

ФІКОРЕМЕДІАЦІЙНИЙ ПОТЕНЦІАЛ ЦІАНОБАКТЕРІЙ РОДУ *NOSTOC* У ВИДАЛЕННІ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ІЗ ЗАБРУДНЕНИХ ВОД

Л.М. ЧЕБАН, К.В. БОЙКО, А.С. ДАНИЛЮК, В.С. ШАПОВАЛОВА

Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича
вул. Коцюбинського, 2, м. Чернівці, Україна 58012
e-mail: l.cheban@chnu.edu.ua

Забруднення водних екосистем важкими металами є однією з найбільш актуальних екологічних проблем сучасності через їхню токсичність, стійкість до природної деградації та здатність до біоаккумуляції в трофічних ланцюгах. У зв'язку з цим значний інтерес викликають біотехнологічні методи очищення вод, зокрема фікоремедіація із застосуванням ціанобактерій. Метою роботи є узагальнення сучасних даних щодо використання біомаси ціанобактерій роду *Nostoc* для видалення важких металів із водного середовища, аналіз ролі екзополісахаридів у процесах біосорбції та біоаккумуляції, а також оцінка перспектив практичного застосування цих організмів у технологіях біоремедіації.

Показано, що представники роду *Nostoc* характеризуються високою стійкістю до токсичної дії металів завдяки здатності синтезувати значну кількість екзополісахаридів, які формують навколо клітин захисний матрикс і забезпечують ефективне зв'язування іонів металів. Екзополісахариди є складними гетерополімерами, до складу яких входять різноманітні моносахариди, уронові кислоти та функціональні групи, зокрема карбоксильні, гідроксильні, фосфатні та сульфатні залишки. Саме вони визначають високу сорбційну здатність ціанобактеріальної біомаси щодо свинцю, кадмію, міді, цинку, нікелю, хрому та інших металів.

У роботі розглянуто основні механізми вилучення металів із водних середовищ, серед яких провідне значення мають біосорбція та біоаккумуляція. Біосорбція є швидким метаболічно незалежним процесом, що відбувається на поверхні клітин і може здійснюватися як живою, так і неживою біомасою. Біоаккумуляція, навпаки, є енергозалежним процесом, пов'язаним із транспортом металів усередину клітини та їх подальшою детоксикацією за участю металотіонеїнів, антиоксидантних систем і механізмів внутрішньоклітинної секвестрації. Проаналізовано вплив основних факторів навколишнього середовища на ефективність цих процесів, зокрема рН, температури, концентрації металів, солоності та характеристик біомаси.

Узагальнені літературні дані свідчать про високу ефективність живої, іммобілізованої та хімічно модифікованої біомаси *Nostoc* у видаленні важких металів із промислових і комунальних стічних вод. Встановлено, що використання ціанобактерій поєднує екологічну безпечність, низькі енергетичні витрати та можливість подальшої утилізації отриманої біомаси для виробництва біопалива й біополімерів. Зроблено висновки, що ціанобактерії роду *Nostoc* є перспективними агентами фікоремедіації, а подальші дослідження мають бути спрямовані на оптимізацію умов культивування, підвищення сорбційної здатності біомаси та масштабування технологій для промислового впровадження.

Ключові слова: фікоремедіація, ціанобактерії, *Nostoc*, екзополісахариди, біосорбція, біоаккумуляція, важкі метали, очищення вод, біоремедіація

Фікоремедіація забруднень на основі біомаси ціанобактерій. Забруднення довкілля важкими металами є однією з найгостріших екологічних проблем ХХІ століття. Інтенсивний розвиток промисловості, гірничодобувного комплексу, металургії, енергетики та сільського господарства призводить до надходження у природні екосистеми значних кількостей токсичних металів, серед яких найбільш небезпечними вважаються свинець (Pb), кадмій (Cd), хром (Cr), ртуть (Hg), мідь (Cu) та нікель (Ni). На відміну від багатьох органічних забруднювачів, важкі метали не піддаються біологічному розкладанню, здатні накопичуватися у ґрунтах, донних відкладах і

живих організмах та передаватися трофічними ланцюгами, створюючи загрозу для екосистем і здоров'я людини (Dixit et al., 2015). У зв'язку з цим актуальним напрямом сучасної екологічної біотехнології є розроблення ефективних і економічно доцільних методів очищення забруднених середовищ.

Серед перспективних природоорієнтованих технологій особливе місце займають фікоремедіація та біосорбція із застосуванням ціанобактерій. Ці фотосинтетичні прокаріоти характеризуються високою екологічною пластичністю, швидким ростом, здатністю формувати значну біомасу та синтезувати позаклітинні полімерні речовини, що

забезпечують ефективне зв'язування різноманітних полутантів (Singh et al., 2016; Dudeja et al., 2025). Порівняно з традиційними фізико-хімічними методами очищення, такими як осадження, коагуляція, мембранна фільтрація чи іонний обмін, біотехнологічні підходи характеризуються нижчими енергетичними витратами, мінімальним утворенням вторинних відходів та можливістю інтеграції в концепцію циркулярної економіки (Alabssawy & Hashem, 2024).

Фікоремедіація передбачає використання ціанобактерій і мікроводоростей для видалення забруднювачів із водних та ґрунтових середовищ шляхом поєднання процесів біоаккумуляції, біотрансформації, біодеградації та біосорбції (Abdel-Raouf et al., 2012; Touliabah et al., 2022). Важливою перевагою ціанобактерій є здатність функціонувати за підвищених концентрацій токсичних металів. Так, у дослідженні El-Sheekh et al. (2005) штами *Nostoc muscorum* та *Anabaena subcylindrica* продемонстрували високу ефективність вилучення кадмію, свинцю та міді зі стічних вод різного походження, що супроводжувалося збільшенням біомаси культур.

Особливий інтерес для фікоремедіації становлять представники роду *Nostoc*, які характеризуються високою толерантністю до токсичних металів та значною сорбційною здатністю. Основним механізмом вилучення металів є біосорбція - пасивне зв'язування іонів на поверхні клітин та компонентів клітинної оболонки, яке може відбуватися навіть у неживій біомасі (Pal & Paul, 2008; Kumar et al., 2015). Висока ефективність цього процесу зумовлена наявністю карбоксильних, гідроксильних, аміних, фосфатних і сульфатних груп, здатних взаємодіяти з катіонами металів шляхом комплексоутворення та іонного обміну (Naveen Kumar et al., 2018).

Важливу роль у процесах сорбції відіграють екзополісахариди (EPS), які формують навколо клітин захисний слизований матрикс. EPS є складними гетерополісахаридами, до складу яких входять глюкоза, галактоза, маноза, ксилоза, рамноза, фукоза, уронові кислоти та інші моносахариди (Pereira et al., 2009; Singh et al., 2019). Завдяки значній кількості негативно заряджених функціональних груп вони мають високий афінитет до іонів важких металів і здатні затримувати їх ще до проникнення в клітину (Bhunia et al., 2018). Саме інтенсивний синтез EPS значною мірою визначає ефективність представників роду *Nostoc* у ремедіації забруднених середовищ (Singh & Srivastava, 2026). Зокрема, *Nostoc commune* забезпечував

ефективне видалення свинцю, кадмію, цинку та міді зі стічних вод (Atoku et al., 2021), тоді як *Nostoc linckia* демонстрував здатність знижувати концентрацію хрому у забруднених ґрунтах (Cepoi et al., 2022).

Сучасні дослідження свідчать, що синтез EPS посилюється під впливом стресових факторів навколишнього середовища. Raghavan et al. (2023) встановили взаємозв'язок між генами біосинтезу екзополісахаридів та толерантністю *Nostoc* sp. PCC 7120 до металів. Ці результати підтверджують важливу роль EPS як структурного компонента біоплівки, що забезпечує іммобілізацію токсичних речовин і підвищує стійкість мікроорганізмів до несприятливих умов (Flemming & Wingender, 2010; Huang et al., 2022).

Важливим напрямом розвитку біоремедіаційних технологій є використання хімічно модифікованої та іммобілізованої біомаси ціанобактерій. Хімічна модифікація дає змогу змінювати поверхневі властивості клітинної стінки та збільшувати кількість активних центрів сорбції. Lavado-Meza et al. (2023) продемонстрували, що модифікована біомаса *Nostoc commune* характеризується вищою ефективністю видалення Pb(II) порівняно з нативною біомасою. Водночас Ismaiel et al. (2022) показали високу ефективність іммобілізованих клітин *Nostoc* sp. у процесах сорбції урану, причому експериментальні дані добре описувалися моделями Ленгмюра та Фройндліха, що свідчить про перспективність створення високоефективних біосорбційних систем для очищення радіоактивно забруднених вод.

Практичне значення фікоремедіації підтверджується дослідженнями з очищення реальних стічних вод. Saleh et al. (2024) встановили, що ціанобактеріальні культури здатні одночасно знижувати концентрації важких металів і біогенних елементів, покращуючи якість води за кількома показниками. Аналогічно Bandara et al. (2026) продемонстрували ефективність *Nostoc elliposporum* та *Spirulina subsalsa* у видаленні барвників, металів і сполук азоту з текстильних стоків. Важливо, що отримана після очищення біомаса може бути використана для виробництва біодизеля, забезпечуючи додаткову економічну цінність процесу.

Таким чином, біомаса ціанобактерій є перспективним інструментом екологічно безпечної ремедіації забруднених екосистем. Поєднання процесів біосорбції та біоаккумуляції, висока ефективність екзополісахаридів у

зв'язуванні металів, а також можливість подальшої утилізації отриманої біомаси відповідають сучасним принципам сталого розвитку та циркулярної біоекономіки. Подальші дослідження мають бути спрямовані на оптимізацію умов культивування ціанобактерій, удосконалення методів модифікації біомаси та масштабування технологій фікоремедіації для промислового застосування.

Структура екзополісахаридів ціанобактерій. Ціанобактерії є одними з найбільш ефективних продуцентів позаклітинних полімерних речовин, серед яких ключову роль відіграють екзополісахариди. Ці макромолекули не лише забезпечують виживання клітин у несприятливих умовах, але й мають величезний біотехнологічний потенціал (Pereira et al., 2009).

Екзополісахариди (exopolysaccharides, EPS) ціанобактерій є високомолекулярними позаклітинними біополімерами переважно вуглеводної природи, які утворюють зовнішній матрикс клітин або виділяються у навколишнє середовище. Вони належать до класу екстрацелюлярних полімерних речовин і відіграють ключову роль у виживанні ціанобактерій у змінних і часто екстремальних умовах довкілля. Основною структурною особливістю цих полімерів є їхня висока гетерогенність та складність, що значно перевищує аналогічні полімери більшості інших бактерій.

Основою EPS є повторювані олігосахаридні одиниці. На відміну від багатьох бактеріальних полісахаридів, що складаються з одного або двох типів моносахаридів, EPS ціанобактерій є гетерополімерами, що містять від 6 до 13 різних типів цукрів (Pereira et al., 2009). До складу EPS входять як нейтральні, так і заряджені моносахариди. Найчастіше зустрічаються гексози (глюкоза, галактоза, манноза, фруктоза), пентози (ксилоза, арабіноза, рибоза), а також дезоксисахари (фукоза, рамноза) (Singh et al., 2019). Важливою особливістю є наявність уронових кислот (глюкуронової та галактуронової), які надають полімеру негативний заряд. Така поліаніонна природа сприяє здатності EPS утворювати гелеподібні структури. Крім моносахаридів, EPS часто містять не-вуглеводні модифікації: сульфатні групи, ацетильні замісники, метильовані цукри, а іноді навіть пептидні компоненти (Bhunia et al., 2018). Такі модифікації підвищують структурну складність і впливають на фізико-хімічні властивості, зокрема в'язкість, гідратацію та стійкість до деградації. Молекулярна маса таких

полімерів може досягати сотень кДа або навіть ~2 МДа (Kehr & Dittmann, 2015). Саме ці компоненти надають полімеру негативного заряду, що є критично важливим для зв'язування катіонів металів під час біоремедіації (Alabssawy & Hashem, 2024; Kondakindi et al., 2024).

Структурно EPS ціанобактерій представлені не лише як вільні полісахариди, але й як різні форми асоціації з клітиною: капсульні полісахариди (щільно зв'язані з поверхнею), слизові шари (менш структуровані) та екскретовані у середовище полімери (Pereira et al., 2009). Це формує багаторівневу організацію клітинної оболонки. Ціанобактерії створюють складні архітектурні ансамблі з гліканів, які відрізняються за ступенем конденсації та зв'язку з клітинною стінкою (Kehr & Dittmann, 2015).

Загалом EPS ціанобактерій формують гідратовані гелі, які створюють захисний бар'єр від висихання, УФ-випромінювання та токсичних сполук. Їхня структура є критично важливою для утворення біоплівки і мікробних матів, а також для адаптації до екстремальних умов середовища. Таким чином, екзополісахариди ціанобактерій - це високо гетерогенні, хімічно модифіковані біополімери з розгалуженою та змінною структурою, що визначає їхні унікальні функціональні властивості та екологічну роль.

Порівняльний аналіз екзополісахаридів ціанобактерій роду *Nostoc*. Рід *Nostoc* виділяється серед інших ціанобактерій здатністю формувати складні колоніальні структури, де EPS виступають як структурний каркас (Rossi & De Philippis, 2015). Проте склад та властивості EPS суттєво різняться залежно від виду (табл.1.). Так, EPS *N. commune* характеризуються наявністю специфічних біоактивних фракцій, які мають антиоксидантну та антидіабетичну активність завдяки унікальному способу з'єднання моносахаридів (Wang et al., 2022). У спорідненого виду *N. flagelliforme* продукція EPS різко зростає у відповідь на дегідратацію, що є захисним механізмом для збереження вологи в клітині (Wu et al., 2021).

EPS *N. linckia* вирізняються особливою стійкістю до зовнішніх чинників. Хімічний аналіз показує складний профіль моносахаридів, що потребує специфічних методів кислотного гідролізу для вивчення (Uhliaríková et al., 2021). Натомість EPS *N. muscorum* частіше досліджуються як динамічні біосорбенти; їхня структура дозволяє ефективно поглинати свинець і кадмій навіть за присутності інших забруднювачів у стічних водах (Dixit & Singh, 2013; El-Sheekh et al., 2005).

Структура EPS безпосередньо пов'язана з виживанням ціанобактерій. Наприклад, у *Nostoc sp. PCC 7120* виявлено зв'язок між геном *EcoD* (*Alr2882*) та синтезом EPS, що визначає стійкість штаму до токсичних концентрацій металів (Raghavan et al., 2023). Полісахаридна оболонка не лише захищає від висихання та УФ-випромінювання, але й створює мікросередовище для метаболічних процесів у біоплівках (Kehr & Dittmann, 2015; Flemming & Wingender, 2010).

Екзополісахариди роду *Nostoc* представляють собою унікальні природні біополімери. Порівняльний аналіз свідчить, що при загальній схожості (наявність уронових кислот та гетерополімерна природа), кожен вид має унікальну "архітектуру" EPS, адаптовану до його екологічної ніші - від едафічних (грунтових) форм *N. linckia* до колоніальних *N. commune*. Це робить їх незамінними у сучасній "зеленій" хімії та біотехнології (Swaminaathan et al., 2025; Parwani et al., 2021).

Таблиця 1.

Порівняльна характеристика EPS різних видів роду Nostoc

Table 1.

Comparative characteristics of EPS in different Nostoc species

Вид <i>Nostoc</i>	Ключові особливості EPS та структура	Сфера застосування	Джерело
<i>Nostoc commune</i>	Містить складні розгалужені структури, багаті на ксилозу та глюкозу. Виявляє високу здатність до молекулярної α -релаксації.	Ранозагоювання, очищення від свинцю, антидіабетична дія.	Alvarez et al., 2021; Gonzales et al., 2020; Wang et al., 2022
<i>Nostoc linckia</i>	Кислотні EPS з високим вмістом уронових кислот. Структура стабільна при гідролізі.	Біоремедіація ґрунтів, забруднених хромом.	Uhliariková et al., 2021; Cepoi et al., 2022
<i>Nostoc muscorum</i>	Полімери з високою щільністю негативно заряджених груп, що сприяє швидкій адсорбції.	Видалення важких металів (Pb, Cd) зі стічних вод.	Dixit & Singh, 2013; El-Sheekh et al., 2005
<i>Nostoc ellipsosporum</i>	Висока в'язкість та здатність формувати стійкі біоплівки в агресивних середовищах.	Очищення текстильних стічних вод, виробництво біопалива.	Bandara et al., 2026; Devi & Parthiban, 2020

Продуктування екзополісахаридів є важливим адаптаційним механізмом ціанобактерій у відповідь на вплив несприятливих факторів довкілля біотичної та абіотичної природи. Крім захисної функції, ці полімери беруть участь у процесах прикріплення клітин до поверхонь та сприяють їхньому переміщенню (Ciani et al., 2023). Екзополісахариди формують позаклітинний матрикс біоплівок, який зменшує негативний вплив висихання, обмежує проникнення токсичних речовин і створює сприятливі умови для заселення специфічних екологічних ніш (Rakic et al., 2023; Kalita & Baruah, 2023).

Клітинна стінка ціанобактерій має складну будову та, окрім полісахаридних компонентів, містить пептидоглікан, ліпополісахариди, білки та інші полімерні компоненти (Gupta & Rastogi, 2008; Kalita & Baruah, 2023). Сукупність цих сполук формує значну кількість функціональних груп, здатних взаємодіяти з іонами металів. Проте провідна роль у процесах біосорбції належить саме екзополісахаридам, які завдяки

своїм хелатуючим властивостям ефективно зв'язують катіони металів у водному середовищі (Lavado-Meza et al., 2022).

За особливостями організації клітинної стінки ціанобактерії традиційно відносять до грамнегативних бактерій. Водночас їхній пептидоглікановий шар є значно масивнішим і характеризується вищим ступенем поперечного зшивання полісахаридних ланцюгів порівняно з більшістю інших представників грамнегативних прокариотів, що зумовлює специфічні фізико-хімічні властивості клітинної поверхні (Kalita & Baruah, 2023).

Механізми біологічного очищення вод від важких металів. Біологічне очищення вод від важких металів ґрунтується на двох основних механізмах вилучення поллютантів - біосорбції та біокумуляції. Поглинання металів клітинною біомасою відбувається послідовно у дві стадії (Kalita & Baruah, 2023). Спочатку іони металів швидко адсорбуються на поверхні клітин завдяки взаємодії з функціональними групами клітинної оболонки. Після цього частина

зв'язаних іонів транспортується всередину клітини, де вони можуть накопичуватися або залучатися до внутрішньоклітинних механізмів трансформації та знешкодження (Gupta &

Rastogi, 2008). Таким чином, поверхнєве зв'язування металів розглядають як біосорбцію, а їх внутрішньоклітинне накопичення - як біоаккумуляцію (рис. 1).



Рис. 1. Особливості процесів біосорбції та біоаккумуляції в ціанобактерій

Fig. 1. Biosorption and bioaccumulation mechanisms in cyanobacteria

Принциповою відмінністю між біосорбцією та біоаккумуляцією є залежність цих процесів від метаболічної активності клітини. Біосорбція належить до пасивних механізмів взаємодії з поллютантами і може відбуватися як у живій, так і в інактивованій біомасі (Rakic et al., 2023; Iğiri et al., 2018). В її основі лежить фізико-хімічне зв'язування іонів металів функціональними групами клітинної поверхні, насамперед компонентами екзополісахаридного матриксу, без залучення енергозалежних транспортних систем (Shen et al., 2021). Завдяки переважно негативному заряду клітинної оболонки ціанобактерій між її поверхнею та катіонами важких металів виникають електростатичні взаємодії, які забезпечують швидке вилучення забруднювачів із навколишнього середовища (Al-Amin et al., 2021). Зазвичай цей процес розпочинається відразу після контакту клітини з металовмісним середовищем і відбувається протягом короткого часу (Kalita & Varuah, 2023).

У широкому розумінні сорбція охоплює всі типи взаємодії між іонами металів та активними центрами сорбенту, включаючи електростатичне притягання, комплексоутворення, іонний обмін та ковалентне зв'язування. Якщо носієм сорбційних властивостей виступає біологічний матеріал, такий процес визначають як біосорбцію (P. Gupta & Diwan, 2016). Отже, біосорбція являє собою фізико-хімічний механізм адсорбції, в якому роль сорбенту

виконує біомаса або її окремі компоненти (Chojnaska, 2010).

Механізм взаємодії ціанобактерій із важкими металами включає декілька послідовних стадій. Спочатку іони металів фіксуються на поверхні клітини шляхом взаємодії з білками, ліпідами, ліпополісахаридами та екзополісахаридами клітинної оболонки. Частина зв'язаних іонів надалі транспортується через мембранні структури у внутрішньоклітинний простір. Такий транспорт може здійснюватися як пасивно, відповідно до концентраційного градієнта, так і за участю спеціалізованих транспортних систем. Одним із можливих механізмів є утворення комплексів металів із низькомолекулярними тіоловмісними сполуками, зокрема глутатіоном, що сприяє їх перенесенню через мембрану (Al-Amin et al., 2021). Крім того, проникнення металів у клітину може відбуватися через транспортні білки, які забезпечують перенесення іонів крізь ліпідний бішар (Arunakumara & Zhang, 2008).

Після надходження до цитоплазми іони металів зв'язуються з внутрішньоклітинними білками, пептидами та іншими лігандами, що забезпечує їх тимчасове депонування або детоксикацію (Dier et al., 2018). Саме на цьому етапі активуються енергозалежні механізми клітинної відповіді, спрямовані на підтримання гомеостазу та зменшення токсичного впливу металів.

Процес біосорбції, роль екзополісахаридів ціанобактерій у ньому. Здатність ціанобактерій ефективно вилучати важкі метали з навколишнього середовища значною мірою пов'язана зі структурно-хімічними особливостями їхньої клітинної оболонки та позаклітинного полісахаридного матриксу. Визначальну роль у цих процесах відіграють екзополісахариди, які формують зовнішній шар клітини та забезпечують наявність великої кількості реакційноздатних центрів для взаємодії з металевими катіонами.

Екзополісахариди ціанобактерій представлені переважно аніонними гетерополісахаридами, для яких характерні різноманітні просторові конфігурації та амфіфільні властивості (Rakic et al., 2023). Їхня структура містить широкий спектр функціональних груп, зокрема карбоксильні, гідроксильні, фосфатні, амінні, сульфатні, сульфгідрильні, карбонільні та сульфоксидні залишки, а також похідні уранових кислот (Al-Amin et al., 2021; Chamorro et al., 2021; Ciani et al., 2023). Сукупність цих функціональних центрів формує на поверхні клітини значний негативний заряд, що сприяє притяганню та утриманню позитивно заряджених іонів металів. Завдяки цьому ціанобактеріальна біомаса може розглядатися як природний хелатуючий матеріал, здатний ефективно концентрувати важкі метали з водного середовища (Rakic et al., 2023).

Найбільший внесок у процес зв'язування металів роблять карбоксильні групи, які характеризуються високою щільністю активних центрів та здатністю утворювати стійкі координаційні комплекси з металевими катіонами. Водночас важливу роль відіграють і аміногрупи білкових компонентів клітинної стінки, а також фосфатні та гідроксильні функціональні групи (Kalita & Baruah, 2023; Al-Amin et al., 2021). Додаткове посилення сорбційних властивостей забезпечують уранові кислоти та сульфатні залишки, які збільшують негативний заряд поверхні та підвищують її спорідненість до катіонів важких металів (De Philippis et al., 2001; Ciani et al., 2023). Інтенсивність біосорбції при цьому визначається не лише кількістю доступних функціональних груп, а й характером їхнього просторового розташування та ступенем доступності для взаємодії з іонами.

Основними фізико-хімічними механізмами зв'язування металів клітинною поверхнею вважають іонний обмін та комплексоутворення (Arief et al., 2008). Поряд із ними суттєво

значення мають процеси хелатування та поверхневого осадження металів (Al-Amin et al., 2021; Shen et al., 2021). У ході взаємодії з катіонами важких металів функціональні групи клітинної стінки втрачають протони та утворюють координаційні комплекси типу «метал–ліганд», що забезпечує стабільне утримання забруднювачів на поверхні біомаси (Kalita & Baruah, 2023).

Результативність біосорбції також залежить від фізико-хімічних характеристик самих металів. Відомо, що різні катіони мають неоднакову спорідненість до сорбційних центрів. Наприклад, цинк зазвичай зв'язується менш ефективно порівняно з міддю та нікелем, що пояснюється нижчим значенням його ковалентного індексу X^2r та меншою електронегативністю (Ciani et al., 2023). Крім того, набір функціональних груп, залучених до сорбції, може змінюватися залежно від природи металу. Для кадмію та свинцю, окрім карбоксильних і амінних центрів, істотне значення мають також гідроксильні, карбонільні та сульфоксидні групи, які беруть участь у формуванні стабільних комплексів із цими елементами (Kaleem et al., 2023).

Біоаккумуляція та метаболічна відповідь клітини на присутність іонів важких металів у середовищі. На відміну від біосорбції, біоаккумуляція є складним метаболічно залежним процесом, який відбувається лише в живих клітинах. Її можна визначити як накопичення забруднювачів організмом під час росту та функціонування в середовищі, що містить сорбат (Chojnaska, 2010). Якщо біосорбція обмежується взаємодією металів із поверхневими структурами клітини, то біоаккумуляція передбачає транспорт іонів через мембрани, їх внутрішньоклітинне накопичення та подальшу метаболічну трансформацію (Al-Amin et al., 2021). Цей процес відбувається значно повільніше, оскільки безпосередньо пов'язаний із фізіологічним станом клітини та інтенсивністю її метаболізму (Shen et al., 2021).

Надходження важких металів до клітини здійснюється переважно через транспортні системи, призначені для поглинання необхідних мікроелементів (Karlan, 2013). Спочатку катіони проходять через зовнішню мембрану за участю поринових білків і потрапляють до периплазматичного простору. Подальший транспорт у цитоплазму може відбуватися через іонні канали, вторинні переносники або первинні активні транспортери. Останні забезпечують перенесення металів шляхом використання енергії АТФ, тоді як вторинні переносники

функціонують за рахунок електрохімічного градієнта протонів (Al-Amin et al., 2021).

Потрапляння важких металів усередину клітини супроводжується розвитком токсичних ефектів. Одним із головних наслідків є надлишкове утворення активних форм кисню, що призводить до оксидативного стресу та порушення клітинного гомеостазу (Gupta & Diwan, 2016; Balzano et al., 2020). Метали здатні пригнічувати активність ферментів фотосинтетичного апарату, порушувати фіксацію CO₂, зменшувати вміст фотосинтетичних пігментів і впливати на синтез фікоціаніну та каротиноїдів (Arunakumara & Zhang, 2008; Kalita & Baruah, 2023). Крім того, вони можуть взаємодіяти із сульфгідрильними групами білків, пошкоджувати мембранні структури та спричиняти генотоксичні ефекти, включаючи порушення структури ДНК і регуляції клітинного циклу (Chojnacka, 2010; Kalita & Baruah, 2023).

Для виживання в умовах металевого стресу ціанобактерії сформували комплекс механізмів детоксикації та адаптації. До них належать внутрішньоклітинне зв'язування металів органічними лігандами, функціонування систем активного виведення катіонів, зміна їх валентного стану шляхом окисно-відновних реакцій та синтез спеціалізованих металозв'язувальних сполук (Igigi et al., 2018). Умовно ці механізми можна поділити на дві групи: системи підвищення толерантності клітини до стресу та механізми безпосередньої детоксикації металів (Chojnacka, 2010; Kaplan, 2013).

Важливу роль у внутрішньоклітинній детоксикації відіграють металотіонеїни та інші низькомолекулярні хелатуючі сполуки. Металотіонеїни є багатими на цистеїн білками, які переводять іони металів у біологічно менш активні форми та обмежують їхню участь у токсичних реакціях. Їх синтез індукується підвищенням концентрації важких металів у середовищі (Chojnacka, 2010; Rakic et al., 2023). Аналогічні функції можуть виконувати органічні кислоти, зокрема цитрат і малат, а також поліфосфати, які здатні зв'язувати металеві катіони в цитоплазмі (Kaplan, 2013; Al-Amin et al., 2021).

Додатковим механізмом захисту є активне видалення токсичних іонів із клітини за допомогою мембранних АТФазних насосів (Arunakumara & Zhang, 2008; Pereira et al., 2010). Поряд із цим відбувається їх внутрішньоклітинна секвестрація. На відміну від еукаріотичних організмів, у яких важкі метали часто

ізолюються у вакуолях або інших органелах, у ціанобактерій їхнє накопичення відбувається переважно шляхом зв'язування з внутрішньоклітинними лігандами та поліфосфатними включеннями (Igigi et al., 2018). Встановлено, що за умов металевого стресу кількість поліфосфатних включень у клітинах зростає, що свідчить про їхню участь у процесах детоксикації та накопичення металів (Kalita & Baruah, 2023).

Значний внесок у формування толерантності до важких металів робить антиоксидантна система клітини. Вона включає як ферментативні компоненти - супероксиддисмутазу, каталазу, пероксидази та глутатіонпероксидазу, так і низку низькомолекулярних антиоксидантів, серед яких важливе місце займають каротиноїди та глутатіон (Rakic et al., 2023; Kalita & Baruah, 2023). Підвищення активності цих систем дозволяє нейтралізувати активні форми кисню та зменшувати ушкодження клітинних структур. Додаткову захисну функцію можуть виконувати пролін і трегалоза, накопичення яких розглядають як одну з адаптивних реакцій на дію важких металів та інших абіотичних стресорів (Arunakumara & Zhang, 2008; Kalita & Baruah, 2023).

Окрім внутрішньоклітинних механізмів, важливе значення мають позаклітинні процеси трансформації металів. Деякі мікроорганізми здатні переводити розчинні форми металів у малорозчинні сполуки шляхом біомінералізації або біотрансформації. У результаті утворюються нерозчинні сульфіди чи фосфати, що сприяє зменшенню рухливості та токсичності таких елементів, як Fe, Mn і Pb (Chojnacka, 2010).

Отже, реакція ціанобактерій на дію важких металів є багатокомпонентною та включає як неспецифічні механізми адаптації, наприклад синтез екзополісахаридів і активацію антиоксидантного захисту, так і специфічні процеси детоксикації окремих металів, пов'язані з їх хімічною модифікацією або контрольованим виведенням із клітини (Gupta & Diwan, 2016).

Фактори навколишнього середовища та їхній вплив на процеси біосорбції та біоаккумуляції важких металів. На ефективність вилучення важких металів ціанобактеріями впливає широкий спектр фізичних, хімічних та біологічних чинників. Оскільки біосорбція є початковою стадією взаємодії клітини з металами та передусє біоаккумуляції, доцільно насамперед розглянути фактори, що визначають перебіг саме цього процесу.

Результативність біосорбції залежить як від властивостей навколишнього середовища, так і

від характеристик самого сорбенту. Серед найважливіших зовнішніх чинників виділяють рН, температуру, солоність, початкову концентрацію металів у розчині, тривалість контакту між біомасою та поллютантом, інтенсивність освітлення і редокс-потенціал середовища (Gupta & Rastogi, 2008; Igiri et al., 2018; Kalita & Baruah, 2023). Водночас істотне значення мають структурні особливості біомаси, зокрема хімічний склад клітинної оболонки, густина поверхневого заряду, морфологія поверхні та кількість доступних функціональних груп.

Одним із ключових регуляторів процесу є кислотність середовища. Значення рН визначає ступінь іонізації функціональних груп клітинної поверхні та впливає на хімічні форми існування металів у розчині (Arief et al., 2008; Chamorro et al., 2021). За низьких значень рН надлишок протонів конкурує з катіонами металів за активні центри зв'язування, що знижує сорбційну ємність біомаси. Крім того, протонування поверхневих груп зменшує негативний заряд клітинної оболонки і послаблює електростатичне притягання металів (Kalita & Baruah, 2023). У міру підвищення рН до процесу послідовно залучаються різні функціональні групи клітинної поверхні. Для багатьох металів при підвищенні рН характерне утворення нерозчинних гідроксидів, що ускладнює оцінку власне біосорбції (Shen et al., 2021). Важливо також, що різке підкислення середовища може викликати десорбцію вже зв'язаних металів унаслідок витіснення їх протонами з активних центрів біомаси (Gupta & Rastogi, 2008).

Початкова концентрація металів також суттєво впливає на ефективність їх вилучення. Зі збільшенням вмісту металу в розчині швидкість та інтенсивність сорбції зазвичай зростають завдяки підвищенню ймовірності контакту катіонів із поверхнею клітин. Проте після досягнення певного порогового значення відбувається поступове насичення доступних сайтів зв'язування, що обмежує подальше підвищення сорбційної здатності. За надмірних концентрацій можливий також токсичний вплив на клітинні структури та зниження ефективності поглинання (Rakic et al., 2023).

Вплив тривалості контакту між біомасою та металами оцінюється неоднозначно. У більшості досліджень показано, що основна частина металів зв'язується протягом перших етапів взаємодії, після чого система швидко досягає рівноважного стану (Kalita & Baruah, 2023). Водночас окремі автори повідомляють про зниження сорбційної ефективності за тривалого

контакту, що може бути пов'язано з частковою десорбцією металів або змінами властивостей поверхні біомаси (Kaleem et al., 2023).

Не менш важливим параметром є концентрація біосорбенту. Збільшення кількості біомаси підвищує загальну кількість доступних центрів зв'язування і, відповідно, сприяє вилученню більшої кількості металу з розчину. Однак надлишок клітин може призводити до їх агрегації, зменшення питомої площі поверхні та погіршення доступності сорбційних центрів. У результаті загальний ступінь очищення зростає, тоді як кількість металу, адсорбованого на одиницю маси біосорбенту, часто зменшується (Arief et al., 2008; Lavado-Meza et al., 2022).

Температура середовища впливає на швидкість масопереносу та кінетику сорбційних процесів. Її підвищення зазвичай сприяє збільшенню рухливості іонів, прискорює дифузію та підвищує доступність активних центрів зв'язування, що узгоджується з ендотермічним характером біосорбції (Arief et al., 2008; Gupta & Rastogi, 2008). Разом із тим надмірно високі температури можуть негативно позначатися на структурній цілісності біомаси та знижувати її сорбційні властивості.

На перебіг процесу впливає і солоність середовища. Наявність значних концентрацій інших катіонів, зокрема Ca^{2+} та Mg^{2+} , створює конкуренцію за активні центри зв'язування, що призводить до зменшення поглинання важких металів. Подібний ефект був продемонстрований для представників родів *Nostoc* та *Cyanospira* (Kalita & Baruah, 2023).

На відміну від біосорбції, біоаккумуляція є метаболічно контрольованим процесом, тому її ефективність визначається не лише фізико-хімічними характеристиками середовища, а й фізіологічним станом клітини. На її перебіг впливають склад живильного середовища, доступність джерел енергії, температура, рН, наявність інгібіторів, поверхнево-активних речовин та інших токсикантів (Chojnaska, 2010). Оскільки біоаккумуляція пов'язана з активним транспортом і внутрішньоклітинними механізмами детоксикації, вона можлива лише у життєздатних клітинах і суттєво пригнічується за несприятливих умов, що обмежують метаболічну активність (Kaplan, 2013). Додатковими факторами, які визначають її інтенсивність, є особливості внутрішньоклітинної організації, рівень експресії транспортних білків та активність систем детоксикації металів (Dier et al., 2018).

Методи біосорбції та біоаккумуляції в порівнянні з традиційними методами очистки

вод. Біотехнологічні методи вилучення важких металів, зокрема біосорбція та біоаккумуляція, мають низку переваг порівняно з традиційними фізико-хімічними технологіями очищення. Вони характеризуються високою ефективністю навіть за низьких концентрацій забруднювачів, відносно невисокими експлуатаційними витратами та мінімальним утворенням вторинних відходів. Крім того, використання біомаси як сорбційного матеріалу відповідає принципам екологічної безпеки та сталого природокористування (Arief et al., 2008).

Разом із тим застосування ціанобактерій для очищення забруднених середовищ має певні обмеження. Одним із них є нижча швидкість вилучення металів порівняно з багатьма хімічними методами очищення води, що може ускладнювати використання таких технологій у випадках, коли необхідне швидке досягнення результату (Al-Amin et al., 2021).

Біосорбція та біоаккумуляція відрізняються не лише механізмами зв'язування металів, але й технологічними особливостями застосування. Перевагою біоаккумуляції є можливість поєднання процесів вирощування біомаси та вилучення забруднювачів в одному технологічному циклі, що усуває потребу в окремих операціях збору, висушування та підготовки сорбенту (Chojnaska, 2010). Однак ефективність цього підходу безпосередньо залежить від життєздатності клітин та умов їх культивування.

Біосорбція, навпаки, є більш технологічно гнучким процесом і легше піддається масштабуванню та автоматизації. Важливою перевагою є можливість використання не лише живої, а й інактивованої біомаси. Неживі клітини не потребують підтримання метаболічної активності, не залежать від забезпечення поживними речовинами та менш чутливі до токсичної дії високих концентрацій забруднювачів (Gupta & Rastogi, 2008; Chamorro et al., 2021). Саме тому вони розглядаються як перспективний матеріал для створення промислових біосорбентів.

Порівняльна оцінка ефективності біосорбції та біоаккумуляції залишається неоднозначною, оскільки результати значною мірою визначаються властивостями конкретного металу та особливостями використовуваного організму (Kalita & Varuah, 2023). Так, під час досліджень за участю *Nostoc* sp. обидва механізми продемонстрували високий рівень вилучення більшості досліджених металів. При цьому використання мертвої біомаси забезпечувало

дещо вищі показники загальної сорбції, тоді як живі клітини ефективніше накопичували Pb^{2+} та Cu^{2+} завдяки внутрішньоклітинним механізмам біоаккумуляції (Rakic et al., 2023).

Окрему практичну проблему становить очищення багатокомпонентних розчинів, у яких одночасно присутні декілька типів металів. У таких системах між катіонами виникає конкуренція за доступні центри зв'язування на поверхні біомаси. Метали з вищою спорідненістю до функціональних груп клітинної стінки або екзополісахаридів можуть переважно займати активні сайти, змінюючи доступність поверхні для інших елементів. У результаті можливі як антагоністичні, так і синергетичні ефекти сорбції (Ciani et al., 2023).

Оскільки реальні стічні води зазвичай містять суміш різних металів, ефективність їх одночасного вилучення часто є нижчою, ніж у модельних системах з одним забруднювачем. Конкуренція зв'язування катіонів призводить до зменшення сорбційної ємності біомаси щодо окремих металів, що необхідно враховувати під час розроблення технологій очищення складних багатокомпонентних середовищ (Arief et al., 2008; Pereira et al., 2010).

Висновки. Таким чином, ціанобактеріальна біомаса є перспективним біотехнологічним інструментом для фікоремедіації забруднених середовищ завдяки поєднанню процесів біосорбції, біоаккумуляції та внутрішньоклітинних механізмів детоксикації. Висока ефективність вилучення важких металів значною мірою зумовлена структурними особливостями клітинної оболонки та екзополісахаридного матриксу, які забезпечують наявність численних активних центрів зв'язування. Представники роду *Nostoc* демонструють значний потенціал для очищення водних систем завдяки високій стійкості до стресових факторів і здатності продукувати функціонально активні EPS. Водночас ефективність фікоремедіації залежить від комплексу чинників, зокрема властивостей металу, умов середовища, фізіологічного стану клітин та особливостей біомаси. Незважаючи на наявні обмеження, використання ціанобактерій як природних біосорбентів відповідає принципам екологічно безпечних і сталих технологій очищення. Подальший розвиток цього напряму потребує оптимізації умов культивування, модифікації біомаси та масштабування процесів для практичного застосування у промислових системах ремедіації.

References:

1. Abdel-Raouf, N., Al-Homaidan, A. A., Ibraheem, I. B. M. (2012). Microalgae and wastewater treatment. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 19(3), 257–275. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2012.04.005>
2. Alabssawy, A.N., Hashem, A.H. Bioremediation of hazardous heavy metals by marine microorganisms: a recent review. *Arch Microbiol*, 206, 103 (2024). <https://doi.org/10.1007/s00203-023-03793-5>
3. Al-Amin, A., Parvin, F., Chakraborty, J., & Kim, Y. (2021). Cyanobacteria mediated heavy metal removal: a review on mechanism, biosynthesis, and removal capability. *Environmental Technology Reviews*, 10(1), 44–57. <https://doi.org/10.1080/21622515.2020.1869323>
4. Alvarez, X., Alves, A., Ribeiro, M. P., Lazzari, M., Coutinho, P., & Otero, A. (2021). Biochemical characterization of Nostoc sp. exopolysaccharides and evaluation of potential use in wound healing. *Carbohydrate Polymers*, 254, 117303. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2020.117303>
5. Arief, V. O., Trilestari, K., Sunarso, J., Indraswati, N., & Ismadji, S. (2008). Recent Progress on Biosorption of Heavy Metals from Liquids Using Low Cost Biosorbents: Characterization, Biosorption Parameters and Mechanism Studies. *Clean - Soil Air Water*, 36(12), 937–962. <https://doi.org/10.1002/clen.200800167>
6. Arunakumara, K. K. I. U., & Zhang, X. (2008). Heavy metal bioaccumulation and toxicity with special reference to microalgae. *Journal of Ocean University of China*, 7(1), 60–64. <https://doi.org/10.1007/s11802-008-0060-y>
7. Atoku, D. I., Ojekunle, O. Z., Taiwo, A. M., & Shittu, O. B. (2021). Evaluating the efficiency of *Nostoc commune*, *Oscillatoria limosa* and *Chlorella vulgaris* in a phycoremediation of heavy metals contaminated industrial wastewater. *Scientific African*, 12, e00817. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2021.e00817>
8. Balzano, S., Sardo, A., Blasio, M., Chahine, T. B., Dell'Anno, F., Sansone, C., & Brunet, C. (2020). Microalgal metallothioneins and phytochelatins and their potential use in bioremediation. *Frontiers in Microbiology*, 11, 517. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.00517>
9. Bandara, S. M. D. C., Wei, Y., Abayasekara, C. L., & Ratnayake, R. R. (2026). Phycoremediation potential of *Nostoc ellipsosporum* and *Spirulina subsalsa* for pollutant removal from textile wastewater with integrated biodiesel production. *Ceylon Journal of Science*, 55(2), 510–521. <https://doi.org/10.4038/cjs.v55i2.9273>
10. Bhunia, B., Uday, U. S. P., Oinam, G., Mondal, A., Bandyopadhyay, T. K., & Tiwari, O. N. (2018). Characterization, genetic regulation and production of cyanobacterial exopolysaccharides and its applicability for heavy metal removal. *Carbohydrate Polymers*, 179, 228–243. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2017.09.091>
11. Cepoi, L., Zinicovscaia, I., Valuta, A., Codreanu, L., Rudi, L., Chiriac, T., Yushin, N., Grozdov, D., & Peshkova, A. (2022). Bioremediation Capacity of Edaphic Cyanobacteria *Nostoc linckia* for Chromium in Association with Other Heavy-Metals-Contaminated Soils. *Environments*, 9(1), 1. <https://doi.org/10.3390/environments9010001>
12. Chamorro, C. B., Meza, C. L., Bonilla, H. M., Santos, G. C., & De La Cruz Cerrón, L. (2021). Biosorción de plomo en aguas contaminadas, empleando biomasa del Nostoc Commune como alternativa ecológica. *Proceedings of the 19th LACCEI International Multi-Conference for Engineering, Education, and Technology: "Prospective and Trends in Technology and Skills for Sustainable Social Development" "Leveraging Emerging Technologies to Construct the Future."* <https://doi.org/10.18687/laccei2021.1.1.187>
13. Chojnacka, K. (2010). Biosorption and bioaccumulation – the prospects for practical applications. *Environment International*, 36(3), 299–307. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.12.001>
14. Ciani, M., Decorosi, F., Ratti, C., De Philippis, R., & Adessi, A. (2023). Heavy Metal Biosorption by Marine Cyanobacteria: A Green Biotechnology to Remove Heavy Metals from Wastewaters and to Obtain Metal-Organic Materials. *SSRN Electronic Journal*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.4566050>
15. Cruz, D., Vasconcelos, V., Pierre, G., et al. (2020). Exopolysaccharides from Cyanobacteria: Strategies for Bioprocess Development. *Applied Sciences*, 10(11), 3763. <https://doi.org/10.3390/app10113763>
16. De Philippis, R., Sili, C., Paperi, R., & Vincenzini, M. (2001). Exopolysaccharide-producing cyanobacteria and their possible exploitation: A review. *Journal of Applied Phycology*, 13(4), 293–299. <https://doi.org/10.1023/a:1017590425924>
17. Decho, A. W., Gutierrez, T. (2017). Microbial extracellular polymeric substances (EPSs) in ocean systems. *Frontiers in Microbiology*, 8, 922. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.00922>
18. Devi, T. E., & Parthiban, R. (2020). Hydrothermal liquefaction of *Nostoc ellipsosporum* biomass grown in municipal wastewater under optimized conditions for bio-oil production. *Bioresource Technology*, 316, 123943. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123943>
19. Diep, P., Mahadevan, R., & Yakunin, A. F. (2018). Heavy metal removal by bioaccumulation using genetically engineered microorganisms. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 6, 157. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2018.00157>
20. Dixit, R., et al. (2015). Bioremediation of heavy metals from soil and aquatic environment: An overview of principles and criteria of fundamental processes. *Sustainability*, 7(2), 2189–2212. <https://doi.org/10.3390/su7022189>
21. Dixit, S., & Singh, D. P. (2013). Phycoremediation of lead and cadmium by employing *Nostoc muscorum* as biosorbent and optimization of its biosorption potential. *International Journal of Phytoremediation*, 15(8), 801–813. <https://doi.org/10.1080/15226514.2012.735290>

22. Dudeja, C., Masroor, S., Mishra, V. et al. Cyanobacteria-based bioremediation of environmental contaminants: advances and computational insights. *Discov Agric* 3, 42 (2025). <https://doi.org/10.1007/s44279-025-00193-9>
23. El-Sheekh, M. M., El-Shouny, W. A., Osman, M. E. H., & El-Gammal, E. W. E. (2005). Growth and heavy metals removal efficiency of *Nostoc muscorum* and *Anabaena subcylindrica* in sewage and industrial wastewater effluents. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 19(2), 357–365. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2004.09.005>
24. Fawzy, M. A., & Mohamed, A. K. S. H. (2017). Bioremediation of heavy metals from municipal sewage by cyanobacteria and its effects on growth and some metabolites of *Beta vulgaris*. *Journal of Plant Nutrition*, 40(18), 2550–2561. <https://doi.org/10.1080/01904167.2017.1380822>
25. Flemming, H. C., Wingender, J. (2010). The biofilm matrix. *Nature Reviews Microbiology*, 8, 623–633. <https://doi.org/10.1038/nrmicro2415>
26. Ghorbani, E., et al. (2022). Metal removal capability of two cyanobacterial species in autotrophic and mixotrophic mode of nutrition. *BMC Microbiology*, 22, 58. <https://doi.org/10.1186/s12866-022-02471-8>
27. Gonzales, K. N., Troncoso, O. P., Torres, F. G., & López, D. (2020). Molecular α -relaxation process of exopolysaccharides extracted from *Nostoc commune* cyanobacteria. *International Journal of Biological Macromolecules*, 161, 1516–1525. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2020.07.268>
28. Gupta, P., & Diwan, B. (2016). Bacterial Exopolysaccharide mediated heavy metal removal: A Review on biosynthesis, mechanism and remediation strategies. *Biotechnology Reports*, 13, 58–71. <https://doi.org/10.1016/j.btre.2016.12.006>
29. Gupta, V. K., & Rastogi, A. (2008). Biosorption of lead(II) from aqueous solutions by non-living algal biomass *Oedogonium* sp. and *Nostoc* sp.- A comparative study. *Colloids and Surfaces B Biointerfaces*, 64(2), 170–178. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2008.01.019>
30. Huang, L., Jin, Y., Zhou, D., Liu, L., Huang, S., Zhao, Y., & Chen, Y. (2022). A review of the role of extracellular polymeric substances (EPS) in wastewater treatment systems. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(19), 12191. <https://doi.org/10.3390/ijerph191912191>
31. Igiri, B. E., Okoduwa, S. I. R., Idoko, G. O., Akabuogu, E. P., Adeyi, A. O., & Ejiogu, I. K. (2018). Toxicity and Bioremediation of Heavy Metals Contaminated Ecosystem from Tannery Wastewater: A Review. *Journal of Toxicology*, 2018, 1–16. <https://doi.org/10.1155/2018/2568038>
32. Ismaiel, M. M. S., et al. (2022). Biosorption of uranium by immobilized *Nostoc* sp. and *Scenedesmus* sp.: kinetic and equilibrium modeling. *Environmental Science and Pollution Research*, 29, 83860–83877. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21641-9>
33. Jasińska, J. M., Kamińska, I., Chmiel, M. J., & Jamróz, E. (2023). Biological potential of polysaccharides extracted from *Nostoc* colonies for film production - Physical and biological properties. *Biotechnology Journal*, 18(5), e2200455. <https://doi.org/10.1002/biot.202200455>
34. Kaleem, M., Minhas, L. A., Hashmi, M. Z., Ali, M. A., Mahmoud, R. M., Saqib, S., Nazish, M., Zaman, W., & Mumtaz, A. S. (2023). Biosorption of Cadmium and Lead by Dry Biomass of *Nostoc* sp. MK-11: Kinetic and Isotherm Study. *Molecules*, 28(5), 2292. <https://doi.org/10.3390/molecules28052292>
35. Kalita, N., & Baruah, P. P. (2023). Cyanobacteria as a potent platform for heavy metals biosorption: Uptake, responses and removal mechanisms. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 11, 100349. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100349>
36. Kaplan, D. (2013). Absorption and adsorption of heavy metals by microalgae. In A. Richmond & Q. Hu (Eds.), *Handbook of microalgal culture: Applied phycolgy and biotechnology* (2nd ed., pp. 602–611). Wiley-Blackwell. <https://doi.org/10.1002/9781118567166.ch34>
37. Kehr, J.-C., & Dittmann, E. (2015). Biosynthesis and Function of Extracellular Glycans in Cyanobacteria. *Life*, 5(1), 164–180. <https://doi.org/10.3390/life5010164>
38. Kondakindi, V. R., Pabbati, R., Erukulla, P., Maddela, N. R., & Prasad, R. (2024). Bioremediation of heavy metals-contaminated sites by microbial extracellular polymeric substances – A critical view. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 6, 408–421. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2024.05.002>
39. Kumar, K. S., Dahms, H. U., Won, E. J., et al. (2015). Microalgae – A promising tool for heavy metal remediation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 113, 329–352. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.12.019>
40. Lavado-Meza, C., et al. (2023). Efficient Lead Pb(II) Removal with Chemically Modified *Nostoc commune* Biomass. *Molecules*, 28(1), 268. <https://doi.org/10.3390/molecules28010268>
41. Naveen Kumar, K., et al. (2018). Advances in exopolysaccharides based bioremediation of heavy metals in soil and water: A critical review. *Carbohydrate Polymers*, 199, 353–364. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2018.07.037>
42. Pal, A., Paul, A. K. (2008). Microbial extracellular polymeric substances: central elements in heavy metal bioremediation. *Indian Journal of Microbiology*, 48, 49–64. <https://doi.org/10.1007/s12088-008-0006-5>
43. Parwani, L., Bhatt, M., & Singh, J. (2021). Potential biotechnological applications of cyanobacterial exopolysaccharides. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. Vol.64: e21200401, 2021, 64, e21200401. <https://doi.org/10.1590/1678-4324-2021200401>
44. Pereira, S., Micheletti, E., Zille, A., Santos, A., Moradas-Ferreira, P., Tamagnini, P., & De Philippis, R. (2010). Using extracellular polymeric substances (EPS)-producing cyanobacteria for the bioremediation of heavy metals: do cations compete for the EPS functional groups and also accumulate inside the cell?

- Microbiology*, 157(2), 451–458. <https://doi.org/10.1099/mic.0.041038-0>
45. Pereira, S., Zille, A., Micheletti, E., Moradas-Ferreira, P., & De Philippis, R., et al. (2009). Complexity of cyanobacterial exopolysaccharides: Composition, structures, inducing factors and putative genes involved in their biosynthesis and assembly. *FEMS Microbiology Reviews*, 33(5), 917–941. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.2009.00183.x>
 46. Pico-González, A. I., De Dios Jaraba-Navas, J., Jarma-Orozco, A., Pérez-Polo, D. J., Herazo-Cárdenas, D. S., Vallejo-Isaza, A., Angulo-Ortiz, A. A., Pineda-Rodríguez, Y. Y., Ariza-González, A. R., Arrieta, D. V., & Rodríguez-Páez, L. A. (2025). Can the Cyanobacterium *Nostoc commune* Exert In Vitro Biocontrol on *Fusarium oxysporum*, Causal Agent of Wilt in Banana (*Musa AAB*)? *Sci*, 7(3), 115. <https://doi.org/10.3390/sci7030115>
 47. Raghavan, P. S., Potnis, A. A., Gupta, S., Gadly, T., Kushwah, N., & Rajaram, H. (2023). Interlink between ExoD (Alr2882), exopolysaccharide synthesis and metal tolerance in *Nostoc* sp. strain PCC 7120: Insight into its role, paralogs and evolution. *International Journal of Biological Macromolecules*, 242(Pt 3), 125014. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2023.125014>
 48. Rakic, I., Kevresan, Z., Kovac, R., Kravic, S., Svircev, Z., Djurovic, A., & Stojanovic, Z. (2023). Bioaccumulation and biosorption study of heavy metals removal by Cyanobacteria *Nostoc* sp. *Chemical Industry and Chemical Engineering Quarterly*, 29(4), 291–298. <https://doi.org/10.2298/ciceq220511002r>
 49. Rossi, F., De Philippis, R. (2015). Role of Cyanobacterial Exopolysaccharides in Phototrophic Biofilms and in Complex Microbial Mats. *Life*, 5(2), 1218–1238. <https://doi.org/10.3390/life5021218>
 50. Saleh, A. M., El-Ayouty, Y. M., El-Manawy, I. M., El Shoubaky, G. A., & Ismaiel, M. M. S. (2024). Phycoremediation assessment of heavy metals and nutrients from wastewater using some cyanobacteria. *GSC Biological and Pharmaceutical Sciences*, 28(3), 119–132. <https://doi.org/10.30574/gscbps.2024.28.3.0327>
 51. Shen, L., Chen, R., Wang, J., Fan, L., Cui, L., Zhang, Y., Cheng, J., Wu, X., Li, J., & Zeng, W. (2021). Biosorption behavior and mechanism of cadmium from aqueous solutions by *Synechocystis* sp. PCC6803. *RSC Advances*, 11(30), 18637–18650. <https://doi.org/10.1039/d1ra02366g>
 52. Singh, J. S., Kumar, A., Rai, A. N., Singh, D. P. (2016). Cyanobacteria: A precious bio-resource in agriculture, ecosystem, and environmental sustainability. *Frontiers in Microbiology*, 7, 529. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00529>
 53. Singh, S., Kant, C., Yadav, R. K., Reddy, Y. P., & Abraham, G. (2019). Cyanobacterial exopolysaccharides: Composition, biosynthesis, and biotechnological applications. In A. K. Mishra, D. N. Tiwari, & A. N. Rai (Eds.), *Cyanobacteria* (pp. 347–358). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814667-5.00017-9>
 54. Singh, S., Srivastava, P. (2026). Secondary Metabolites of Cyanobacteria: A Focus on *Nostoc* Culture and Applications. In: Harish, Sabiu, S. (eds) *Algae and Algal Metabolites. Reference Series in Phytochemistry*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-80866-1_42-1
 55. Swaminaathan, P., Thamarai, P., Yaashikaa, P.R. et al. (2025). Microbial bioremediation of dyes, metals, and microplastics for ecological sustainability. *Energ. Ecol. Environ.* 10, 45–65. <https://doi.org/10.1007/s40974-024-00335-7>
 56. Touliabah, H. E.-S., El-Sheekh, M. M., Ismail, M. M., & El-Kassas, H. (2022). A Review of Microalgae- and Cyanobacteria-Based Biodegradation of Organic Pollutants. *Molecules*, 27(3), 1141. <https://doi.org/10.3390/molecules27031141>
 57. Uhliriková, I., Matulová, M., & Čapek, P. (2021). Optimizing acid hydrolysis for monosaccharide compositional analysis of *Nostoc* cf. *linckia* acidic exopolysaccharide. *Carbohydrate Research*, 508, 108400. <https://doi.org/10.1016/j.carres.2021.108400>
 58. Wang, W., Ju, Y., Liu, N., Shi, S., & Hao, L. (2023). Structural characteristics of microbial exopolysaccharides in association with their biological activities: A review. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 10(1), 137. <https://doi.org/10.1186/s40538-023-00515-3>
 59. Wang, X., Yang, Z., Liu, Y., et al. (2022). Structural characteristic of polysaccharide isolated from *Nostoc commune*, and their potential as radical scavenging and antidiabetic activities. *Scientific Reports*, 12, 22155. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-26802-x>
 60. Wright, D., Prickett, T., Helm, R. F., & Potts, M. (2001). Form species *Nostoc commune* (Cyanobacteria). *International journal of systematic and evolutionary microbiology*, 51(5), 1839–1852. <https://doi.org/10.1099/00207713-51-5-1839>
 61. Wu, S., Yu, K., Li, L., Wang, L., & Liang, W. (2021). Enhancement of exopolysaccharides production and reactive oxygen species level of *Nostoc* flagelliforme in response to dehydration. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(26), 34300–34308. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13051-0>

PHYCOREMEDIATION POTENTIAL OF *NOSTOC* GENUS CYANOBACTERIA FOR THE REMOVAL OF HEAVY METALS FROM CONTAMINATED WATERS

L. M. Cheban, K. V. Boiko, A. S. Danyliuk, V. S. Shapovalova

Yuriy Fedkovych Chernivtsi National University
2 Kotsyubynskoho Str., Chernivtsi, Ukraine, 58012
e-mail: l.cheban@chnu.edu.ua

Heavy metal contamination of aquatic ecosystems is one of the most pressing environmental problems of today due to their toxicity, persistence in the environment, and ability to bioaccumulate within trophic chains. Therefore, biotechnological approaches to water purification, particularly phycoremediation using cyanobacteria, have attracted considerable attention. The aim of this study was to summarize current data on the application of biomass of Nostoc genus cyanobacteria for the removal of heavy metals from aquatic environments, to analyze the role of exopolysaccharides in biosorption and bioaccumulation processes, and to evaluate the prospects for practical application of these organisms in bioremediation technologies.

It has been shown that representatives of the genus Nostoc exhibit high resistance to toxic metal effects due to their ability to synthesize significant amounts of exopolysaccharides, which form a protective matrix around cells and ensure efficient binding of metal ions. Exopolysaccharides are complex heteropolymers composed of various monosaccharides, uronic acids, and functional groups, including carboxyl, hydroxyl, phosphate, and sulfate residues. These components determine the high sorption capacity of cyanobacterial biomass towards lead, cadmium, copper, zinc, nickel, chromium, and other metals.

The main mechanisms of metal removal from aquatic environments are discussed, with biosorption and bioaccumulation being the predominant processes. Biosorption is a rapid, metabolically independent process occurring on the cell surface and can be performed by both living and non-living biomass. In contrast, bioaccumulation is an energy-dependent process associated with metal transport into the cell and subsequent detoxification involving metallothioneins, antioxidant systems, and intracellular sequestration mechanisms. The influence of key environmental factors affecting the efficiency of these processes, including pH, temperature, metal concentration, salinity, and biomass characteristics, is analyzed.

The reviewed literature data demonstrate the high efficiency of living, immobilized, and chemically modified Nostoc biomass in removing heavy metals from industrial and municipal wastewater. It has been established that the use of cyanobacteria combines environmental safety, low energy requirements, and the possibility of further utilization of the obtained biomass for biofuel and biopolymer production. It is concluded that cyanobacteria of the genus Nostoc are promising agents for phycoremediation, and further research should focus on optimizing cultivation conditions, enhancing biomass sorption capacity, and scaling up technologies for industrial implementation.

Keywords: phycoremediation, cyanobacteria, Nostoc, exopolysaccharides, biosorption, bioaccumulation, heavy metals, water purification, bioremediation

Отримано редколегією 21.04.2026 р.
Підписано до друку 15.06.2026 р.
Дата публікації 30.06.2026 р.

ORCID ID

Лариса Чебан: <https://orcid.org/0000-0003-1454-0158>