

О.С. ШТИКА

Національний авіаційний університет, м.Київ

ОЦІНКА ЕФЕКТИВНОСТІ СУЧАСНИХ ТЕХНОЛОГІЙ РЕМЕДІАЦІЇ ГРУНТІВ, ЗАБРУДНЕНИХ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ

У статті розглянуто сучасні технології ремедіації ґрунтів, забруднених важкими металами, зокрема: іммобілізацію, електромеліорацію та фіторемедіацію. Визначено переваги та недоліки їх застосування на основі закордонного досвіду.

Вступ

Одним із проявів техногенного навантаження на навколишнє середовище є забруднення ґрунтового покриву, оскільки він відіграє роль буфера для різних забруднюючих речовин антропогенного походження [1, 2]. Традиційні методи очищення ґрунтів передбачають видалення забрудненого шару із подальшим його захороненням на полігонах, нанесення на забруднений ґрунт родючого шару чи їх змішування [2]. Головними недоліками є порушення природної структури ґрунту, висока собівартість, складність запровадження на великих територіях та проблема утилізації зрізаного шару [2, 3, 4]. Площі територій з понаднормовими концентраціями важких металів у ґрунтах збільшуються, отже, проблема набуває загрозливого характеру і потребує запровадження сучасних і ефективних заходів ремедіації забрудненого середовища. При розробці технології очищення необхідно враховувати комплексність і масштаби забруднення ґрунтів, найменші ризики повторного забруднення середовища, а також максимально забезпечити відновлення ґрунту до природного стану [4].

Мета

Метою роботи є оцінити ефективність сучасних технологій ремедіації забруднених важкими металами ґрунтів, визначити переваги і обмеження у процесі їх застосування на основі закордонного досвіду.

Загальна класифікація методів ремедіації забруднених ґрунтів

В залежності від технології очищення методи ремедіації забруднених ґрунтів розділяють на три групи. Перша група включає заходи, що передбачають вилучення забруднюючих речовин із середовища (деконтамінація) [2]. Методи детоксикації ґрунтів являються найбільш поширеними ремедіаційними технологіями і складають другу групу. Механізм детоксикації передбачає локалізацію забруднюючих речовин у ґрунті шляхом їх стабілізації чи іммобілізації, без екстракції. До третьої групи належать методи, що спрямовані на деструкцію забруднювачів безпосередньо у середовищі [2].

На відміну від органічних забруднюючих речовин, важкі метали не є біодеградуєчими, тому для очищення забруднених ґрунтів використовують ремедіаційні технології, що входять до першої або другої групи.

В залежності від способу застосування методи поділяються на: *in situ* (у середовищі) та *ex situ* (поза середовищем) [5]. Методи *ex situ* (*in vivo*) передбачають вилучення забрудненого ґрунту за допомогою механічних засобів і перенесення його на полігон для ремедіації. Очищений ґрунт повертають у середовище.

Ремедіація *in situ* ґрунтується на деструкції чи трансформації забруднювачів, їх іммобілізації, зменшенні біодоступності або екстракції із ґрунтового об'єму без попереднього вилучення (екскавації) ґрунту із середовища [5, 6]. Методи *in situ* мають ряд переваг: низька ціна у порівнянні із *ex situ*, а також являються більш екологічно безпечними для середовища [5].

У наукових роботах з фіторемедіації *Marmiroli Nelson* та ін. (2006) і *Willey Neil* та ін. (2007) виділяють третій вид – *in vitro*. Даний метод передбачає використання компонентів

рослин (наприклад, екстрагованих ферментів) як на місці забруднення, так і для вилучених із природного середовища ґрунтах [7, 8].

Сучасні методи ремедіації забруднених ґрунтів

Одним із сучасних методів очистки ґрунтів є хімічна іммобілізація забруднюючих речовин, принцип дії якої полягає у зменшенні їх розчинності та переведенні у менш біологічно доступні форми.

Встановлено, що хімічна іммобілізація не є ефективною при умові, що у ґрунті важкі метали знаходяться у певних формах (наприклад, $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$, AsO_3^-), поллютанти не утворюють малорозчинні гідроксиди (Hg) або у ґрунтовому середовищі присутні органічні забруднюючі речовини, особливо леткі вуглеводні [9]. Іншими факторами, що можуть обмежувати застосування методу іммобілізації важких металів, є: наявність інших речовин у ґрунтовій матриці, кількість вологи, а також зовнішні умови середовища [9, 10].

Для іммобілізації металів у середовищі можуть використовувати неорганічні меліоранти: глину, бентоніт, каолінит, цемент, карбонат кальцію, Fe/Mn сполуки, цеоліти [11, 12, 13, 14] і органічні стабілізатори (компост, послід, органічні добрива) [6, 15, 16] або комбінувати органічні меліоранти з неорганічними (див. табл. 1) [10, 17, 18].

Таблиця 1. Органічні та неорганічні іммобілізатори важких металів [10]

Органічні меліоранти	Іммобілізовані важкі метали	Неорганічні меліоранти	Іммобілізовані важкі метали
Подрібнена тирса	Cd, Pb, Hg, Cu	Вапно	Cd, Cu, Ni, Pb, Zn
Жом (цукрової тростини)	Pb	Фосфати	Pb, Zn, Cu, Cd
Лігнін (із стічних вод паперової промисловості)	Zn, Pb, Hg	Зола (відходи теплових електростанцій)	Cd, Pb, Cu, Zn, Cr
Хитозан (відходи харчової промисловості)	Cd, Cr, Hg	Гідроксилапатит	Zn, Pb, Cu, Cd
Пташиний послід (відходи птахівництва)	Cu, Pb, Zn, Cd	Шлак (відходи теплових електростанцій)	Cd, Pb, Zn, Cr
Листя	Cr, Cd	Са-монтморилоніт (мінерал)	Zn, Pb
Послід великої рогатої худоби (відходи тваринництва)	Cd	Цементний пил (відходи цементної промисловості)	Cr, Cu, Zn, Pb
Солома	Cd, Cr, Pb	Бентоніт	Pb

При внесенні мінерального фосфориту у суглинок з рН 6,4 (штучно забруднений важкими металами) у пропорції 1:10 біологічна доступність Pb зменшується на 31%, Cd – 53,7%, а Zn – 32% у порівнянні із контрольними зразками. При підкисленні ґрунту збільшується доступність Cd і Zn, але Pb, іммобілізований мінеральним фосфоритом, проявляє стійкість до підкислення ґрунту [12].

Шведськими вченими встановлено [13], що результатом додавання вугільного пилу і торфу у забруднений ґрунт є зменшення кількості акумульованих важких металів (Cu до 98,2% і Pb до 99,9%). Іммобілізація забруднювачів у ґрунтовому середовищі сприяла покращенню розвитку рослин і зниженню рівня токсичного впливу металів на бактерії [14]. Ефективними меліорантами, що застосовують для зменшення біодоступності Zn і Cu, вважають також CaCO_3 , цеоліт та оксид заліза.

Новим напрямком досліджень вчених є використання альтернативних іммобілізаторів та оцінка їх ефективності у порівнянні із традиційними засобами [6, 16, 18].

Для зменшення біодоступності Cr шляхом формування органічних комплексів у ґрунт додавали подрібнену зовнішню оболонку кокосових горіхів і пташиний послід. Меліоранти є найбільш ефективними у кількості 12,5 т/га (волокна кокосу) та 5 т/га

(послід) та здатні знижувати концентрації рухомих форм Cr у суглинку відповідно на 61 – 75% та 62,3 – 68% [16].

У роботі *Adejumo Sifau* та ін. (2011) досліджено вплив неорганічного добрива (NPK, 100 кгN/га), компостів із каваї (*Manihot utilissima Pohl.*) і титонії (*Tithonia diversifolia*) у концентраціях 20 і 40 т/га на процес іммобілізації Pb у ґрунті, в якому вирощували кукурудзу (*Zea mays L.*). Встановлено, що концентрація рухомого свинцю у ґрунтовому середовищі при застосуванні компосту із титонії і каваї у кількості 40 т/га, знизилась на 71,6% і 67,33% а при 20 т/га – відповідно на 66,06% і 49,47%. Додавання компосту сприяло збільшенню висоти рослини на 89 – 94%, а також площі листків та їх кількості (особливо при внесенні у ґрунт компосту із титонії у концентрації 40 т/га) [6].

У експериментальній роботі англійські вчені у якості іммобілізатора використовували компост, який отримували при переробці осаду стічних вод і «зелених відходів» та збагачували його мінералами (клиноптилолітом і бентонітом). Ґрунти із різними ступенями забруднення змішували з компостом у різних співвідношеннях. Критерієм оцінки слугували: кількість продукрованої біомаси і акумульованих металів райграсом (*Lolium perenne L.*). Результати досліджень показали, що використання компосту (із зелених відходів) зменшує вилуговування Cd і Zn до 48%, тоді як внесення компосту із осаду стічних вод сприяє акумуляції Zn рослиною (удвічі більша кількість металу в тканинах), проте концентрація у райграсі Cd, Cu, Pb, навпаки, зменшується у середньому на 80% [18].

Англійськими науковцями досліджена ефективність застосування компосту, який збагачували цеолітом і/або оксидом заліза, для ремедіації ґрунту, забрудненого As. Біодоступність металу визначали шляхом оцінки кількості вилученого поллютанта райграсом (*Lolium perenne L.*). За результатами досліджень концентрація As у райграсі зменшилась до 2 мг/кг при використанні компосту із 5% вмістом оксиду заліза або цеоліту (співвідношення кількості меліоранту до кількості ґрунту – 1:7). Таким чином, після застосування іммобілізатора райграс екстрагував із ґрунту менше ніж 0,01% загальної кількості металу [17]. Застосування обох видів меліорантів було ефективним та забезпечувало значний ріст рослин на забрудненому ґрунті. Кількість рухомих форм важких металів у ґрунті зменшилась у середньому на 10 – 37% [17].

У публікації *Hussein M. E. Selim* та *Donald L. Sparks* (2001) [19] узагальнено дані моделювання рухомості і міграції As, зпрогнозовано поведінку Cd, Zn, і Cu у забруднених ґрунтах, а також процес їх хімічної іммобілізації *in situ* [19].

Застосування технології іммобілізації знижує потенційний ризик негативного впливу важких металів на рослини, але головним недоліком є те, що у процес очищення передбачається лише зменшення біодоступності забруднювачів, але не відбувається їх вилучення із середовища [2, 4, 5, 11].

Застосування електрокінетичного методу для ремедіації ґрунтів являється перспективною альтернативою для стабілізації та іммобілізації [4, 20, 21]. Електромеліорація належить до методів деконтамінації, що передбачає рух іонів у середовищі у напрямку електродів і ґрунтується на таких механізмах: електроміграція іонів, електроосмос та електрофорез [4, 21, 22]. Мобілізація осаджених на катоді іонів важких металів проводять шляхом використання комплексоутворюючих реагентів [4, 20, 22].

Узагальнені результати досліджень застосування електрохімічної ремедіації для очищення ґрунтів від важких металів, обмеження, переваги та перспективи використання даної технології представлено у роботі *Reddy Krishna* та *Cameselle Claudio* (2009), а також надано економічні розрахунки її ефективності [21].

Видалення Cr, Cu, Mn, Ni, Zn і Pb із різних типів ґрунтів (важкого і піщаного суглинку, а також піску) за допомогою електроремедіації досліджено у роботах литовських вчених [22]. Електрокінетичний метод очистки придатний для вилучення важких металів, за виключенням Ni і Pb, із піску (ефективність складає 60 – 90%) і

піщаного суглинку (70 – 80%). У ґрунтовому середовищі виявлено найнижчі залишкові концентрації Mn і Cr. Кількість вилучених важких металів однакова при напрузі 29 і 24 В, але при меншому значенні процес ремедіації займає удвічі більше часу [22].

У роботі [23] досліджено застосування електроремедіації для видалення Cd і Cu із глинистих ґрунтів, які є гарними провідниками електричного струму [22], проте у такому ґрунтовому середовищі важкі метали є більш зв'язаними [3, 4]. Процес видалення поллютантів електрокінетичним методом (при постійному струмі і напрузі 35 В) підсилювали додаванням хелатної сполуки (цитрату амонію – $(\text{NH}_4)_2\text{C}_6\text{H}_6\text{O}_7$) і сурфактанту (Polysorbate 20). Встановлено, що внесення у забруднений ґрунт цитрату амонію є більш ефективним і підвищує вилучення Cd на 48,8 %, а Cu – на 30% у порівнянні із сурфактантом [23]. Сербськими вченими [24] проведено модельний експеримент, у ході якого досліджено видалення Cu із каоліну методом електроремедіації.

Оцінено вплив різних розчинів електролітів на процес очищення ґрунтів забруднених Cr, Ni і Cd. У якості електролітів використовували [20]: 0,1 М ЕДТА (етилендіамінтетраоцтова кислота); 1,0 М CH_3COOH ; 1,0 М $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_7$; 0,1 М NaCl / 0,1 М ЕДТА та 0,05 М H_2SO_4 / 0,5М H_2SO_4 . При використанні NaCl із ЕДТА кількість вилученого із ґрунтового середовища Cr становила 79 %. Дослід із застосуванням CH_3COOH показав гірший результат – видалено лише 57 % Cr, проте вилучення Ni і Cd було найбільш ефективним – відповідно 48% і 26%. Встановлено, що використання оцтової кислоти у процесі електроремедіації є доцільним для комплексного очищення ґрунтів від важких металів. Найбільша кількість Cr (82%) видалена із середовища при додаванні $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_7$, але оскільки вилучення Ni і Cd є незначним – даний електроліт не рекомендовано для ремедіації ґрунтів при умові комплексного забруднення важкими металами.

Підвищення ефективності електроремедіації досягали шляхом підкислення ґрунту. У забруднене Cu ґрунтового середовища інтродукують бактерії (які здатні окислювати сполуки сірки до сульфатної кислоти), що сприяло збільшенню кількості рухомих форм металу [25]. Комбіноване використання електроремедіації із фітотехнологіями очищення ґрунтів, забруднених Cu, Cd та As, досліджено англійськими вченими [26].

Електрокінетичні методи ремедіації можуть спричиняти зміни мінерального складу ґрунту, для оцінки таких змін застосовують рентгенодифракційний або рентгенофлуоресцентний аналізи [19, 23].

Найбільш перспективним і екологічно безпечним методом деконтамінації забруднених ґрунтів вважається фіторемедіація. Механізм очищення ґрунтується переважно на використанні рослин-гіперакумуляторів, які здатні вилучати токсиканти із середовища у високих концентраціях і проявляти толерантність до їх дії [5, 7, 27, 28]. Головна перевага фітотехнологій – процес видалення забруднюючих речовин відбувається без руйнування структури ґрунту і зменшення його родючості [29].

Існують різні види фіторемедіації: фітоекстракція, фітостабілізація, фітодеградація, фітостимуляція, ризофільтрація, ризодеградація, фітовипаровування тощо [7, 27, 29]. Для очищення ґрунтів від важких металів використовують фітоекстракцію (поглинання та накопичення забруднювачів в організмі рослини), фітостабілізацію (зменшення мобільності поллютантів і/чи накопичення у кореневій системі рослини-акумулянта або у ризосфері) чи ризофільтрацію (метали абсорбуються і зв'язуються у корневих системах фіторемедіантів) [27, 28, 29].

Поглинання забруднюючих речовин та їх розподіл у рослинах залежить від їх біодоступності, яка складається із доступності поллютантів (їх фізико-хімічних властивостей: розчинність у воді, молекулярна маса тощо), характеристик навколишнього середовища (кислотність, гранулометричний склад ґрунту, рівень гумусу, вологість та ін.) і фізіологічних та морфологічних особливостей рослин (рівень стійкості до дії забруднювачів, рівень розвиненості кореневища тощо) [30].

Незважаючи на велику кількість переваг фіторе mediaція має ряд недоліків: високі концентрації поллютантів у середовищі можуть бути токсичними для рослин і мікроорганізмів; забруднюючі речовини повинні бути біологічно доступними для рослин; процес очищення може займати великий проміжок часу; фіторе mediaцію *in situ* використовують для очищення переважно неглибоких шарів ґрунту, окрім того токсичність і біологічна активність деградованих сполук мало досліджена [27, 28].

При плануванні і підборі рослин для фіторе mediaції, слід враховувати, що трав'янисті рослини швидше набирають біомасу і краще адаптуються до екзогенного стресу у порівнянні із кущовими рослинами і деревами [28, 29, 31, 32].

Приблизно 400 видів рослин із 45 родин належать до гіперакумулянтів металів, серед яких: *Brassicaceae*, *Fabaceae*, *Euphorbiaceae*, *Asterraceae*, *Lamiaceae* і *Scrophulariaceae* [33]. Відомими ремедіантами ґрунтового середовища є сільськогосподарські рослини: кукурудза (*Zea mays* L.), гірчиця салатна (*Brassica juncea*), рапс (*Brassica napus*), тютюн справжній (*Nicotiana tabacum* L.), редис (*Raphanus sativus*) та соняшник звичайний (*Helianthus annuus*), які здатні продукувати достатню кількість біомаси у забрудненому ґрунті і акумулювати важкі метали [5, 28, 34, 35, 36, 37]. Високий потенціал біоаккумуляції Cd/Zn, Cu, Se проявляють також деякі не сільськогосподарські рослини: відповідно альпійська ярутка (*Thlaspi caerulescens*), іпомея альпійська (*Ipomea alpine*), астрагал китицевий (*Astragalus racemosus*), а *Sebertia acuminata* і *Haumaniastrum robertii* здатні вилучати з ґрунту Co і Ni [29, 34, 38, 39].

У роботі англійських вчених (Nicholas M. Dickson та ін., 2009) наведено два фіторе mediaційні підходи. Перший ґрунтується на використанні трав'янистих рослин-гіперакумулянтів, таких, як альпійська ярутка, *Thlaspi caerulescens* (Pb, Zn, Cd, Ni), бурачок, *Alyssum* spp. (Ni, Co), птерис, *Pteris vittata* L. (As), а другий – на застосуванні багаторічних рослин: верби (*Salix* spp.) і тополі (*Populus* spp.), які здатні акумулювати підвищені концентрації лише деяких важких металів (Cd, Zn, В) [39]. Рослини *Alyssum bertolonii* і *Thlaspi caerulescens* відносять до природних гіперакумулянтів, які швидко продукують біомасу [34, 40, 41]. Встановлено, що *T. caerulescens* може щорічно вилучати 60 кг Zn і 8,4 кг Cd з гектару при біомасі врожаю 2,6 т/га [40]. *Alyssum* spp. відносять до гіперакумулянтів Ni, який рослина накопичує у листках [41].

Останнім часом досліджується ефективність використання маслянистих рослин для фіторе mediaції ґрунтів. Гірчиця салатна (*Brassica juncea*) і рапс (*Brassica napus*) виявили здатність акумулювати високі концентрації Cd, Cu, Pb, Ni і Zn [35, 37, 42].

Рослини, що проявляють толерантність до впливу важких металів та мають високий показник коефіцієнта біологічного накопичення (співвідношення кількості поллютанту у ґрунті до його кількості у рослині), але низькі значення коефіцієнту транслокації (КТ), можуть застосовуватися для фітостабілізації забруднюючих речовин у ґрунтовому середовищі. Встановлено, що європейський чорний паслін (*Solanum nigrum* L.), ветвянка повзуча (*Brachiaria reptans* (L.) Gard. & Hubb.), портулак городній (*Portulaca oleracea* L.) і нетреба звичайна (*Xanthium strumarium* L.) мають високі коефіцієнти біологічного накопичення – відповідно 18,5 для Pb, 14,8; 25,4; 14,2 для Cu, але акумулюють важкі метали переважно у своїй кореневій системі, обмежуючи їх перенос до надземної частини. Таким чином, ці види рослин рекомендують використовувати для фітостабілізації Cu і Pb [29]. Згідно із результатами досліджень Archer M. J. G. та Robert A. Caldwell (2004) проявляють толерантність і здатні накопичувати Pb, Cu і Cd, а отже, можуть використовуватись для фітостабілізації, наступні рослини: бермудська трава (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.), ситник (*Juncus usitatus*) і ломандра довголисту (*Lomandra longifolia*) [31].

Ґрунтуючись на високому значенні коефіцієнту транслокації, *Parthenium hysterophorus* L. і амарант зелений (*Amaranthus viridis* L.) можуть бути рекомендовані для застосування у процесі фітоекстракції відповідно Pb (КТ 23,0) і Ni (КТ 20,7) [29]. Такі рослини, як гусяча трава (*Eleusine indica* L. Gaerth.) і ветвянка повзуча (*Brachiaria reptans*

(L.) Gard. & Hubb.), найбільш ефективно накопичують Pb, Co, Zn, проте іпомея плющеподібна (*Ipomoea hederacea* Jacq.), портулак городній (*Portulaca oleracea* L.) та нетреба звичайна (*Xanthium strumarium* L.) вважаються акумулянтами Pb і Cu. У якості фіторемедіантів ґрунтів із високим вмістом Pb і Co використовували сить круглу (*Cyprus rotundus* L.), амарант зелений (*Amaranthus viridis* L.) та ценхрус (*Cenchrus pennisetiformis*), а піретрум (*Parthenium hysterophorus* L.) – найбільш ефективний вид рослин для видалення Pb, Cu, Ni, Zn, Cr і Co із середовища [29].

У ряді наукових робіт вивчається здатність пасліну чорного (*Solanum nigrum* L.) акумулювати важкі метали і проявляти стійкість до токсичної дії поллютантів [1, 29, 43]. За даними досліджень, *Solanum nigrum* L. віднесено до гіперакумулянтів Cu [29], проте у роботі інших вчених (Weia Shuhe та ін., 2006) рослина виступає природним акумулянтом Cd. Встановлено, що концентрація Cd у стеблах і листках *Solanum nigrum* L., зібраних під час цвітіння, відповідно на 83,1% і 85,5% більша, а ніж на інших стадіях росту [43].

У дослідженнях китайські вчені (Puhui Ji та ін., 2011) у якості фіторемедіанта забруднених кадмієм ґрунтів (1,91 мг/кг) також використовували *Solanum nigrum* L., але для покращення росту рослини у ґрунт також додавали добрива [1]. Згідно із отриманими результатами, для збільшення вилучення металу на 75% рекомендовано саджати рослину двічі на рік у забруднений ґрунт [1, 43]. Додавання добрив (NH_4NO_3 у концентрації 400 кг/га, NH_4NO_3 і $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ – 600:300 кг/га і 300:600кг/га, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ – 600 кг/га) не сприяло збільшенню біомаси рослини і скороченню терміну фіторемедіації.

Таким чином, *Solanum nigrum* L. є найбільш ефективним у процесі очищення за умови помірного рівня забруднення ґрунтів, а також має відносно велику біомасу врожаю у порівнянні з іншими відомими фіторемедіантами – альпійською яруткою (*Thlaspi caerulescens*) і кардаминописом Галлера (*Arabidopsis halleri*) [1, 43].

Thlaspi caerulescens виявляє здатність вилучати із ґрунту 22% Cd і 4% Zn. *Arabidopsis halleri* акумулює таку саму кількість Zn, як ярутка, але кадмій накопичує у більш низьких концентраціях [44]. За результатами досліджень англійських вчених *Thlaspi caerulescens* вилучає 43% Cd і 7% Zn із ґрунтів, що знаходяться на території індустриальних районів (початковий вміст важких металів у середовищі становив: Cd – 19 мг/кг, Zn – 2920 мг/кг) [45].

Альпійську ярутку (*Thlaspi caerulescens*) використовують для ремедіації ґрунтів, забруднених Cd/Zn, проте за наявності у середовищі Cu рослина виявляє чутливість до токсичності дії металу, що лімітує застосування даного фіторемедіанта [45, 46].

Досліджено ефективність використання багаторічних рослин для очищення ґрунтів, забруднених Pb (75 мг/кг). Згідно із одержаними даними альтернантера (*Alternanthera philaxeroides*) здатна вилучати у 1,3 – 1,8 раз більшу кількість важкого металу, ніж портулак великоквітковий (*Portulaca grandiflora*) і санвіталія (*Sanvitalia procumbens*). Вміст Pb зменшився на 31 – 83%, а залишкова концентрація у середовищі становила 62,61 – 23,18 мг/кг. Найвищий рівень акумуляції поллютанта рослинами-фіторемедіантами спостерігається на 45 день експерименту [47].

При моделюванні процесу ремедіації встановлено, що збільшення концентрації Pb у ґрунті призводить до збільшення кількості вилученого металу суріпицею звичайною (*Barbarea verna*) і шпинатом (*Spinacia Oleracea* L.), але при збільшенні вмісту Cd кількість акумульованого рослинами металу залишається сталою [48]. Китайські вчені рекомендують для очищення забруднених Cd ґрунтів використовувати злинку канадську (*Conyza canadensis*) і жерушник шаровидний (*Rorippa globosa* (Turcz.) Hayek) [32].

У роботі Nosheen Mirza та ін. (2010) досліджується ремедіаційний потенціал арундо (*Arundo donax*), що застосовували на ґрунтах, забруднених As і Hg (концентрації As – 1, 2 і 3 мг/кг, а Hg – 20, 25 і 30 мг/кг). Рослина здатна акумулювати 11,18 % As, проте на 12 тиждень експерименту кількість металу зменшилась до 0,97 %. На 5 тиждень досліду було вилучено приблизно 1% Hg, а на 12 – лише 0,17 %. Хоча *Arundo donax* проявляє стійкість до дії поллютантів, проте ефективним є при використанні для очищення мулистих ґрунтів

[49]. Для фіторе mediaції забруднених As ґрунтів використовують також папоротевиді рослини, наприклад, *Pityrogramma calomelanos* [50].

Рекультивування і вилучення важких металів із забрудненого ґрунтового середовища шляхом застосування дерев'янистої і кущистої рослинності вважається перспективним і активно досліджується [16, 39, 51].

Деякі рослини із роду *Jasminum* проявляють високий рівень толерантності до ґрунтів, що мають підвищений вміст Cr, тому досліджено їх фіторе mediaційних потенціал. Найбільшу кількість акумульованого Cr виявлено у кореневій системі туберози (*Polianthus tuberosus*) – 14,0 мг/кг, жасмину каталонського (*Jasminum grandiflorum*) – 7,89 мг/кг, самбаку (*Jasminum sambac*) – 7,82 мг/кг і олеандру (*Nerium oleander*) – 7,32 мг/кг. *Jasminum grandiflorum* здатний накопичувати відносно високі концентрації металу у листі. Всі рослини, окрім *Nerium oleander*, проявляють толерантність до забруднення кадмієм ґрунтів [16].

У роботі грецьких вчених (Kadukova J. та ін., 2008) досліджено видалення із засолених ґрунтів, акумуляцію і екскрецію Pb і Cd тамариксом (*Tamarix smyrnensis Bunge*). Засоленість ґрунтів не впливає на ефективність накопичення Pb, але вміст Cd у рослині підвищувався із збільшенням ступеня засоленості. Свинець акумулювався переважно у кореневищі тамариксу, а кадмій – у його надземній частині. За результатами дослідження встановлено, що важкі метали екскретуються на поверхні листків, таким чином, *Tamarix smyrnensis Bunge* можна застосовувати для нової технології фіторе mediaції – фітоекскреції [51].

Ефективність використання фітотехнології визначається рівнем фітодоступності важких металів у ґрунтовому середовищі [45]. Для підсилення ре mediaції застосовують ефектори, які представлені переважно хелатними сполуками [34, 42, 52, 53], проте іноді застосовують мікроорганізми [34, 54].

Поширеними ефекторами є: ЕДТА (етилендіамінтетраоцтова кислота), лимона кислота, ДТРА (диетилентриамінпентаоцтова кислота), ЕГТА (етиленгліколь тетраоцтова кислота) та інші [5, 42, 53, 55]. Синтетичні хелатні сполуки вважаються більш ефективними, але мають серйозний недолік при застосуванні – утворюється велика кількість розчинних і рухомих форм металів [53, 56].

У роботі бразильських вчених порівняно застосування синтетичних ефекторів і природно отриманих органічних кислот із низкою молекулярною масою (LMWOA), а також оцінено їх здатність збільшувати фітоекстракцію важких металів гірчицею сарептською (*Brassica juncea (L.) Czern.*) за умови комплексного забруднення ґрунтового середовища. Встановлено, що галова і лимонна кислоти стимулюють видалення Cd, Zn, Cu і Ni із ґрунту без збільшення ризику вилуговування важких металів [56]. Головною перевагою застосування органічних кислот є низький рівень їх фітотоксичності у порівнянні із синтетичними хелатними сполуками [53, 56].

Про перспективу використання фіторе mediaції для очищення ґрунтів від важких металів свідчать результати дослідження здатності гірчиці сарептської (*Brassica juncea (L.) Czern.*) вилучати Cu і Ni із ґрунтового середовища. Для підвищення накопичення важких металів використовували ефектор фітоекстракції – ЕДТА у вигляді водного розчину його динатрієвої солі у концентраціях від 1 до 10 ммоль/кг. Найбільш ефективним є використання ЕДТА у кількості 10 ммоль/кг – коефіцієнти накопичення важких металів гірчицею становлять: для Cu – 3,92 (контроль 0,09) та Ni – 5,32 (при контролі 0,21). Додавання ефектора скорочує термін ре mediaції ґрунтового середовища удвічі [42].

У роботі Freitas E. V. та do Nascimento C.W. (2009) для збільшення у ґрунті кількості розчинних форм Pb застосовували також синтетичні азотовмісні полікарбоксильні кислоти. Хелатні сполуки (нитрилтриоцтова кислота ($C_6H_9NO_6$) і ЕДТА) вносили у ґрунтове середовище, в якому культивували кукурудзу (*Zea mays L.*), у кількостях 2, 5, 10 та 20 ммоль/кг. За результатами дослідження рекомендовано нитрилтриоцтову кислоту у концентрації 5 ммоль/кг для підсилення процесу вилучення Pb [52].

Вивчено вплив ЕДТА та лимонної кислоти на акумуляцію Zn, Cu, Pb і Cd чорнобривцями (*Tagetes erecta*). Внесення у ґрунт ЕДТА у кількості 30 мг/л спричиняє пригнічення росту та розвитку рослин, що проявляється переважно у зменшенні кількості хлорофілу, вмісту білків, а також біомаси. При внесенні однакових концентрацій ефекторів, ЕДТА є більш ефективним засобом для збільшення акумуляції поллютантів. При внесенні ЕДТА у концентрації 30 мг/л із всіх металів Zn накопичується у найбільшій кількості (526,34 мг/кг), потім Cu (443,14 мг/кг), Pb (393,16 мг/кг) і Cd (333,62 мг/кг) [55]. У іншій роботі вчені (*Dawood Muhammad* та ін., 2009) досліджували вплив ЕДТА і лимонної кислоти на процес вилучення Cd, Cu, Pb і Cr із штучно забрудненого ґрунту, у якому культивували рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia* L.). За результатами дослідження найбільш ефективним для комплексного вилучення Cd, Pb і Cr є додавання ЕДТА у концентрації 5 ммоль/кг, проте відмічено значне зменшення біомаси і затримання росту рослини. Вміст Cd у паростках підвищувався на 36,9% при додаванні лимонної кислоти та ЕДТА у кількості 10 ммоль/кг. Найбільша концентрація Pb у корінні відмічена при обробці ґрунту розчином лимонної кислоти (2,5 ммоль/кг), проте ЕДТА, навпаки, збільшує акумуляцію свинцю у паростках. Максимальне накопичення Cd, Cu, Pb у корінні і Cr у надземній частині *Typha angustifolia* L. спостерігалось при додаванні лимонної кислоти у концентраціях 5 і 10 ммоль/кг [53].

Використання ЕДТА (0,5 і 1,0 г/кг ґрунту) для підсилення ремедіації ґрунтів журушником шаровидним (*Rorippa globosa*) на стадіях розвитку рослини перед цвітінням пригнічує її ріст та вилучення Cd з ґрунтового середовища. У порівнянні із контролем кількість сухої біомаси, концентрація Cd і загальний показник акумуляції металу у надземній частині знизилась відповідно на 39,6%, 3,1 і 41,0% при внесенні ефектора у кількості 1,0 г/кг. Додавання ЕДТА у період цвітіння і дозрівання плодів рослини сприяло її розвитку і абсорбції Cd, особливо у концентрації 1,0 г/кг. Таким чином, застосування помірної концентрації ЕДТА на оптимальній стадії розвитку *Rorippa globosa* є ефективним для збільшення кількості вилученого Cd із ґрунту [57].

Відносно новим напрямом досліджень у сфері фіторемердіації є вивчення ефективності застосування ґрунтової мікробіоти у процесі очищення. Ґрунтові мікроорганізми мають здатність впливати на біологічну доступність і процес поглинання важких металів [58], а також можуть сприяти росту та зменшувати токсичну дію поллютантів на рослини [59].

Приблизно 80% надземних рослин мають симбіотичні асоціації мікроорганізмів. Здатність існувати у забрудненому важкими металами середовищі характерна для багатьох видів, що живуть у ризосфері, причиною стійкості ґрунтової мікробіоти може бути, як вроджені механізми адаптації, так і набуті [54].

У забруднений ґрунт можуть вносити характерні для нього мікроорганізми (внутрішня біоремердіація) або виділені із певного середовища, а потім інтродуційовані у забруднене (біоаугментація) [60, 61].

Встановлено, що *Pseudomonas spp.*, *Bacillus spp.*, *Mesorhizobium sp.*, *Microbacterium spp.*, *Rhizobium spp.*, *Variovorax sp.*, *Rhodococcus sp.*, *Psychrobacter spp.*, *Flavobacterium sp.*, *Sinorhizobium sp.* і *Achromobacter sp.* можуть сприяти фітоекстракції Ni, Pb і Zn із ґрунту рослинами [62].

Ізольовано та досліджено стійкі до забруднення Ni бактерії, що живуть у ризосфері бурачка серполистого (*Alyssum serpyllifolium*) і тимофіївки степової (*Phleum phleoides* (L.) Karsten). Вилучені мікроорганізми сприяють росту і вилученню Ni рослинами роду *Brassica* (*Brassica juncea* і *Brassica oxyrrhina*) із ґрунтового середовища [63].

Російськими науковцями вивчено вплив *Variovorax paradoxus*, *Rhodococcus sp.*, *Flavobacterium sp.* на розвиток фіторемердіанта – гірчиці сарептської (*Brassica juncea*), що культивується у ґрунті із підвищеним вмістом Cd. Ґрунтові бактерії стимулювали видовження коренів у рослин, а також проявили стійкість до забруднення Zn, Cu, Ni і Co [59].

У наукових роботах (So-Yeon Koo та ін., 2009; Ying Ma та ін., 2009; Armelle Braud та ін., 2009, He Chi Quan та ін., 2010) встановлено збільшення вмісту важких металів у тканинах рослин-фіторемедіантів при інтродукції мікроорганізмів у ризосферу [62, 63, 64, 65] проте Sangram Sinha та ін. (2008) і Dary M. та ін. (2010) відмічають навпаки погіршення [66, 67].

Використання *Bradyrhizobium sp.*, *Pseudomonas sp.*, *Ochrobactrum sp.* зменшує акумуляцію Pb, Cu і Cd люпином жовтим (*Lupinus luteus*), але призводить до збільшення біомаси рослини [67]. При внесенні мікроорганізмів *Bacillus subtilis*, *Bacillus cereus*, *Flavobacterium sp.*, *Pseudomonas aeruginosa* спостерігається збільшення біомаси надземної частини фіторемедіанта і кількості акумульованого Zn *Orychophragmus violaceus* [65].

Французькими вченими встановлено, що *Ralstonia metallidurans* підсилює ефективність фіторемедіації шляхом збільшення накопичення Cr у надземній частині кукурудзи (*Zea mays L.*), а *Pseudomonas aeruginosa* – сприяє вилученню Cr та Pb [64]. За результатами досліджень Abou-Shanab R. A. та ін. (2008) на акумуляцію Cr *Zea mays L.* впливає сумісна інтродукція мікроорганізмів: *Bacillus subtilis*, *Bacillus pumilus*, *Brevibacterium halotolerans*, *Pseudomonas pseudoalcaligenes* [60].

Додавання *Pseudomonas aeruginosa* покращує ріст і збільшує розгалуженість кореневої системи *Cucurbita moschata* та *Brassica juncea*, проте зменшує вилучення із ґрунтового середовища та накопичення Cd на 59,22% у кореневій системі і на 47,40% у надземній частині фіторемедіанта *Cucurbita moschata*. Знижується кількість поглинутого Cd гірчицею на 52,44% та 36,89%, відповідно, корінням і надземною частиною рослини [66].

При внесенні *Burkholderia cepacia* у ризосферу *Sedum alfredii* спостерігається збільшення росту фіторемедіанта на 119%, а також сприяє вилученню Cd та Zn відповідно на 243% і 96,3% [68]. Китайськими вченими доведено, що інтродукція *Bacillus sp. RJ16* підвищує ефективність фітоекстракції Cd рапсом (*Brassica napus*), збільшуючи, таким чином, вміст металу у кореневій системі із 11% до 136%, а надземній частині – на 20% – 27% у порівнянні із контрольними зразками [69].

Azotobacter chroococcum HKN-5, *Bacillus megaterium* HKP-1 і *Bacillus mucilaginosus* HKK-1 проявляють здатність підвищувати вилучення Pb, Zn, Cu відповідно до 92%, 38% і 36% фіторемедіантом *Brassica juncea* [70].

Грецькими науковцями досліджено ефективність застосування *Desulfuromonas palmitatis* разом із ЕДТА. За результатами дослідів встановлено, що вилучення Pb збільшується на 10%, проте сумісне використання ефектора і бактерій зменшує екстракцію Zn на 30% [71].

У роботі Ogbo E. M. та ін. (2011) досліджено вплив *Pleurotus tuber-regium* Fr. Singer на біологічну доступність поллютантів у ґрунтах, що забруднені важкими металами та нафтовими продуктами [72].

Внесення у ґрунтове середовище *Sinorhizobium sp. Pb002* і нейногенного сурфактанта TritonX-100 збільшує ефективність фітоекстракції Pb фіторемедіантом *Brassica juncea* на 56% [73].

Важливим питання є утилізація рослин-фіторемедіантів після процесу вилучення важких металів із ґрунтового середовища. Запропоновано переробляти біомасу рослин у біоенергію шляхом використання різних технологій (анаеробне перегнивання, спалювання, перетворення на газ, вироблення біодизеля) [34].

Таким чином, фіторемедіація є перспективним методом очищення та відновлення забруднених середовищ і використовується як самостійно при низьких і помірних рівнях забруднення ґрунтів, так і у комплексі з іншими ремедіаційними технологіями, переважно, як остання стадія деконтамінації територій з високим вмістом забруднюючих речовин [5, 39].

Висновки

Найбільш поширеними традиційними методами очищення ґрунтів є видалення забрудненого шару і його захоронення, а також нанесення на забруднений ґрунт родючого шару або їх змішування. Більшість традиційних технологій ремедіації є занадто дорогими, викликають погіршення родючості ґрунту та можуть негативно впливати на екосистему в цілому.

Останнім часом проведено велику кількість досліджень, спрямованих на розвиток альтернативних методів деконтамінації та реабілітації забруднених територій. Запропоновано цілий ряд сучасних технологій ремедіації ґрунтів: екстракційні методи, що передбачають застосування хімічних реагентів, внесення у ґрунт сорбентів, проте найбільш поширеними є іммобілізації поллютантів, різні варіанти електрокінетичних методів очищення ґрунтів та фіторемердіація. Незважаючи на те, що альтернативні методи рекультивації ґрунтового середовища мають недоліки, проте вважаються більш ефективними з екологічної та рентабельними з економічної точки зору.

1. Puhui J. Strategies for enhancing the phytoremediation of cadmium-contaminated agricultural soils by *Solanum nigrum* L. / J. Puhui, S. Tieheng, Yu. Song, M. Leigh Ackland, Y. Liu // *Environmental Pollution*. – 2011. – № 159. – P. 762 – 768.

2. Королёв В. А. Очистка ґрунтов от загрязнений / В. А. Королёв. – М.: Интерпериодика, 2001. – 365 с.

3. Adriano D. C. Trace elements in terrestrial environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metal / D. C. Adriano. – NY: Springer, 2003. – 879 p.

4. Dermont G. Metal-contaminated soils: remediation practices and treatment technologies / G. Dermont, M. Bergeron, G. Mercier, M. Richer-Laflèche // *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*. – 2008. – Vol. 12, № 3. – P. 188 – 209.

5. Ghosh M. Review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's by products / M. Ghosh, S. Singh // *Asian Journal on Energy and Environment*. – 2005. – №6(04). – P. 214 – 231.

6. Adejumo S. A. In situ remediation of heavy metal contaminated soil using Mexian Sunflower (*Tithonia diversifolia*) and Cassava waste composts / S. A. Adejumo, A. O. Togun, J. A. Adediran, M. B. Ogundiran // *World Journal of Agricultural Sciences*. – 2011. – № 7(2) – P. 224 – 233.

7. Marmiroli N. Phytoremediation and phytotechnologies: a review for the present and the future / N. Marmiroli, M. Marmiroli, E. Maestri // *Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation*. – 2006. – № 3(23) – P. 403 – 416.

8. Willey N. Phytoremediation: methods and reviews / N. Willey. – New Jersey: Humana Press Inc., 2007. – 478 p.

9. Guo G. Availability and assessment of fixing additives for the in situ remediation of heavy metal contaminated soils: a review / G. Guo, Q. Zhou, L. Q. Ma // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2006. – Vol. 116, № 1–3. – P. 513–528.

10. Smith L. A. Remedial options for metals-contaminated sites / L. A. Smith, J. L. Means, A. Chen. – USA: Lewis Publishers, 1995. – 240 p.

11. Ling W. Use of bentonite to control the release of copper from contaminated soils / W. Ling, Q. Shen, Y. Gao, X. Gu, Z. Yang // *Australian Journal of Soil Research*. – 2007. – Vol. 45, № 8. – P. 618–623.

12. Basta N. T. Remediation of Heavy Metal-Contaminated Soil Using Rock Phosphate / N. T. Basta, R. Gradwohl // *Better Crops with Plant Food*. – 1998. – Vol. 82. – No. 4. – P. 29 – 31.

13. Fawzy E. M. Soil remediation using in situ immobilization techniques / E. M. Fawzy // *Chemistry and Ecology*. – 2008. – Vol. 24, № 2. – P. 147–156.

14. Kumpiene J. Stabilization of Pb- and Cu-contaminated soil using coal fly ash and peat / J. Kumpiene, A. Lagerkvist, Ch. Maurice // *Environmental Pollution*. – 2007. – Vol. 145, № 1. – P. 365–373.

15. Farrell M. Migration of heavy metals in soil as influenced by compost amendments / M. Farrell, W. T. Perkins, P. J. Hobbs, G. W. Griffith, D. L. Jones // *Environmental Pollution*. – 2010. – Vol. 158, № 1. – P. 55 – 64.
16. Santiago M. Remediation of chromium contaminated soils: Potential for phyto and bioremediation / M. Santiago S. Santhama: Materials of 19th World Congress of Soil Science [“Soil Solutions for a Changing World”]. (Brisbane, Australia, 1 – 6 August 2010), 2010. – P. 211-214.
17. Gadepalle V. P. Effects of amended compost on mobility and uptake of arsenic by rye grass in contaminated soil / V. P. Gadepalle, S. K. Oukia, R. Van Herwijnen, T. Hutchings // *Chemosphere*. – 2008. – Vol. 72, № 7. – P. 1056–1061.
18. Van Herwijnen R. Remediation of metal contaminated soil with mineral-amended composts / R. van Herwijnen, T. R. Hutchings, A. Al-Tabbaa, A. J. Moffat, M. L. Johnsd, S. K. Oukia // *Environmental Pollution*. – 2007. – Vol. 150, № 3. – P. 347 – 354.
19. Selim H. M. E. Heavy metals release in soils / H. M. E. Selim, D. L. Sparks. – London: Lewis Publishers, 2001. – P. 249.
20. Reddy K. R. Enhanced electrokinetic remediation of heavy metals in glacial till soils using different electrolyte solutions / K. R. Reddy, S. Chinthamreddy // *Journal of Environmental Engineering*. – 2004. – Vol. 130, № 4. – P. 442 – 455.
21. Reddy K. R. Electrochemical remediation technologies for polluted soils, sediments and groundwater / K. R. Reddy, C. Cameselle. – New Jersey: John Wiley & Sons Inc. Hoboken, 2009. – 732 p.
22. Greičiūtė K. Decontamination of heavy-metal polluted by using electrokinetic remediation / K. Greičiūtė, S. Vasarevičius // *Geologija*. – 2007. – № 57. – P. 55 – 62.
23. Paramkusam B. R. Enhanced electrokinetic remediation of soil contaminated with heavy metals / B. R. Paramkusam, R. P. Tiwari, R. K. Srivastava // *GeoCongress 2008: Geotechnics of Waste Management and Remediation*. – 2008. – P. 439 – 446.
24. Rajić L. Electrokinetic treatment of Cu contaminated kaolin: using an Fe/Cu galvanic cell / L. Rajić, B. Dalmacija, S. Ugarčina Perović, M. Bokorov // *International Journal of Electrochemical Science*. – 2012. – № 7. – P. 58 – 67.
25. Maini G. An integrated method incorporating sulfur-oxidising bacteria and electrokinetics to enhance removal of copper from contaminated soil / G. Maini, A. K. Sharman, G. Sunderland, C. J. Knowles, S. Jackman // *Environmental Science & Technology*. – 2000. – № 34(6). – P. 1081–1087.
26. O'Connor C. S. The combined use of electrokinetic remediation and phytoremediation to decontaminate metal polluted soils: A laboratory-scale feasibility study / C. S. O'Connor, N. W. Lepp, R. Edwards, G. Sunderland // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2003. – № 84 (1–2). – P. 141–158.
27. Galiulin R. F. Airbone soil contamination by heavy metals in Russia and Poland, and its remediation / R. F. Galiulin, V. N. Bashkin, R. A. Galiulin // *Land Contamination and Reclamation*. – 2002. – № 10 (3). – P. 179 –187.
28. Sarma H. Metal hyperaccumulation in plants: a review focusing on phytoremediation technology / H. Sarma // *Journal of Environmental Science and Technology*. – 2011. – № 4. – P. 118–138.
29. Naseem Malik R. Heavy metal contamination and accumulation in soil and wild plant species from industrial area of Islamabad, Pakistan / R. Naseem Malik, S. Z. Husain, I. Nazir // *Pakistan Journal of Botany*. – 2010. – № 42(1). – P. 291–301.
30. Bilyk T. I. Bioavailability of pollutants in water and soil environments/ T. I. Bilyk, O. S. Shtyka, A. O. Avdeyeva, A. O. Padalka // *Proceedings of the National Aviation University*. – 2008. – № 2(35). – P. 78–80.
31. Archer M. J. G. Response of six Australian plant species to heavy metal contamination at an abandoned mine site / M. J. G. Archer, R. A. Caldwell // *Water Air and Soil Pollution*. – 2004. – № 157. – P. 257–267.

32. Wei S. Hyperaccumulative property comparison of 24 weed species to heavy metals using a pot culture experiment / S. Wei, Q. Zhou, H. Xiao, Ch. Yang et al. // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2009. – № 152. – P. 299–307.
33. Dushenkov S. Trends in phytoremediation of radionuclides / S. Dushenkov // *Plant and Soil*. – 2003. – Vol. 249, № 1. – P. 167–175.
34. Ginneken L. V. Phytoremediation for heavy metal-contaminated soils combined with bioenergy production / L. V. Ginneken, E. Meers, R. Guisson, A. Ruttens and others // *Journal of Environment Engineering and Landscape management*. – 2007. – Vol. XV, No 4. – P. 227–236.
35. Meers E. Potential of *Brassica rapa*, *Cannabis sativa*, *Helianthus annuus* and *Zea mays* for phytoextraction of heavy metals from calcareous dredged sediment derived soils / E. Meers, A. Ruttens, M. Hopgood, E. Lesage, F. M. G. Tack // *Chemosphere*. – 2005. – № 61 – P. 561–572.
36. Schmidt U. Enhancing phytoextraction: the effect of chemical soil manipulation on mobility, plant accumulation and leaching of heavy metals / U. Schmidt // *Journal of Environmental Quality*. – 2003. – Vol. 32, № 6. – P. 1939–1954.
37. Marchiol L. Phytoextraction of heavy metals by canola (*Brassica napus*) and radish (*Raphanus sativus*) grown on multicontaminated soil / L. Marchiol, S. Assolari, P. Sacco, G. Zebri // *Environmental Pollution*. – 2004. – № 132. – P. 21–27.
38. Gupta S. Assessment of heavy metal accumulation in macrophyte, agricultural soil and crop plants adjacent to discharge zone of sponge iron factory / S. Gupta, S. Nayek, R. N. Saha, S. Satpati // *Environmental Geology*. – 2008. – Vol. 55, № 4. – P. 731–739.
39. Dickinson N. M. Phytoremediation of inorganics: realism and synergies / N. M. Dickinson, A. J. M. Baker, A. Doronila, S. Laidlaw, R. Reeves // *International Journal of Phytoremediation*. – 2009. – № 11. – P. 97–114.
40. Robinson B. H. The potential of *Thlaspi caerulescens* for phytoremediation of contaminated soils / B. H. Robinson, M. Leblanc, D. Petit, R. R. Brooks, J. H. Kirkman, P. E. H. Gregg // *Plant and Soil*. – 1998. – № 203. – P. 47–56.
41. Chaney R. L. Improved understanding of hyperaccumulation yields commercial phytoextraction and phytomining technologies / R. L. Chaney, J. S. Angle, C. L. Broadhurst, C. A. Peters et al. // *Journal of Environmental Quality*. – 2007. – № 36 (5). – P. 1429–1423.
42. Галиулин Р. В. Очистка почв от тяжелых металлов с помощью растений / Р. В. Галиулин, Р. А. Галиулина // *Вестник Российской академии наук*. – 2008. – Т. 78, № 3. – С. 247–249.
43. Wei S. Flowering stage characteristics of cadmium hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. and their significance to phytoremediation / S. Wei, Q. Zhou, P. V. Koval // *Science of the Total Environment*. – 2006. – № 369. – P. 441–446.
44. McGrath S. P. Field evaluation of Cd and Zn phytoextraction potential by the hyperaccumulators *Thlaspi caerulescens* and *Arabidopsis halleri* / S. P. McGrath, E. Lombi, C. W. Gray, N. Caille et al. // *Environmental Pollution*. – 2006. – Vol. 141, № 1. – P. 115–125.
45. Lombi E. Phytoremediation of heavy metal-contaminated soils: natural hyperaccumulation versus chemically enhanced phytoextraction / E. Lombi, F. J. Zhao, S. J. Dunham, S. P. McGrath // *Journal of Environmental Quality*. – 2001. – Vol. 30, № 6. – P. 1919–1926.
46. Mijovilovich A. Complexation and toxicity of copper in higher plants. II. Different mechanisms for copper versus cadmium detoxication in copper-sensitive cadmium/zinc hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* / A. Mijovilovich, B. Leitenmaier, W. Meyer-Klaucker, P. M. Kroneck et al. // *Plant Physiology*. – 2009. – № 151. – P. 715–731.
47. Cho-Ruk K. Perennial plants in the phytoremediation of lead contaminated soils / K. Cho-Ruk, J. Kurukote, P. Supprung, S. Vctayasuporn // *Biotechnology*. – 2006. – № 5 (1). – P. 1–4.
48. Khodaverdi H. Investigated modeling of phytoremediation of soil contaminated with cadmium and lead / H. Khodaverdi, M. Homai // *Science and Technology of Agriculture and Natural Resources*. – 2008. – № 42. – P. 417–426.

49. Nosheen M. Phytoremediation of arsenic (As) and mercury (Hg) contaminated soil / M. Nosheen, P. Arshid, M. Qaisar, S. A. Sheikh // World Applied Sciences Journal. – 2010. – №8 (1). – P. 113–118.
50. Jankong P. Enhanced phytoremediation of arsenic contaminated land / P. Jankong, P. Visoottiviseth, S. Khokiattiwong // Chemosphere. – 2007. – № 68. – P. 1906–1912.
51. Kadukova J. Pb and Cd accumulation and phyto-excretion by salt cedar (*Tamarix smyrnensis Bunge*) / J. Kadukova, E. Manousaki, N. Kalogerakis // Journal of Phytoremediation. – 2008. – №10(1). – P. 31–46.
52. Freitas E. V. The use of NTA for lead phytoextraction from soil from a battery recycling site / E. V. Freitas, C. W. do Nascimento // Journal of Hazardous Materials. – 2009. – № 171(1-3). – P. 833–837.
53. Dawood M. Comparison of EDTA and citric acid enhanced phytoextraction of heavy metals in artificially metal contaminated soil by *Typha angustifolia* / M. Dawood, Ch. Fei, Z. Jing, Z. Guoping // International Journal of Phytoremediation. – 2009. – № 11. – P. 558–574.
54. Karami A. Phytoremediation of heavy metals with several efficiency enhancer methods / A. Karami, Sh. Karami, H. Zulkifli // African Journal of Biotechnology. – 2010. – Vol. 9, № 25. – P. 3689–3698.
55. Sinhal V. K. EDTA and citric acid mediated phytoextraction of Zn, Cu, Pb and Cd through marigold (*Tagetes erecta*) / V. K. Sinhal, A. Srivastava, V. P. Singh // Journal of Environmental Biology. – 2010. – № 31. – P. 255–259.
56. Do Nascimento C. W. Comparison of natural organic acids and synthetic chelates at enhancing phytoextraction of metals from a multi-metal contaminated soil / C. W. Do Nascimento, D. Amarasiriwardena, B. Xing // Environmental Pollution. – 2006. – №140(1). – P. 114–123.
57. Sun Yu. The role of EDTA on cadmium phytoextraction in a cadmium-hyperaccumulator *Rorippa globosa* / Yu. Sun, Q. Zhou, Y. Xu, L. Wang, X. Liang // Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology. – 2011. – Vol. 3, № 3. – P. 45–51.
58. Cardon D. L. Growth response and heavy metals tolerance of *Axonopus affinis*, inoculated with plant growth-promoting rhizobacteria / D. L. Cardon, S. M. Villafan, A. R. Tovar, S. P. Jimenez et al. // African Journal of Biotechnology. – 2010. – Vol. 9, № 51. – P. 8772–8782.
59. Belimov A. A. Employment of rhizobacteria for the inoculation of barley plants cultivated soil contaminated with lead and cadmium / A. A. Belimov, A. M. Kunakova, V. I. Safronova, V. V. Stepanok et al. // Microbiology. – 2004. – № 73. – P. 99–106.
60. Abou-Shanab R. The role of bacteria on heavy-metal extraction and uptake by plants growing on multi-metal-contaminated soils / R. Abou-Shanab, K. Ghanem, N. Ghanem, A. Al-Kolaibe // World Journal of Microbiology and Biotechnology. – 2008. – Vol. 24, №2. – P. 253–262.
61. Dinu L. D. Isolation of heavy metal resistant bacterial strains from the battery manufactured polluted environment / L. D. Dinu, L. Anghel, S. Jurcoane // Romanian Biotechnological Letters. – 2011. – Vol. 16, № 6. – P. 102–106.
62. Koo S. Y. Isolation and characterization of a plant growth-promoting rhizobacterium *Serratia sp. SY5* / S. Y. Koo, K. S. Cho // Journal of Microbiology and Biotechnology. – 2009. – № 19. – P. 1431–1438.
63. Ma Y. Improvrmnt of plant growth and nickel uptake by nickel resistant-plant-growthpromoting bacteria / Y. Ma, M. Rajkumar, H. Freitas // Journal of Hazardous Materials. – 2009. – № 166. – P. 1154–1161.
64. Braud A. Enhanced phytoextraction of an agricultural Cr- and Pb-contaminated soil by bioaugmentation with siderophore-producing bacteria / A. Braud, K. Jezequel, S. Bazot, T. Lebeau // Chemosphere. – 2009. – № 74. – P. 280–286.

65. He C. Q. Effect of Zn-tolerant bacterial strains on growth and Zn accumulation in *Orychophragmus violaceus* / C. Q. He, G. E. Tan, X. Liang, W. Du et al. // *Applied Soil Ecology*. – 2010. – № 44. – P. 1–5.
66. Sinha S. Cadmium-induced siderophore production by a high Cd-resistant bacterial strain relieved Cd toxicity in plants through root colonization / S. Sinha, S. K. Mukherjee // *Current Opinion in Microbiology*. – 2008. – № 56. – P. 55–60.
67. Dary M. In situ phytostabilisation of heavy metal polluted soils using *Lupinus luteus* inoculated with metal resistant plant-growth promoting rhizobacteria / M. Dary, M. A. Chamber-Perez, A. J. Palomares, E. Pajuelo // *Journal of Hazardous Materials*. – 2010. – № 177. – P. 323–330.
68. Li W. C. Effects of bacteria on enhanced metal uptake of the Cd/Zn-hyperaccumulating plant, *Sedum alfredii* // W. C. Li, Z. H. Ye, M. H. Wong // *Journal of Experimental Botany*. – 2007. – № 58(15-16). – P. 4173–82.
69. Sheng X. Improvement of rape (*Brassica napus*) plant growth and cadmium uptake by cadmium-resistant bacteria / X. Sheng, J. Xia // *Chemosphere*. – 2006. – № 64. – P. 1036–1042.
70. Wu S. C. Effects of inoculation of plant growth-promoting rhizobacteria on metal uptake by *Brassica juncea* / S. C. Wu, K. C. Cheung, Y. M. Luo, M. H. Wong // *Environmental Pollution*. – 2006. – № 140. – P. 124–35.
71. Vaxevanidou K. Removal of heavy metals and arsenic from contaminated soils using bioremediation and chelant extraction techniques / K. Vaxevanidou, N. Papassiopi, I. Paspaliaris // *Chemosphere*. – 2008. – № 70. – P. 1329–1337.
72. Ogbo E. M. Bioavailability of some heavy metals in crude oil contaminated soils remediation with *Pleurotus tuber-regium* Fr. Singer / E. M. Ogbo, J. A. Okhuoya // *Asian Journal of Biological Sciences*. – 2011. – № 4 (1). – P. 53–61.
73. Di Gregorio S. Combined application of Triton X-100 and *Sinorhizobium* sp. Pb002 inoculum for the improvement of lead phytoextraction by *Brassica juncea* in EDTA amended soil / S. Di Gregorio, M. Barbafieri, S. Lampis, A. M. Sanangelantoni et al. // *Chemosphere*. – 2006. – № 63. – P. 293–299.

О.С. Штыка

ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ СОВРЕМЕННЫХ ТЕХНОЛОГИЙ РЕМЕДИАЦИИ ПОЧВ, ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

В статье рассматриваются современные технологии ремедиации почв, загрязненных тяжелыми металлами, а именно: иммобилизация, электроремедиация и фиторемедиация. Установлены преимущества и недостатки технологий на основе международного опыта.

O.S. Shtyka

ASSESSMENT OF ALTERNATIVE REMEDIATION TECHNOLOGIES OF SOILS POLLUTED WITH HEAVY METALS

Alternative remediation technologies of soils polluted with heavy metals as immobilization, electroremediation and phytoremediation are currently the objects of considerable attention in present publication. Advantages and disadvantages of technologies were analyzed basing on the international experience.