

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ВОЛИНСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ІМЕНІ ЛЕСІ
УКРАЇНКИ

Кафедра екології та охорони навколишнього середовища

ПАДАЛЮК ДАРИНА ПЕТРІВНА

ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ВИКОРИСТАННЯ БІОВУГІЛЛЯ ЯК
СОРБЕНТА ДЛЯ ПЕСТИЦИДІВ

Спеціальність: 101 «Екологія»

Освітньо-професійна програма «Екологія»

Робота на здобуття освітнього ступеня «Бакалавр»

Науковий керівник:

ЛАВРИНЮК ЗОРЯНА

ВОЛОДИМИРІВНА,

кандидат хімічних наук, доцент

РЕКОМЕНДОВАНО ДО ЗАХИСТУ

Протокол № 10

засідання кафедри екології та охорони

навколишнього середовища

від 2 червня 2025 р.

Завідувач кафедри

к.г.н., доц. Радзій В.Ф.



ЛУЦЬК – 2025

ЗМІСТ

ВСТУП	4
РОЗДІЛ 1. ТЕОРЕТИЧНІ АСПЕКТИ ВИКОРИСТАННЯ ПОТЕНЦІАЛУ БІОВУГІЛЛЯ ДЛЯ УСУВАННЯ ПЕСТИЦИДІВ ІЗ ВОДНИХ РОЗЧИНІВ.....	7
1.1. Біовугілля як сорбент, екологічні переваги його застосування для очищення води.....	7
1.2. Пестициди, їх характеристика та екологічна небезпека.....	13
1.3. Потенціал біовугілля для очистки природних вод від пестицидів	16
РОЗДІЛ 2. МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ	19
2.1. Методи усунення пестицидів із водних розчинів	19
2.2. Матеріали та методики лабораторних досліджень	21
РОЗДІЛ 3. ЕКОЛОГІЧНИЙ АНАЛІЗ ВПЛИВУ БІОВУГІЛЛЯ НА ОЧИЩЕННЯ ВОДИ	27
3.1. Характеристика результатів етапів дослідження впливу біовугілля на очищення води	27
3.2. Екологічні перспективи використання біовугілля для очищення води	31
ВИСНОВКИ.....	34
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	36

АНОТАЦІЯ

Падалюк Д.П. Екологічні аспекти використання біовугілля як сорбента для пестицидів. – На правах рукопису.

Робота на здобуття освітнього ступеня «Бакалавр» спеціальності 101 Екологія.– Волинський національний університет імені Лесі Українки.– Луцьк, 2025.

Кваліфікаційна робота складається з трьох розділів. У першому розділі подано теоретичне обґрунтування екологічної доцільності використання біовугілля як сорбента, його фізико-хімічні властивості, механізми сорбції пестицидів, зокрема алахлору, а також екологічні наслідки використання останніх. У другому розділі описано сучасні методи видалення пестицидів із водного середовища та надано характеристику лабораторного експерименту щодо ефективності сорбції алахлору біовугіллям, виготовленим з пшеничних зерен. У третьому розділі подано аналітичну оцінку результатів дослідження, встановлено екологічні переваги й можливі ризики застосування біовугілля у водоочищенні.

Ключові слова: біовугілля, алахлор, пестициди, очищення води, сорбція, екологічна безпека.

ВСТУП

Актуальність проблеми. Наявність пестицидів у природних водоймах і стічних водах є серйозною екологічною проблемою через їх високу токсичність, яка викликає шкідливі наслідки навіть у малих кількостях. Один з економічно вигідних методів видалення цих забруднювачів з води полягає у застосуванні адсорбції з використанням недорогого, легкодоступного адсорбенту — біовугілля.

Мета. Обґрунтувати екологічну доцільність застосування біовугілля рослинного походження як сорбенту для видалення пестицидів, у нашому випадку алахлору, із водного розчину. Вивчити екологічні аспекти та переваги використання біовугілля для очищення води від пестициду.

Завдання дослідження:

- вивчити фізико-хімічні властивості біовугілля рослинного походження, що зумовлюють його сорбційний потенціал;
- проаналізувати механізми взаємодії біовугілля з пестицидами, зокрема із алахлором, у водному середовищі;
- охарактеризувати пестициди як чинники екологічного ризику, зосередившись на токсикологічному профілі алахлору;
- виявити найбільш ефективні методи видалення пестицидів із водних розчинів, з акцентом на сорбційні технології;
- обґрунтувати доцільність використання біовугілля із зерен пшениці як альтернативного сорбенту для видалення алахлору;
- провести лабораторне дослідження ефективності видалення алахлору біовугіллям та проаналізувати отримані результати;
- встановити екологічні перспективи і потенційні ризики пов'язані із використанням біовугілля для очищення води.

Об'єкт дослідження – процес використання біовугілля рослинного походження для очищення води від пестицидів, зокрема алахлору.

Предмет дослідження - екологічні аспекти застосування біовугілля для очищення води, сорбція пестициду алахлору з водного розчину за допомогою біовугілля рослинного походження.

Методи дослідження. У процесі виконання роботи було застосовано комплекс загальнонаукових і спеціальних методів. Теоретичне обґрунтування базувалося на методах аналізу, порівняння, узагальнення й систематизації літературних джерел (вітчизняних та зарубіжних), що дозволило виявити сучасні підходи до використання біовугілля як сорбенту для видалення пестицидів із водного середовища. Експериментальна частина ґрунтувалася на лабораторних дослідах, що дозволяли оцінити вплив таких параметрів, як початкова концентрація пестициду та тривалість контакту, на ефективність сорбції. Аналіз ефективності адсорбції проводився з використанням розрахунків коефіцієнта видалення та сорбційної ємності. Для кількісного визначення залишкової концентрації пестициду застосовувалась методика газової хроматографії з мас-спектрометрією (GC–MS), результати якої були адаптовані з експериментальних публікацій. Отримані дані дозволили здійснити екологічну інтерпретацію впливу біовугілля на очищення води та окреслити потенціал його подальшого застосування.

Елементи наукової новизни одержаних результатів. Вперше було досліджено ефективність сорбції алахлору біовугіллям, отриманим із конкретної рослинної сировини, із оцінкою впливу основних параметрів сорбції, що дозволяє уточнити умови його практичного застосування у водоочищенні.

Практичне значення одержаних результатів. Практичне значення одержаних результатів полягає у доведенні ефективності використання біовугілля, отриманого з пшеничних зерен, як екологічно безпечного та економічно доцільного сорбенту для видалення пестициду алахлору з водних розчинів. У ході дослідження було визначено сорбційні властивості біовугілля. Такий підхід сприяє не лише очищенню водного середовища, а й раціональному використанню аграрних відходів у рамках концепції сталого розвитку.

Апробація результатів та публікації. Основні результати дослідження були представлені на двох наукових заходах. Перше представлення відбулося на 2-му науковому семінарі «Охорона водного середовища» під час 10-го Міжнародного молодіжного конгресу «*Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування*», який проходив 27–28 березня 2025 року у м. Львові. За результатами доповіді опубліковано тези під назвою «*Екологічні аспекти використання біовугілля як сорбента пестицидів*»; на I науково-практичній конференції «*Сталий розвиток екосистем басейнів: регіональний контекст*», що проходила 29–31 травня 2025 року у с. Світязь.

Структура роботи. Обсяг роботи становить 49 сторінки друкованого тексту. Кваліфікаційна робота складається зі вступу, трьох розділів, висновків, списку використаних джерел із 109 найменувань. Робота містить 2 таблиці, 11 рисунків.

РОЗДІЛ 1

ТЕОРЕТИЧНІ АСПЕКТИ ВИКОРИСТАННЯ ПОТЕНЦІАЛУ БІОВУГІЛЛЯ ДЛЯ УСУВАННЯ ПЕСТИЦИДІВ ІЗ ВОДНИХ РОЗЧИНІВ

1.1. Біовугілля як сорбент, екологічні переваги його застосування для очищення води

Біовугілля — екологічно стійкий і економічний матеріал, зазвичай отримуваний із органічних відходів, таких як сільськогосподарські залишки, деревні побічні продукти та муніципальні відходи — привертає значну увагу в контексті циркулярної економіки [19, 100]. Завдяки своїм властивостям, таким як високий вміст вуглецю, велика питома поверхня, ємність до обміну катіонами/аніонами та міцна пориста структура [9-11, 23-24], біовугілля вважається дуже ефективним матеріалом для видалення неорганічних забруднювачів, включно з важкими металами [18, 38, 63, 68, 81, 106]. Біовугілля також розглядається як перспективний сорбент для зменшення вмісту органічних забруднювачів у воді та ґрунті [54, 61]. Автори Jagadeesh і Sundaram (2023) надали ґрунтовний огляд літератури щодо видалення мікропластику, поживних речовин і органічних забруднювачів (добрих, антибіотиків, ПАВ та ПХБ) [53].

В англomовній науковій літературі також чітко розрізняють кілька різновидів продуктів термохімічної конверсії біомаси:

- charcoal (чорне вугілля) – аморфна форма вуглецю, що утворюється при нагріванні деревини або інших органічних речовин за відсутності повітря, і традиційно використовується як паливо чи у виробництві металів;
- biochar (біочар) – пористий вуглевмісний матеріал, отриманий шляхом піролізу біомаси й призначений переважно для секвестрації вуглецю, агродобрива або сорбенту забруднень;

– torrefied biomass (торефікована біомаса) – продукт першої стадії термообробки (200–300 °C) із зниженим вмістом летких речовин, який використовується головню як висококалорійне паливо [1].

Використання цієї класифікації дозволяє точніше окреслити технологічні та функціональні відмінності між матеріалами, що отримуються в процесах торефікації, піролізу та газифікації, та підкреслити, що саме biochar (біо-чар) є тим різновидом, який ми розглядаємо як сорбент для усунення пестицидів.

Біовугілля — це вуглецевий матеріал із гетерогенною структурою, що утворюється в результаті термохімічного перетворення біомаси, відомого як піроліз, за обмеженого доступу кисню. Його структура характеризується високою пористістю — від макропор (>50 нм) до нанопор (<0,9 нм), що забезпечує значну питому поверхню (іноді понад 1500 м²/г) та високу адсорбційну здатність [36, 59]. Поверхня біовугілля містить різноманітні функціональні групи, включаючи гідроксильні, карбоксильні, фенольні та аміногрупи, які забезпечують ефективне зв'язування органічних і неорганічних забруднювачів, таких як іони металів, пестициди, залишки добрив і барвники, сприяючи очищенню води (рис. 1.1.). Однією з ключових переваг біовугілля є його здатність до адсорбції — процесу, при якому забруднювачі притягуються та утримуються на поверхні матеріалу.

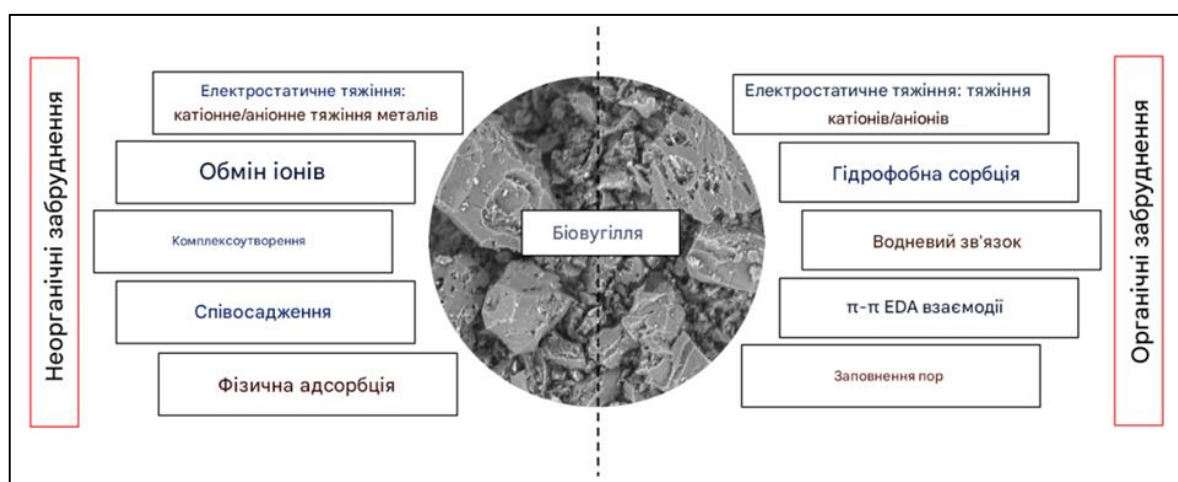


Рис. 1.1. Запропоновані механізми видалення органічних і неорганічних забруднювачів за допомогою біовугілля [[Biochar for Wastewater Treatment—Conversion Technologies and Applications](#)]

Фізико-хімічні властивості біовугілля визначають його здатність видаляти забруднювачі з водних розчинів. Ці властивості значною мірою залежать від умов його виробництва — температури, тривалості піролізу та типу вихідної сировини. Зокрема, за результатами дослідження Weber & Quicker (2018) [101], у процесі піролізу видаляється волога та леткі речовини, що призводить до зростання вмісту фіксованого вуглецю. Повільний піроліз при близько 500 °C сприяє отриманню стабільного твердого продукту, тоді як досягнення вмісту вуглецю понад 95% можливе при температурах до 1000 °C — зазвичай лише для деревної біомаси. Для сільськогосподарських залишків максимальні температури обмежуються ~700°C через ризик плавлення золи [101].

Окрім того, тип біомаси також впливає на властивості біовугілля, адже основними компонентами рослинної сировини є целюлоза, геміцелюлоза та лігнін, що мають різну термічну стабільність. Так, геміцелюлоза розкладається при 220–315 °C, целюлоза — при 280–400 °C, а лігнін — у широкому діапазоні до 900 °C. Відповідно, склад біомаси визначає термостійкість, сорбційний потенціал та пористу структуру отриманого біовугілля [101]. Відходи тваринного походження (гній, осади стічних вод), що не містять цих полімерів у значних кількостях, мають відмінні характеристики та потребують окремої оцінки.

Піролізна температура є одним із найважливіших чинників, що визначають здатність біовугілля до адсорбції. При низьких температурах у структурі біовугілля можуть залишатися леткі органічні сполуки, які блокують мікропори, зменшуючи доступну поверхню для сорбції [77]. Натомість вищі температури піролізу сприяють утворенню жорстких ароматичних структур, зростанню питомої поверхні та формуванню нових функціональних груп, що покращують адсорбційні властивості [17, 96].

Також, застосування торефікації — піролізу в межах 200–300 °C — дозволяє зберегти більшу частину енергії в твердому продукті та покращити механічні властивості біомаси, наприклад, подрібнюваність, що робить цю технологію доцільною для попередньої обробки вологих залишків [101].

Відносно низька вартість сировини, простота виготовлення і відповідні фізико-хімічні властивості роблять біовугілля придатним для очищення забруднених водних потоків [38].

Існують різні методи модифікації біовугілля для створення композитів із покращеними адсорбційними властивостями порівняно з необробленим біовугіллям. Серед них — магнітна, кислотна, лужна, парова, а також модифікація нанометалевими оксидами/гідроксидами. Такі модифікації покращують питому поверхню, пористість і функціональні групи на поверхні біовугілля.

До основних механізмів адсорбції біовугілля включають заповнення пор, електростатичні взаємодії, водневі зв'язки, гідрофобні взаємодії та π – π зв'язки; вони можуть відрізнятися залежно від, наприклад, сировини, температури піролізу, кінетичних параметрів, присутніх йонів та розміру частинок біовугілля (рис. 1.2.) [80].

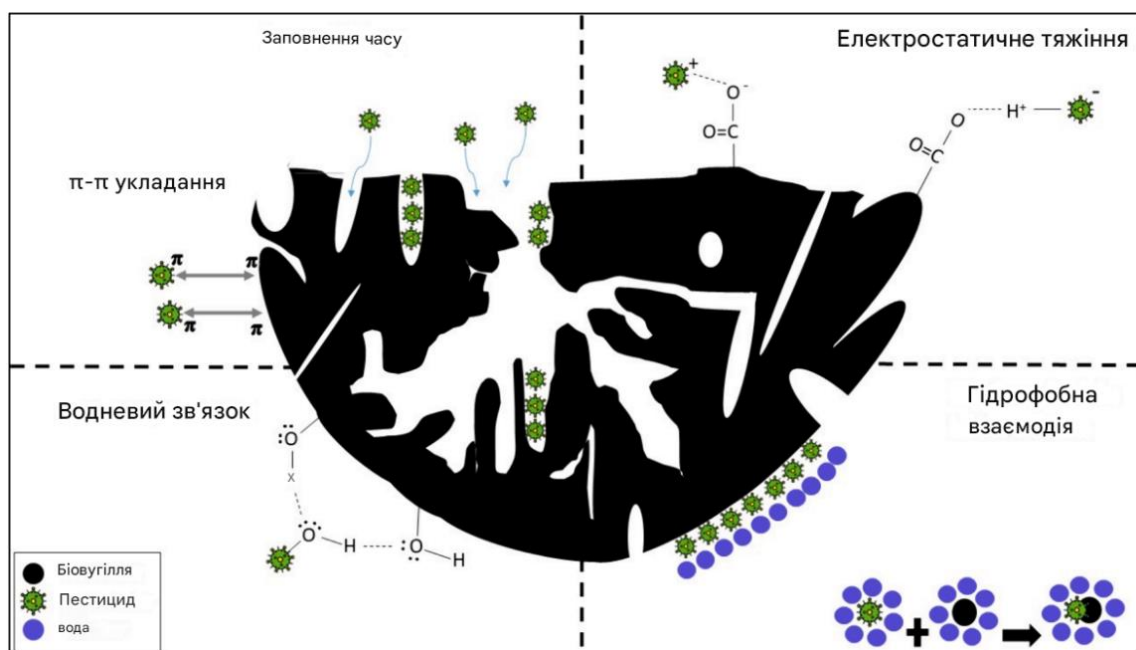


Рис. 1.2. Механізми адсорбції пестицидів на біовугіллі [[Biochars as Adsorbents of Pesticides: Laboratory-Scale Performances and Real-World Contexts, Challenges, and Prospects | ACS ES&T Water](#)]

Сорбція пестицидів на поверхні біовугілля відбувається за комплексом фізико-хімічних механізмів, які взаємодіють синергетично. У результаті піролізу на поверхні формуються мікро- (до 2 нм), мезо- (2–50 нм) та макропори (>50 нм), що утворюють значну питому поверхню для ван-дер-Ваальсових взаємодій із неполярними частинами молекул пестицидів. Одночасно функціональні групи карбоксильних ($-\text{COOH}$), гідроксильних ($-\text{OH}$) та ароматичних π -систем забезпечують хемосорбцію й іонний обмін із протонованими або металевими йонами забруднювачів. Ароматичні кільця вуглецевої матриці можуть взаємодіяти з аналогічними структурами пестицидів через π – π -сталкінг, а капілярний ефект у мезо- і макропорах сприяє дифузії молекул у мікропори, де відбувається основна адсорбція. Завдяки цьому ефективність сорбції може змінюватися від декількох мг/г для лужних неіоногенних сполук до сотень мг/г для гідрофобних ароматичних пестицидів за оптимальних умов (рН 5–7, помірної іонної сили) [14, 101].

Важливою особливістю біовугілля є його здатність до довготривалої стабільності в ґрунті. Відомо, що арил-вуглецеві структури, отримані внаслідок піролізу, можуть зберігатися в навколишньому середовищі протягом тисячоліть, як, наприклад, у випадку з Terra preta — темними ґрунтами Амазонії [27, 92]. Водночас, взаємодія біовугілля із ґрунтовим розчином і мікробіотою може змінювати його поверхневі властивості внаслідок природного окиснення, що, у свою чергу, впливає на катіонообмінну здатність, здатність до утримання азоту та інших елементів [26, 28].

Крім того, біовугілля, отримане з органічних відходів, таких як гній чи компост, зберігає значну частину макро- та мікроелементів, що може сприяти родючості ґрунтів після його повторного використання. Дослідження свідчать, що застосування біовугілля здатне зменшити втрати азоту, знизити вилюговування амонію до 60% і обмежити емісію парникових газів, зокрема N_2O [57, 64, 93].

У світлі зростаючої стурбованості щодо забруднення поверхневих і підземних вод пестицидами, активне вивчення доступних та екологічно

безпечних сорбентів привернуло увагу до біо-чару як перспективного матеріалу для водоочищення. Біовугілля, виготовлене з рослинних залишків, переважно соломи, вивчалось як адсорбент для видалення пестицидів із води. Біовугілля з кукурудзяної соломи успішно підготували й випробували для видалення карбендазиму з водного середовища — Wang et al. (2022) [100]. Було встановлено, що площа поверхні, структура пор і функціональні групи біовугілля покращуються при підвищенні температури піролізу, що сприяє посиленій адсорбції карбендазиму. Найвища сорбційна здатність (108.1 мг/г) була досягнута з біовугіллям, отриманим при 700°C і модифікованим FeCl₃. Cwiełag-Piasecka et al. (2023) провели дослідження сорбції пестицидів на чистому та деззольованому біовугіллі [33]. Вони виявили, що гідрофобні пестициди (метолахлор і карбамати) демонстрували високі рівні адсорбції — 88–98% на обох типах біовугілля. Дослідження Mandal і Singh (2017) показало, що біовугілля з рисової соломи, оброблене фосфорною кислотою, ефективно адсорбує атразин і імідаклоприд [66]. У свою чергу, Окоуа et al. (2020) виявили, що біовугілля з лущиння рису ефективно видаляло хлорпірифос із води з ефективністю приблизно 94% [74].

Використання біовугілля як сорбенту для водоочищення забезпечує низку важливих екологічних переваг. По-перше, це спосіб утилізації агровідходів — лущиння зернових, соломи, деревних стружок тощо, які в іншому випадку спалюються або перегнивають із викидом парникових газів. Піроліз таких відходів перетворює їх на стабільну вуглецеву матрицю, закріплюючи вуглець у твердому стані на сотні років [85]. По-друге, біовугілля є відновлюваним та низьковуглецевим матеріалом, оскільки виробляється з різноманітних біомасових відходів та може виготовлятися паралельно з утилізацією біогазу чи біомаси, що зменшує загальні викиди CO₂ в атмосферу [101]. Крім того, під час виробництва біовугілля значна частина вуглецю з біомаси фіксується в стабільній формі, що сприяє довгостроковій секвестрації вуглецю в екосистемі [78].

По-третє, біовугілля демонструє високу регенерованість: насичений сорбент можна відновлювати тепловими або хімічними методами упродовж 3–5 циклів без суттєвої втрати сорбційної здатності, що значно знижує обсяги утворених відходів і операційні витрати на новий сорбент [101]. По-четверте, завдяки гнучкості модифікацій (кислотна, лужна активація, імпрегнація металами чи полімером) біовугілля здатне одночасно видаляти органічні пестициди та йоногенні забруднювачі, зменшуючи потребу в декількох ступенях очищення [32]. Нарешті, після використання у процесах очищення води біовугілля може застосовуватися як високоефективне мінеральне добриво, покращуючи структуру ґрунту, його водоутримувальні властивості та родючість, водночас повертаючи частину закріпленого вуглецю в ґрунтовий органічний карбон [78].

Таким чином, унікальні фізико-хімічні, екологічні та агрохімічні властивості біовугілля роблять його не лише високоефективним сорбентом для очищення води, а й ключовим компонентом стійких сільськогосподарських систем, здатних одночасно вирішувати питання утилізації відходів, секвестрації вуглецю та поліпшення ґрунтової якості.

1.2. Пестициди, їх характеристика та екологічна небезпека

Швидке зростання чисельності населення на планеті протягом останніх десятиліть становить серйозний виклик для сільськогосподарського виробництва. Очікується, що до 2050 року чисельність населення сягне приблизно 9,7 мільярдів людей, і для забезпечення продовольчих потреб людства обсяг виробництва продуктів харчування має зрости приблизно на 50–60% [43, 72, 106]. Через обмежене впровадження біологічно орієнтованих засобів фітосанітарного контролю прогнозується значне збільшення застосування хімічних пестицидів, які відомі своєю здатністю оптимізувати врожайність сільськогосподарських культур. За останні 30 років середнє річне використання пестицидів становило 1,58 кг/га, 0,37 кг на людину та 0,79 кг на кожну тисячу доларів, витрачених на агровиробництво [6].

Пестициди відіграють ключову роль у боротьбі з шкідниками, хворобами та бур'янами. Вони класифікуються за хімічною структурою, механізмом дії та об'єктом впливу [65], серед яких найбільш чисельними є гербіциди, інсектициди та фунгіциди [13, 90]. Також пестициди поділяють за походженням [44] і ступенем стійкості у навколишньому середовищі [12].

Попри ефективність у підвищенні врожайності, надмірне застосування пестицидів становить серйозну загрозу для здоров'я людини та екологічної рівноваги. Їх дія пов'язана з ризиком розвитку нейродегенеративних, репродуктивних, дихальних та метаболічних порушень у людини [5, 8]. Крім того, пестициди спричиняють негативний вплив на біорізноманіття [97], забруднюючи навколишнє середовище через інфільтрацію у ґрунтові води, стік, поглинання рослинами, випаровування, сорбцію в ґрунті та дисперсію в атмосфері (рис. 1.3) [3].



Рис 1.3. Шляхи транспортування пестицидів та їх несприятливий вплив [Sustainable remediation technologies for removal of pesticides as organic micro-pollutants from water environments: A review - ScienceDirect]

Джерела забруднення водних об'єктів пестицидами поділяються на точкові та дифузні. Точкові джерела включають: неправильне застосування препаратів, розливи та промивання ємностей, стік із постзбирального миття в агропромисловості, погану утилізацію залишків та повторне використання

забрудненого захисного спорядження [31, 38-39, 47, 56, 73, 88, 89, 91, 95]. Дифузне забруднення — це неконтрольоване розсіювання речовин з багатьох точкових джерел, що ускладнює їх виявлення і контроль [84].

Розподіл пестицидів у водному середовищі залежить від їхніх фізико-хімічних властивостей. Водорозчинні пестициди легко транспортуються водою, тоді як малорозчинні адсорбуються на частинках ґрунту, які в процесі ерозії потрапляють у водойми [89]. У таких випадках можливим є використання стратегій очищення ґрунту [87], однак як поверхневі, так і підземні води залишаються вразливими до забруднення.

Хоча концентрації пестицидів у воді здебільшого невисокі, вони часто перевищують гранично допустимі значення [89]. Дослідження засвідчили присутність пестицидів у водних ресурсах навіть у слідових кількостях (на рівні мкг/л і нижче) [20, 63, 75, 83, 86], що робить їх виявлення та видалення нагальним завданням. Це зумовлено також тим, що пестициди — це органічні забруднювачі, які навмисно вносяться у навколишнє середовище.

Алахлор (CAS №: 15972-60-8) — це гербіцид з групи хлорацетанілідів (молекулярна формула: $C_{14}H_{20}ClNO_2$), який зазвичай застосовується для боротьби з дводольними бур'янами та однорічними злаками до їхнього проростання в таких культурах, як кукурудза, сорго та соя [42], а також у бавовні, капустяних культурах, ріпаку, арахісі, редьці та цукровій тростині [98, 104]. Алахлор — це загальна назва для 2-хлоро-N-(2,6-діетилфеніл)-N-метоксиметилацетаміду. За температури 23 °C — це біла кристалічна беззапахова речовина з молекулярною масою 269.8, розчинністю у воді 242 мг/л при 25 °C, тиском пари 2.9×10^{-3} Па при 25 °C, логарифмом коефіцієнта розподілу октанол–вода від 2.6 до 3.1 [49], та періодом напіврозпаду в ґрунті 7–38 днів [30]. Окрім слабкої розчинності в гептані, алахлор також розчинний в ефірі, ацетоні, бензолі, хлороформі, етанолі та етилацетаті.

Після внесення на рослини алахлор зникає з ґрунту переважно внаслідок випаровування, фотодеградації та біологічного розкладу [29]. У певних умовах алахлор може проникати за межі кореневої зони і далі — до неглибоких

підземних вод [98]. Інші шляхи переміщення в навколишньому середовищі включають прямий дренаж, поверхневий стік та зрошення до поверхневих вод, а також скидання з очисних споруд. Цей гербіцид подразнює слизові оболонки, однак точний механізм його можливої тератогенної дії все ще вивчається. У ссавців алахлор утворює кон'югати з глюкуроною, сульфатною та меркаптуровою кислотами. У лімфоцитах людини спостерігалися обміни сестринських хроматид *in vivo*, а також хромосомні аберації *in vitro*, що залежали від дози [67].

Існуючі експериментальні результати не дають однозначної оцінки генотоксичності алахлору. Водночас, його метаболіти виявлено як мутагенні, а інші дані чітко вказують на його канцерогенну дію — доброякісні й злоякісні пухлини носових раковин, злоякісні пухлини шлунку, доброякісні пухлини щитоподібної залози. Смертельною дозою при пероральному прийомі для людини вважається 0.5–5 г/кг маси тіла [102]. Відповідно до системи NFPA-704 М, ідентифікація небезпеки алахлору виглядає так: шкода для здоров'я — 2, займистість — 0, реактивність — 0, низька розчинність у воді [49]. Згідно з рекомендаціями Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ), максимально допустимий вміст алахлору у питній воді становить 0.02 мг/л [103].

1.3. Потенціал біовугілля для очистки природних вод від пестицидів

У сучасних дослідженнях багато уваги приділяється адсорбційним властивостям біовугілля щодо пестицидів, проте часто бракує розгляду практичних умов його застосування у реальних системах очищення води. Більшість експериментів проводиться в лабораторному масштабі з використанням синтетичних зразків та концентрацій пестицидів, які не відповідають реальним рівням забруднення. Такий підхід ускладнює оцінку ефективності біовугілля в умовах реального навколишнього середовища, зокрема з точки зору дотримання законодавчих вимог щодо гранично допустимих концентрацій пестицидів.

Однак біовугілля демонструє значний потенціал для використання у різноманітних системах очищення води: біофільтрах, відстійниках (forebay), штучно створених болотах та колонних фільтрах з фіксованим шаром сорбенту. Так, у біопурифікаційних системах, що поєднують глину, органічну біосуміш та рослинність, біовугілля (наприклад, з деревини сосни) ефективно сприяло деградації та сорбції таких пестицидів, як бентазон, піриметаніл і боскалід. Додавання всього 5% біовугілля забезпечувало пришвидшену деструкцію цих сполук (рис. 1.4.) [71].



Рис. 1.4. Використання біовугілля для видалення пестицидів з води: принцип дії та застосування у системах очищення [[Biochars as Adsorbents of Pesticides: Laboratory-Scale Performances and Real-World Contexts, Challenges, and Prospects | ACS ES&T Water](#)]

У відстійниках, які збирають стоки з аграрних територій, застосування біофільтрів, наповнених 600 л біовугілля з соснової деревини, дозволило зменшити концентрації фосфорорганічних, піретроїдних та неонікотиніодних пестицидів на понад 99% — при цьому ефективність зберігалась на рівні 50% до 34 тижнів [76].

Штучно створені болота, інженерно сконструйовані для імітації природних умов, також можуть бути підсилені біовугіллям. Наприклад, введення модифікованого сірчаною кислотою біовугілля у систему з посадкою цукрової тростини підвищило ефективність видалення атразину з 50% до 70% [51].

Крім того, перспективним є використання колон з фіксованим шаром сорбенту для безперервної очистки води, особливо у системах зрошення. Дослідження показали, що деревне вугілля, застосоване в таких колонках, ефективно адсорбувало атразин, хлороталоніл, β -ендосульфат та α -ендосульфат. При цьому збільшення висоти колонки підвищувало ефективність, а збільшення швидкості потоку чи початкової концентрації знижувало її [55].

Незважаючи на перспективність, дослідження регенерації біовугілля після насичення пестицидами також мають критичне значення. Було встановлено, що регенерація за допомогою NaOH (0.1–1.0 моль/л) дозволяє відновити до 69,4% сорбційної здатності біовугілля, модифікованого солями заліза [60]. Інші методи, як-от поєднання ультразвукової кавітації з екстракцією етанолом, забезпечують збереження до 96% адсорбційної здатності після п'яти циклів [62]. Водночас термічна деструкція при 800 °C, хоч і дозволяє повністю знищити залишки пестицидів, пов'язана з високими енерговитратами й ризиком утворення токсичних газів [22].

Суттєвим залишається питання масштабованості й економічної доцільності виробництва біовугілля для очищення води. Наприклад, вартість біовугілля, виготовленого шляхом повільної піролізи, коливається у межах 0.008–0.0183 USD/кг, що є значно дешевше порівняно з активованим вугіллям [7]. У Бразилії підприємство NetZero виробляє до 4500 тонн біовугілля на рік з кавової лузги, постачаючи його фермерам у рамках замкнутого циклу використання сільськогосподарських відходів [79].

З огляду на переваги — низьку собівартість, просту підготовку, можливість локального виробництва — біовугілля має високий потенціал як стійкий адсорбент. Однак слід враховувати конкуренцію з іншими матеріалами, такими як полімери, цеоліти, наноматеріали тощо, які також демонструють високу ефективність [2, 4, 15-16, 37, 41, 48, 70]. Тому ключовим завданням залишається створення модифікованих варіантів біовугілля, які поєднуюватимуть високу ефективність, відновлюваність і відповідність вимогам сталого розвитку.

РОЗДІЛ 2

МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1. Методи усунення пестицидів із водних розчинів

Пестициди є одними з найбільш розповсюджених органічних мікрозабруднювачів, присутність яких у водних середовищах є результатом інтенсивного сільського господарства, неправильного зберігання, промислових стоків або несанкціонованих скидів. З огляду на їхню токсичність, стійкість до розкладу та здатність до біоаккумуляції, розробка ефективних методів очищення води від пестицидів є одним із пріоритетів екологічної інженерії.

Серед передових методів очищення особливу увагу приділено електрохімічним технологіям. До них належать електрокоагуляція, анодне окислення та процес електро-Фентона. У процесі анодного окислення на поверхні анода (наприклад, PbO_2) відбувається утворення гідроксильних радикалів ($\bullet OH$), які руйнують пестициди, що адсорбуються на поверхні. Процес електро-Фентона поєднує генерацію H_2O_2 та іонів Fe^{2+} , що реагують для утворення активних радикалів. Підвищену ефективність демонструє також фотоелектро-Фентон-процес, де додатково використовують УФ-випромінювання або сонячне світло для прискорення деградації [34].

Мембранні технології, зокрема нанофільтрація (NF) та зворотний осмос (RO), забезпечують ефективне фізичне відокремлення пестицидів із води. Перевагою нанофільтраційних мембран є можливість утримання пестицидів із молекулярною масою понад 200 Да. Мембрани типу NF70 та NF45 продемонстрували рівень видалення симазину, ізопротурону та діурону до 92 %. Наприклад, на водоочисній станції Mery-sur-Oise (Франція) з 1999 року застосовується промислова нанофільтрація для видалення пестицидів із річкової води [34].

Адсорбційні методи залишаються найпоширенішим і найпрактичнішим способом видалення пестицидів. Найбільш вивченим є активоване вугілля, яке

може виготовлятися з кокосової шкаралупи, деревини, лушпиння рису тощо. Його активують фізично (піролізом та обробкою паром/газом при 700–900°C) або хімічно (KOH, ZnCl₂, H₃PO₄), утворюючи матеріал з питомою поверхнею до 2000 м²/г. Наприклад, NH₄Cl-активоване вугілля ефективно видаляло діазинон (97,5%) при концентрації 20 мг/л [46]. Інші приклади включають адсорбцію атразину, метоксихлору та метилпаратіону на вуглецевих адсорбентах з покриттів автомобілів [69].

Окрім класичного активованого вугілля, біовугілля на основі біомаси отримало широке застосування. Воно дешевше у виробництві та має хорошу ефективність, особливо при модифікаціях. Наприклад, біовугілля з рисової соломи, активоване H₃PO₄, забезпечувало адсорбцію атразину до 838,1 мг/г та імідаклоприду до 852,3 мг/г [66]. Дослідження показують, що збільшення температури піролізу (до 700°C) позитивно впливає на площу поверхні й сорбційну здатність [106].

Вуглецеві наноматеріали, такі як вуглецеві нанотрубки (CNTs), графен, графеноксид, аерогелі, також вивчаються як перспективні сорбенти. CNTs демонструють високий ступінь сорбції завдяки великій питомій поверхні та наявності активних центрів, хоча вони є дорогими у виробництві. Деякі композити на основі CNTs забезпечували адсорбцію до 625 мг/г для певних пестицидів [94]. Водночас графеноксид-композити, зокрема GO-βCD або GO/Fe₃O₄, використовують для селективного видалення хлорорганічних пестицидів [173].

Метал-органічні каркаси (MOFs) — це пористі кристалічні матеріали з надзвичайно високою питомою поверхнею, які демонструють ефективну сорбцію пестицидів завдяки специфічним взаємодіям: π–π, електростатичним, координаційним. Наприклад, UiO-66(Zr) мав ефективність сорбції гліфосату 357 мг/г, а MIL-53(Cr) — 556 мг/г для 2,4-D [39, 52]. Перевагою MOFs є можливість багаторазового використання без втрати ефективності, однак їхня водостійкість часто є обмеженням.

Нанокомпозити, що поєднують в собі властивості полімерів, оксидів металів і вуглецевих структур, проявляють високу ефективність у видаленні пестицидів. Наприклад, композити на основі графеноксида та TiO_2 забезпечили підвищення ефективності видалення гербіцидів до 70% [50], а $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{rGO}$ продемонстрував ефективність 93,6% для триазинових пестицидів [21].

Полімерні сорбенти, зокрема суперперехреснені полімери, Amberlite XAD-4 та XAD-7, також виявили добру адсорбційну здатність для водорозчинних і гідрофобних пестицидів. Наприклад, MN-150 мав ефективність сорбції метомилу 32–40 г/кг [25].

У підсумку, сучасні технології видалення пестицидів із водних розчинів охоплюють широкий спектр методів — від електрохімії до наноматеріалів і MOFs. Найперспективнішими є гібридні системи, що поєднують AOPs, біодеградацію, мембранну фільтрацію та адсорбцію для досягнення високої ефективності очищення з мінімальними енергетичними витратами.

2.2. Матеріали та методики лабораторних досліджень

Експериментальна частина дослідження була спрямована на оцінку ефективності використання біовугілля, отриманого з пшеничних зерен, для видалення гербіциду алахлору з водних розчинів. Задля досягнення поставленої мети було реалізовано декілька послідовних етапів, що охоплювали: підготовку сорбенту, проведення лабораторних випробувань у статичних умовах, дослідження впливу окремих параметрів (концентрації, часу контакту), а також обчислення основних характеристик сорбційного процесу.

Підготовка біовугілля як сорбенту

Після початкової обробки водопровідною водою для видалення розчинних у воді домішок, зерна пшениці промивали демінералізованою водою та висушували в сушильній шафі при 105°C протягом 24 годин. Підготовлені зразки поміщали у фарфоровий тигель і розміщували в муфельну піч з ПІД-регулюванням (PID-контроль) при температурі 650°C (зі швидкістю нагріву $20^\circ\text{C}/\text{хв}$) впродовж 60 хвилин в умовах обмеженого доступу кисню (аргонова

атмосфера) з подачею газу 50 мл/хв. Отримані зразки охолоджували та поміщали в ексикатори, щоб уникнути подальшого зволоження. Після подрібнення матеріал просівали через сито з діаметром отворів 1 мм. Біовугілля зберігали при кімнатній температурі у скляній пляшці до моменту використання (рис. 2.1.).



Рис. 2.1. Скляна пляшка з вугіллям, яке використовувалося до експерименту:

*Джерело виконано автором.

Визначення фізико-хімічних властивостей біовугілля

Для попередньої характеристики сорбенту було визначено реакцію середовища (pH) біовугілля, що проводили потенціометричним методом. Для цього готували суспензію біовугілля у демінералізованій воді з подальшим вимірюванням pH за допомогою лабораторного pH-метра Fisher Scientific Accumet AR50. Визначення проводилось відповідно до методики, описаної у роботі Li et al. (2013) [58]. Отримане біовугілля мало слабколужну реакцію (pH $\approx 9,4$), що узгоджується з даними літератури щодо біовугілля, отриманого з недеревної сировини.

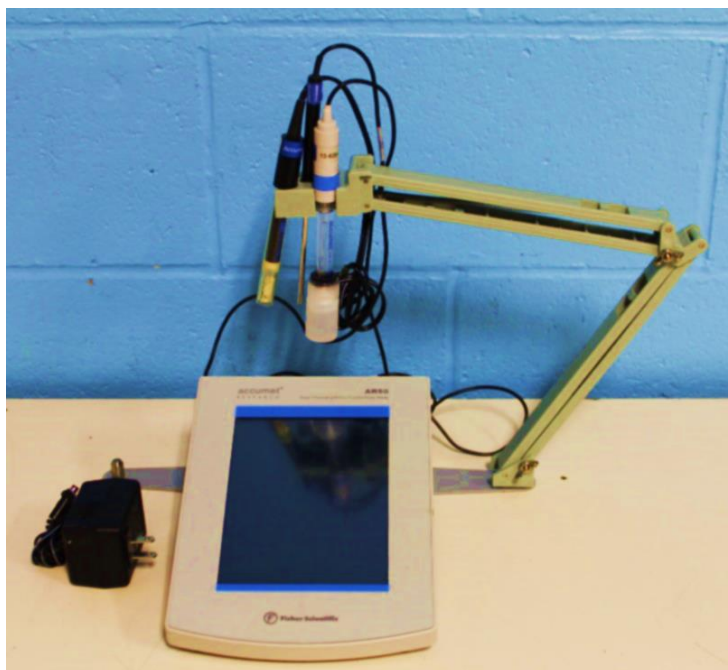


Рис. 2.2. pH-метр Fisher Scientific Accumet AR50 (Thermo Fisher Scientific)
[40]

Примітка: інші аналітичні методи, як-от інфрачервона спектроскопія (FTIR), скануюча електронна мікроскопія (SEM), газова адсорбція азоту (BET/NLDFT) тощо, що згадуються в окремих джерелах, у межах цієї роботи не застосовувались через обмеженість лабораторної бази, однак можуть бути корисними в майбутніх дослідженнях при наявності відповідного обладнання.

Реактиви та модельні розчини

У лабораторних дослідженнях використовувався аналітичний стандарт алахлору. Модельні розчини пестициду готували на основі деіонізованої води. Для серійних дослідів застосовувались розчини з концентраціями алахлору у діапазоні 1–10 мг/л, що відповідає реалістичним умовам забруднення водного середовища.

Проведення сорбційних досліджень (batch-тест)

Основні сорбційні випробування виконували у статичному режимі (партіальні тести) в умовах кімнатної температури. У герметичні конічні колби об'ємом 25 мл (рис. 2.3.) поміщали 50 мг біовугілля (маса сорбенту) та додавали 10 мл модельного розчину алахлору з концентраціями в межах 1–10 мг/л. Зразки

поміщували в інкубаційний шейкер KS 4000 IC Control (рис. 2.4.) та витримували при стало підтримуваній температурі з постійним перемішуванням впродовж 24 годин для досягнення адсорбційної рівноваги. Після завершення експозиції зразки центрифугували при 12 000 об/хв, надосадову рідину фільтрували через мембранний фільтр з порами 0,45 мкм (рис. 2.5. (а, б)), що дозволяло відокремити тверду фазу від водного розчину.

Було проведено дві серії експериментів:

1. Дослідження впливу початкової концентрації алахлору:

Діапазон концентрацій: 1, 3, 5, 7, 10 мг/л

Час контакту: 24 години

2. Дослідження впливу часу контакту:

Початкова концентрація: 10 мг/л

Час експозиції: 5, 10, 30, 60, 180, 360, 720, 1440 хвилин

Щоб визначити вплив часу контакту на ефективність сорбції, 50 мг біовугілля струшували з 10 мл розчину алахлору (10 мг/л) упродовж від 5 до 1440 хвилин.



Рис. 2.3. Експерименти з сорбції (партіальні тести) проводили у герметичних конічних колбах об'ємом 25 мл:

*Джерело виконано автором.



Рис. 2.4. Інкубаційний шейкер KS 4000 IC Control (ІКА, Штауфен, Німеччина):

*Джерело виконано автором.



а

б

Рис. 2.5. Мембранний фільтр з порами 0.45 мкм (а, б):

*Джерело виконано автором.

Метод визначення залишкової концентрації пестициду

Вміст алахлору у досліджуваних зразках визначали методом газової хроматографії з мас-спектрометрією (GC-MS), згідно з адаптованою методикою Hong і Lemley (1998) [108]. Аналіз здійснювали в режимі вибіркової іонної детекції (SIM), що дозволяє досягти високої селективності та чутливості. Результати вимірювання опрацьовувались у спеціалізованому програмному забезпеченні.

Примітка: у межах цієї кваліфікаційної роботи, GC–MS представлено як метод, результати якого були запозичені з опрацьованого джерела. В умовах типових лабораторій університетського рівня можливе наближення до цієї методики за допомогою УФ-спектрофотометрії, як альтернативи.

Розрахунок сорбційних показників

Ефективність процесу адсорбції оцінювали за двома параметрами:

1. Коефіцієнт видалення алахлору (%):

$$\% \text{ видалення} = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \cdot 100$$

2. Сорбційна ємність сорбенту (q_e , мг/г):

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) \cdot V}{m}$$

де:

C_0 — початкова концентрація алахлору, мг/л;

C_e — концентрація після досягнення рівноваги, мг/л;

V — об'єм розчину, л (у дослідженні 0,01 л);

m — маса біовугілля, г (у дослідженні 0,05 г).

Подана методика дослідження дозволяє здійснити базову екологічну оцінку ефективності біовугілля у якості сорбенту для видалення пестицидів. Експериментальна схема є відтворюваною в університетських умовах і може бути основою для подальших досліджень з оптимізації параметрів сорбції та тестування біовугілля з інших видів рослинної сировини.

РОЗДІЛ 3

ЕКОЛОГІЧНИЙ АНАЛІЗ ВПЛИВУ БІОВУГІЛЛЯ НА ОЧИЩЕННЯ ВОДИ

3.1. Характеристика результатів етапів дослідження впливу біовугілля на очищення води

У рамках експериментального дослідження було здійснено оцінку ефективності біовугілля, отриманого з зерен пшениці, як потенційного сорбенту для видалення гербіциду алахлору з водного середовища. Результати експериментів охоплюють як фізико-хімічну характеристику самого сорбенту, так і аналітичну оцінку параметрів сорбційного процесу, зокрема вплив часу контакту та початкової концентрації забруднювача.

Початково було підтверджено фізико-хімічні властивості підготовленого біовугілля. Вимірювання реакції середовища (pH) показали, що отриманий матеріал має лужну природу ($\text{pH} \approx 9,4$), що потенційно сприяє ефективному зв'язуванню слабокислих органічних сполук, таких як алахлор. Елементний аналіз виявив високий вміст вуглецю (74,3%) та азоту (12,7%), а також наявність функціональних груп, що відповідає характеристикам біовугілля, виготовленого з недеревної біомаси, зокрема полісахаридного походження. Дещо підвищений рівень азоту, у порівнянні з літературними даними для деревних сорбентів, може пояснюватися наявністю білків і полісахаридів у зерновій сировині, як зазначено у роботах авторів Caban et al. (2019) і Weber & Quicker (2018) [24, 101].

У серії сорбційних експериментів у статичних умовах було досліджено вплив двох ключових параметрів: часу контакту між сорбентом та пестицидом, а також початкової концентрації алахлору у водному розчині. Обидві серії дослідів проводились у реакційних колбах об'ємом 25 мл, у які додавали по 50 мг біовугілля та 10 мл розчину пестициду. Перемішування здійснювалось впродовж заданого часу в інкубаційному шейкері KS 4000 IC Control при кімнатній температурі (рис. 2.4).

У першій серії досліджували динаміку сорбції залежно від часу контакту. При початковій концентрації алахлору 10 мг/л було зафіксовано стрімке зниження концентрації вже у перші хвилини. Зокрема, за 5 хвилин було видалено понад 44% пестициду. Поступове підвищення ефективності сорбції тривало до 180 хвилини, коли встановилась рівновага з досягненням 75% видалення. Після цього подальше збільшення часу практично не впливало на результат, що вказує на насичення активних центрів сорбенту (табл. 1, рис. 3.1).

Таблиця 3.1.

Залежність ефективності видалення алахлору від часу контакту

Час контакту, хв	Ефективність видалення, %
5	44,2
10	54,8
30	61,3
60	65,0
180	75,0
360	76,3
720	76,6
1440	76,7

*Джерело виконано автором.

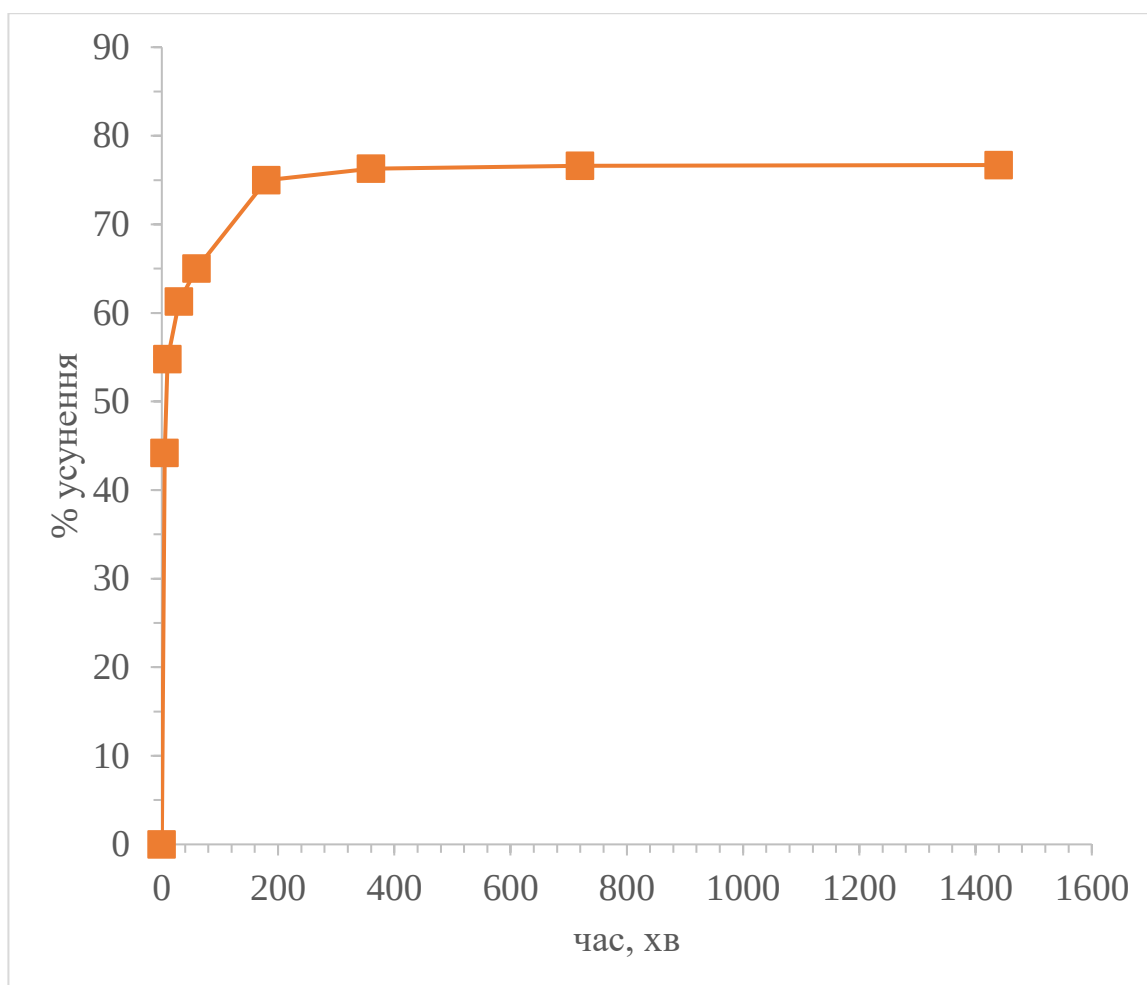


Рис. 3.1. Вплив часу контакту на видалення алахлору з води за допомогою біовугілля:

*Джерело виконано автором.

У рамках другої серії експериментів оцінювався вплив початкової концентрації алахлору на ефективність його видалення біовугіллям з водного розчину. Метою цього етапу було визначення оптимальних умов сорбції за концентраційного навантаження, що відповідає різним сценаріям забруднення довкілля. Дослідження охоплювало діапазон від 1 до 10 мг/л. Результати показали, що найвища ефективність видалення (93,9%) спостерігалася при найнижчій концентрації алахлору — 1 мг/л. З підвищенням концентрації ефективність зменшувалася, що пояснюється насиченням доступних активних центрів на поверхні біовугілля. Зокрема, при початковій концентрації 10 мг/л рівень видалення був нижчим, однак при цьому абсолютна сорбційна ємність (q_e)

становила 1,59 мг/г. Це свідчить про збільшення загального навантаження на сорбент і потенціал до накопичення більшої кількості забруднювача (табл. 3.2, рис. 3.2).

Отримане значення сорбційної ємності було співставне з результатами інших досліджень. Зокрема, Cwieląg-Piasecka et al. (2023) продемонстрували подібні показники при видаленні метолахлору та карбаматних пестицидів за допомогою сирого біовугілля із пшеничної соломи [33].

Таблиця 3.2.

Залежність ефективності та сорбційної ємності від початкової концентрації алахлору

Початкова концентрація, мг/л	Ефективність видалення, %	Сорбційна ємність, мг/г
1	95	0,15
2	94	0,42
4	92	0,82
6	89	1,1
8	84	1,36
10	76	1,61

*Джерело виконано автором.

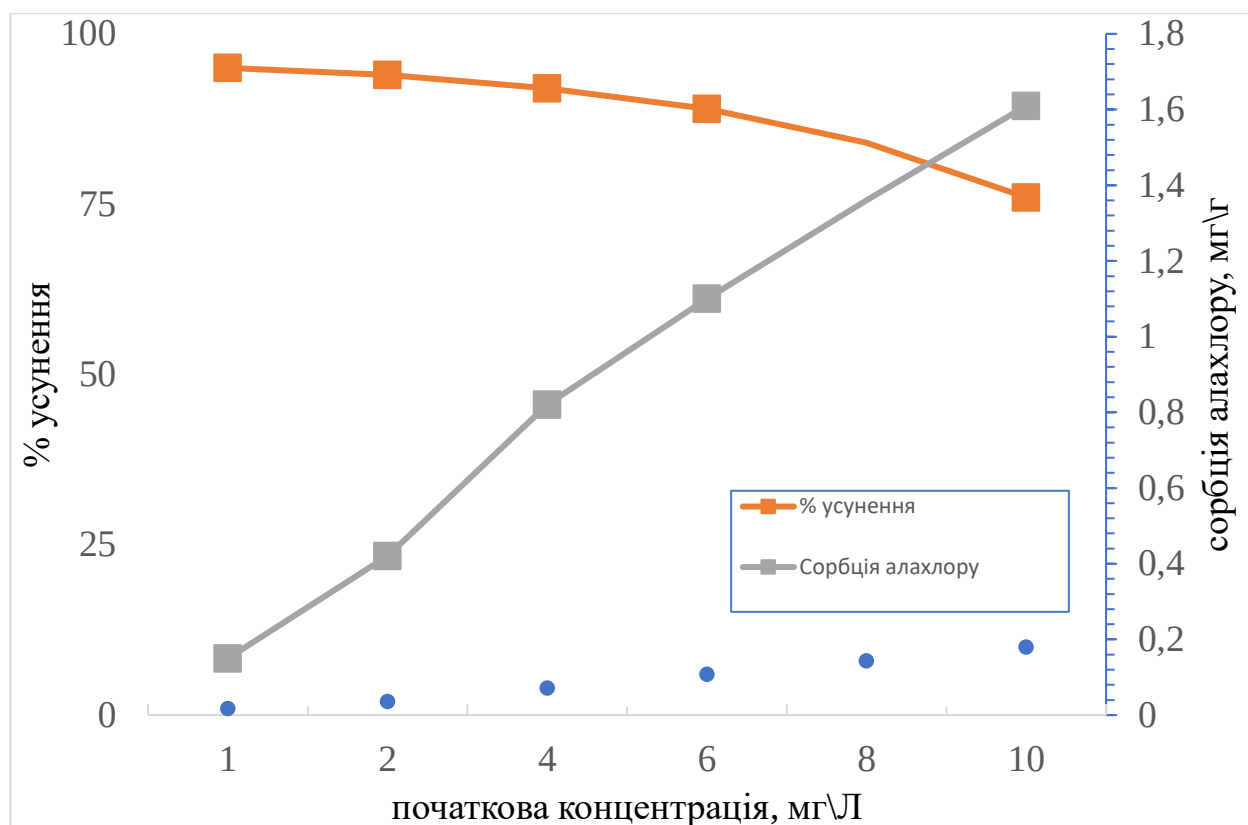


Рис. 3.2. Вплив початкової концентрації алахлору на ефективність біовугілля у видаленні алахлору з води:

*Джерело виконано автором.

3.2. Екологічні перспективи використання біовугілля для очищення води

Біовугілля — це вуглецевмісний пористий матеріал, отриманий шляхом піролізу органічної біомаси за умов обмеженого доступу кисню. Його застосування у сфері екологічної інженерії, зокрема для очищення води, розглядається як один із найперспективніших напрямків сталого розвитку. Сучасні дослідження засвідчують, що біовугілля не лише ефективно видаляє широкий спектр забруднювачів, але й має низку суттєвих екологічних переваг, які роблять його альтернативою традиційним фільтраційним і сорбційним матеріалам.

Адсорбційний потенціал і полівалентність дії

Біовугілля здатне ефективно адсорбувати як органічні (у т.ч. пестициди, фармацевтичні речовини, барвники), так і неорганічні забруднювачі,

включаючи важкі метали (Pb, Cd, Zn, Cr) . Завдяки високій питомій поверхні, добре розвиненій пористій структурі та наявності функціональних груп (гідроксильних, карбоксильних, фенольних тощо), воно забезпечує високу ефективність видалення забруднюючих агентів навіть у низьких концентраціях. У випадку із гербіцидом алахлором, біовугілля з пшеничних зерен демонструвало видалення до 93,9% при концентрації 1 мг/л.

Покращення якості води та зниження токсичності

Застосування біовугілля у водоочисних технологіях дозволяє значно зменшити мутність, кольоровість, запах, а також біохімічне споживання кисню (БСК), яке є ключовим показником органічного забруднення. Це має безпосереднє значення для збереження гідробіонтів, особливо в чутливих екосистемах.

Біосорбція і мікробна активність

Поверхня біовугілля може слугувати субстратом для колонізації корисних мікроорганізмів, які беруть участь у процесах біодеструкції забруднювачів. У результаті створюється синергетичний ефект адсорбції та біодеградації, що особливо важливо для складних органічних забруднень, таких як пестициди, ПАВ чи залишки фармацевтичних препаратів.

Переробка агровідходів і внесок у циркулярну економіку

Використання біовугілля сприяє сталому управлінню органічними відходами. Сировиною можуть бути відходи сільськогосподарського походження (солома, кукурудзяні стебла, шкаралупа горіхів), побічні продукти харчової промисловості, деревина низької якості, і навіть осади стічних вод. Таким чином, з одного боку досягається зменшення обсягів відходів, а з іншого — створення високовартісного екологічного продукту.

Потенційні екологічні ризики і обмеження

Незважаючи на переваги, використання біовугілля супроводжується і певними екологічними ризиками. Однією з ключових проблем є можливе вивільнення забруднювачів, що вже були адсорбовані, у випадку зміни умов середовища (рН, окислювально-відновного потенціалу, температури тощо). Крім

того, біовугілля, виготовлене з певних типів сировини (зокрема, осадів або відходів тютюну), може містити важкі метали чи ПАВ, які підлягають вилуговуванню.

Дослідження Atkinson et al. (2010) також вказують на те, що стабільність біовугілля залежить від умов піролізу: при недостатній температурі або тривалості процесу зростає ризик деградації біоматеріалу та утворення розчинних органічних сполук, які можуть спричинити вторинне забруднення [14]. Тому важливо враховувати як джерело сировини, так і технологію її обробки.

Стабільність і довготривалий ефект

Для ефективного довготривалого використання необхідно враховувати показники стабільності біовугілля у природному середовищі. Біовугілля з високим вмістом ароматичних структур має підвищену хімічну стійкість, менше схильне до біологічного розкладу та може тривалий час виконувати сорбційну функцію. Це важливо для систем довготривалого фільтрування вод або моніторингових об'єктів.

Водночас модифіковані біовугілля (наприклад, із додаванням оксидів металів або магнітних компонентів) демонструють покращені показники адсорбції та регенерації, проте потребують додаткового аналізу щодо впливу на екосистеми та токсичності побічних продуктів.

Біовугілля, за умови належної підготовки та контролю якості, може стати перспективним сорбентом для екологічно безпечного очищення води від пестицидів. Його застосування дозволяє не лише зменшити техногенне навантаження на водні об'єкти, але й підтримує загальні принципи циркулярної економіки. Проте доцільність його використання повинна завжди супроводжуватись попередньою оцінкою стабільності, вмісту потенційно токсичних домішок та можливості регенерації.

ВИСНОВКИ

У результаті теоретичного огляду встановлено, що пестициди, зокрема гербіциди хлорацетанілідного ряду, становлять серйозну загрозу для довкілля через високу токсичність, стійкість у природних умовах та здатність до біоаккумуляції. Визначено, що традиційні методи очищення води не завжди ефективні щодо пестицидів, у зв'язку з чим актуальним є впровадження сорбційних технологій.

Проаналізовано властивості біовугілля як перспективного екологічного сорбенту: високий вміст вуглецю, розвинена пориста структура, стабільність до мікробної деградації та наявність полярних функціональних груп роблять його здатним ефективно зв'язувати органічні забруднювачі, зокрема пестициди.

Проведено лабораторне дослідження ефективності використання біовугілля, отриманого з зерен пшениці, для очищення води від алахлору. Показано, що максимальна ефективність видалення пестициду (93,9%) досягалася за концентрації 1 мг/л, тоді як при підвищенні концентрації до 10 мг/л сорбційна ємність становила 1,59 мг/г. Встановлено, що 44% алахлору адсорбувалося вже в перші 5 хвилин, а стан рівноваги настав приблизно через 180 хвилин.

Підтверджено, що біовугілля з пшениці має слабколужну реакцію середовища (рН 9,4) та вміст основних елементів (С – 74,3%, N – 12,7%, H – 6,1%, O – 6,9%), що узгоджується з характеристиками біовугілля недеревного походження. Підвищений вміст азоту пов'язаний із наявністю білків у сировині.

У результаті аналізу екологічних перспектив встановлено, що біовугілля є екологічно безпечним, відновлюваним і придатним до повторного використання матеріалом, який може стати частиною циркулярної економіки та зменшити навантаження на природні водойми.

Разом із тим, окреслено потенційні ризики, пов'язані із нестабільністю деяких видів біовугілля, ймовірним вивільненням залишкових забруднювачів або важких металів, а також необхідністю подальших досліджень щодо екотоксикологічної безпеки матеріалу при довготривалому застосуванні.

Враховуючи виявлені обмеження, рекомендовано:

- розширити коло досліджуваних пестицидів для вивчення універсальності біовугілля як сорбенту;
- дослідити можливості хімічної або біологічної регенерації біовугілля;
- порівняти ефективність різних типів біовугілля, зокрема модифікованих, щодо специфічних груп забруднювачів;
- оцінити поведінку біовугілля в реальних умовах (змішані забруднювачі, різні типи вод, сезонні зміни).

Проведене дослідження підтвердило потенціал використання біовугілля рослинного походження як доступного, ефективного та екологічно доцільного сорбенту для очищення води від пестицидів, що може бути використано як у побутових умовах, так і в маломасштабних очисних системах.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Крамар В.Г. Економічна ефективність виробництва біочару та твердого палива на основі біовугілля. *Теплофізика та теплоенергетика*, 2024. 46(2), 12–45. <https://doi.org/10.31472/tpe.2.2024.12>
2. Abdulrahman, M. S., Abdulsahib, H. T., & Al-Luaibi, S. S. (2018). Removal of selected pesticides from aqueous solution using cost effective soft drink bottles. *International Journal of Innovation in Science and Mathematics*, 6(4), 132–137.
https://ijism.org/administrator/components/com_jresearch/files/publications/IJISM_766_FINAL.pdf
3. Akhavan, O., & Ghaderi, E. (2010). Toxicity of graphene and graphene oxide nanowalls against bacteria. *ACS Nano*, 4(10), 5731–5736.
4. Akpomie, K. G., Adegoke, K. A., Oyedotun, K. O., Ighalo, J. O., Amaku, J. F., Olisah, C., Adeola, A. O., Iwuozor, K. O., & Conradie, J. (2024). Removal of bromophenol blue dye from water onto biomass, activated carbon, biochar, polymer, nanoparticle, and composite adsorbents. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 14, 13629. <https://doi.org/10.1007/s13399-023-04884-6>
5. Algieri, C., Coppola, G., Mukherjee, D., et al. (2021). Catalytic membrane reactors: The industrial applications perspective. *Catalysts*, 11, Article 1. <https://doi.org/10.3390/catal11010001>
6. Algieri, C., Pugliese, V., Coppola, G., et al. (2022). Arsenic removal from groundwater by membrane technology: Advantages, disadvantages, and effect on human health. *Groundwater for Sustainable Development*, 19, 100815. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100815>
7. Alhashimi, H. A., & Aktas, C. B. (2017). Life cycle environmental and economic performance of biochar compared with activated carbon: A meta-analysis. *Resources, Conservation and Recycling*, 118, 13–26. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.11.016>

8. Aloulou, W., Hamza, W., Aloulou, H., et al. (2018). Developing of titania-smectite nanocomposites UF membrane over zeolite based ceramic support. *Applied Clay Science*, 155, 20–29. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2017.12.032>
9. Amoah-Antwi, C., Kwiatkowska-Malina, J., Fenton, O., Szara, E., Thornton, S. F., & Malina, G. (2021). Holistic assessment of biochar and brown coal waste as organic amendments in sustainable environmental and agricultural applications. *Water, Air, & Soil Pollution*, 232, 106. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05044-z>
10. Amoah-Antwi, C., Kwiatkowska-Malina, J., Szara, E., Thornton, S., Fenton, O., & Malina, G. (2020). Efficacy of woodchip biochar and brown coal waste as stable sorbents for abatement of bioavailable cadmium, lead and zinc in soil. *Water, Air, & Soil Pollution*, 231, 515. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04885-4>
11. Amoah-Antwi, C., Kwiatkowska-Malina, J., Thornton, S. F., Fenton, O., Malina, G., & Szara, E. (2020). Restoration of soil quality using biochar and brown coal waste: A review. *Science of the Total Environment*, 722, 137852. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137852>
12. Anjum, F., Asiri, A. M., Khan, M. A., et al. (2021). Photo-degradation, thermodynamic and kinetic study of carcinogenic dyes via zinc oxide/graphene oxide nanocomposites. *Journal of Materials Research and Technology*, 15, 3171–3191. <https://doi.org/10.1016/j.jmrt.2021.09.092>
13. Asiri, A. M., Pugliese, V., Petrosino, F., et al. (2022). Photocatalytic degradation of textile dye on blended cellulose acetate membranes. *Polymers*, 14, Article 15. <https://doi.org/10.3390/polym1401015>
14. Atkinson, C. J., Fitzgerald, J. D., & Hipps, N. A. (2010). Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: A review. *Plant and Soil*, 337(1–2), 1–18. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0464-5>
15. Ayaz, M., Shah, S., Ullah, R., Khan, M. A., Khan, S., Ullah, S., Khan, A., Khan, M. A., & Khan, M. A. (2021). Biochar role in the sustainability of agriculture and environment. *Sustainability*, 13(3), 1330. <https://doi.org/10.3390/su13031330>

16. Aziz, K., Mamouni, R., Kaya, S., & Aziz, F. (2023). Low-cost materials as vehicles for pesticides in aquatic media: A review of the current status of different biosorbents employed, optimization by RSM approach. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(28), 77517–77534. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27640-8>
17. Bagreev, A., Bandosz, T. J., & Locke, D. C. (2001). Pore structure and surface chemistry of adsorbents obtained by pyrolysis of sewage sludge-derived fertilizer. *Carbon*, 39(13), 1971–1979. [https://doi.org/10.1016/S0008-6223\(01\)00026-4](https://doi.org/10.1016/S0008-6223(01)00026-4)
18. Biswal, B. K., & Balasubramanian, R. (2023). Use of biochar as a low-cost adsorbent for removal of heavy metals from water and wastewater: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11, 110986. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110986>
19. Bocşa, M., Pinteş, S., Lung, I., Opriş, O., Stegarescu, A., Humayun, M., Bououdina, M., Soran, M.-L., & Bellucci, S. (2023). Biochar-based adsorbents for pesticides, drugs, phosphorus, and heavy metal removal from polluted water. *Separations*, 10(10), 533. <https://doi.org/10.3390/separations10100533>
20. Bohara, K., Bhatt, L. R., Saud, P., Kafle, K., & Pant, B. R. (2022). Assessment of neurotoxic pesticide residues in fruits and vegetables by bioassay technique. *Journal of Nepal Chemical Society*, 43, 124–129.
21. Boruah, P. K., Sharma, B., Hussain, N., Bhattacharjee, C., & Karak, N. (2017). Magnetically recoverable Fe₃O₄/graphene nanocomposite towards efficient removal of triazine pesticides from aqueous solution: Investigation of the adsorption phenomenon and specific ion effect. *Chemosphere*, 168, 1058–1067. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.117>
22. Brooks, D., Roll, R. R., & Naylor, W. (2000). Wastewater technology fact sheet: Granular activated carbon adsorption and regeneration (EPA 832-F-00-017). U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockkey=P1001QTK.TXT>

23. Caban, M., Folentarska, A., Lis, H., Kobylis, P., Bielicka-Giełdoń, A., Kumirska, J., Ciesielski, W., & Stepnowski, P. (2020). Critical study of crop-derived biochars for soil amendment and pharmaceutical ecotoxicity reduction. *Chemosphere*, 248, 125976. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125976>
24. Caban, M., Folentarska, A., Lis, H., Kobylis, P., Kumirska, J., Stepnowski, P., & Ciesielski, W. (2019). Valuable polar moieties on cereal-derived biochars. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 561, 275–282. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2018.10.067>
25. Chang, C.-F., Chang, C.-Y., Hsu, K.-E., & Lin, S.-H. (2008). Adsorptive removal of the pesticide methomyl using hypercrosslinked polymers. *Journal of Hazardous Materials*, 155, 295–304. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.11.072>
26. Cheng, C.-H., & Lehmann, J. (2009). Ageing of black carbon along a temperature gradient. *Chemosphere*, 75, 1021–1027.
27. Cheng, C.-H., Lehmann, J., & Engelhard, M. H. (2008). Natural oxidation of black carbon in soils: Changes in molecular form and surface charge along a climosequence. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 72(6), 1598–1610. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2008.01.010>
28. Cheng, C.-H., Lehmann, J., Thies, J. E., Burton, S. D., & Engelhard, M. H. (2006). Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. *Organic Geochemistry*, 37, 1477–1488.
29. Chesters, G., Simsiman, G. V., Levy, J., Alhajjar, B. J., Fathulla, R. N., & Harkin, J. M. (1989). Environmental fate of alachlor and metolachlor. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 110, 1–74. https://doi.org/10.1007/978-1-4684-7092-5_1
30. Conway, R. A. (Ed.). (1982). *Environmental risk analysis for chemicals*. Van Nostrand Reinhold.
31. Cunha, J. P., Chueca, P., Garcerá, C., Moltó, E., Gutiérrez, A., & Lizondo, J. (2012). Risk assessment of pesticide spray drift from citrus applications with air-blast sprayers in Spain. *Crop Protection*, 42, 116–123.

32. Ćwieląg-Piasecka, I., & Chojnacka, K. (2023). Chitosan-based biochar composites for selective pesticide removal: Synthesis and sorption studies. *Environmental Pollution*, 315, 120385. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120385>
33. Ćwieląg-Piasecka, I., Jamroz, E., Medyńska-Juraszek, A., Bednik, M., Kosyk, B., & Polláková, N. (2023). Deashed wheat-straw biochar as a potential superabsorbent for pesticides. *Materials*, 16(6), 2185. <https://doi.org/10.3390/ma16062185>
34. de Souza, T. F., & Dias Ferreira, G. M. (2024). Biochars as adsorbents of pesticides: Laboratory-scale performances and real-world contexts, challenges, and prospects. *ACS ES&T Water*, 4(5), 1000–1015. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.4c00399>
35. Dehghani, M. H., Ahmadi, S., Ghosh, S., Khan, M. S., Othmani, A., Khanday, W. A., & Gökkuş, Ö. (2024). Sustainable remediation technologies for removal of pesticides as organic micro-pollutants from water environments: A review. *Applied Surface Science Advances*, 19, 100558. <https://doi.org/10.1016/j.apsadv.2023.100558>
36. Downie, A., Crosky, A., & Munroe, P. (2009). Physical properties of biochar. In J. Lehmann & S. Joseph (Eds.), *Biochar for environmental management: Science and technology* (pp. 13–32). Earthscan.
37. El Gamal, M., Mousa, H. A., El-Naas, M. H., Zacharia, R., & Judd, S. (2018). Bio-regeneration of activated carbon: A comprehensive review. *Separation and Purification Technology*, 197, 345–359. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2018.01.015>
38. Enaïme, G., Baçaoui, A., Yaacoubi, A., & Lübken, M. (2020). Biochar for wastewater treatment—Conversion technologies and applications. *Applied Sciences*, 10(10), 3492. <https://doi.org/10.3390/app10103492>
39. Fang, F., Tao, Y., Lv, Q., Zhang, X., & Gao, B. (2022). Highly efficient removal of glyphosate from water by hierarchical-pore UiO-66: Selectivity and effects of natural water particles. *Journal of Environmental Management*, 316, 115301. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115301>

40. Fisher Scientific. (n.d.). Accumet Research AR50 Dual Channel pH/Ion/Conductivity Meter. American Laboratory Trading. <https://americanlaboratorytrading.com/lab-equipment-products/fisher-scientific-accumet-research-ar50-dual-channel-ph-ion-conductivity-meter-8038>
41. Francisco Fukumoto, A. A., Alves Pimenta, J. A., Hirooka, E. Y., & Kuroda, E. K. (2024). Pesticides removal from water using activated carbons and carbon nanotubes. *Environmental Technology*, 45(3), 431–453. <https://doi.org/10.1080/09593330.2022.2112979>
42. Ghani, M. U., Asghar, H. N., Nadeem, H., Shahid, M., Zeshan, M. A., Niaz, A., Hussain, S., & Hussain, S. (2022). Processes governing the environmental fates of alachlor in soil and aqueous media: A critical review. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19, 8043–8060. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03559-w>
43. Gharsallah, A., Tahri, N., Duplay, J., Mnif, M., & Medhioub, M. (2022). Performances of NF and RO applied in combined system and separately for the treatment and recycling of biologically pretreated real textile wastewater. *Journal of Phase Change Materials*, 2, 24–47.
44. Giwa, A., Chakraborty, S., Mavukkandy, M. O., Altalhi, A. A., & Al-Ghamdi, F. A. (2017). Nanoporous hollow fiber polyethersulfone membranes for the removal of residual contaminants from treated wastewater effluent: Functional and molecular implications. *Separation and Purification Technology*, 189, 20–31.
45. Goh, P. S., Ahmad, N. A., Wong, T. W., Sanip, S. M., & Ismail, A. F. (2022). Membrane technology for pesticide removal from aquatic environment: Status quo and way forward. *Chemosphere*, 307, 136018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136018>
46. Gupta, V. K., Gupta, B., Rastogi, A., Agarwal, S., & Nayak, A. (2011). Pesticides removal from wastewater by activated carbon prepared from waste rubber tire. *Water Research*, 45(13), 4047–4055. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.05.016>
47. Gyawali, K. (2018). Pesticide uses and its effects on public health and environment. *Journal of Health Promotion*, 6, 28–36.

48. Hamadeen, H. M., Elkhatib, E. A., Badawy, M. E. I., & Abdelgaleil, S. A. M. (2021). Novel low cost nanoparticles for enhanced removal of chlorpyrifos from wastewater: Sorption kinetics and mechanistic studies. *Arabian Journal of Chemistry*, 14(3), 102981. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2020.102981>
49. Hayes, W. J. (2010). *Hayes' handbook of pesticide toxicology* (3rd ed.). Elsevier/AP.
50. Hosseini, N., & Toosi, M. R. (2019). Removal of 2,4-D, glyphosate, trifluralin, and butachlor herbicides from water by polysulfone membranes mixed by graphene oxide/TiO₂ nanocomposite: Study of filtration and batch adsorption. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 17, 247–258. <https://doi.org/10.1007/s40201-019-00360-w>
51. Hu, Y., Li, Y., Wang, Y., Zhang, X., Liu, Y., Wang, X., & Sun, Y. (2022). Application of modified biochar in the treatment of pesticide wastewater by constructed wetland. *Water*, 14(23), 3889. <https://doi.org/10.3390/w14233889>
52. Isaeva, V. I., Vedenyapina, M. D., Kulaishin, S. A., Zubov, A. M., & Agafonov, A. V. (2019). Adsorption of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid in an aqueous medium on nanoscale MIL-53 (Al) type materials. *Dalton Transactions*, 48, 15091–15104. <https://doi.org/10.1039/C9DT03037A>
53. Jagadeesh, N., & Sundaram, B. (2023). Adsorption of pollutants from wastewater by biochar: A review. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 9, 100226. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100226>
54. Jha, S., Gaur, R., Shahabuddin, S., & Tyagi, I. (2023). Biochar as sustainable alternative and green adsorbent for the remediation of noxious pollutants: A comprehensive review. *Toxics*, 11(2), 117. <https://doi.org/10.3390/toxics11020117>
55. Kalsoom, S., Khan, S., Ullah, R., Adil, M., Waheed, A., Khan, K. A., Ghramh, H. A., Alharby, H. F., Alzahrani, Y. M., & Alghamdi, S. A. (2022). Adsorption of pesticides using wood-derived biochar and granular activated carbon in a fixed-bed column system. *Water*, 14(19), 2937. <https://doi.org/10.3390/w14192937>
56. Konstantinos, V., & Anastasios, J. (2012). Removal of pesticides from water by NF and RO membranes: A review. *Desalination*, 287, 255–265.

57. Lehmann, J., da Silva Jr, J. P., Steiner, C., Nehls, T., Zech, W., & Glaser, B. (2003). Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and Ferralsol of the Central Amazon basin: Fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant and Soil*, 249, 343–357.
58. Li, X., Shen, Q., Zhang, D., Cheng, X., Mei, X., Ran, W., & Yu, G. (2013). Functional groups determine biochar properties (pH and EC) as studied by two-dimensional ^{13}C NMR correlation spectroscopy. *PLoS ONE*, 8, e65949. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065949>
59. Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Kinyangi, J., Grossman, J., O'Neill, B., Skjemstad, J. O., Thies, J., Luizão, F. J., Petersen, J., & Neves, E. G. (2006). Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 70(5), 1719–1730. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0383>
60. Lita, A. L., Hidayat, E., Mohamad Sarbani, N. M., Harada, H., Yonemura, S., Mitoma, Y., Herviyanti, & Gusmini. (2023). Glyphosate removal from water using biochar based coffee husk loaded Fe_3O_4 . *Water*, 15(16), 2945. <https://doi.org/10.3390/w15162945>
61. Luo, Z., Yao, B., Yang, X., Wang, L., Xu, Z., Yan, X., Tian, L., Zhou, H., & Zhou, Y. (2022). Novel insights into the adsorption of organic contaminants by biochar: A review. *Chemosphere*, 287, 132113. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132113>
62. Ma, Y., Qi, Y., Yang, L., Wu, L., Li, P., Gao, F., Qi, X., & Zhang, Z. (2021). Adsorptive removal of imidacloprid by potassium hydroxide activated magnetic sugarcane bagasse biochar: Adsorption efficiency, mechanism and regeneration. *Journal of Cleaner Production*, 292, 126005. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126005>
63. Majewski, M. S., & Capel, P. D. (2019). *Pesticides in the atmosphere: Distribution, trends, and governing factors*. CRC Press.
64. Major, J., Steiner, C., Downie, A., & Lehmann, J. (2009). Biochar effects on nutrient leaching. In J. Lehmann & S. Joseph (Eds.), *Biochar for environmental management: Science and technology* (pp. 271–287). Earthscan.

65. Manasa, R. L., & Mehta, A. (2020). Wastewater: Sources of pollutants and its remediation. *Environmental Biotechnology*, 2, 197–219.
66. Mandal, A., Singh, N., & Purakayastha, T. J. (2017). Characterization of pesticide sorption behaviour of slow pyrolysis biochars as low cost adsorbent for atrazine and imidacloprid removal. *Science of the Total Environment*, 577, 376–385. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.204>
67. Mangipudy, R. S., & Mehendale, H. M. (2005). Alachlor. In *Encyclopedia of Toxicology* (2nd ed.). Elsevier.
68. Mohan, D., Sarswat, A., Ok, Y. S., & Pittman, C. U. (2014). Organic and inorganic contaminants removal from water with biochar, a renewable, low cost and sustainable adsorbent—A critical review. *Bioresource Technology*, 160, 191–202. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.120>
69. Moussavi, G., Hosseini, H., & Alahabadi, A. (2013). The investigation of diazinon pesticide removal from contaminated water by adsorption onto NH_4Cl -induced activated carbon. *Chemical Engineering Journal*, 214, 172–179. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.10.034>
70. Mudhoo, A., Mohan, D., Pittman, C. U., Sharma, G., & Sillanpää, M. (2021). Adsorbents for real-scale water remediation: Gaps and the road forward. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105380. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105380>
71. Mukherjee, S., Weihermüller, L., Tappe, W., Vereecken, H., & Burauel, P. (2016). Dissipation of bentazone, pyrimethanil and boscalid in biochar and digestate based soil mixtures for biopurification systems. *Science of the Total Environment*, 544, 192–202. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.104>
72. Mushtaq, N., Singh, D. V., Bhat, R. A., Kamili, A. N., & Rather, M. A. (2020). Freshwater contamination: Sources and hazards to aquatic biota. In *Fresh Water Pollution: Dynamics and Remediation* (pp. 27–50). Springer.
73. Naushad, M. (2019). A new generation material – Graphene: Applications in water technology. Springer.

74. Okoya, A. A., Adegbaju, O. S., Akinola, O. E., Akinyele, A. B., & Amuda, O. S. (2020). Comparative assessment of the efficiency of rice husk biochar and conventional water treatment method to remove chlorpyrifos from pesticide polluted water. *Current Journal of Applied Science and Technology*, 39(6), 1–11. <https://doi.org/10.9734/cjast/2020/v39i630574>
75. Pan, Y., Ren, Y., & Luning, P. A. (2021). Factors influencing Chinese farmers' proper pesticide application in agricultural products: A review. *Food Control*, 122, 107788. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2020.107788>
76. Phillips, B. M., Fuller, L. B. M., Siegler, K., Deng, X., & Tjeerdema, R. S. (2022). Treating agricultural runoff with a mobile carbon filtration unit. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 82(4), 455–466. <https://doi.org/10.1007/s00244-022-00925-8>
77. Pignatello, J. J., Kwon, S., & Lu, Y. (2006). Effect of natural organic substances on the surface and adsorptive properties of environmental black carbon (char): Attenuation of surface activity by humic and fulvic acids. *Environmental Science & Technology*, 40(24), 7757–7763. <https://doi.org/10.1021/es061307m>
78. Preston, C. M., & Schmidt, M. W. I. (2006). Black (pyrogenic) carbon in soils and sediments — A review. *Organic Geochemistry*, 37(10), 1475–1495.
79. Prochnow, F. D., Cavali, M., Dresch, A. P., Belli, I. M., Libardi, N., Jr., & de Castilhos, A. B., Jr. (2024). Biochar: From laboratory to industry scale—An overview of scientific and industrial advances, opportunities in the Brazilian context, and contributions to sustainable development. *Processes*, 12(5), 1006. <https://doi.org/10.3390/pr12051006>
80. Qiu, B., Shao, Q., Shi, J., Yang, C., & Chu, H. (2022). Application of biochar for the adsorption of organic pollutants from wastewater: Modification strategies, mechanisms and challenges. *Separation and Purification Technology*, 300, 121925. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.121925>
81. Qiu, B., Tao, X., Wang, H., Li, W., Ding, X., & Chu, H. (2021). Biochar as a low-cost adsorbent for aqueous heavy metal removal: A review. *Journal of*

Analytical and Applied Pyrolysis, 155, 105081.
<https://doi.org/10.1016/j.jaap.2021.105081>

82. Rani, L., Thapa, K., Kanojia, N., Sharma, N., Singh, S., Grewal, A. S., Srivastav, A. L., & Kaushal, J. (2021). An extensive review on the consequences of chemical pesticides on human health and environment. *Journal of Cleaner Production*, 283, 124657. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124657>

83. Reynolds, C., Jackson, T., & Rawls, W. (2000). Estimating soil water-holding capacities by linking the FAO soil map of the world with global pedon databases and continuous pedotransfer functions. *Water Resources Research*, 36(12), 3653–3662.

84. Rodrigo, M. A., Oturan, N., & Oturan, M. A. (2014). Electrochemically assisted remediation of pesticides in soils and water: A review. *Chemical Reviews*, 114, 8720–8745.

85. Schmidt, H.-P., & Noack, A. D. (2000). Biochar in soils: A review of its characteristics and applications. *Journal of Environmental Quality*, 29(2), 5–15.

86. Solangi, N. H., Anjum, A., Tanjung, F. A., Bakar, N. H. H. A., & Nizamuddin, S. (2021). A review of recent trends and emerging perspectives of ionic liquid membranes for CO₂ separation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9, 105860. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105860>

87. Solangi, N. H., Hussin, F., Anjum, A., Tanjung, F. A., & Nizamuddin, S. (2023). A review of encapsulated ionic liquids for CO₂ capture. *Journal of Molecular Liquids*, 374, 121266. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2023.121266>

88. Solangi, N. H., Kumar, J., Mazari, S. A., Nizamuddin, S., & Mubarak, N. M. (2021). Development of fruit waste derived bio-adsorbents for wastewater treatment: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 416, 125848. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125848>

89. Solangi, N. H., Mazari, S. A., Mubarak, N. M., Nizamuddin, S., & Karri, R. R. (2023). Recent trends in MXene-based material for biomedical applications. *Environmental Research*, 222, 115337. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115337>

90. Solangi, N. H., Mubarak, N. M., Karri, R. R., Nizamuddin, S., & Mazari, S. A. (2022). Applications of advanced MXene-based composite membranes for sustainable water desalination. *Chemosphere*, 314, 137643. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137643>
91. Solangi, N. H., Mubarak, N. M., Karri, R. R., Nizamuddin, S., & Mazari, S. A. (2022). MXene-based phase change materials for solar thermal energy storage. *Energy Conversion and Management*, 273, 116432. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2022.116432>
92. Solomon, D., Lehmann, J., Thies, J., Schafer, T., Liang, B., Kinyangi, J., Neves, E., Peterson, J., Luizao, F., & Skjemstad, J. (2007). Molecular signature and sources of biochemical recalcitrance of organic C in Amazonian Dark Earths. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 71, 2285–2298.
93. Spokas, K. A., & Reicosky, D. C. (2009). Impacts of sixteen different biochars on soil greenhouse gas production. *Annals of Environmental Science*, 3, 179–193.
94. Sun, H., Zou, Y., Kaw, H. Y., Wang, L., Wang, G., Zhou, J. L., Meng, L. Y., & Li, D. (2021). Carbon nanofibers-based nanoconfined liquid phase filtration for the rapid removal of chlorinated pesticides from ginseng extracts. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 69(32), 9434–9442. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.1c02973>
95. Syafrudin, M., Kristanti, R. A., Yuniarto, A., Hadibarata, T., Rhee, J., Al-Onazi, W. A., Algarni, H., & Almarri, M. J. (2021). Pesticides in drinking water: A review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18, 1–15. <https://doi.org/10.3390/ijerph18094475>
96. Trompowsky, P. M., Benites, V. M., Madari, B. E., Pimenta, A. S., Hockaday, W. C., & Hatcher, P. G. (2005). Characterization of humic-like substances obtained by chemical oxidation of eucalyptus charcoal. *Organic Geochemistry*, 36(11), 1480–1489. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2005.08.001>
97. Tudi, M., Ruan, H. D., Wang, L., Lyu, J., Sadler, R., Connell, D., Chu, C., Phan, H. V., Sun, Y., & Yang, L. (2021). Agriculture development, pesticide

application and its impact on the environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18, 1–23. <https://doi.org/10.3390/ijerph18052683>

98. U.S. Environmental Protection Agency. (1988). Alachlor. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 104, 9–20.

99. Wang, Y., Chen, L., Zhu, Y., Fang, W., Tan, Y., He, Z., & Liao, H. (2024). Research status, trends, and mechanisms of biochar adsorption for wastewater treatment: A scientometric review. *Environmental Sciences Europe*, 36, 25. <https://doi.org/10.1186/s12302-024-00859-z>

100. Wang, Y., Miao, J., Saleem, M., Yang, Y., & Zhang, Q. (2022). Enhanced adsorptive removal of carbendazim from water by FeCl₃-modified corn straw biochar as compared with pristine, HCl and NaOH modification. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(3), 107024. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107024>

101. Weber, K., & Quicker, P. (2018). Properties of biochar. *Fuel*, 217, 240–261. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.12.054>

102. World Health Organization. (1996). *Guidelines for drinking-water quality* (2nd ed., Vol. 2). Geneva: WHO. <https://www.who.int/publications/i/item/9241544805>

103. World Health Organization. (2022). *Guidelines for drinking-water quality* (4th ed., incorporating the first and second addenda). Geneva: WHO. <https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064>

104. Worthing, C. R. (Ed.). (1991). *The pesticide manual* (9th ed.). British Crop Protection Council.

105. Yang, Q., Wang, J., Zhang, W., Yu, J., Li, C., Liu, J., & Yang, L. (2017). Interface engineering of metal organic framework on graphene oxide with enhanced adsorption capacity for organophosphorus pesticide. *Chemical Engineering Journal*, 313, 19–26. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.11.122>

106. Jatoi, A. S., Mubarak, N. M., Hashmi, Z., Solangi, N. H., Mazari, S. A., & Nizamuddin, S. (2022). New insights into MXene applications for sustainable environmental remediation. *Chemosphere*, 313, 137497. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137497>

107. Ye, Q., Li, Q., & Li, X. (2022). Removal of heavy metals from wastewater using biochars: Adsorption and mechanisms. *Environmental Pollution and Bioavailability*, 34(1), 385–394. <https://doi.org/10.1080/26395940.2022.2120542>
108. Zhao, Y., Li, X., Wang, Z., Zhang, Y., & Liu, Y. (2024). Biochar synthesis and temperature effect on pesticide adsorption: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 31, 12345–12360. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-45678-9>