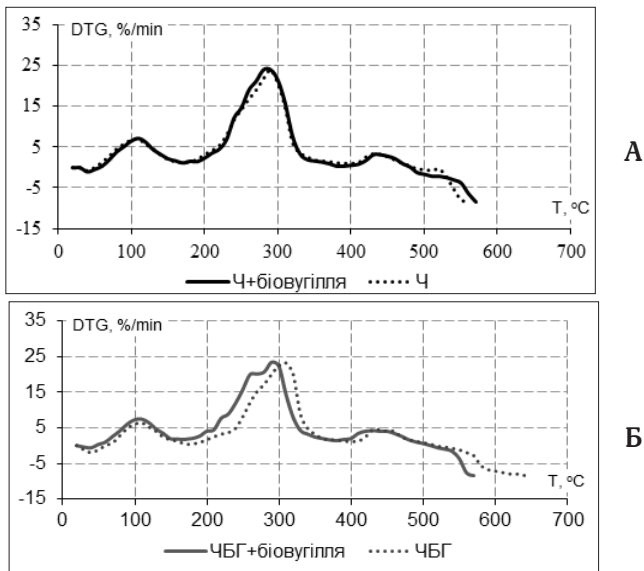


Рис. 2.2.2.3. DTG криві термічного розкладання біомаси суданської трави

Таблиця 2.2.2.3
Термічні характеристики деструкції біомаси кукурудзи

Етап	Чорнозем			Чорнозем+біовугілля				
	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %
I	70–180	130	5,6	4,4	50–180	110	7,0	5,2
II	180–390	290	2,0	5,0	180–380	280	2,6	51,6
III	390–600	440	2,8	2,0	380–560	420	6,0	28,6
	Частка залишкової маси, %			19,6	Частка залишкової маси, %			14,6
Енергія активації, кДж/моль	Початкова			40,79	Енергія активації, кДж/моль			Початкова
	Головних компонентів			55,81	Головних компонентів			52,39
	Червона-бура глина						Червоно-бура глина+біовугілля	
Етап	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %
	I	60–180	110	7,6	6,8	70–170	110	6,2
II	180–400	300	2,4	5,0	170–380	290	2,8	50,0
III	400–590	420	5,0	2,0	380–590	430	3,0	29,6
	Частка залишкової маси, %			11,2	Частка залишкової маси, %			14,2
Енергія активації, кДж/моль	Початкова			61,67	Енергія активації, кДж/моль			Початкова
	Головних компонентів			43,45	Головних компонентів			49,68

голоцелюлози та лігніну та зміщенню точок екстремуму у напрямку області з нижчими температурами (рис. 2.2.2.4, А). Також у варіанті з біовугіллям спостерігалось більш повне згоряння біомаси. У варіанті з червоно-бурою глиною застосування біовугілля мало менш помітний ефект порівняно з чорноземом (рис. 2.2.2.4, Б). Характер стадій термолізу змінився незначно.

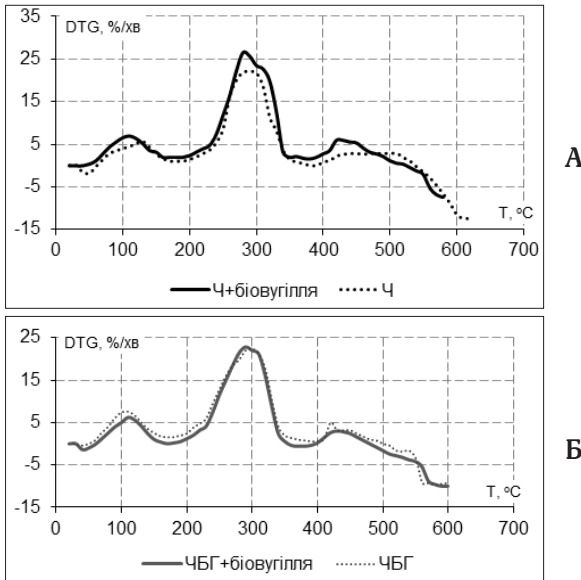


Рис. 2.2.2.4. DTG криві термічного розкладання біомаси кукурудзи

Підвищення термостабільності біомаси спостерігалось на початкових стадіях розкладання в 2,1 рази (чорнозем) та в 1,6 рази (червоно-бура глина) на обох субстратах з біовугіллям.

Таким чином виявлено, що специфічні характеристики субстратів та додавання біовугілля можуть впливати на теплові характеристики біомаси енергетичних культур. В експерименті з цукровим сорго спостерігалось більш повне спалювання біомаси, вирощеної на чорноземі, і навпаки, збільшення зольності біопалива, вирощеного на червоно-бурій глині. Під час згоряння біомаси суданської трави в варіанті з червоно-бурою глиною додавання біовугілля

сприяло значному скороченню тривалості термолізу та зміщенню точки екстремуму розкладання целюлози в область більш низьких температур.

У випадку з біомасою кукурудзи подібний ефект спостерігався, лише в досліді на чорноземі. Зміни теплової поведінки біомаси досліджуваних видів можуть бути пов'язані зі змінами складу речовин, що екстрагуються, як найбільш чутливими до впливу навколишнього середовища.

Термогравіметричний аналіз біомаси **соняшника** показав, що термічне розкладання листя відбувалося у три стадії: випаровування води та легких компонентів, руйнування геміцелюлози та целюлози та деградація лігніну. У біомасі, вирощеній на чорноземі, термоліз розпочався за більш високих температур, ніж на червоно-бурій глині (таблиця 2.2.2.4). Згодом деградація проходила аналогічним чином у зразках, відібраних з обох субстратів. Однак рівень втрати ваги біомаси, вирощеної на чорноземі, був дещо вищим (на 4,5–15,5%), а частка залишкової маси була більше на 11%.

У стеблах термоліз проходив у чотири стадії. Видалення води та легких компонентів тривало в інтервалі температур 60–160 °С. У цій фазі відбувались ендотермічні процеси. Руйнування геміцелюлози у стеблах, взятих з обох субстратів, відбувалося в одному і тому ж діапазоні температур. Однак швидкість процесу в біомасі, вирощеній на червоно-бурій глині, була набагато нижчою, а отже, втрата ваги була незначною (табл. 2.2.2.4).

Істотних відмінностей у руйнуванні целюлози та лігніну між зразками, відібраними з обох субстратів, не спостерігалось. Найбільший екзотермічний ефект виявлено за температури 450–460 °С. Більш повне згоряння біомаси спостерігалось на чорноземі, де частка залишкової маси становила 7,89%, на відміну від 16,2% на червоно-бурій глині.

Додавання біовугілля впливало на теплові властивості біомаси листя та стебла соняшника (табл. 2.2.2.5).

У біомасі листя початок термолізу змістився у бік вищих температур. Крім того, величина теплового ефекту була більшою майже на всіх стадіях розкладання (рис. 2.2.2.5).

Таблиця 2.2.2.4
Термічна деградація біомаси соняшника, вирощеної на різних субстратах

		Листя					
		Чорнозем (Ч)			Червоно-бура глина (ЧБГ)		
Етап	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Максимальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Максимальна швидкість, %/хв
I	60–180	110	7,88	8,89	30–170	110	7,6
II	180–370	290	15,8	41,61	170–370	280	14,2
III	370–630	440	3,8	29,49	370–630	440	3,4
		Стебла					
		Чорнозем (Ч)			Червоно-бура глина (ЧБГ)		
Етап	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Максимальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Максимальна швидкість, %/хв
I	60–160	110	8,6	7,47	80–160	120	6,4
II	160–240	220	23,2	16,37	160–230	200	9,0
III	240–380	290	16,2	36,15	230–370	300	16,6
IV	380–590	410	2,0	32,12	370–610	420	3,6

Таблиця 2.2.2.5
Термічна деструкція біомаси соняшника, вирощеної на різних субстратах із додаванням біовугілля

Листя											
Етап	Чорнозем (Ч)			Червоно-бура глина (ЧБГ)			Макси-мальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %
	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв					
I	80–170	110	7,4	70–170	110	7,4	7,4	7,4	110	7,4	7,4
II	170–370	290	15,0	170–360	280	13,6	40,11	41,8	280	13,6	41,8
III	370–600	420	3,8	360–610	430	3,2	28,64	29,0	430	3,2	29,0
Стебла											
Етап	Чорнозем (Ч)			Червоно-бура глина (ЧБГ)			Макси-мальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %
	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв					
I	70–150	100	9,8	70–160	110	7,2	8,28	6,73	110	7,2	6,73
II	150–230	200	16,8	160–240	210	18,0	16,16	16,61	210	18,0	16,61
III	230–380	290	16,8	240–370	290	16,6	35,76	36,23	290	16,6	36,23
IV	380–630	440	4,8	370–600	410	3,2	29,49	32,23	410	3,2	32,23

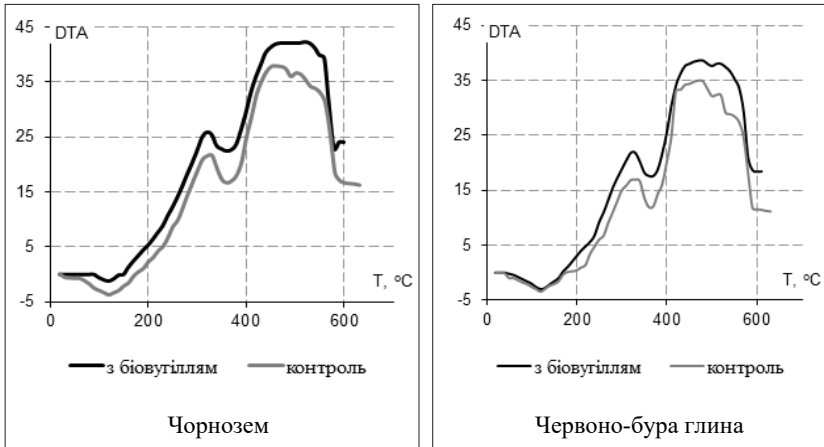


Рис. 2.2.2.5. Термічні ефекти розкладання листкової біомаси соняшника

У стебловій біомасі теплові ефекти також зросли, але незначно. Під впливом біовугілля перша стадія розкладання проходила швидше. У біомасі, взятій з червоно-бурої глини, також зростає швидкість деградації геміцелюлози (рис. 2.2.2.6).

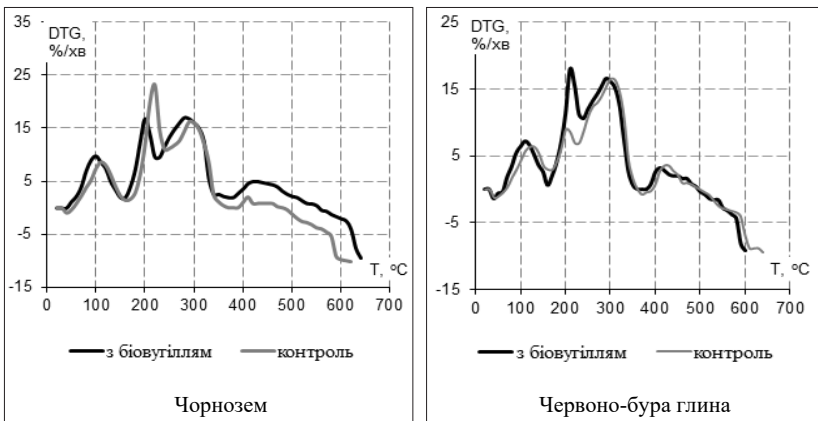


Рис. 2.2.2.6. DTG криві термолізу стебловій біомасі соняшника

На стадії руйнування целюлози суттєвих змін не виявлено. У біомасі, взятій з чорнозему, застосування біовугілля сприяло інтенсивнішому розкладанню лігніну. Після згоряння частка залишкової маси в стеблі рослин, вирощених на чорноземі з додаванням біовугілля зростає на 30 %. Протилежний ефект спостерігався на червоно-бурій глині: частка залишкової маси зменшилась на 49 %. Крім того, термостійкість стеблової біомаси, вирощеної на субстратах з використанням біовугілля, зменшилась на 8–16 % (табл. 2.2.2.6).

Таблиця 2.2.2.6

Енергія активації термічної деградації біомаси соняшника

Варіант експерименту	Стебла	
	Енергія активації, кДж/моль	
	Початкова	Розкладання головних компонентів
Ч	58,72	31,85
Ч+біовугілля	52,23	26,73
ЧБГ	78,95	33,22
ЧБГ+біовугілля	72,40	32,51

Згідно з отриманими результатами, процес термічного розкладання біомаси **міскантусу** проходив у чотири стадії. Перший етап характеризувався ендотермічними процесами, спричиненими випаровуванням води та легких компонентів. У біомасі листя ця фаза розпочалася раніше, ніж у стеблах, і тривала довше (табл. 2.2.2.7). Крім того, показники швидкості та втрати маси були більш високими. У рослин, вирощених на червоно-бурій глині, діапазон температур був меншим (55–150 °С), ніж у рослин, вирощених на чорноземі. Однак процес був більш активним у листках, взятих із чорнозему, та у стеблах, взятих із червоно-бурої глини.

Фаза екзотермічного розкладання геміцелюлоз тривала в інтервалі температур 150–270 °С. Швидкість деградації була вищою у рослинної біомаси, вирощеної на червоно-бурій глині. В цій області спостерігався один пік деструкції. Втрата ваги варіювала у листках від 17,4 % (Ч) до 17,6 % (ЧБГ), у стеблах від 20,2 % (Ч) до 26,5 % (ЧБГ).

Таблиця 2.2.2.7
Термічна деградація біомаси міскантусу, вирощеної на різних субстратах

Листя										
Етап	Чорнозем (Ч)			Червоно-бура глина (ЧБГ)			Макси-мальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %	Точка екстремуму, °С	Втрата ваги, %
	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв				
I	40–170	100	10,8	55–150	90	9,0	10,5	6,8	90	6,8
II	170–270	260	21,0	150–260	250	22,8	17,38	17,6	250	17,6
III	270–390	300	28,2	260–360	290	28,6	37,16	34,4	290	34,4
IV	390–600	470	9,0	360–570	420	11,0	29,9	30,8	420	30,8
Стебла										
Етап	Чорнозем (Ч)			Червоно-бура глина (ЧБГ)			Макси-мальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %	Точка екстремуму, °С	Втрата ваги, %
	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв				
I	65–160	100	8,8	70–150	100	9,8	6,2	6,46	100	6,46
II	160–270	260	23,0	150–280	260	25,6	20,2	26,47	260	26,47
III	270–380	300	28,8	280–380	290	28,4	33,8	30,5	290	30,5
IV	380–630	470	10,0	380–610	460	9,52	32,0	31,51	460	31,51

Таблиця 2.2.2.8
Термічна деструкція біомаси міскантусу, вирощеної на різних субстратах із додаванням біовугілля

		Листя					Стебла						
		Чорнозем (Ч)			Червоно-бура глина (ЧБГ)			Чорнозем (Ч)			Червоно-бура глина (ЧБГ)		
Етап	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %	
I	60–160	90	10,6	8,08	55–150	90	10,0	7,07					
II	160–270	250	23,2	20,12	150–270	260	24,0	19,19					
III	270–380	300	27,4	34,42	270–380	290	28,6	33,76					
IV	380–590	430	10,0	30,70	380–580	420	11,0	32,09					
		Чорнозем (Ч)			Червоно-бура глина (ЧБГ)			Чорнозем (Ч)			Червоно-бура глина (ЧБГ)		
Етап	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Макси-мальна швидкість, %/хв	Втрата ваги, %	
I	60–150	90	12,0	8,89	70–160	90	9,4	6,8					
II	150–270	260	22,6	22,22	160–280	260	25,2	25,0					
III	270–380	300	31,6	32,92	280–390	300	30,4	33,8					
IV	380–590	460	9,32	30,51	390–600	440	10,0	29,6					

Третя стадія термолізу (260–390 °С) була пов'язана з руйнуванням целюлози та лігніну. Поодинокий пік розкладання целюлози стався за температури 290–300 °С. Максимальна швидкість складала 28,2–28,8 %/хв. Деградація лігніну пройшла без виражених піків.

На четвертій стадії було завершено термічне руйнування лігніну та відбулося спалення карбонатних залишків. В біомасі листя більш повне згоряння спостерігалось на чорноземі, де частка залишкової маси становила 5,06 % проти 10,4 % на червоно-бурій глині. І навпаки, біомаса стебла, взята з червоно-бурої глини, згорала повніше, ніж взята з чорнозему.

Додавання біовугілля мало невеликий вплив на проходження термолізу (табл. 2.2.2.8). Отже, тривалість процесу зменшилась. Швидкість термічної деградації в біомасі листя була більшою, що особливо помітно в області руйнування геміцелюлоз (рис. 2.2.2.7). Однак якщо частка залишкової маси в біомасі з червоно-бурої глини зменшилася на 24,1 %, то в біомасі з чорнозему більш повного згоряння не спостерігалось.

У стебловій біомасі відзначено помітне збільшення швидкості термолізу в області випаровування летких компонентів (на чорноземі) та під час розкладання целюлози (рис. 2.2.2.8). Крім того, під впливом біовугілля спалювання біомаси було більш повним (на 5,1 % на червоно-бурій глині та на 30 % на чорноземі).

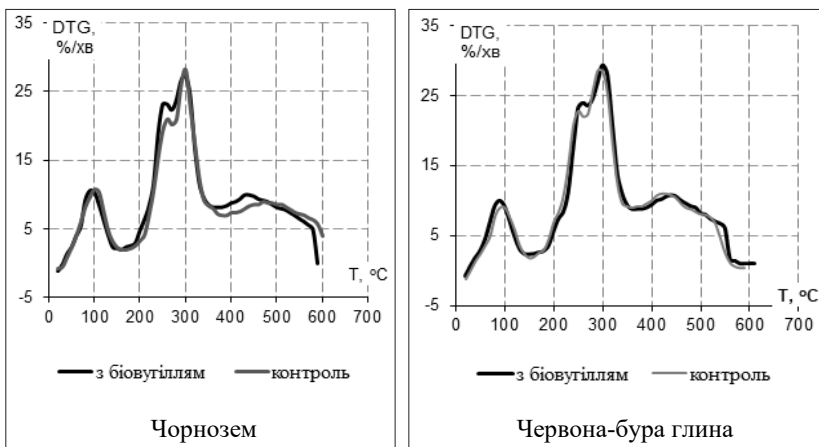


Рис. 2.2.2.7. DTG криві термолізу листової біомаси міскантусу

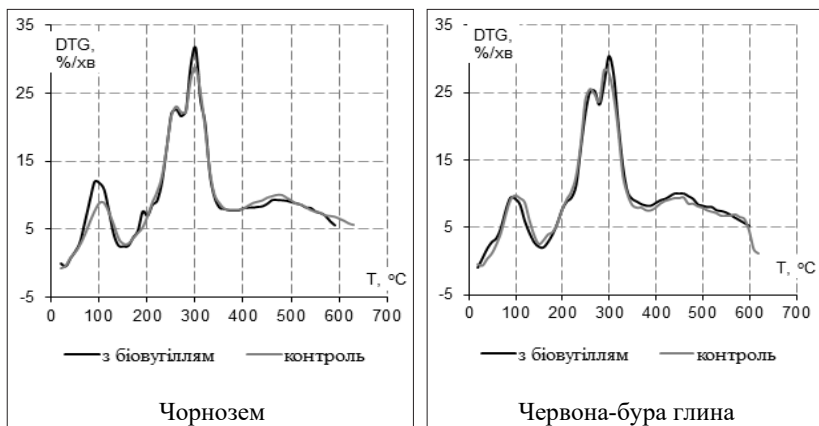


Рис. 2.2.2.8. DTG криві термолізу стеблової біомаси міскантусу

Згідно з даними енергії активації (табл. 2.2.2.9), додавання біовугілля призвело до зниження теплової стабільності біомаси на початковій стадії руйнування (на 14,4–22,6 %) та збільшення на стадії розкладання основних компонентів (на 4,5–6,3 %).

Таблиця 2.2.2.9

Енергія активації термічної деградації біомаси міскантусу

Варіант експерименту	Листя		Стебла	
	Енергія активації, кДж/моль		Енергія активації, кДж/моль	
	Початкова	Головних компонентів	Початкова	Головних компонентів
Ч	89,88	40,16	78,23	43,48
Ч+ біовугілля	76,93	41,97	62,80	39,51
ЧБГ	78,16	42,32	55,69	42,03
ЧБГ+біовугілля	60,50	44,23	53,88	44,68

Таким чином, було виявлено, біовугілля побічно впливає на теплові характеристики біомаси міскантусу та соняшника. Різні ґрунти мають свої особливі фізичні та хімічні властивості залежно від природи мінеральних та органічних компонентів, їх відносної кількості та способів взаємодії мінералів та органічних речовин.

У свою чергу, характеристики ґрунту впливають на теплову поведінку рослинної біомаси. Додавання біовугілля може змінити ці властивості і, таким чином, вплинути на ріст рослин, розвиток та якість біомаси. Однак у нашому експерименті вплив біовугілля на теплові особливості біомаси міскантусу та соняшника був незначним.

Порівняльний аналіз отриманих результатів показав, що наші дані узгоджуються з аналогічними даними, опублікованими іншими дослідниками. Наприклад, іншими дослідженнями доведена користь застосування біовугілля під час вирощування сільськогосподарських культур, продуктивність яких збільшувалась в середньому на 10%. Найбільші позитивні ефекти спостерігались на кислих (14%) та нейтральних ґрунтах (13%), а також на ґрунтах з грубою (10%) або середньою текстурою (13%) (Jeffery, 2011; Bird et al., 2012; Biederman & Harpole, 2013). Результати, отримані в наших експериментах, трохи вищі (на 10–15%), ніж опубліковані дані. Однак різниця в результатах польових та вегетаційних експериментів майже завжди має місце. Крім того, необхідно враховувати генетичні особливості рослин.

Відомо, що біовугілля мають здатність знижувати рухомість важких металів, зменшуючи тим самим їх рухливість та біодоступність на забруднених ґрунтах (Park et al., 2011; Al-Wabel et al., 2015; Lu et al., 2017). У нашому експерименті цей ефект також спостерігався. Вміст важких металів у листках та стеблах зменшився в середньому на 10–25%.

Отримані результати щодо впливу характеристик ґрунту на особливості теплової поведінки рослинної біомаси цілком узгоджуються з даними, опублікованими іншими дослідниками (Zabaniotou et al., 2008; Kok & Özgür, 2013; Cortes & Bridgwater, 2015; Osman et al., 2017; Oginni & Singh, 2019). Основні відмінності полягають, головним чином, у тривалості процесу термічної деградації, швидкості проходження деяких стадій та кількості негорючих залишків. Існує очевидна відсутність даних про теплові характеристики рослинної біомаси, вирощеної на субстратах з додаванням біовугілля. Тому подовження подібних досліджень є важливим для з'ясування впливу біовугілля на теплові характеристики та якість рослинної біомаси.

ЗАКЛЮЧНЕ СЛОВО

Враховуючи отримані результати, можна стверджувати, що осад стічних вод з флокулянтном у дозі 40 т/га є найбільш оптимальним варіантом удобрення для вирощування сорго цукрового на біоетанол та пелети на такому техноземі, як лесоподібний суглинок. Додавання осаду в субстрат також підвищує поглинання основних поживних речовин рослинами. Залежно від типу осаду та дози внесення вміст азоту в надземній біомасі може збільшуватися на 12–112 %, калію на 27–94 %, фосфору в 2,3–3,7 рази. Відповідно збільшується винос цих елементів з щорічним врожаєм. Серед есенціальних мікроелементів цинк поглинається біомасою сорго найбільше. Інші елементи можна розташувати у такому порядку: Fe → Cu → Mn. Помічено, що за умов внесення осаду стічних вод, хром накопичується рослинами сорго більш інтенсивно. В той же час, нікель, кадмій і свинець не накопичуються біомасою сорго навіть у випадках з великою дозою ОСВ.

Внесення осаду стічних вод призводить до змін у характері проходження процесів термальної деструкції біомаси сорго. Розкладання основних компонентів відбувається в області нижчих температур і, як правило, при більш високих швидкостях. Крім того, осад стічних вод (особливо з флокулянтном) сприяє більш повному згорянню біомаси.

Застосування флокульованого осаду стічних вод при вирощуванні міскантусу мало більший вплив на накопичення азоту порівняно з простим осадом; споживання азоту зросло в 4,1–6,3 рази. Навпаки, необроблений осад мав більший вплив на накопичення фосфору та калію, ніж флокульований. Внесення осаду стічних вод сприяло збільшенню мікроелементів в біомасі міскантусу. У відношенні заліза, міді та цинку необроблений осад оказав більший вплив, ніж флокульований. У відношенні марганцю вплив обох видів осаду був майже однаковий. За інтенсивністю накопичення есенціальних мікроелементів в біомасі міскантусу їх можна розташувати наступним чином: Fe → Zn → Mn → Cu. Щорічний винос важких металів з біомасою міскантусу не великий, у межах від одного до кількох десятків грамів на гектар.

Введення осаду стічних вод впливає на теплові характеристики біомаси міскантусу. Крім того, всі варіанти необробленого ОСВ та варіант ОСВ+Ф20 сприяють більш повному згорянню біомаси, тоді як ОСВ+Ф в дозах 40 і 60 т/га збільшує частку золи, яку можна використати у якості ґрунтової домішки при вирощуванні енергокультур.

Біовугілля позитивно впливає на приріст біомаси трав'янистих енергокультур, при цьому в більшому ступені це проявляється для кореневої системи. Для рослин кукурудзи та цукрового сорго найбільш виражений ефект виявився на червоно-бурій глині, а для суданської трави – на чорноземі. В вегетаційному досліді з соняшником була виявлена позитивна дія біовугілля на проростання насіння. Схожість на чорноземі зросла на 15,6 %, на червоно-бурій глині на 20,0 %. За додавання біовугілля в субстрат, співвідношення надземна біомаса/коренева біомаса мала тенденцію до зменшення, що свідчить про більший позитивний вплив домішки саме на розвиток кореневої системи. Доведено, що додавання біовугілля в кількості 3 % у техноземі має позитивний ефект на проростання насіння та приріст біомаси. Більшого впливу біовугілля має на розвиток кореневої системи однорічних рослин, ніж надземної біомаси. Серед досліджених рослин найменш чутливим до дії біовугілля є суданська трава. Біовугілля має подвійну дію на енергетичні культури: збільшує приріст біомаси та зменшує здатність поглинати важкі метали.

Внесення флокульованого осаду стічних вод за дози 80 т/га призвело збільшення середньої висоти саджанців павловнії на 10 %, а в варіанті з додаванням біовугілля на 16 %. Товщина стебла в варіанті з додаванням біовугілля збільшилася майже на 10 % порівняно з контролем.

У досліді з тополею було виявлено, що додавання осаду стічних вод пришвидшує ріст саджанців чотирирічних саджанців. За дози 20 т/га висота рослин збільшилася на 16,7–19,3 % порівняно з контролем, за дози 40 т/га – на 35,3 % (ОСВ) та 40,0 % (ОСВ+Ф), а за дози 60 т/га – на 53,2 % (ОСВ) та 66,7 % (ОСВ+Ф). Внесення необробленого осаду стічних вод у дозі 60 т/га призвело до збільшення товщини стовбура на 34,3 % порівняно з контролем. Додавання флокульованого осаду у дозі 60 т/га мало найбільший вплив, діаметр стовбура збільшився на 55,7 %. Отже, осад

стічних вод оказував позитивний вплив на ростові показники деревних енергетичних культур: павловнії та тополі, причому на рослинах тополі ефект більш виразний. За внесення осаду, збільшується концентрація есенціальних мікроелементів у листяній біомасі дерев. Внесення флокульованого осаду стічних вод не призводило до суттєвого підвищення вмісту важких металів у листках, а додавання біовугілля взагалі зменшувало поглинальну здатність рослин до важких металів.

Таким чином, використання флокульованого осаду стічних вод та біовугілля у якості добрива для швидкозростаючих трав'янистих та деревних культур для виробництва якісної біосировини може стати альтернативою внесенню звичайних добрив і сприяти перебудові основних сучасних методів управління станом техноземів.

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. Ahmad M., Rajapaksha A., Lim J., Zhang M., Bolan N., Mohan D., Vithanage M., Lee S., Ok Y. (2014). Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: *A review*. *Chemosphere*. 99. 19–33. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071>.
2. Ahmed H. K., Fawy H. A., & Abdel-Hady E. S. (2010). Study of sewage sludge use in agriculture and its effect on plant and soil. *Agric. Biol. JN Am*. 1 (5). 1044–1049.
3. Al-Sagheer A. A., Abd El-Hack M. E., Alagawany M., Naiel M. A., Mahgoub S. A., Badr M. M., Hussein E. O.S., Alowaimier A. N., and Swelum A. A. (2019). Paulownia Leaves as A New Feed Resource: Chemical Composition and Effects on Growth, Carcasses, Digestibility, Blood Biochemistry, and Intestinal Bacterial Populations of Growing Rabbits. *Animals*. 9. 95. <https://doi.org/10.3390/ani9030095>
4. Al-Wabel M., Al-Omran A., El-Naggar A., Nadeem M., Usman A., (2013). Pyrolysis temperature induced changes in characteristics and chemical composition of biochar produced from conocarpus wastes. *Bioresource Technology*. 131. 374–379. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.165>.
5. Al-Wabel M. I., Usman A. R.A., El-Naggar A. H., Aly A. A., Ibrahim H. M., Elmaghraby S., Al-Omran A. (2015). Conocarpus biochar as a soil amendment for reducing heavy metal availability and uptake by maize plants. *Saudi Journal of Biological Sciences*. 22. 503–511. <http://dx.doi.org/10.1016/j.sjbs.2014.12.003>
6. Ameloot N., De Neve S., Jegajeevagan K., Yildiz G., Buchan D., Funkuin YN, Prins W., Bouckaert L., Sleutel S. (2013). Short-term CO₂ and N₂O emissions and microbial properties of biochar amended sandy loam soils. *Soil Biol Biochem*. 57. 401–410. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.10.025>
7. Antonkiewicz J., Pełka R., Bik-Małodzińska M., Żukowska G., Gle-Karolczyk K. (2018) The effect of cellulose production waste and municipal sewage sludge on biomass and heavy metal uptake

- by a plant mixture. *Environmental Science and Pollution Research*. 25. 31101–31112 <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3109-5>
8. Antonkiewicz J., Kołodziej B., Bielińska E. J. (2016). The use of reed canary grass and giant miscanthus in the phytoremediation of municipal sewage sludge. *Environmental Science and Pollution Research*. 23. 9505–9517. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6175-6>
 9. Antonkiewicz J., Kołodziej B., Bielinska E. J., Popławska A. (2019). The possibility of using sewage sludge for energy crop cultivation exemplified by reed canary grass and giant miscanthus. *Soil Science Annual*. 70. 21–33. <https://doi.org/10.2478/ssa-2019-0003>
 10. Appiah-Nkansah N. B., Li J., Rooney W., Wang D. (2019). A review of sweet sorghum as a viable renewable bioenergy crop and its techno-economic analysis. *Renewable Energy*. 143. 1121–1132. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.05.066>
 11. Bamdad H., Hawboldt K., MacQuarrie S. (2018). A review on common adsorbents for acid gases removal: Focus on biochar. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 81 (2). 1705–1720. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.261>
 12. Barbanti L., Grandi S., Vecchi A., Venturi G. (2006). Sweet and fibre sorghum (*Sorghum bicolor* (L.) Moench), energy crops in the frame of environmental protection from excessive nitrogen loads. *European journal of agronomy*. 25 (1). 30–39. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2006.03.001>
 13. Basavaraj G., Rao P. P., Achoth L., Reddy C. R. (2013). Assessing competitiveness of sweet sorghum for ethanol production: A policy analysis matrix approach. *Agric. Econ. Res. Rev.* 26. 31–40.
 14. Ben Bahri N., Rezgui S., Bettaieb T. (2015). Physiological responses of *Paulownia tomentosa* (Thunb.) steud grown on contaminated soils with heavy metals. *Journal of new sciences, Agriculture and Biotechnology*. 23 (6). 1064–1070.
 15. Beringer T., Lucht W., Schaphoff S. (2011). Bioenergy production potential of global biomass plantations under environmental and agricultural constraints. *GCB Bioenergy*. 3 (4). 299–312. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01088.x>

16. Betancur-Corredor B., Loaiza-Usuga J. C., Denich M. et al. (2020). Changes of technosol properties and vegetation structure along a chronosequence of dredged sediment deposition in areas with alluvial gold mining in Colombia. *Journal of Soils & Sediments*. 20. 2377–2394. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02551-9>
17. Biederman L. A., Harpole W. S. (2013). Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta analysis. *Global Change Biology Bioenergy*. 5 (2). 202–214. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12037>
18. Bielski S. (2015). The agricultural production of biomass for energy purposes in Poland. *Agriculture and Forestry*. 61 (1). 153–160. <https://doi.org/10.17707/agricultforest.61.1.20>
19. Bird M. I., Wurster C. M., de Paule Silva P. H., Paul N. A., de Nys R. (2012). Algal biochar: effects and applications. *Global Change Biology Bioenergy*. 4 (1). 61–69. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01109.x>
20. Biswanath D., Rogers C. W., Leytem A. B. and others (2019). Evaluation of soil test phosphorus extractants in Idaho Soils. *Soil Science Society of America Journal*. 83 (3). 817–824. <https://doi.org/10.2136/sssaj2018.08.0314>
21. Blanco-Canqui H. (2017). Biochar and soil physical properties. *Soil Sci Soc Am J*. 81 (4). 687–711. <https://doi.org/10.2136/sssaj2017.01.0017>
22. Blanco-Canqui H. (2016). Growing dedicated energy crops on marginal lands and ecosystem services. *Soil Science Society of America Journal*. 80 (4). 845–858. <https://doi.org/10.2136/sssaj2016.03.0080>
23. Buitrago M. F., Skidmore A. K., Groen T. A., Hecker C. A. (2018). Connecting infrared spectra with plant traits to identify species. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 139. 183–200. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.03.013>
24. Calviño M. & Messing J. (2012). Sweet sorghum as a model system for bioenergy crops. *Current opinion in biotechnology*. 23 (3). 323–329. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2011.12.002>
25. Cha J., Park S., Jung S., Ryu C., Jeon J., Shin M., Park Y. (2016). Production and utilization of biochar: A review. *Journal*

- of Industrial and Engineering Chemistry*. 40. 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2016.06.002>
26. Chan K. Y., Van Zwieten L., Meszaros I., Downie A., Joseph S. (2008). Using poultry litter biochars as soil amendments. *Australian Journal of Soil Research*. 46. 437–444. <https://doi.org/10.1071/SR08036>
 27. Chan K. Y., Zwieten L. V., Meszaros I., Downie A., Joseph S. (2007). Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. *Aust. J. Soil Res.* 45. 629–634.
 28. Chen D., Liu X., Bian R., Cheng K., Zhang X., Zheng J., Joseph S., Crowley D., Pan G., Li L. (2018). Effects of biochar on availability and plant uptake of heavy metals – A meta-analysis. *Journal of Environmental Management*. 222. 76–85. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.004>
 29. Chintala R., Mollinedo J., Schumacher T. E., Malo D. D., Julson J. L. (2014). Effect of biochar on chemical properties of acidic soil. *Archives of Agronomy and Soil Science*. 60 (3). 393–404. <https://doi.org/10.1080/03650340.2013.789870>
 30. Chrysargyris A., Prasad M., Kavanagh A., Tzortzakis N. (2020). Biochar type, ratio, and nutrient levels in growing media affects seedling production and plant performance. *Agronomy*. 10 (9). 1421. <https://doi.org/10.3390/agronomy10091421>
 31. Cifuentes R., Bressani R., Rolz C. (2014). The potential of sweet sorghum: As a source of ethanol and protein. *Energy Sustainable Dev.* 21. 13–19. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2014.04.002>
 32. Cornfield A. H. (1960). Ammonia released on treating soils with N sodium hydroxide as a possible method for predicting the nitrogen supplying power of soils. *Nature (London)*. 187. 260–261. <https://doi.org/10.1038/187260a0>
 33. Cortes A. M., Bridgwater A. V. (2015). Kinetic study of the pyrolysis of Miscanthus and its acid hydrolysis residue by thermogravimetric analysis. *Fuel Processing Technology*. 138. 184–193. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2015.05.013>
 34. Dale B. E., Anderson J. E., Brown R. C., Csonka S., Dale V. H., Herwick G., Wang M. Q. (2014). Take a closer look: Biofuels can support environmental, economic and social goals. *Environmental*

- Science & Technology*. 48 (13). 7200–7203. <https://doi.org/10.1021/es5025433>
35. Das S. K., Ghosh G. K., Avasthe R. (2020). Ecotoxicological responses of weed biochar on seed germination and seedling growth in acidic soil. *Environmental Technology & Innovation*. 20. 101074. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101074>
36. Dillon S. L., Shapter F. M., Henry R. J., Cordeiro G., Izquierdo L., Lee L. S. (2007). Domestication to crop improvement: genetic resources for Sorghum and S accharum (Andropogoneae). *Annals of botany*. 100 (5). 975–989. <https://doi.org/10.1093/aob/mcm192>
37. Fang J., Zhan L., Ok Y., Gao B. (2018). Minireview of potential applications of hydrochar derived from hydrothermal carbonization of biomass. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*. 57. 15–21. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2017.08.026>
38. Goshadrou A., Karimi K., Taherzadeh M. J. (2011). Bioethanol production from sweet sorghum bagasse by *Mucor hiemalis*. *Industrial Crops and Products*. 34 (1). 1219–1225. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2011.04.018>
39. Gul S., Whalen J. K., Thomas B. W., Sachdeva V., Deng H. (2015). Physico-chemical properties and microbial responses in biochar-amended soils: mechanisms and future directions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 206. 46–59. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.03.015>
40. Haines S. A., Gehl R. J., Havlin J. L., Ranney T. G. (2015). Nitrogen and phosphorus fertilizer effects on establishment of giant miscanthus. *Bioenergy Research*. 8. 17–27. <https://doi.org/10.1007/s12155-014-9499-4>
41. Heaton E. A., Dohleman F. G., Long S. P. (2008). Meeting US biofuel goals with less land: the potential of Miscanthus. *Global Change Biology*. 14. 2000–2014. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01662.x>
42. Hossain M., Strezov V., Chan K, Ziolkowski A., Nelson P. (2011). Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. *Journal of Environmental Management*. 92 (1). 223–228. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.09.008>

43. Ippolito J. A., Laird D. A., Busscher W. J. (2012). Environmental Benefits of Biochar. *Journal of Environmental Quality*. 41 (4). 967–972. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0151>
44. Iticescu C., Georgescu P. L., Arseni M., Rosu A., Timofti M., Carp G., Cioca L. I. (2021). Optimal solutions for the use of sewage sludge on agricultural lands. *Water*. 13 (5). 585. <https://doi.org/10.3390/w13050585>
45. Jeffery S., Verheijen F. G.A., van ger Velde M., Bastos A. C. (2011). A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, Ecosystem & Environment*. 144 (1). 175–187. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.015>
46. Khan M. I., Afzal M. J., Bashir S., and others. (2021). Improving nutrient uptake, growth, yield and protein content in chickpea by the co-addition of phosphorus fertilizers, organic manures, and bacillus sp. MN-54. *Agronomy*. 11. 436. <https://doi.org/10.3390/agronomy11030436>
47. Kharytonov M., Babenko M., Martynova N. (2023). The soil fertility improvement of the marginal lands depending on kind of amendments. *Scientific Papers. Series E. Land Reclamation, Earth Observation & Surveying, Environmental Engineering*. XII. 181–186.
48. Kharytonov M., Martynova N., Babenko M., Honchar N., Sytnyk S., Sereda V. (2021). Sweet sorghum cultivation in black soil and phytomeliorated rocks in Ukraine. *Acta Technica Corviniensis – Bulletin of Engineering*. 14 (3). 103–106.
49. Kharytonov M., Martynova N., Babenko M., Rula I., Gumentyk M., Bagorka M., Pashova V. (2019). The production of Biofuel feedstock on reclaimed lands based on sweet sorghum biomass. *Agriculture and Forestry. Podgorica*. 65 (4). 233–240. <https://doi.org/10.17707/AgricultForest.65.4.21>
50. Kim H. S., Kim K. R., Kim H. J., Yoon J. H., Yang J. E., Ok Y. S., Owens G., Kim K. H. (2015). Effect of biochar on heavy metal immobilization and uptake by lettuce (*Lactuca sativa* L.) in agricultural soil. *Environ. Earth Sci*. 74. 1249–1259. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4116-1>
51. Kocoń A., Jurga B. (2017). The evaluation of growth and phytoextraction potential of *Miscanthus x giganteus* and *Sida*

- hermaphrodita on soil contaminated simultaneously with Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn. *Environmental Science and Pollution Research*. 24 (5). 4990–5000. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8241-5>
52. Kok M. V., Özgür E. (2013). Thermal analysis and kinetics of biomass samples. *Fuel Processing Technology*. 106. 739–743. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2012.10.010>.
53. Kołodziej B., Antonkiewicz J., Sugier D. (2016). Miscanthus giganteus as a biomass feedstock grown on municipal sewage sludge. *Industrial Crops and Products*. 81. 72–82. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2015.11.052>
54. Kołodziej B., Antonkiewicz J., Stachyra M., Bielinska E. J., Wisniewski J., Luchowska, K., Kwiatkowski C. (2015) Use of sewage sludge in bioenergy production – A case study on the effects on sorghum biomass production. *Europ. J. Agronomy*. 69. 63–74. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2015.06.004>
55. Li Y., Shen F., Guo H., Wang Z., Yang G., Wang L., Zhang Y., Zeng Y., Deng S. (2015). Phytotoxicity assessment on corn stover biochar, derived from fast pyrolysis, based on seed germination, early growth, and potential plant cell damage. *Environmental Science and Pollution Research*. 22. 9534–9543. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4115-5>
56. Lopushnyak V., Hrytsulyak H., Lopushniak H., et al. (2023). Integrated assessment of pollution of sod-podzolic soils by application of sewage sludge under Miscanthus x giganteus. *The International Journal of Environmental Studies*. 80 (2). 476–487. <https://doi.org/10.1080/00207233.2022.2147725>
57. Lu K., Yang X., Gielen G., Bolan N., Ok Y. S., Niazi N. K., Xu S., Yuan G., Chen X., Zhang X., Liu D., Song Z., Liu X., Wang H. (2017). Effect of bamboo and rice straw biochars on the mobility and redistribution of heavy metals (Cd, Cu, Pb and Zn) in contaminated soil. *Journal of Environmental Management*. 186 (2). 285–292. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.068>
58. Macia P., Fernandez-Costas C., Rodrigues E. et al. (2014). Technosols as novel valorization strategy for an ecological management of dredged marine sediments. *Ecological Engineering*. 67. 182–189. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.020>.

59. Manzone M., Airoidi G., Balsari P. (2009). Energetic and economic evaluation of a poplar cultivation for the biomass production in Italy. *Biomass and bioenergy*. 33 (9). 1258–1264. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.05.024>
60. Marshay Stewart W., Nanda Vaidya B., Kumar Mahapatra A., Howard Terrill T., Joshee N. (2018). Potential Use of Multipurpose Paulownia elongata Tree as an Animal Feed Resource. *American Journal of Plant Sciences*. Vol. 9. 1212–1227. doi: 10.4236/ajps.2018.96090
61. Mašek O., Brownsort P., Cross A., Sohi S. (2013). Influence of production conditions on the yield and environmental stability of biochar. *Fuel*. 103. 151–155, <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2011.08.044>.
62. Matusiak M., Ślęzak R., Ledakowicz S. (2020). Thermogravimetric kinetics of selected energy crops pyrolysis. *Energies*. 13 (15). 3977. <https://doi.org/10.3390/en13153977>
63. Mészáros E., Jakab E., Várhegyi G., Tovar P. (2007). Thermogravimetry/mass spectrometry analysis of energy crops. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*. 88. 477–482. <https://doi.org/10.1007/s10973-006-8102-4>
64. Mukherjee A, Zimmerman AR (2013) Organic carbon and nutrient release from a range of laboratory-produced biochars and biochar–soil mixtures. *Geoderma*. 193. 122–130. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.10.002>
65. Nelson D. W., Sommers L. E. (1996). Total carbon, organic carbon and organic matter. 1001–1006 in: J. M. Bigham and others (eds). *Methods of Soil Analysis, Part 3 Chemical Methods*. SSSA book series 5 (Madison WI: Soil Science Society of America and American Society of Agronomy).
66. Niemczyk M., Kaliszewski A., Jewiarz M., Wróbel M., Mudryk K. (2018). Productivity and biomass characteristics of selected poplar (*Populus* spp.) cultivars under the climatic conditions of northern Poland. *Biomass and Bioenergy*. 111. 46–51. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.02.002>
67. Ociepa-Kubicka A., Pachura P. (2013). The use of sewage sludge and compost for fertilization of energy crops on the example of *Miscanthus* and *Virginia Mallow*. *Rocznik Ochrona rodowiska*. 15. 2267–2278.

68. Oginni O., Singh K. (2019). Pyrolysis characteristics of *Arundo donax* harvested from a reclaimed mine land. *Industrial Crops and Products*. 133. 44–53. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2019.03.014>
69. Olsen S. R., Cole C. V., Watanabe F. S., and others. (1954). Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA Circular 939. (Washington DC: USDA).
70. Osman A. I., Adbelkader A., Johnston C. R., Morgan K., Rooney D. W. (2017). Thermal Investigation and Kinetic Modeling of Lignocellulosic Biomass Combustion for Energy Production and Other Applications. *Industrial & Engineering Chemistry Research*. 56 (42). 12119–12130. <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.7b03478>
71. Ozdemir S., Dede O. H., Inan M., Turp S. M. (2018). Effects of sewage sludge on energy content and combustion emissions of energy crops. *International Journal of Agriculture and Biology*. 20. 1575–1580. <https://doi.org/10.17957/IJAB/15.0671>
72. Palma A., Loaiza J. M., Díaz M. J., García J. C., Giráldez I., López F. (2021). Tagasaste, leucaena and paulownia: three industrial crops for energy and hemicelluloses production. *Biotechnol Biofuels*. 14 (1). 89. <https://doi.org/10.1186/s13068-021-01930-0>.
73. Park J. H., Choppala G. K., Bolan N. S., Chung J. W., Chua-savathi T. (2011). Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals. *Plant Soil*. 348. 439. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0948-y>
74. Paterson A. H., Schertz K. F., Lin Y. R., Li Z. (2019). Case history in plant domestication: Sorghum, an example of cereal evolution. In *Molecular dissection of complex traits* (pp. 187–196). CRC Press.
75. Paula L. E.R, Trugilho P. F., Rezende R. N., Assis O. C., Baliza A. E. R. (2011) Production and evaluation of lignocellulosic waste briquettes. *Brazilian Forest Research*. 31 (66). 103–112.
76. Persaud T., Homenauth O., Fredericks D., Hamer S. (2018). Effect of rice husk biochar as an amendment on a marginal soil in Guyana. *World Environment*. 8 (1). 20–25. doi: 10.5923/j.env.20180801.03
77. Ram V. R., Ram P. N., Khatri T. T., Vyas S. J., Dave P. N. (2014) Thermal analytical characteristics by TGA-DTA-DSC analysis

- of *Carica papaya* leaves from Kachchh. *International Letters of Natural Sciences*. Vol. 26. P. 12–20. doi: 10.56431/p-14tuu2
78. Rao P. S., Vinutha K. S., Kumar G. A., Chiranjeevi T., Uma A., Lal, P., ... & Jose S. (2019). Sorghum: A multipurpose bioenergy crop. *Sorghum: A State of the Art and Future Perspectives*. 58. 399–424. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr58.c18>
79. Regassa T. H. & Wortmann C. S. (2014). Sweet sorghum as a bioenergy crop: literature review. *Biomass and Bioenergy*. 64. 348–355. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.03.052>
80. Ren X., Zhang P., Zhao L., Sun H. (2016). Sorption and degradation of carbaryl in soils amended with biochars: influence of biochar type and content. *Environmental Science and Pollution Research*. 23. 2724–2734. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5518-z>.
81. Sakr S.A, El-Emam H.A, Naiel M. A.E, Wahed N. M., Zaher H. A., Abougabal M. Sh., Alghamdi Y. S., Albogami S., Soliman M. M., Shukry M., Elghareeb M. M. (2022). The Impact of Paulownia Leaves Extract on Performance, Blood Biochemical, Antioxidant, Immunological Indices, and Related Gene Expression of Broilers. *Front. Vet. Sci*. 9. 882390. doi: 10.3389/fvets.2022.882390
82. Schulz H., Dunst G., Glaser B. (2013). Positive effects of composted biochar on plant growth and soil fertility. *Agron. Sustain. Dev*. 33. 817–827. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0150-0>
83. Séré G., Schwartz C. Ouvrard S., et al. (2008). Soil construction: A step for ecological reclamation of derelict lands. *Journal of Soils Sediments*. 8. 130–136. <https://doi.org/10.1065/jss2008.03.277>
84. Shih-Hao J., Chien-Sheng W. 2013. Effects of biochar on soil properties and erosion potential in a highly weathered soil. *Catena*. 110. 225–233. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.06.021>
85. Shoemaker C. E. & Bransby D. I. (2010). The role of sorghum as a bioenergy feedstock. In *Sustainable Alternative Fuel Feedstock Opportunities, Challenges and Roadmaps for Six US Regions*. Proceedings of the Sustainable Feedstocks for Advanced Biofuel Workshop (pp. 149–159).
86. Sinchenko V. M., Bondar V. S., Gumentyk M. Y., Pastukh Y. A. (2020). Ecological Bio Energy Materials in Ukraine. Current State

- and Prospects of Production Development. *Ukrainian Journal of Ecology*. 10 (1). 85–89. https://doi.org/10.15421/2020_1
87. Singh H., Northup B. K., Rice C. W., Prasad P. V. (2022). Biochar applications influence soil physical and chemical properties, microbial diversity, and crop productivity: a meta-analysis. *Biochar*. 4 (1). 8. <https://doi.org/10.1007/s42773-022-00138-1>
88. Smith O., Nicholson W. V., Kistler L., Mace E., Clapham A., Rose P., Stevens Ch., Ware R., Samavedam S., Barker G., Jordan D., Fuller D. Q., Allaby, R. G. (2019). A domestication history of dynamic adaptation and genomic deterioration in Sorghum. *Nature plants*. 5 (4). 369–379. <https://doi.org/10.1038/s41477-019-0397-9>
89. Sohi S. P., Krull E., Lopez-Capel E., Bol R. 2010. Chapter 2 – A review of biochar and its use and function in soil, advances in agronomy. *Academic Press*. 105. 47–82. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(10\)05002-9](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(10)05002-9).
90. Solaiman Z. M., Murphy D. V., Abbott L. K. (2012). Biochars influence seed germination and early growth of seedlings. *Plant and soil*. 353. 273–287. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-1031-4>
91. Stoklosa R. J. (2020). Deriving Biofuels and Value-Added Co-Products from Sorghum bicolor: *Prospects in Biorefinery Applications and Product Development*. 43–62. <https://doi.org/10.1021/bk-2020-1347.ch003>
92. Tarika O. & Zabaluev V. (2000). Mine land reclamation strategies in the Nikopol manganese ore basin (Central steppe of Ukraine): Using replaced mining overburden in agriculture. In: Proceedings of the 16th annual conference of the society for ecological restoration, Victoria, BC, Canada.
93. Tayade R., Yoon J., Lay L., Khan A. L., Yoon Y., Kim Y. (2022). Utilization of Spectral Indices for High – Throughput Phenotyping. *Plants*. 11. 1712. <https://doi.org/10.3390/plants11131712>
94. Theuretzbacher F., Bauer A., Lizasoain J., Becker M., Rosenau T., Potthast A., Friedl A., Piringger G., Gronauer A. (2013) Potential of different Sorghum bicolor (L. moench) varieties for combined ethanol and biogas production in the Pannonian climate of Austria. *Energy*. 55. 107–113. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.04.020>.

95. Tola E., Al-Gaadi K. A., Madugundu R., Patil V. C., and Sygrimis N.(2023). Impact of water salinity levels on the spectral behavior and yield of tomatoes in hydroponics, *Journal of King Saud University – Science*. 35 (2). 102515. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2022.102515>
96. Tsapko Y., Starshenko O., Vodiak Y. (2023). Using the ecosystem services potential of chernozem to restore war-damaged land. *International Journal of Environmental Studies*. 80 (2). 399–409. doi:10.1080/00207233.2023.2179760
97. Uğuz O. & Kara Y. (2019). Determination of Antioxidant Potential in the Leaf and Flower of Paulownia tomentosa. *International Journal of Secondary Metabolite*. № 2. 106–112. <https://doi.org/10.21448/ijsm.537166>
98. Ullah S, Liang H, Ali I, Zhao Q, Iqbal A, Wei S, Shah T, Yan B, Jiang L (2020). Biochar coupled with contrasting nitrogen sources mediated changes in carbon and nitrogen pools, microbial and enzymatic activity in paddy soil. *J Saudi Chem Soc*. 24 (11). 835–849. <https://doi.org/10.1016/j.jscs.2020.08.008>
99. Velichka, R., Rimkevichene M., Martsinkyavichene A. (2006). Changes in the properties of a loamy Gleyic Cambisol as related to the saturation of crop rotations with rape. *Eurasian Soil Science*. 39 (9). 1002–1010. <https://doi.org/10.1134/S1064229306090109>.
100. Velmurugan B., Narra M., Rudakiya D. M., Madamwar D. (2020). Sweet sorghum: a potential resource for bioenergy production. In *Refining biomass residues for sustainable energy and bioproducts* (pp. 215–242). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818996-2.00010-7>
101. Venkateswaran K., Elangovan M., Sivaraj N. (2019). Origin, domestication and diffusion of Sorghum bicolor. In *Breeding Sorghum for diverse end uses* (pp. 15–31). Woodhead Publishing. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-101879-8.00002-4>
102. Visioli G., Conti F. D., Menta C., Bandiera M., Malcevski A., Jones D. L., Vamerli T. (2013). Assessing biochar ecotoxicology for soil amendment by root phytotoxicity bioassays. *Environ Monit Assess*. 188. 166. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5173-y>
103. von Cossel, M., Mangold, A., Iqbal, Y., and others. (2019). How to generate yield in the first year – A three-year experiment

- on *Miscanthus* (*Miscanthus* × *giganteus* Greef et Deuter). Establishment under Maize (*Zea mays* L.). *Agronomy* 9. 237. <https://doi.org/10.3390/agronomy9050237>
104. Vornicu L., Okros A., Șmuleac L., Pașcalău R., Petcov A., Zoican Ș., Jigau R., Zoican C. (2023). Energetic poplars and their importance for the environment. *Research Journal of Agricultural Science*. 55 (2).
105. Wang Y, Hu Y, Zhao X, Wang S, Xing G. (2013). Comparisons of biochar properties from wood material and crop residues at different temperatures and residence times. *Energy Fuels*. 27 (10). 5890–5899. <https://doi.org/10.1021/ef400972z>
106. Wang Y., Liu Y., Zhan W., Zheng K., Wang J., Zhang C., Chen R. (2020). Stabilization of heavy metal-contaminated soils by biochar: Challenges and recommendations. *Science of the Total Environment*. 729. 139060. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139060>.
107. Wang J., Li W., Zhang C., Ke S. (2010). Physiological responses and detoxific mechanisms to Pb, Zn, Cu and Cd in young seedlings of *Paulownia fortune*. *Journal of Environmental Sciences*. 22 (12). 1916–1922. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60339-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60339-9)
108. Wang Y., Lin Q., Liu Z., Liu K., Wang X., Shang J. (2023). Salt-affected marginal lands: a solution for biochar production. *Biochar*. 5 (1). 21. <https://doi.org/10.1007/s42773-023-00219-9>
109. Wanat N., Austruy A., Joussem E., and others. (2013). Potential of *Miscanthus x giganteus* grown on highly contaminated Technosols. *Journal of Geochemical Exploration*. 126–127. 78–84. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.01.001>
110. Weber K. & Quicker P. (2018). Properties of biochar. *Fuel*. 217. 240–261. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.12.054>
111. Werle S., Bisorca D., Katelbach-Wozniak A. and others. (2016). Phytoremediation as an effective method to remove heavy metals from contaminated area – TG/FT-IR analysis results of the gasification of heavy metal contaminated energy crops. *Journal of the Energy Institute*. 90. 408–417. <https://doi.org/10.1016/j.joei.2016.04.002>
112. Winaya I. N. S., Ghurri A. and Wirawan I. K. G. (2019). Pyrolysis study of coconut leaf's biomass using thermogravimetric analysis.

- IOP Conf. Ser.: *Mater. Sci. Eng.* 539. 012017. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/539/1/012017>
113. Winkler B., Mangold A., von Cossel M. and others (2020). Implementing miscanthus into farming systems: A review of agronomic practices, capital and labour demand. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 132. 110053 <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110053>
114. Woźniak M., Gałązka A., Grządziel J., Frąc M. (2018). Microbial diversity of Paulownia spp. leaves – a new source of green manure. *BioResources*. 13 (3). 4807–4819.
115. Yadav N., Vaidya B., Henderson K., Lee J., Stewart W., Dhekney S., Joshee N. (2013). A Review of Paulownia Biotechnology: A Short Rotation, Fast Growing Multipurpose Bioenergy Tree. *American Journal of Plant Sciences*. 4 (11). 2070–2082. <https://doi.org/10.4236/ajps.2013.411259>.
116. Yu H., Zou W., Chen J., Chen H., Yu Z., Huang J., ... & Gao B. (2019). Biochar amendment improves crop production in problem soils: A review. *Journal of environmental management*. 232. 8–21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.117>
117. Zabaniotou A. A., Kantarelis E. K., Theodoropoulos D. C. (2008). Sunflower shells utilization for energetic purposes in an integrated approach of energy crops: Laboratory study pyrolysis and kinetics. *Bioresour Technol*. 99 (8). 3174–3181. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.05.060>
118. Zegada-Lizarazu W. & Monti A. (2012). Are we ready to cultivate sweet sorghum as a bioenergy feedstock? A review on field management practices. *Biomass and Bioenergy*. 40. 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.01.048>
119. Zhang H., Voroney R. P., Price G. W. (2015). Effects of temperature and processing conditions on biochar chemical properties and their influence on soil C and N transformations. *Soil Biology and Biochemistry*. 83. 19–28. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.01.006>
120. Zhang J., Ma X., Yu J., Zhang X., Tan T. (2011). The effects of four different pretreatments on enzymatic hydrolysis of sweet sorghum bagasse. *Bioresour Technol*. 102 (6). 4585–4589. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.12.093>

121. Zhang K., Wang Y., Mao J., Chen B. (2020). Effects of biochar nanoparticles on seed germination and seedling growth. *Environmental pollution*. 256. 113409. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113409>
122. Аверчев О. В., Піскун Є. О. (2022). Перспектива вирощування сорго в Україні. *Topical issues of modern science, society and education* : зб. наук. пр. Харків, 8–12.
123. Державний реєстр сортів рослин, придатних для поширення в Україні. <https://sops.gov.ua/derzavnij-reestr>
124. Каражбей Г. М. (2012). Стан і перспективи сорго зернового в Україні. *Селекція і насінництво*. 101. 150–155. <https://doi.org/10.30835/2413-7510.2012.59749>

Наукове видання

**ЗАСТОСУВАННЯ ОСАДУ СТИЧНИХ ВОД
ТА БІОВУГІЛЛЯ ЯК ҐРУНТОВИХ ДОМІШОК
ПРИ ВИРОЩУВАННІ ЯКІСНОЇ БІОСИРОВИНИ
ЕНЕРГОКУЛЬТУР НА ТЕХНОЗЕМАХ**

Монографія

За редакцією професора М. М. Харитонова

Дизайн обкладинки – В. Савельєва

Технічний редактор – О. Гринюк

Верстка – Ю. Семенченко

Підписано до друку 24.09.2024. Формат 60×84/16.

Папір офсетний. Гарнітура AdonisC. Цифровий друк.

Ум. друк. арк. 6,51. Наклад 300. Замовлення № 0924-60.

Ціна договірна. Віддруковано з готового оригінал-макета.

Українсько-польське наукове видавництво “Liha-Pres”

79000, м. Львів, вул. Технічна, 1

87-100, м. Торунь, вул. Лубіцка, 44

Телефон: +38 (050) 658 08 23

E-mail: editor@liha-pres.eu

Свідоцтво суб'єкта видавничої справи

ДК № 6423 від 04.10.2018 р.