

REMOVAL OF MICROPLASTICS FROM WASTEWATER FOR WORLD WATER POOL PROTECTION

V. Stabnikov¹, R. Mikolayenko¹, D. Stabnikov^{1,2}

¹ National University of Food Technologies

² University of Wrocław, Wrocław, Poland

Key words:

Microplastics
Wastewater
Cleaning
Biosorbents

Article history:

Received 06.11.2023
Received in revised form
22.11.2023
Accepted 01.12.2023

Corresponding author:

V. Stabnikov

E-mail:

vstabnikov1@gmail.com

Citation: В. Стабніков, Р. Миколаєнко, Д. Стабніков (2023). Видалення мікропластику зі стічних вод для захисту світового водного басейну. Наукові праці НУХТ, 29(6), 23—44.

DOI: 10.24263/2225-2924-2023-29-6-4

ABSTRACT

Microplastics are one of the new pollutants and are a threat to natural aquatic ecosystems as well as human health. After entering natural reservoirs, microplastic particles are quickly settled and covered with surfactants of microbial origin. This fundamentally changes the properties and behavior of MP in water: particles become highly hydrophilic and acquire the ability to absorb many pollutants, such as metal ions and pharmaceuticals. This changes the properties and behavior of microplastics in water: particles become highly hydrophilic and acquire the ability to absorb many pollutants, such as metal ions and pharmaceuticals. Particles of microplastics are not removed during the treatment of wastewater at municipal treatment plants and in large quantities enter with purified waters in natural reservoirs. Therefore, it is necessary to develop additional measures for microplastic removal from purified wastewater after their treatment at municipal treatment plants. The present review considers techniques aimed to remove microplastics from purified wastewater to protect the environment.

It has been found that when treating wastewater using traditional technology, it is possible to remove from 83% to 98% of microplastics from its initial amount. However, given the huge volumes of treated wastewater entering natural reservoir, this causes a real threat to the environment.

To further remove microplastics, it is possible to use flocculation or filtration as a modification of existing water treatment systems, as well as tertiary treatment methods, such as purification in a membrane bioreactor, reverse osmosis or ultrafiltration units. All of these technologies can significantly increase the percentage of removed microplastic, but are expensive, making them difficult to use at a large scale. A promising approach is the use of biosorbents (biomass of agricultural or forest waste).

DOI: 10.24263/2225-2924-2023-29-6-4

ВИДАЛЕННЯ МІКРОПЛАСТИКУ ЗІ СТИЧНИХ ВОД ДЛЯ ЗАХИСТУ СВІТОВОГО ВОДНОГО БАСЕЙНУ

В. Стабніков¹, Р. Миколаєнко¹, Д. Стабніков^{1,2}

¹ Національний університет харчових технологій

² Вроцлавський університет, Вроцлав, Польща

Мікропластик є одним з нових забруднювачів, що створює загрозу для природних водних екосистем, а також для здоров'я людини. Після потрапляння в природні водойми частинки мікропластику швидко заселяються і покриваються поверхнево-активними речовинами мікробного походження. Це докорінно змінює властивості та поведінку мікропластику у воді: частки стають високогідрофільними та набувають здатності поглинати багато забруднюючих речовин, таких як іони металів і фармацевтичні препарати. Частинки мікропластику не видаляються при обробці стічних вод на міських очисних спорудах і у великій кількості потрапляють з очищеними водами у природні водойми, тому необхідно розробити додаткові заходи щодо доочищення стічних вод після їх обробки на очисних спорудах. У представленому огляді аналізуються технологічні прийоми, спрямовані на видалення мікропластику зі стічних вод з метою підвищення рівня безпеки навколишнього середовища.

Встановлено, що при очищенні стічних вод за традиційною технологією можна видалити від 83 до 98% мікропластику від його первинної кількості. Однак, враховуючи величезні об'єми очищених стічних вод, які потрапляють у природні водойми, це становить реальну загрозу для довкілля.

Для подальшого видалення мікропластику можливо використання флокуляції або фільтрації як модифікації існуючих систем очищення води, а також методів третинного очищення, зокрема очищення в мембраному біореакторі, на установці зворотного осмосу або ультрафільтрації. Всі ці технології дають змогу значно підвищити відсоток видаленого мікропластикового забруднення, однак висока вартість ускладнює їх використання для масштабного вживання.

Перспективним підходом додаткового очищення води від мікропластику може стати використання біосорбентів (біомаси сільськогосподарських чи лісових відходів).

Ключові слова: мікропластик, стічні води, очищення, біосорбенти.

Постановка проблеми. Пластикове забруднення стало одним із найпоширеніших стійких забруднювачів навколишнього середовища. У 2019 р. річне виробництво пластику склало 368 млн тонн, очікується, що до 2050 р. його виробництво збільшиться до 33 млрд тонн (Bellasi та ін., 2020). Згідно з оцінками, 76% усього виробленого пластику вивозиться на звалища або розповсюджується у природному середовищі (Geuer, 2020). Дрібні частинки пластикових відходів (мікропластики, нанопластики) відносяться до групи забруднювачів довкілля зі значним несприятливим впливом на навколишнє середовище. Термін «мікропластик» вперше з'явився при дослідженні дрібних пластикових частинок правильної або неправильної форми розміром від 1 мкм до 5 мм. Вважається, що мікропластики (МП) стають основним джерелом антропогенного забруднення океанів (Worley та ін., 2021). Кількість пластикових відходів, що потрапляють у морське середовище, становить 8 млн тонн на рік (Rodrigues та ін., 2019), а кількість шматочків

пластику оцінюється від 15 до 51 трильйона (Bowley та ін., 2021). Пластик вважається нерозкладним матеріалом через (1) високу молекулярну масу, що унеможливає транспортування великих молекул через клітинну мембрану мікроорганізмів; (2) високу гідрофобність, яка запобігає прикріпленню мікробних клітин до гідрофільних поверхонь; (3) недостатню кількість належних функціональних груп (Cai та ін., 2023; Wilkes & Aristilde, 2017). Все це зумовлює постійне зростання кількості мікропластику в довкіллі.

Мікропластик був виявлений у прісній і питній воді, ґрунті, а також у продуктах харчування (Eerkes-Medrano та ін., 2019; Rainieri та ін., 2020; Sewwandi та ін., 2022). Вміст мікропластику в сильно забруднених річках може досягати 100 мг на л води. Частинки мікропластику було виявлено практично всюди: в океанах, морях, річках, у морському льоді, полярних регіонах, навіть в океанічних поверхневих водах та осадах Антарктичного півострова (Audrézet та ін., 2020; Peng та ін., 2018), у повітрі (O'Brien та ін., 2023), ґрунті (Guo та ін., 2020) та в живих істотах (Rainieri, & Bagnasco, 2019).

Мікропластики служать місцем існування мікроорганізмів, зокрема патогенних, місцем утворення біоплівки і засобом транспортування мікробів на нові території (Dudek та ін., 2020; Hoellein та ін., 2014; Oberbeckmann, & Labrenz, 2020; Stabnikova та ін., 2021). Мікроорганізми, прикріплені до поверхні частинок мікропластику, взаємодіють з ними, використовують їх як субстрати для живлення, змінюють властивості та біорозкладають (Kelly та ін., 2021). Після потрапляння в природні водойми частинки мікропластику швидко колонізуються та покриваються мікробними поверхнево-активними речовинами (Stabnikova та ін., 2022). Враховуючи велику площу поверхні та її гідрофобність, мікропластики можуть виступати як сорбенти для інших забруднювачів навколишнього середовища, таких як стійкі органічні забруднювачі, вуглеводні, фармацевтичні препарати, важкі метали тощо (Fan та ін., 2021; Klavins та ін., 2022; Sun та ін., 2021).

Одним із механізмів токсичності мікропластику є десорбція забруднюючих речовин при потраплянні частинок у живий організм. Причому набагато більший передбачуваний ризик заподіяння шкоди біоті, що створюється невеликими за розміром частинкам мікропластику діаметром усього в кілька мікрометрів і нанометрів ніж більшими оскільки (1) їх концентрації в навколишньому середовищі будуть набагато вищими, і (2) збільшується ризик потрапляння дрібних частинок у клітини та тканини. Крім того, частинки мікропластику меншого розміру мають набагато більшу площу поверхні, готову сорбувати та десорбувати ряд хімічних речовин, оскільки вони легше проникають у клітини, більш імовірний несприятливий вплив мікропластику на організми (Triebkorn та ін., 2018). Наприклад, пластикові кубики розміром 10 мкм мають питому площу 0,67 м²/г, а пластикова пластинка завтовшки 1 мм має питому площу 0,001 м²/г. Отже, швидкість дифузії розчинних потенційно токсичних компонентів з пластикової частинки розміром 10 мкм може бути майже у 670 разів вищою, ніж з пластикової пляшки чи пластикової плівки (Vaseashta та ін., 2021). Таким чином, мікропластик має тенденцію адсорбувати шкідливі речовини і, потрапляючи в організм людини, може вилугувати певні добавки, що викликають ендокринні порушення та мають канцерогенні властивості.

Мікропластик споживають різні водні мешканці — від зоопланктону до вищих трофічних рівнів (риби та ссавці) (Costa та ін., 2020). Пластикове сміття було виявлено в рибах, мідях і моллюсках, призначених для споживання людиною (Rochman та ін., 2020). Фактично була доведена присутність мікропластику у приблизно 80% основних видів виловлених риб (Walkinshaw та ін., 2020). Трофічне перенесення, біоаккумуляція та біомагніфікація мікропластику в морепродуктах створюють реальний спосіб його надходження до організму людини (Vázquez-Rowe та ін., 2021).

Показано негативний вплив мікропластику на водні та ґрунтові живі організми через порушення репродукції, недоїдання, внутрішні садна та закупорки (Kumar та ін., 2020; Sun та ін., 2021), а також виявлено несприятливий вплив на здоров'я людини (Ghosh та ін., 2023; Kirstein та ін., 2016; Smith та ін., 2018). Наприклад, показана цитотоксичність мікропластику (в основному полістирол товщиною 10 мкм) на церебральних та епітеліальних клітинах людини (Schirinzі та ін., 2017). Також повідомлялося, що полістирол ($0,25 \pm 0,06$ мкм) буде поглинатися кератиноцитами людини (Triebkorn та ін., 2019).

Питна вода, що надходить із прісноводних природних ресурсів, містить частинки мікропластику і є джерелом цього забруднення в раціоні людини, оскільки при обробці води з допомогою коагуляції-флокуляції видаляється лише до 88% мікропластику (Pivokonsky та ін., 201). Водопровідна вода в Китаї містила частинки мікропластику, в основному поліетилену та поліпропілену, від 440 ± 75 частинок/л (Tong H. та ін., 2020). Визначення мікропластику у воді, взятій з різних природних джерел, показало, що вміст коливався від 1473 до 3605 частинок на 1 л, а вміст мікропластику в очищеній питній воді варіювався від 338 до 628 частинок на 1 л (Pivokonsky та ін., 201).

Однак лише частинки мікропластику розміром менше 20 мкм здатні проникати в органи. Частки розміром менше 10 мкм можуть потрапляти у всі органи та проникати через клітинні мембрани (Vaseashta та ін., 2021). Хоча вплив споживання мікропластику на здоров'я людини досі недостатньо вивчений і натепер немає чітких науково підтверджених даних про те, що мікропластик негативно впливає на здоров'я людини, однак видалення мікропластику з організмів ускладнено, і частинки мікропластику можуть накопичуватися в організмі. Вважається, що мікропластик може викликати запалення шлунково-кишкової системи та у разі, коли частинки мікропластику служать переносниками хімічних речовин із навколишнього середовища, вони можуть викликати токсичні наслідки та пошкодження органів у людини. Наявність мікропластику в організмі людини збільшує ризик раку (Li та ін., 2023).

Відомо, що мікропластики не видаляються при очищенні стічних вод на міських очисних спорудах (МОС) і у великій кількості потрапляють з очищеними водами у природні водойми. Підраховано, що у 1 м³ стоків МОС у Німеччині міститься в середньому 6400 частинок МП. Мікропластик в очищених стічних водах є носієм для перенесення у водне середовище мікроорганізмів, що містяться в стічних водах, а також важких металів і різних стійких органічних сполук. Частинки мікропластику можуть бути покриті також патогенними мікроорганізмами, що можуть бути переносниками патогенних мікроорганізмів людини. Показано, що біоплівки мікропластику з очищених стічних вод характеризувалися

наявністю умовно-патогенних бактерій роду *Acinetobacter* та бактерій родів *Klebsiella*, *Pseudomonas* і *Sphingomonas*, які вважаються здатними до деградації пластику. Біоплівки на мікропластику в стічних водах очисних споруд містять різноманітні бактеріальні угруповання, тож мікропластик може слугувати вектором переносу умовно патогенних і патогенних мікроорганізмів, що містяться у стічних водах, у довкілля (Kelly та ін., 2021; McCormick та ін., 2014; Oberbeckmann, & Labrenz, 2020).

Очевидна необхідність вживання заходів для додаткового очищення стічних вод після їх обробки на МОС для зниження кількості мікропластику, що потрапляє в природні водоймища.

Мета статті: узагальнення літературних даних щодо методів виділення мікропластику зі стічних вод для захисту світового водного басейну.

Матеріали і методи. Матеріалом дослідження стали наукові публікації у провідних періодичних і спеціалізованих світових виданнях, що стосуються створення та використання сучасних технологій видалення мікропластику з очищених стічних вод. Для проведення літературного дослідження було використано класичний підхід пошуку за ключовими словами, такими як мікропластик у поєднанні з стічними водами, забрудненням, ідентифікацією, видаленням, вилученням, деградацією та переробкою. Використовувалися найпоширеніші пошукові системи, такі як Google Scholar, Web of Science, а також провідних видавництв (ACS, Elsevier, Hindawi, MDPI, RSC, Springer та Wiley).

Викладення основних результатів дослідження. *Скиди очисних споруд як джерело мікропластику.* Очищені стічні води відіграють роль джерела мікропластику і мають суттєвий вклад у транспортуванні мікроорганізмів з очищених стічних вод у водне середовище (McCormick та ін., 2014). Мікропластик, присутній у стічних водах, поділяють на дві групи: 1) первинний мікропластик (15 до 31% мікропластику в океанах), що надходить від прання синтетичного одягу (35% первинного мікропластику); стирання шин при їзді (28%); мікрокульки діаметром зазвичай менше 1 мм, які широко використовуються в засобах особистої гігієни, таких як зубні пасти, скраби для обличчя й тіла (2%); 2) вторинний мікропластик, що утворюється в результаті фрагментації великих пластикових предметів, таких як пластикові пакети, пляшки або рибальські мережі через механічну дію або хімічні процеси (69—81% мікропластику, виявленого в океані) (Browne та ін., 2011; News European Parliament, 2018; Raju та ін., 2018). Спалах коронавірусу додав нове джерело забруднення води мікропластиком — за рік пандемії до океану потрапило від 0,15 до 0,39 млн тонн пластикового сміття від масок для обличчя (Chowdhury та ін., 2021). Взагалі, частинки мікропластику, які знаходяться у стічних водах, можна розділити за розміром на великий мікропластик (від 1 до 5 мм), дрібний мікропластик (від 100 до 1 мм) та нанопластик (від 1 до 100 нм) (Herbort та ін., 2018). Форма фрагментів дуже різноманітна: волокна, мікрокульки, плівки, пінопласти та гранули (Hartmann та ін., 2019).

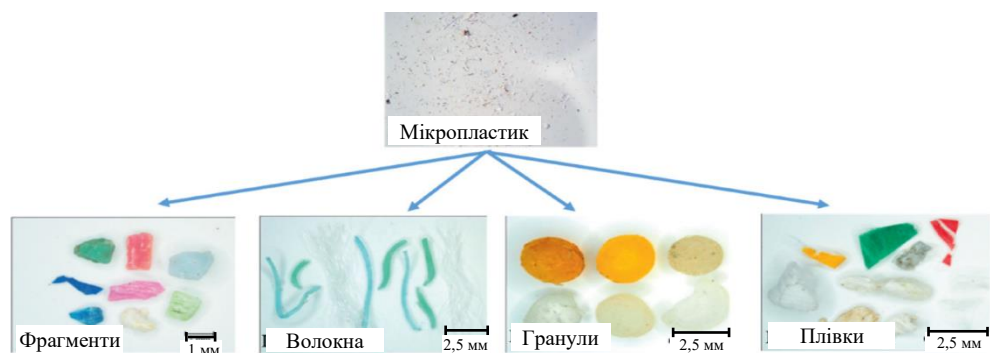


Рис. 1. Типи мікропластику у воді (Karthik et al., 2018; Singh et al. 2021)

Але класифікація не враховує відмінності у хімічному складі та властивостях пластику. Основні полімерні складові мікропластику, виявлені у воді, були ідентифіковані як поліетилен, поліпропілен, полістирол і поліетилентерефталат, що становить 70% від загальної кількості, але зустрічаються також фрагменти, що містять полівінілхлорид, поліуретан, поліакрилонітрил, каучук, а також різні кополімери (Frias та ін., 2019; Li та ін., 2020). Аналіз мікропластику 12 очисних споруд Німеччини показав, що він складався з таких синтетичних полімерів, як поліетилен, поліпропілен, поліамід, полістирол, поліуретану, поліестер та силікон, при цьому переважали частинки з пропілену (у середньому 59%) і поліпропілену (у середньому 16%) (Mintenig та ін., 2017).

Звичайні міські очисні споруди (МОС) не повністю видаляють мікропластик, тому очищені традиційними методами стічні води містять значну його кількість. Скидання цих стічних вод у природні водойми призводить до потрапляння мікропластику в ланцюг постачання питної води (Murphy та ін., 2016). Підраховано, що в 1 м³ стічних вод міських очисних споруд у Німеччині міститься до 9000 часток мікропластику розміром 0,5 мм, серед яких переважає поліетилен (Mintenig та ін., 2017).

Тверді біологічні речовини або осади, які отримують на очисних спорудах, багаті на поживні речовини і тому використовуються як добрива в сільськогосподарській і ландшафтній практиці багатьох країнах (Stabnikova та ін., 2005). Однак мікропластик, що залишився в анаеробному мулі, часто разом з ним потрапляє на поля фільтрації (Yuan та ін., 2022) або на сільськогосподарські землі, що призводить до забруднення підземних вод завдяки перколяційним процесам (Milojevic, & Cydzik-Kwiatkowsk, 2021) (рис. 2).

Частинки мікропластику (в основному у вигляді кульок і волокон) проникають у ґрунтове середовище шляхом застосування твердих біологічних відходів у громадських місцях, присадибних садибах, звалищах, на реабілітаційні ділянки та ліси (Gray et al. 2017). У Європі, де урядова політика заохочує використання осаду стічних вод на звалищах, сміттєспалювальних заводах та у сільському господарстві, близько 10 млн тонн осаду було отримано на очисних спорудах у 2010 р. (Raju та ін., 2008). Світова кількість сухих осадів муніципальних очисних споруд становила у 2017 р. 45 млн тонн (Lombardi та ін., 2017). Для зменшення накопичення мікропластику в природі та захисту прісноводних і морських екосистем

необхідно розробити та впровадити в реальне життя методи видалення мікропластику з очищених стічних вод, що скидаються у водні об'єкти, з метою зменшення на них навантаження й захисту водного середовища.

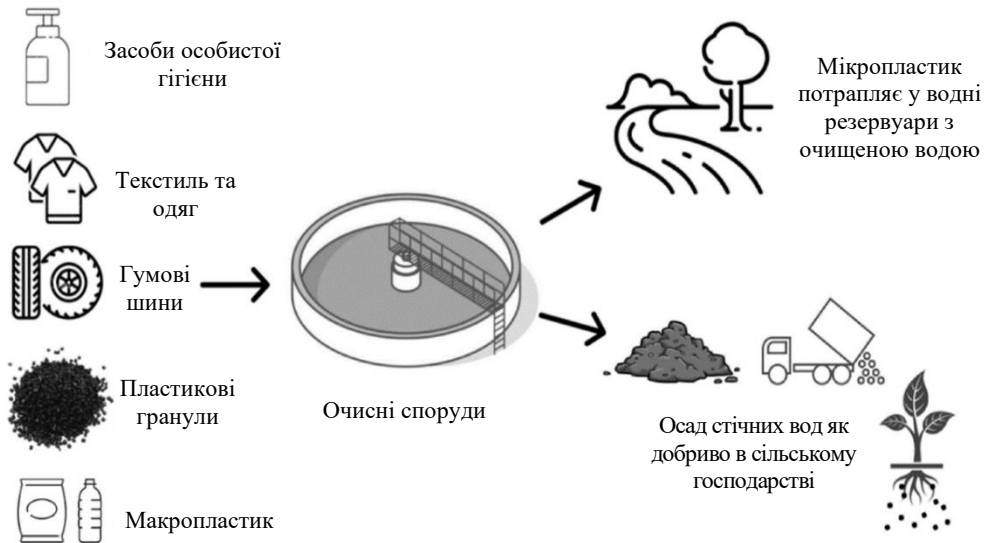


Рис. 2. Екологічні ризики пов'язані з мікропластиком в продуктах очищення стічних вод (Milojevic, & Cydzik-Kwiatkowsk, 2021)

Видалення мікропластику зі стічних вод. Видалення мікропластику зі стічних вод при традиційному процесі очищення. На очисні споруди щодня надходять побутові, промислові та сільськогосподарські стічні води, що містять велику кількість мікропластику. Первинний метод очищення стічної води призначений для скринінгу великого сміття зі стічної води, відділення плавучих матеріалів, таких як жир та олія, а також для осадження твердих частинок. Більшість частинок мікропластику та волокон видаляються на ранніх стадіях при знятті піни та відстоюванні — при первинній обробці стоків, яка виявилася одним із ефективних методів видалення мікропластику (Carr та ін., 2016). Так, стічні води містили високі концентрації мікропластику — від 260 до 320 частинок на літр, але при первинному очищенні концентрація знизилась до 50—120 частинок на літр (Dris та ін., 2015). Синтетичні волокна, зазвичай, є домінуючим типом мікропластику у стічній воді, яка надходить на очисні споруди, мабуть, і вони залишаються в осаді після первинних відстійників (Carr та ін., 2016; Talvitie та ін., 2015; Ziajahromi та ін., 2017). У процесі вторинного очищення мікроорганізми видаляють розчинену та зважену органіку зі стічних вод в аеротенках, ставках або лагунних системах. Ефективне біологічне очищення було отримано на одній французькій очисній станції — збільшено ефективність видалення з 83% до 95% (Dris та ін., 2015).

Дослідження поведінки мікропластику в процесі очищення стічних вод показали, що ступень його виділення на різних етапах залежить від типу стічних вод і технології, що використовується (Liu та ін., 2021).

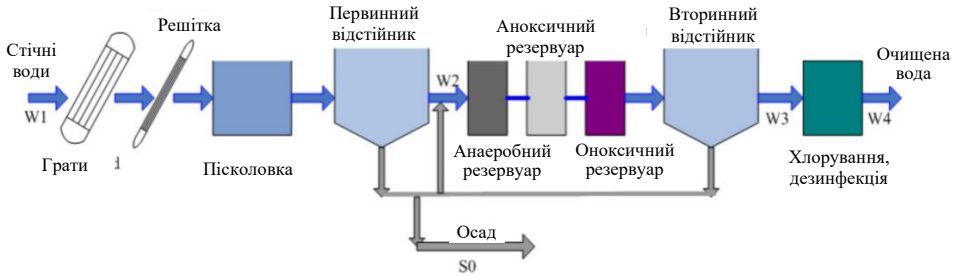


Рис. 3. Схема традиційного процесу очищення стічної води (Liu та ін., 2021)

Кількість мікропластику в стічних водах, що поступали на очисні споруди, становила $W1=79,9\pm 9,3$ частинок на літр і знижувалася до $W2=47,4\pm 7$ після первинного відстійника $W3=34,1\pm 9,4$, після вторинного — $W4=28,4\pm 7,0$ в очищених стічних водах. Отже, загальна ефективність видалення мікропластику становила 64,4%. Середній розмір частинок мікропластику змінювався, мкм: частинки у початковій стічній воді ($W1$) мали найбільші розміри, 571,5 мкм; розмір становив 235,7 мкм після стадії $W2$; 422,1 мкм після стадії $W3$, та 348,2 мкм після стадії $W4$. Автори припускають, що перше зниження з $W1$ до $W2$ було пов'язане в основному з видаленням крупніших за розміром частинок мікропластику в осад у первинних відстійниках, а друге зниження ($W3$ до $W4$) може бути пов'язане з деградацією мікропластику при хлоруванні. Що стосується збільшення з $W2$ на $W3$, причина може бути пов'язана з тим, що піна, яка містить головним чином мікропластик маленького розміру (240,1 мкм) становила найбільшу фракцію в $W2$ та містила нижчу фракцію волокон з відносно великими розмірами (1069,7 мкм), ніж $W3$. Але виділений зі стічної води мікропластик залишається в осаді $S0$, у цьому разі вміст його становив 240,3 частинок на г сухого мулу при середньому розмірі 222,6 мкм, який також стає потенційним джерелом розповсюдження мікропластику в довкіллі (Liu та ін., 2021). Осад зі стічних вод як побічний продукт очищення води, що потрапляє в навколишнє середовище, часто несе значне навантаження мікропластиком. Згідно з (Sun та ін., 2019) вище 20000 частинок мікропластику були присутні в кілограми сухого осаду, що був отриманий після вторинних відстійників. В інших дослідженнях осади очисних споруд містили такі кількості мікропластику на кг сухої ваги: 16700 (Magnusson, & Norén, 2014); 1000 (Mintenig та ін., 2017); від 4196 до 15385 (Mahon та ін., 2017). Підраховано, що від 63000 до 430000 тонн мікропластику потрапляє через осади стічних вод на європейські сільськогосподарські угіддя щорічно (Piehl та ін., 2018).

Згідно з даними різних авторів попередня та первинна обробка (сортування, видалення піску та жиру, осадження) видаляє від 40% (Dris et al., 2015) або 45% (Habib та ін., 2021; Murphy та ін., 2016) до 77% загальної кількості мікропластику (Tagg та ін., 2020). Вторинна обробка (біологічне очищення та осадження) забезпечує додаткове видалення приблизно 50% завдяки хімічним флокулянтам і бактеріальним клітинам, які осаджуються з адсорбованим на них мікропластиком у вторинних відстійниках (Engrin та ін., 2019). Показано, що відсоток видаленого мікропластику при традиційній обробці стічної води може становити від 83 до

98% від первинної кількості (Dris et al., 2015; Sun та ін., 2019). Однак, беручи до уваги кількість очищених вод, що потрапляє у відкриті водойми, ці, здавалося б низькі кінцеві концентрації мікропластику в результаті потрапляння значної їх кількості в навколишнє середовище завдають йому непоправної шкоди. Так, розрахункова річна кількість часток мікропластику, що потрапляла в довкілля від підприємства з очищення стічних вод (еквівалент чисельності населення 650000 осіб) при ступені видалення мікропластику після етапу вторинної обробки 98,41% і остаточній концентрації мікропластику у кінцевих водах 250 частинок на м³ становила 23812 млн (Murphy та ін., 2016). Згідно з (Mintenig та ін., 2017) з очисних споруд Німеччини в довкілля потрапляє від 10 до 5000 млн частинок мікропластику з розмірами менш ніж 500 мкм на рік.

Видалення мікропластику з використанням модифікації існуючих систем очищення води. Видалення мікропластику з використанням існуючих систем очищення води дуже бажане порівняно з будь-якою новою технологією через простоту експлуатації вже існуючих очисних споруд і низькі витрати.

Флокуляція. Було запропоновано використання солі на основі алюмінію ($\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) та заліза ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) для видалення мікропластику в процесі очищення стічних вод за допомогою коагуляції, що дало змогу отримати видалення частинок мікропластику з розміром <0,5 мм до 36,89% у разі застосування солі алюмінію. Проте солі заліза були неефективні для осадження мікропластику (Ma та ін., 2019). Цікавою особливістю було те, що більш висока ефективність видалення була отримана для часток малого розміру, у той час як для мікропластику великого розміру поступово знижувалася (4,51% для часток з розмірами від 2 до 5 мм). Основними механізмами були нейтралізація заряду та флокуляція частинок. Оскільки розмір пластівців, що утворюються при використанні солей на основі Al, був меншим, ніж у солей на основі Fe, це забезпечувало більшу площу поверхні і, отже, більшу ефективність видалення. Крім того, солі на основі Al забезпечували більш високий позитивний дзета-потенціал порівняно із солями на основі Fe, що сприяло легкій нейтралізації заряду частинок мікропластику з негативним дзета-потенціалом. Застосування таких коагулянтів, як хлорид заліза або хлорид поліалюмінію в дозах, які традиційно використовуються для доочищення стічних вод, призвело до ефективності видалення полістирольних сфер розміром 1 мкм та 6,3 мкм на 99,4% (Rajala et al., 2020) (рис. 4).

Основний недолік флокуляції мікропластику хімічними методами полягає в тому, що вона становить потенційну загрозу вторинного забруднення. Використання методу електрокоагуляції із застосуванням алюмінію забезпечило видалення близько 90% мікрокульок (Petgen та ін., 2018).

Фільтрація. Мікропластик можна також видалити на етапі фільтраційного очищення стічних вод (Michielssen та ін., 2016). Для видалення мікропластику використовуються мікрофільтрація (0,1—1 мкм), ультрафільтрація (2—100 мкм) та нанофільтрація (~2 нм) (Poerio та ін., 2019).

Агломерація частинок мікропластику дає змогу виділяти мікропластик з стічних вод за допомогою простої системи, такої як пісковловлювач (Herbort та ін., 2018). Показано можливість збільшення обсягу вихідної частки мікропластику в 666 разів з використанням алкоксилільних сполук.

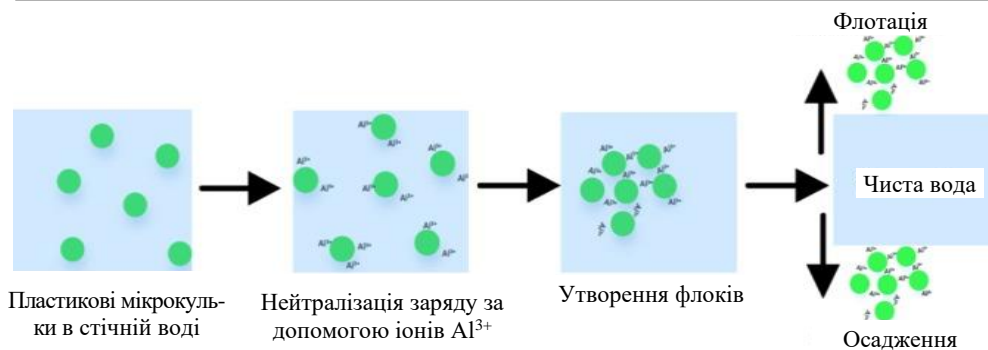


Рис. 4. Видалення мікропластику при використанні солей алюмінію (Perren та ін., 2018)

Була показана можливість підвищення ефективності видалення мікропластику внаслідок інтегрування біовугілля в системи піщаних фільтрів (Wang та ін., 2020a). Частинки мікропластику діаметром до 10 мкм можуть бути вилучені з ефективністю понад 95%. Ефект видалення було досягнуто за допомогою трьох основних механізмів, існування яких було доведено за допомогою екрануючої електронної мікроскопії, а саме: (а) «застрягання» являло собою утримання частинок мікропластику в проміжках між частинками, що фільтрують, через невеликий розмір останніх; (б) «захоплення», яке відбувається, коли матеріал, що фільтрує, має пористу структуру і потік води повільний; (в) «заплутування» відбувається, коли глибокі отвори в фільтрувальному матеріалі перешкоджають потраплянню частинок мікропластику в потік води. При цьому було відзначено, що видалення мікропластику залежать значною мірою від його фізичних властивостей (розміру та форми). При використанні на очисних спорудах гранульованих фільтрів з активованим вугіллям було досягнуто зниження вмісту мікропластику в очищених стічних водах до 56,8—60,9% (Wang та ін., 2020b). Вища ефективність спостерігалася для видалення частинок мікропластику невеликого розміру, оскільки приблизно 73,7—98,5% уловлених частинок знаходилися в діапазоні розмірів 1—5 мкм. Імовірно, що основним механізмом у цьому випадку було синергетичне поєднання фізичної адсорбції та біорозкладання (Zheng та ін., 2018).

Третинна обробка стічної води для видалення мікропластику. Третинна обробка стічної води може забезпечити суттєве додаткове видалення мікропластику до кінцевій концентрації 0,2—2% від початкової кількості. Ефективність видалення мікропластику залежить від застосовуваних процесів очищення, при цьому мембранна технологія показувала найкращі результати. Дослідження застосування різних передових технологій остаточного очищення води після традиційного очищення стічних вод на очисних спорудах у Фінляндії дало такі результати: мембранний біореактор видалив у процесі очищення 99,9% мікропластику (від 6,9 до 0,005 МП/л), швидкий піщаний фільтр — 97% (від 0,7 до 0,02 МП/л), повітряна флотажія — 95% (від 2,0 до 0,1 МП/л), дисковий фільтр — 40 до 98,5% (від 0,5—2,0 до 0,03—0,3 МП/л) (табл. 1) (Talvitie та ін., 2017).

Ефективність видалення мікропластику при застосуванні дискового фільтра варіювала від 40% до 98,5% залежно від діаметра пор від 10 до 20 мкм (Talvitie et al., 2017). У (Schneiderman, 2015) було показано, що очищені води очисних споруд

Нью-Йорка, де схеми очищення включали мембранні фільтри, не містили мікрокульки, тоді як вони були присутні у воді зі споруд зі швидким пісочним фільтром або фільтром безперервного зворотного промивання.

Таблиця 1. Ефективність методів третинного очищення стічних вод від мікропластику (МП) (Raju та ін., 2018)

Метод обробки	% вида-лення МП	Кількість МП на м ³		Країна, місто	Джерело
		початкова	кінцева		
Ультрафільтрація	—	—	289	Австралія, Сідней,	Ziajahromi et al., 2017
Зворотний осмос	—	—	210	Австралія, Сідней,	Ziajahromi et al., 2017
Мембранний біореактор	99,9	6900	5	Фінляндія, Міккелі	Talvitie et al., 2017
Швидка піщана фільтрація	97%	—	20	Фінляндія, Турку	Talvitie et al., 2017
Повітряна флотажія	95	700	100	Фінляндія, Хаменлінна	Talvitie et al., 2017
Дисковий фільтр	40—98	500—2000	30—300	Фінляндія, Гельсінкі	Talvitie et al., 2017
Швидка піщана фільтрація	75,5	4400	1080	Іспанія, Мурсія	Bayo та ін., 2020
Мембранна технологія	79	4400	920	Іспанія, Мурсія	Bayo та ін., 2020
Удосконалена система фільтрації	97	—	10	Німеччина, Ольденбург	Mintinig та ін., 2017

Додаткове очищення з використанням фільтраційної системи, яка складалася з 12 рулонних фільтрів із ворсової тканини, дало змогу видалити мікропластик розміром більш ніж 500 мкм повністю (50 в м³ перед фільтрацією), менше ніж 500 мк на 93% (з 0,2 до 0,001 частинки на л), поліестерові синтетичні волокна на 98%, й отримати загальне очищення від мікропластику 97% (Mintinig та ін., 2017).

У праці (Bayo та ін., 2020) для визначення ефективності застосування для очищення води від мікропластику мембранної технології та швидкої піщаної фільтрації протягом 18 місяців здійснювався моніторинг очисних споруд: середня концентрація мікропластику склала 4,40±1,01 МП/л для притоку, 0,92±0,21 МП л/л для мембранного реактора та 1,08±0,28 МП/л для швидкої піщаної фільтрації без статистично значущої відмінності у видаленні МП між обома технологіями. Ефективність видалення становила 79,01% і 75,49% для мембранного реактора та швидкого піщаного фільтра відповідно, хоча вище для твердих частинок мікропластику 98,83% та 95,53%, ніж для мікрОВОЛОКОН — 57,65% та 53,83% відповідно.

Третинна обробка стічної води ультрафільтрацією або на установці зворотного осмосу значно знижує концентрацію мікропластику. Так, концентрація мікропластику становила 0,28 частинки на літр після третинної ультрафільтраційної обробки (Ziajahromi et al., 2017). Загалом, при очищенні стоків спостерігалася така послідовність видалення мікропластику: після стадії первинного очищенні концентрація мікропластику становила 1,5 частинки в л (виділено 4,6×10⁸ МП/доба);

вторинного очищення — 0,48 частинки в л (видалено $8,1 \times 10^6$ МП/доба); третинного очищення — 0,28 частинки в л (виділено $3,6 \times 10^6$ МП/доба). Додаткове очищення на установці зворотного осмосу дало змогу знизити концентрацію до 0,21 частинки мікропластику в літрі очищених вод.

Нові нетрадиційні методи видалення мікропластику. Видалення мікропластику за допомогою мікроводоростей. Мікроводорості можуть забезпечити можливість видалення мікропластику, оскільки колонізують частинки мікропластику, змінюючи плавучість агрегатів. Це призводить до підвищення швидкості їх седиментації, порівняно з неагрегованими частинками (Lagarde та ін., 2016). Так, присутність високих концентрацій мікропластику розміром >400 мкм в культурі прісноводної мікроводорості *Chlamydomas reinhardtii* з концентрацією клітин 4×10^6 клітин/мл призводило до утворення через 20 днів гетероагрегатів, що склалися з 50% мікроводоростей та 50% мікропластику, які мали підвищену щільність близько $1,2$ г/см³ і які є важливим шляхом вертикального транспорту мікропластику з поверхні води в осад. Була показана можливість використання морських водоростей *Fucus vesiculosus* для видалення мікропластику шляхом транслокації у тканинах водоростей (Sundbæk та ін., 2018). Через вузькі канали в клітинах водоростей рух мікропластику був обмежений і таким чином частинки пластику були захоплені. Спостерігалася ефективність $\sim 94,5\%$, особливо на розсічених ділянках водоростей, оскільки із розсічених ділянок виділяються аніонні полісахаридні речовини, що посилює прилипання частинок мікропластику (Martins та ін., 2013). Основним механізмом сорбції частинок мікропластику є електростатичний заряд поверхні водоростей. Позитивно заряджені частинки мікропластику мають тенденцію більше сорбуватися на водоростях через наявність аніонних полісахаридів у клітинній стінці водоростей (Nolte та ін., 2017).

Було виявлено, що гетероагрегація слугувала основним механізмом видалення мікропластику (полістирол, поліметилметакрилат і полілактид) мікроводоростями *Scenedesmus abundans*. Ефективність видалення для всіх трьох видів складала більше ніж 84%, але найповніше виділення було визначено для поліметилметакрилату — 98%. Скануюча електронна мікроскопія показала, що при тривалому часі взаємодії мікропластику та мікроводоростей (більше 2 днів) відбувалося утворення позаклітинних полімерних речовин і гетероагрегація, що призводило до набагато більш високої частки видалення мікропластику. Навпаки, якщо час контакту був нетривалий, посилена адсорбція мікропластику на поверхні водоростей відігравала переважну роль для його видалення, особливо у випадку полілактиду (Cheng, & Wang, 2022).

Розробляються нові підходи для вилучення частинок мікропластику із забрудненої води. Наприклад, методи, засновані на зміні поверхневих властивостей МП наночастинками гідрофобними заліза, які зв'язуються з пластиком, забезпечуючи магнітне відновлення. З морської води було вилучено 92% гранул поліетилену та полістиролу розміром від 10 до 20 мкм та 93% МП >1 мм (поліетилен, поліетилентерефталат, полістирол, поліуретан, полівінілхлорид і поліпропілен).

Магнітна екстракція мікропластику, наприклад, методи, засновані на зміні поверхневих властивостей мікропластику гідрофобними наночастинками заліза, які зв'язуються з пластиком, забезпечуючи магнітне відновлення. З морської води було вилучено 92% гранул поліетилену та полістиролу розміром від 10 до 20 мкм

та 93% мікрочастинок >1 мм (поліетилен, поліетилентерефталат, полістирол, поліуретан, полівінілхлорид і поліпропілен) з морської води, а також 84% мікропластику розміром в діапазоні від 200 мкм до 1 мм (поліетилен, полістирол, поліуретан, полівінілхлорид і поліпропілен) з прісної води (Grbic та ін., 2019).

Додавання 1,3 г/л нано-Fe₃O₄ та обробка протягом 150 хв призводили до адсорбції цих частинок на поверхні мікропластиків, викликаючи їх намагнічування. Намагнічені МП (поліетилен, поліпропілен і полістирол розміром приблизно від 200 до 900 мкм) видалялися магнітною силою з водного середовища із середньою швидкістю видалення понад 80% (Shi et al., 2022).

Для видалення полістиролу з водяних розчинів запропонований новий матеріал з металоорганічним каркасом, здатний адсорбувати частинки мікропластику. Ефективність видалення мікрочастинок полістиролу при їх концентрації 5 мг/л складала до 92% при рН 8 і 25 °С за рахунок взаємодій водневих зв'язків, π - π -стекингу та електростатичних взаємодій між МП і новим адсорбентом (Wan та ін., 2022).

Нещодавно було запропоновано фотокаталітичну обробку для видалення мікропластику зі стічних вод (Wang та ін., 2019) та їх розкладання (Agiza-Tarazona, 2019), хоча ці методи досі досліджувалися лише в лабораторії. Однак застосування цих методів сьогодні може виявитися нездійсненним через пов'язані з цим високі витрати і складності; однак у найближчому майбутньому, враховуючи необхідне розкладання нових забруднюючих речовин, такі методи доведеться використовувати. У цьому контексті доцільною є розробка невеликих фільтрувальних установок як третинне очищення, які будуть видаляти мікропластик та інші забруднюючі речовини (Spacilova та ін., 2023).

Незважаючи на те, що існує багато шляхів для підвищення ефективності видалення мікропластику з очищених стічних вод, їх широкому практичному використанню перешкоджає або висока вартість обладнання, що не дає змоги використовувати метод у широких масштабах, або недостатня вивченість і складність здійснення процесу для практичної реалізації.

З цієї причини метод видалення мікропластику з води з використанням сорбційного процесу, який був б придатний не тільки як третинна стадія на очисних спорудах, але і як вторинна стадія очищення поверхневих і промислових вод, набуває особливого інтересу.

Сорбційна технологія видалення мікропластику зі стічних вод. Запропоновано кілька способів зниження викиду мікропластику з очищеними стічними водами у навколишнє середовище. Методи видалення включають фізичну сорбцію та фільтрацію, біологічне поглинання, а також хімічну обробку (Lastovina, & Budnyk, 2021; Padervand та ін., 2020). За літературними даними, ефективність видалення мікропластику різними методами така: мембранний біореактор (>99%) > процес з активним мулом (~98%) > швидка піщана фільтрація (~97,1%) > флотація розчиненим повітрям (~95%) > електрокоагуляція (>90%). Процеси сорбції та фільтрації у поєднанні з мембранними біореакторами призводять до видалення великого відсотка мікропластику зі стічних вод (Padervand та ін., 2020). Але, незважаючи на те, що застосування мембранних технологій як метод доочищення підтвердило

результативність видалення мікропластику, утилізація, особливо при великомасштабній експлуатації, ускладнена, оскільки навіть низькі концентрації мікропластику в стічних водах підвищує ступінь забруднення мембрани (LaRue та ін., 2022). Загалом, усі описані вище дослідження показали, що сучасний процес очищення стічних вод досить ефективний для видалення мікропластику, проте, враховуючи великі обсяги стічних вод, очисні споруди, як і раніше, продовжують залишатися значними джерелами надходження мікропластику в навколишнє середовище. Наприклад, навіть при низькій концентрації мікропластику 50 ± 24 МП/м³, з очисної споруди поступає понад 4 млн мікрочастинок на рік (Mason et al., 2017). Використання методів доочищення да змогу суттєво знизити ефект забруднення, проте для цього потрібне дороге обладнання та високі витрати на експлуатацію й технічне обслуговування з огляду на обсяги води, яку необхідно очистити.

З метою підвищення ефективності видалення перспективним підходом, який може знайти застосування на реальних станціях очищення стічних вод, є використання сорбентів, таких як цеоліти або бентоніти (Spacilova та ін., 2023), а також біосорбентів — біомаси (відходи сільськогосподарської, лісової біомаси). Метод має переваги в економічному плані, оскільки можливе використання недорогих природних матеріалів.

Біосорбенти найчастіше отримують з відходів методом піролізу, який є термічною обробкою біомаси при температурі вище 500 °С за нестачі кисню. Піроліз забезпечує розкладання органічних природних сполук (деревини) та утворення летких компонентів, а після видалення цих компонентів залишається багата на вуглець речовина — біовугілля. Температура, при якій відбувається піроліз, і природа сировини визначають властивості одержуваного біовугілля. Висока температура піролізу забезпечує отримання біовугілля з розвинутою поверхнею, високою пористістю, високим вмістом вуглецю та мінеральних залишків за рахунок підвищеного утворення летких речовин порівняно з продуктом, отриманим піролізом при нижчих температурах (Tomczyk et al., 2020).

Отримання біовугілля з різних органічних матеріалів і розробка методів його модифікації з метою підвищення ефективності використання для видалення різних забруднювачів води та ґрунту становлять один із пріоритетних напрямків сучасних досліджень (Qiu et al., 2022). Можливість використання біовугілля для видалення мікропластику після очищення стічних вод привертає увагу дослідників.

Точний механізм адсорбції мікропластику біовугіллям не встановлено. Вважається, що частинки мікропластику можуть утримуватися серед частинок біовугілля або всередині біосорбенту. Тобто пористість адсорбенту має відігравати ключову роль в утриманні мікро- та нанопластику. Це припущення підтверджується експериментами, які показали, що біовугілля з відносно невеликою площею поверхні та макромасштабною пористістю демонструє високу здатність утримувати частинки мікропластику. Так, грам біовугілля, яке було отримано з кори сосни та ялинки в результаті повільного піролізу при 475 °С та активації парою при 800 °С, мав здатність утримувати 165—293 мг мікропластику (Siipola et al., 2020). Однак видалення дрібних частинок розміром 10 мкм виявилось не таким ефективним, як видалення часток МП великих розмірів.

Показано, що біовугілля, яке було отримано з кукурудзяної соломи та деревини листяних порід, можливо використовувати для видалення мікрокульок для підвищення ефективності традиційної технології пісочних фільтрів (Wang та ін., 2020a). Мікрогранули діаметром 10 мкм, які зазвичай присутні у великих кількостях у стоках різних систем доочищення стічних вод, мають низьку адсорбційну здатність у піщаному фільтрі через гладку поверхню та круглу форму. Біовугілля з кукурудзяної соломи, що було отримане в процесі повільного піролізу при 400 або 500 °С, показало ефективність видалення мікрокульок більше 95%; водночас фільтр, що поєднував нижній і верхній шари кварцового піску та проміжний шар біовугілля з кукурудзяної соломи, показав 100% ефективність видалення мікрокульок (Wang та ін., 2020a).

Для підвищення утримання частинок мікропластику розміром від 0,2 до 2 мкм із ґрунтових вод у пористих середовищах, наприклад, кварцовому піску, рекомендовано додавання біовугілля або магнітного біовугілля (Fe_3O_4 -біовугілля) (Tong та ін., 2020). Показана перспективність використання модифікацій біовугілля для видалення мікропластику. Так, модифікований залізом наноккомпозит на основі біовугілля повністю видаляв наночастинки розміром 1000 нм завдяки поверхневій комплексації та електростатичної взаємодії між мікропластиком і біосорбентом, тоді як ефективність застосування немодифікованого біовугілля становила лише 75% (Singh et al., 2021).

Ефективність використання магнітного біовугілля для видалення мікропластику зі стічних вод була продемонстрована в праці (Zhao та ін., 2022). Модифікація іонами заліза летючої золи, що зазвичай складається з частинок сферичної форми розміром від 10 до 100 мікронів, дала змогу отримати новий магнітний матеріал, який сильно взаємодіє з мікропластиками полістиролу у водних розчинах за рахунок їх прикріплення до поверхні та пор модифікованого біовугілля. Показано, що в процесі адсорбції беруть участь електростатичне тяжіння, комплексоутворення та π - π -взаємодії, а кількості адсорбції полістирольних нанопластиків варіюють від 82,8 до 89,9 мг/г магнітного біовугілля при рН 5–7.

Ефективність видалення мікропластику при використанні магнітного біовугілля, що було виготовлено з рисового лушпиння сільськогосподарських відходів у водній системі складало 99,96% (Wu та ін., 2023). Показано, що адсорбція мікропластику магнітним біовугіллям є спонтанним процесом, і в процесі адсорбції значну роль відіграють електростатичне тяжіння, поверхнєве комплексоутворення, водневі зв'язки та π - π -взаємодії (рис. 5).

Крім того, після адсорбції мікропластику, магнітне біовугілля можна відновити термічною обробкою (500°C), і воно, як і раніше, демонструє адсорбцію до 90% МП (після чотириразового використання). Це підтверджує, що магнітне біовугілля є недорогим, ефективним і багаторазовим нанорозмірним адсорбентом для видалення мікропластику у воді, що може дати нові ідеї для контролю забруднення водного середовища мікропластиком.

Термічна обробка біовугілля при температурі 450°C і вище забезпечує одночасну його регенерацію та деградацію адсорбованого мікропластику, при цьому біовугілля зберігає високу ефективність видалення мікропластику навіть після 4–5 циклів адсорбції-піролізу (Ni та ін., 2020).

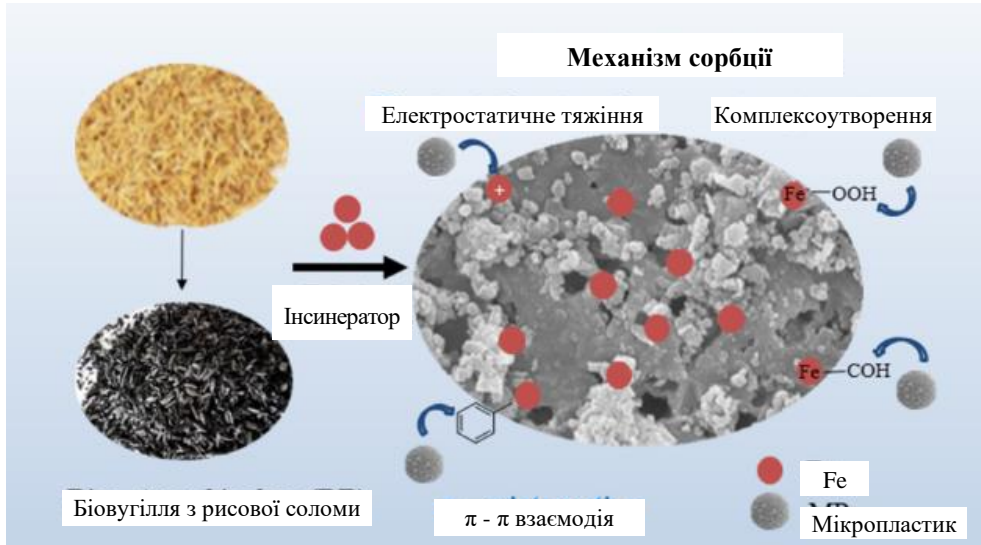


Рис. 5. Схема взаємодії мікропластику та магнітного біовугілля (Wu та ін., 2023).

Висновки

1. Традиційні методи первинної та вторинної очистки стічних вод не забезпечують повне видалення мікропластику, і скидання таких вод у природні водойми або осаду на земельні ділянки призводить до забруднення навколишнього середовища.

2. Використання методів третинної очистки води, таких як мембранна фільтрація, зворотний осмос, флотація, вдосконалені піщані або дискові фільтри, дають змогу знизити вміст мікропластику в очищеній воді, але дорогі й непридатні для масштабного застосування.

3. Перспективним методом видалення мікропластику зі стічних вод може бути використання біосорбентів, отриманих шляхом піролізу відходів рослинного походження або їх модифікації. Показана можливість повного видалення мікропластику з води, а термічна обробка біосорбенту забезпечує одночасну його регенерацію та деградацію адсорбованого мікропластику.

Література

Audrézet, F., Zaiko, A., Lear, G., Wood, S. A., Tremblay, L. A., & Pochon, X. (2020). Biosecurity implications of drifting marine plastic debris: Current knowledge and future research. *Marine Pollution Bulletin*, 162, 111835. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111835>.

Bayo, J., López-Castellanos, J., & Olmos, S. (2020). Membrane bioreactor and rapid sand filtration for the removal of microplastics in an urban wastewater treatment plant. *Marine Pollution Bulletin*, 156, 111211. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111211>.

Bellasi, A., Binda, G., Pozzi, A., Galafassi, S., Volta, P., & Bettinetti, R. (2020). Microplastic contamination in freshwater environments: A review, focusing on interactions with sediments and benthic organisms. *Environments*, 7, 30. <https://doi.org/10.3390/environments7040030>.

Bowley, J., Baker-Austin, C., Porter, A., Hartnell, R., & Lewis, C. (2021). Oceanic hitchhikers — assessing pathogen risks from marine microplastic. *Trends in Microbiology*, 29, 107—116. <https://doi.org/10.1016/j.tim.2020.06.011>.

Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T. & Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental Science and Technology*, 45(21), 9175—9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>.

Cai, Z., Li, M., Zhu, Z., Wang, X., Huang, Y., Li, T., Gong, H., & Yan, M. (2023). Biological degradation of plastics and microplastics: A recent perspective on associated mechanisms and influencing factors. *Microorganisms*, 11(7), 1661. <https://doi.org/10.3390/microorganisms11071661>.

Carr, S. A., Liu, J., & Tesoro, A. G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research*, 91, 174—182. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.002>.

Cheng, Y. R., & Wang, H. Y. (2022). Highly effective removal of microplastics by microalgae *Scenedesmus abundans*. *Chemical Engineering Journal*, 435(Part 2), 135079. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.135079>.

Chowdhury, H., Chowdhury, T., & Sait, S. M. (2021). Estimating marine plastic pollution from COVID-19 face masks in coastal regions. *Marine Pollution Bulletin*, 168, 112419. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2021.112419>.

Costa, E., Piazza, V., Lavorano, S., Faimali, M., Garaventa, F., & Gambardella, C. (2020). Trophic transfer of microplastics from copepods to jellyfish in the marine environment. *Frontiers in Environmental Science*, 4, 158. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.571732>.

Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., & Tassin B. (2015). Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*, 12(5), 592—599. <https://doi.org/10.1071/EN14167>.

Dudek, K. L., Cruz, B. N., Polidoro, B., & Neuer, S. (2020). Microbial colonization of microplastics in the Caribbean Sea. *Limnology and Oceanography Letters*, 5, 5—17. <https://doi.org/10.1002/lol2.10141>.

Eerkes-Medrano, D., Heather, A. L., & Brian, Q. (2019). Microplastics in drinking water: A review and assessment. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 7, 69—75. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.12.001>.

Enfrin, M., Dumée, L., & Lee, J. (2019). Nano/microplastics in water and wastewater treatment processes-Origin, impact, and potential solutions. *Water Research*, 161, 621—638. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.06.049>.

Hartmann, N. B., Hüffler, T., Thompson, R. C., Hasselov, M., Verschoor, A., Daugaard, A. E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt N., Cole M., Herrling M. P., Hess M. C., Ivleva, N. P., Lusher, A. L., & Wagner, M. (2019). Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. *Environmental Science and Technology*, 53, 1039—1047. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>.

Fan, T., Zhao, J., Chen, Y., Wang, M., Wang, X., Wang, S., Chen, X., Lu, A., & Zha, S. (2021). Coexistence and adsorption properties of heavy metals by polypropylene microplastics. *Adsorption Science and Technology*, 4938749. <https://doi.org/10.1155/2021/4938749>.

Frias, J., & Nash, R. (2019). Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine Pollution Bulletin*, 138, 145—147. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022>.

Geyer, R. (2020). Production, use, and fate of synthetic polymers. In: *Plastic Waste and Recycling. Environmental Impact, Societal Issues, Prevention, and Solutions*; Letcher T. M., Ed.; Academic Press: London, 13—32. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817880-5.00002-5>.

Ghosh, S., Sinha, J. K., Ghosh, S., Vashisth, K., Han, S., & Bhaskar, R. (2023). Microplastics as an emerging threat to the global environment and human health. *Sustainability*, 15(14), 10821. <https://doi.org/10.3390/su151410821>.

Gray, J. L., Borch, T., Furlong, E. T., Davis, J. G., Yager, T. J., Yang, Y. Y., & Kolpin, D. W. (2017). Rainfall-runoff of anthropogenic waste indicators from agricultural fields applied with

municipal biosolids. *Science of the Total Environment*, 580, 83–89. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.033>.

Grbic, J., Nguyen, B., Guo, E., You, J. B., Sinton, D., & Rochman, C. M. (2019). Magnetic extraction of microplastics from environmental samples. *Environmental Science & Technology Letters*, 6(2), 68–72. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.8b00671>.

Guo, J. J., Huang, X. P., Xiang, L., Wang, Y. Z., Li, Y. W., Li, H., Cai, Q. Y., Mo, C. H., & Wong, M. H. (2020). Source, migration and toxicology of microplastics in soil. *Environment International*, 137, 105263. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105263>.

Habib, R., Al Kendi, R., & Thiemann, T. (2021). The effect of wastewater treatment plants on retainment of plastic microparticles to enhance water quality — A review. *Journal of Environmental Protection*, 12, 161–195. <https://doi.org/10.4236/jep.2021.123011>.

Herbort, A. F., Sturm, M. T., Fiedler, S., Abkai, G. & Schuhen, K. (2018). Alkoxysilyl induced agglomeration: A new approach for the sustainable removal of microplastic from aquatic systems. *Journal of Polymers and the Environment*, 26, 4258–4270. <https://doi.org/10.1007/s10924-018-1287-3>.

Hoellein, T., Rojas, M., Pink, A., Gasior, J., & Kelly, J. (2014). Anthropogenic litter in urban freshwater ecosystems: distribution and microbial interactions. *PLoS One*, 9, e98485. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0098485>.

Karthik, R., Robin, R. S., Purvaja, R., Ganguly, D., Anandavelu, I., Raghuraman, R., Hariharan G., Ramakrishna A., & Ramesh, R. (2018). Microplastics along the beaches of southeast coast of India. *Science of the Total Environment*, 645, 1388–1399. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.2>.

Kelly, J. J., London, M. G., McCormick, A. R., Rojas, M., Scott, J. W., & Hoellein, T. J. (2021). Wastewater treatment alters microbial colonization of microplastics. *PLoS One*, 16, e0244443. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0244443>.

Klavins, M., Klavins, L., Stabnikova, O., Stabnikov, V., Marynin, A., Ansone-Bertina, L., Mezulis, M., & Vaseashta, A. (2022). Interaction between microplastics and pharmaceuticals depending on the composition of aquatic environment. *Microplastics*, 1, 520–535. <https://doi.org/10.3390/microplastics1030037>.

Kirstein, I. V., Kirmizi, S., Wichels, A., Garin-Fernandez, A., Erler, R., Löder, M., & Gerdttsa, G. (2016). Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Marine Environmental Research*, 120, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.07.004>.

Kumar, M., Xiong, X., He, M., Tsang, D. C., Gupta, J., Khan, E., & Bolan, N. S. (2020). Microplastics as pollutants in agricultural soils. *Environmental Pollution*, 265, 114980. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114980>.

Lagarde, F., Olivier, O., Zanella, M., Daniel, P., Hiard, S. & Caruso, A. (2016). Microplastic interactions with freshwater microalgae: hetero-aggregation and changes in plastic density appear strongly dependent on polymer type. *Environmental Pollution*, 215, 331–339. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.006>.

LaRue, R. J., Patterson, B., O'Brien, S., & Latulippe, D. R. (2022). Evaluation of membrane fouling by microplastic particles in tertiary wastewater treatment processes. *ACS Environmental Science and Technology Water*, 2(6), 955–966. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.1c00430>.

Lastovina, T. A., & Budnyk, A. P. (2021). A review of methods for extraction, removal, and stimulated degradation of microplastics. *Journal of Water Process Engineering*, 43, 102209. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102209>.

Li, C., Busquets, R., & Campos, L. C. (2020). Assessment of microplastics in freshwater systems: A review. *Science of the Total Environment*, 707, 135578. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135578>.

Li, S., Keenan, J. I., Shaw, I. C., & Frizelle, F. A. (2023). Could microplastics be a driver for early onset colorectal cancer? *Cancers*, 15(13), 3323. <https://doi.org/10.3390/cancers15133323>.

Liu, X., Yuan, W., Di, M., Li, Z., & Wang, J. (2021). Transfer and fate of microplastics during the conventional activated sludge process in one wastewater treatment plant of China. *Chemical Engineering Journal*, 362, 176–182. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.01.033>.

Lombardi, L., Nocita, C., Bettazzi, E., Fibbi, D., & Carnevale, E. (2017). Environmental comparison of alternative treatments for sewage sludge: an Italian case study. *Waste Management*, 69, 365—376. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.040>.

Ma, B., Xue, W., Hu, C., Liu, H., Qu, J., & Li, L. (2019). Characteristics of microplastic removal via coagulation and ultrafiltration during drinking water treatment. *Chemical Engineering Journal*, 359, 159—167. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.11.155>.

Magnusson, K., & Noren, F. (2014). Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant, Report C55; Swedish Environmental Research Institute: Stockholm. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:773505/FULLTEXT01.pdf>.

Mahon, A. M., O'Connell, B., Healy, M. G., O'Connor, I., Officer, R., Nash, R., & Morrison, L. (2017). Microplastics in sewage sludge: effects of treatment. *Environmental Science and Technology*, 51(2), 810—818. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04048>.

Martins, M. J. F., Mota, C. F., & Pearson, G. A. (2013). Sex-biased gene expression in the brown alga *Fucus vesiculosus*. *BMC Genomics*, 14, 294—326. <https://doi.org/10.1186/1471-2164-14-294>.

McCormick, A., Hoellein, J., Mason, S. A., Schluep, J., & Kelly, J. J. (2014). Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river. *Environmental Science & Technology*, 48, 11863—11871. <https://doi.org/10.1021/es503610r>.

Milojevic, N., & Cydzik-Kwiatkowska, A. (2021). Agricultural use of sewage sludge as a threat of microplastic (MP) spread in the environment and the role of governance. *Energies*, 14(19), 6293. <https://doi.org/10.3390/en14196293>.

Minteni, S. M., Int-Veen, I., Löder, M. G. J., Primpke, S., & Gerdt, G. (2017). Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Research*, 108(1), 365—372. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.015>.

Michielssen, M. R., Michielssen, E. R., Ni J., & Duhaim, M. B. (2016). Fate of microplastics and other small anthropogenic litter (SAL) in wastewater treatment plants depends on unit processes employed. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2, 1064—1073. <https://doi.org/10.1039/C6EW00207B>.

Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F. & Quinn, B. (2016). Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. *Environmental Science and Technology*, 50, 5800—5808. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05416>.

News European Parliament. (2018). Microplastics: sources, effects and solutions. <https://www.europarl.europa.eu/news/en/headlines/society/20181116STO19217/microplastics-sources-effects-and-solutions>.

Ni, B. J., Zhu, Z. R., Li, W. H., Yan, X., Wei, W., Xu, Q., Xia, Z., Dai, X., & Sun, J. (2020). Microplastics mitigation in sewage sludge through pyrolysis: the role of pyrolysis temperature. *Environmental Science and Technology Letters*, 7(12), 961—967. <http://hdl.handle.net/10453/146730>.

Nolte, T. M., Hartmann, N. B., Kleijn, J. M., Garmes, J., van de Meent, D., Hendriks, A. J. & Baun, A. (2017). The toxicity of plastic nanoparticles to green algae as influenced by surface modification, medium hardness, and cellular adsorption. *Aquatic Toxicology*, 183, 11—20. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.12.005>.

O'Brien, S., Rauert, C., Ribeiro, F., Okoffo, E. D., Burrows, S. D., O'Brien, J. W., Wang, X., Wright, S. L., & Thomas, K. V. (2023). There's something in the air: A review of sources, prevalence and behaviour of microplastics in the atmosphere. *Science of the Total Environment*, 874, 162193. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162193>.

Oberbeckmann, S., & Labrenz, M. (2020). Marine microbial assemblages on microplastics: diversity, adaptation, and role in degradation. *Annual Review of Marine Science*, 12, 209-232. <https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev-marine-010419-010633>.

Padervand, M., Lichtfouse, E., Robert, D., & Wang, C. (2020). Removal of microplastics from the environment. A review. *Environmental Chemistry Letters*, 18(3), 807—828. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02562545>.

- Peng, X., Chen, M., Chen, S., Dasgupta, S., Xu, H., Ta, K., Du, M., Li, J., Guo, Z., & Bai, S. (2018). Microplastics contaminate the deepest part of the world's ocean. *Geochemical Perspectives Letters*, 9, 1—5. <https://doi.org/10.7185/geochemlet.1829>.
- Perren, W., Wojtasik, A., & Cai, Q. (2018). Removal of microbeads from wastewater using electrocoagulation. *ACS Omega*, 3(3), 3357—3364. <https://doi.org/10.1021/acsomega.7b02037>.
- Pivokonsky, M., Cermakova, L., Novotna, K., Peer, P., Cajthaml, T., & Janda, V. (2018). Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. *Science of the Total Environment*, 643, 644—651. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.102>.
- Poerio, T., Piacentini, E., & Mazzei, R. (2019). Membrane processes for microplastic removal. *Molecules*, 24, 4148. <https://doi.org/10.3390/molecules24224148>.
- Qiu, M., Liu, L., Ling, Q., Cai, Y., Yu, S., Wang, S., Fu, D., & Hu, B. (2022). Biochar for the removal of contaminants from soil and water: A review. *Biochar*, 4, 19. <https://doi.org/10.1007/s42773-022-00146-1>.
- Piehl, S., Leibner, A., Löder, M. G. J., Dris, R., Bogner, C., & Laforsch, C. (2018). Identification and quantification of macro- and microplastics on an agricultural farmland. *Scientific Reports*, 8, 17950. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36172-y>.
- Rainieri, S., & Barranco, A. (2020). Microplastics, a food safety issue?. *Trends in Food Science and Technology*, 84, 55—57. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2018.12.009>.
- Rajala, K., Grönfors, O., Hesampour, M., & Mikola, A. (2020). Removal of microplastics from secondary wastewater treatment plant effluent by coagulation/flocculation with iron, aluminum and polyamine-based chemicals. *Water Research*, 116045. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116045>.
- Raju, S., Carbery, M., Kuttykatil, A., Senathirajah, K., Subashchandrabose, S. R., Evans, G. M., & Thavamani, P. (2018). Transport and fate of microplastics in wastewater treatment plants: implications to environmental health. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 17, 637-653. <https://doi.org/10.1007/s11157-018-9480-3>.
- Rochman, C. M., Tahir, A., Williams, S. L., Baxa, D. V., Lam, R., Miller, J. T., Teh, F. C., Wero-rilangi, S., & Teh, S. J. (2015). Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Scientific Reports*, 5, 14340. <https://doi.org/10.1038/srep14340>.
- Schirinzi, G. F., Pérez-Pomeda, I., Sanchís, J., Rossini, C., Farré, M., & Barceló, D. (2017). Cytotoxic effects of commonly used nanomaterials and microplastics on cerebral and epithelial human cells. *Environmental Research*, 159, 579—587. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.08.043>.
- Schneiderman, E. T. (2015). Discharging microbeads to our waters: an examination of wastewater treatment plants in New York, Raport. (2015). https://ag.ny.gov/sites/default/files/reports/2015_Microbeads_Report_FINAL. Assessed November 2023.
- Sewwandi, M., Wijesekara, H., Rajapaksha, A. U., Soysa, S., & Vithanage, M. (2022). Microplastics and plastics-associated contaminants in food and beverages; Global trends, concentrations, and human exposure. *Environmental Pollution*, 120747. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120747>.
- Shi, X., Zhang, X., Gao, W., Zhang, Y., & He, D. (2022). Removal of microplastics from water by magnetic nano-Fe₃O₄. *Science of the Total Environment*, 802, 149838. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149838>.
- Siipola, V., Pflugmacher, S., Romar, H., Wendling, L., & Koukkari, P. (2020). Low-cost biochar adsorbents for water purification including microplastics removal. *Applied Sciences*, 10(3), 788. <https://doi.org/10.3390/app10030788>.
- Singh, S., Kalyanasundaram, M., & Diwan, V. (2021). Removal of microplastics from wastewater: available techniques and way forward. *Water Science and Technology*, 84(12), 3689—3704. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.472>.
- Smith, M., Love, D. C., Rochman, C. M., & Neff, R. A. (2018). Microplastics in seafood and the implications for human health. *Current Environmental Health Reports*, 5(3), 375—386. <https://doi.org/10.1007/s40572-018-0206-z>.
- Spacilova, M., Dytrych, P., Lexa, M., Wimmerova, L., Masin, P., Kvacek, R., & Solcova, O. (2023). An innovative sorption technology for removing microplastics from wastewater. *Water*, 15(5), 892. <https://doi.org/10.3390/w15050892>.

- Sun, T., Zhan, J., Li, F., Ji, C., & Wu, H. (2021). Effect of microplastics on aquatic biota: A hormetic perspective. *Environmental Pollution*, 285, 117206. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117206>.
- Stabnikova, O., Goh, W. K., Ding, H. B., Tay, J. H., & Wang J. Y. (2005). The use of sewage sludge and horticultural waste to develop artificial soil for plant cultivation in Singapore. *Bioresource Technology*, 96(9), 1073—1080. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.09.024>.
- Stabnikova, O., Stabnikov, V., Marinin, A., Klavins, M., Klavins, L., & Vaseashta, A. (2021). Microbial life on the surface of microplastics in natural waters. *Applied Sciences*, 11(24), 11692. <https://doi.org/10.3390/app112411692>.
- Stabnikova, O., Stabnikov, V., Marinin, A., Klavins, M., & Vaseashta, A. (2022). The role of microplastics biofilm in accumulation of trace metals in aquatic environment. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 38, 117. <https://doi.org/10.1007/s11274-022-03293-6>.
- Sun, J., Dai, X., Wang, Q., van Loosdrecht, M. C. M., & Ni, B. J. (2019). Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water Research*, 152, 21—37. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.050>.
- Sundbæk, K. B., Koch, I. D. W., Villaro, C. G., Rasmussen, N. S., Holdt, S. L., & Hartmann, N. B. (2018). Sorption of fluorescent polystyrene microplastic particles to edible seaweed *Fucus vesiculosus*. *Journal of Applied Phycology*, 30, 2923—2927. <https://doi.org/10.1007/s10811-018-1472-8>.
- Tagg, A. S., Sapp, M., Harrison, J. P., Sinclair, C. J., Bradley, E., Ju-Nam, Y., & Ojeda, J. J. (2020). Microplastic monitoring at different stages in a wastewater treatment plant using reflectance micro-FTIR imaging. *Frontiers in Environmental Science*, 8, 145. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00145>.
- Talvitie, J., Mikola, A., Koistinen, A., & Setälä, O. (2017). Solutions to microplastic pollution — Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. *Water Research*, 123, 401—407. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.005>.
- Tomczyk, A., Sokołowska, Z., & Boguta, P. (2020). Biochar physicochemical properties: pyrolysis temperature and feedstock kind effects. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 19, 191—215. <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09523-3>.
- Tong, H., Jiang, Q., Hu, X., & Zhong, X. (2020). Occurrence and identification of microplastics in tap water from China. *Chemosphere*, 252, 126493. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126493>.
- Tong, M., He, L., Rong, H., Li, M., & Kim, H. (2020). Transport behaviors of plastic particles in saturated quartz sand without and with biochar/Fe₃O₄-biochar amendment. *Water Research*, 169, 115284. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115284>.
- Triebskorn, R., Braunbeck, T., Grummt, T., Hanslik, L., Huppertsberg, S., Jekel, M., Knepper, T. P., Krais, S., Müller, Y. K., Pittroff, M., Ruhl, A. S., Schmieg, H., Schür, C., Strobel, C., Wagner, M., Zumbülte, N., & Köhler, H. R. (2018). Relevance of nano- and microplastics for freshwater ecosystems: a critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 110, 375—392. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.02>.
- Vaseashta, A., Ivanov, V., Stabnikov, V., & Marinin, A. (2021). Environmental safety and security investigations of neustonic microplastic aggregates near water-air interphase. *Polish Journal of Environmental Studies*, 30(4), 3457—3469. <https://doi.org/10.15244/pjoes/131947>.
- Vázquez-Rowe, I., Ita-Nagy, D., & Kahhat, R. (2021). Microplastics in fisheries and aquaculture: implications to food sustainability and safety. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 29, 100464. <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2021.100464>.
- Walkinshaw, C., Lindeque, P. K., Thompson, R., Tollhurst, T., & Cole, M. (2020). Microplastics and seafood: lower trophic organisms at highest risk of contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 190, 110066. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110066>.
- Wan, H., Wang, J., Sheng, X., Yan, J., Zhang, W., & Xu, Y. (2022). Removal of polystyrene microplastics from aqueous solution using the metal-organic framework material of ZIF-67. *Toxics*, 10(2), 70. <https://doi.org/10.3390/toxics10020070>.
- Wang, L., Käßler, A., Fischer, D., & Simmchen, J. (2019). Photocatalytic TiO₂ micromotors for removal of microplastics and suspended matter. *ACS Applied Materials & Interfaces*, 11(36), 32937—32944. <https://doi.org/10.1021/acsami.9b06128>.

Wang, Z., Sedighi, M., & Lea-Langton, A. (2020a). Filtration of microplastic spheres by biochar: Removal efficiency and immobilisation mechanisms, *Water Research*, 184, 116165. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116165>.

Wang, Z., Lin, T., & Chen, W. (2020b). Occurrence and removal of microplastics in an advanced drinking water treatment plant (ADWTP). *Science of the Total Environment*, 700, 134520. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134520>.

Wilkes, R. A., & Aristilde, L. (2017). Degradation and metabolism of synthetic plastics and associated products by *Pseudomonas* sp.: capabilities and challenges. *Journal of Applied Microbiology*, 23(3), 582—593. <https://doi.org/10.1111/jam.13472>.

Wu, J., Yang, C., Zhao, H., Shi, J., Liu, Z., Li, C., & Song, F. (2023). Efficient removal of microplastics from aqueous solution by a novel magnetic biochar: performance, mechanism, and reusability. *Environmental Science and Pollution Research*, 30, 26914—26928. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24130-1>.

Yuan, F., Zhao, H., Sun, H., Sun, Y., Zhao, J., & Xia, T. (2022). Investigation of microplastics in sludge from five wastewater treatment plants in Nanjing, China. *Journal of Environmental Management*, 301, 113793. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113793>.

Zhao, H., Huang, X., Wang, L., Zhao, X., Yan, F., Yang, Y., Li, G., Gao, P., & Ji, P. (2022). Removal of polystyrene nanoplastics from aqueous solutions using a novel magnetic material: Adsorbability, mechanism, and reusability. *Chemical Engineering Journal*, 430(Part 4), 133122. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.133122>.

Zheng, J., Lin, T., Chen, W., Tao, H., Tan, Y., & Ma, B. (2018). Removal of precursors of typical nitrogenous disinfection byproducts in ozonation integrated with biological activated carbon (O3/BAC). *Chemosphere*, 209, 68—77. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.018>.

Ziajahromi, S., Neale, P. A., Rintoul, L., & Leusch, F. D. (2017). Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: development of a new approach to sample wastewater based microplastics. *Water Research*, 112, 93—99. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.042>.