

Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України
Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління

ISSN 2306-9716

Екологічні науки

Науково-практичний журнал



ISSN: 2306-9716 (Print)
ISSN: 2664-6110 (Online)

МІНІСТЕРСТВО ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНА ЕКОЛОГІЧНА АКАДЕМІЯ ПІСЛЯДИПЛОМНОЇ ОСВІТИ ТА УПРАВЛІННЯ

ЕКОЛОГІЧНІ НАУКИ

НАУКОВО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ

4(49)



Видавничий дім
«Гельветика»
2023

Екологічні науки : науково-практичний журнал / Головний редактор Бондар О.І. – К. :
Видавничий дім «Гельветика», 2023. – № 4(49). – 254 с.

Головний редактор: Бондар О.І., доктор біологічних наук

Заступник головного редактора: Нагорнева Н.А.

Науковий редактор: Машков О.А., доктор технічних наук

Відповідальний редактор: Сікачина В.Г.

Редакційна колегія:

Гандзюра В.П., доктор біологічних наук

Єрмаков В.М., доктор технічних наук

Захматов В.Д., доктор технічних наук

Іващенко Т.Г., кандидат технічних наук

Коніщук В.В., доктор біологічних наук

Лукаш О.В., доктор біологічних наук

Машков В.А., доктор технічних наук

Михайленко Л.Є., доктор біологічних наук

Нецветов М.В., доктор біологічних наук

Ольшевський С.В., доктор технічних наук

Риженко Н.О., доктор біологічних наук

Рудько Г.І., доктор геолого-мінералогічних наук,

доктор географічних наук, доктор технічних наук

Улицький О.А., доктор геологічних наук

Фінін Г.С., доктор фізико-математичних наук

Шматков Г.Г., доктор біологічних наук

На підставі Наказу Міністерства освіти і науки України № 409 від 17.03.2020 р. (додаток 1) журнал внесений до Переліку наукових фахових видань України (категорія «Б») у галузі біологічних наук (091 – Біологія), природничих наук (101 – Екологія, 103 – Науки про Землю) та технічних наук (183 – Технології захисту навколишнього середовища).

Журнал публікує (після рецензування та редагування) статті, які містять нові теоретичні та практичні здобутки в галузі екологічних наук.

Статті у виданні перевірені на наявність плагіату за допомогою програмного забезпечення StrikePlagiarism.com від польської компанії Plagiat.pl.

*Журнал включено до міжнародної наукометричної бази Index Copernicus International
(Республіка Польща)*

ЗМІСТ

| | |
|---|-----|
| ЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ ВОЄННИХ ДІЙ | 7 |
| Бондар О.І., Загороднюк К.Ю., Новіков М.Г., Загороднюк Ю.В., Мошинський В.С., Филипчук В.Л., Гуляєв В.М. Про першочергові заходи з відновлення і модернізації систем водопостачання територій, що постраждали внаслідок воєнних дій (на прикладі ліквідації наслідків надзвичайної ситуації воєнного характеру на Каховській ГЕС)..... | 7 |
| Магась Н.І., Хоренженко Г.В., Замуруєва К.М., Бешевець Ю.В., Риндюк С.І., Баркар В.Ю., Замрій М.В., Бондар М.В. Аналіз гідрологічної ситуації у Дніпровсько-Бузькій гирлової області, внаслідок руйнування греблі Каховської ГЕС..... | 15 |
| Чугай А.В., Чернякова О.І., Клімов І.О. Аналіз впливу військової діяльності в Україні на стан атмосферного повітря..... | 26 |
| ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ | 32 |
| Корніюк А.В., Пацева І.Г. Цифровий моніторинг якості води, виклики та рішення..... | 32 |
| Крупей К.С., Оверченко А.В. Фітотестування якості води у магістральному каналі на лівобережжі Херсонщини після підризу греблі Каховської ГЕС..... | 38 |
| Телюра Н.О., Ломакіна О.С., Лукашевич Д.С. Комплексний інноваційний підхід до оцінки територій, постраждалих внаслідок лісових пожеж..... | 44 |
| Шестопапов О.В., Тихомирова Т.С., Стаднік В.Ю. Екологічна оцінка хімічного складу дощових стічних вод на дитячих ігрових майданчиках м. Харків..... | 52 |
| ЕКОЛОГІЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ | 58 |
| Дмитрієва О.О., Цапко Н.С., Мельнік Л.В., Ємельянов С.П. Використання пігментів фітопланктону щодо оцінювання ступеню евтрофування водних об'єктів..... | 58 |
| Дядін Д.В., Дрозд О.М., Свергуненко А.С. Індикатори чутливості водних ресурсів міських територій до зміни клімату..... | 64 |
| Рильський О.Ф., Домбровський К.О., Воронова Н.В., Горбань В.В., Дударєва Г.Ф., Пritула Н.М. Екологічні аспекти формування біорізноманіття р. Мокра Московка..... | 73 |
| Сталінська І.В., Дмитренко Т.В. Рекомендації щодо зменшення екологічного ризику накопичувачів промислових стічних вод і шламів на екологічний стан поверхневих водних об'єктів на урбанізованих територіях..... | 82 |
| Яковлев В.В., Дмитренко Т.В., Ліщина В.Д. Нові екологічно обгрунтовані конструкції водозаборів для централізованого водопостачання Харкова з використанням природних процесів очистки води..... | 91 |
| ЕКОЛОГІЯ І ВИРОБНИЦТВО | 97 |
| Ковров О.С., Красовський С.А., Сушко З.Л. Обгрунтування параметрів біологічної рекультиваци відвалу шахти для зменшення викидів вуглепородного пилу в атмосферу..... | 97 |
| Лопушанська М.Р., Іванов Є.А. Гідрологічні чинники та їхня роль у розвитку відновлюваної енергетики у Львівській області..... | 105 |
| Наконечний І.В., Літвак О.А., Літвак С.М., Маринець О.М. Аналіз чинників, що впливають на процес біоремедіації ґрунтів, забруднених нафтопродуктами..... | 114 |
| ЕКОЛОГІЯ ТА ЕКОНОМІКА ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ | 123 |
| Коротецький В.П., Полятикіна О.О. Ефективність функціонування природно-штучного біомеліоративного комплексу (ПШБК) на водних об'єктах Кілійського міжрайонного управління водного господарства (КМУВГ)..... | 123 |
| Ткачук О.П., Вергеліс В.І. Наукове обгрунтування механізму зниження вмісту важких металів у ґрунті методом фіторемедіації бобовими багаторічними травами..... | 131 |

| | |
|--|-----|
| ПОВОДЖЕННЯ З ВІДХОДАМИ | 138 |
| Сорочинська О.Л. Екологічні проблеми зберігання та утилізації відходів на підприємствах транспорту..... | 138 |
| ЗАГАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ | 144 |
| Бондар О.І., Машков О.А., Присяжний В.І., Оводенко Т.С., Печений В.Л. Парадигма обробки інформації в інтелектуальній інформаційній системі для підтримки прийняття рішень в галузі екологічної безпеки..... | 144 |
| Герасимчук Л.О., Валерко Р.А., Члек О.М., Миколайчук О.В., Муляр А.П. Фінансове забезпечення сфери охорони навколишнього природного середовища в Житомирській області..... | 153 |
| Строкаль В.П., Шевчук С.А. Затоплення та підтоплення територій: ризики для водної та продовольчої безпеки регіонального рівня..... | 159 |
| ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНИЙ ФОНД УКРАЇНИ | 171 |
| Бургаз О.А., Бургаз М.І., Кротов С.А. Любительське рибальство як напрямок розвитку рекреаційної діяльності об'єктів природно-заповідного фонду України (на прикладі Нижньодністровського національного природного парку)..... | 171 |
| Гафіяк О.В., Симочко Л.Ю. Екологічна оцінка трансформованих екосистем у Карпатському регіоні..... | 177 |
| Мельник-Шамрай В.В., Шамрай В.І., Пацева І.Г. Аналіз територіального розподілу об'єктів природно-заповідного фонду об'єднаних територіальних громад Коростенського району Житомирської області..... | 186 |
| Хоменко С.В., Тарасюк Г.М., Кірейцева Г.В., Демчук Л.І., Циганенко-Дзюбенко І.Ю. SWOT-аналіз рекреаційно-туристичного потенціалу Житомирської області..... | 194 |
| ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОЛОГІЧНОГО ТА ЛАНДШАФТНОГО РІЗНОМАНІТТЯ | 200 |
| Івашенко І.В., Котюк Л.А., Бакалова А.В., Грицюк Н.В. Сезонні ритми розвитку <i>Serratula coronata</i> L. за культивування в Центральному Поліссі України..... | 200 |
| Котляр М.М., Калініченко О.О., Маслак В.І., Охмат О.А., Юнгін О.С. Вплив праймування метаболітами ріст-стимулювальних бактерій на розвиток рослин пшениці озимої..... | 205 |
| Красовський В.В., Козлов А.В., Черняк Т.В. Районування та умови дослідження субтропічних плодівих культур на Полтавщині..... | 211 |
| Лукіша В.В., Мовчан М.М. Оцінка просторового поширення інвазійних деревних видів у бореальних лісах Середнього Придніпров'я..... | 219 |
| Степанов Є.В., Пасічник С.В. Аналіз впливу деяких мікроелементів ґрунту на концентрацію флавоноїду рутину у звиробі звичайному (<i>Hypericum perforatum</i> Linneus, 1753)..... | 226 |
| ЗМІНА КЛІМАТУ | 232 |
| Федонюк В.В., Іванців В.В., Жадько О.А., Федонюк М.А. Порівняльний аналіз комфортності погоди протягом курортного сезону в національних природних парках Волинської області..... | 232 |
| Яковишина Т.Ф. Оцінювання зміни клімату протягом ХХ-го століття на прикладі техногенно ненавантаженої території Дніпропетровської області..... | 238 |
| ЕКОПУБЛІЦИСТИКА | 246 |
| Фінін Г.С. Екоцид: екологічний тероризм та його вплив на суспільну свідомість у форматі війни..... | 246 |
| ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ | 249 |

НАУКОВЕ ОБҐРУНТУВАННЯ МЕХАНІЗМУ ЗНИЖЕННЯ ВМІСТУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ҐРУНТІ МЕТОДОМ ФІТОРЕМЕДІАЦІЇ БОБОВИМИ БАГАТОРІЧНИМИ ТРАВАМИ

Ткачук О.П., Вергеліс В.І.

Вінницький національний аграрний університет
вул. Сонячна, 3, 21008, м. Вінниця
tkachukop@ukr.net

Досліджено та проведено наукове обґрунтування механізму зниження вмісту рухомих форм важких металів: свинцю, кадмію, міді та цинку у ґрунті після дворічного і чотирирічного вирощування шести видів бобових багаторічних трав: люцерни посівної (*Medicago sativa*), конюшини лучної (*Trifolium pratense*), еспарцету піщаного (*Onobrychis arenaria*), буркуну білого (*Melilotus albus*), лядвенцю рогатого (*Lotus corniculatus*) та козлятника східного (*Galega orientalis*). Розраховано коефіцієнт накопичення важких металів зерном пшениці озимої у сівозміні при її вирощуванні після досліджуваних видів бобових багаторічних трав.

Представлено дані щодо зміни вмісту рухомих форм важких металів у ґрунті після дворічного та чотирирічного вирощування трав та вмісту важких металів у листостебловій масі досліджуваних рослин. Розраховано коефіцієнти кореляції та детермінації між досліджуваними чинниками, встановлено силу зв'язків та їх напрям. На основі розрахованих кореляційно-регресійних залежностей проведено наукове обґрунтування механізмів фітореємедіації важких металів з ґрунту за вирощування бобових багаторічних трав.

Рослини еспарцету піщаного мають найвищу інтенсивність біонакопичення свинцю, в той час як інші види бобових багаторічних трав таких залежностей не проявляли, тому у всіх видів трав, як фітореємедіантів важких металів, спостерігається поєднання обох методів біореємедіації: біонакопичення рослинами важких металів та метод перерозподілу рухомих форм важких металів у ґрунті за одночасного впливу на біологічну і мінеральну складову ґрунту. Одержана інформація буде корисною при обґрунтуванні механізмів фітореємедіації важких металів бобовими багаторічними травами. *Ключові слова*: бобові багаторічні трави, фітореємедіація, важкі метали, ґрунт, кореляційно-регресійний зв'язок, наукове обґрунтування.

Scientific justification of the heavy metal content reduction mechanism in the soil by the phytoremediation method with perennial legumes. Tkachuk O., Verhelis V.

The mechanism of reducing the content of mobile forms of heavy metals: lead, cadmium, copper and zinc in the soil after two and four years of growing six types of leguminous perennial grasses: alfalfa (*Medicago sativa*), meadow clover (*Trifolium pratense*), sand safflower (*Onobrychis arenaria*), white gorse (*Melilotus albus*), horned gorse (*Lotus corniculatus*) and oriental gorse (*Galega orientalis*). The coefficient of accumulation of heavy metals in winter wheat grain in crop rotation during its cultivation after the studied types of leguminous perennial grasses was calculated.

Data are presented on changes in the content of mobile forms of heavy metals in the soil after two and four years of growing herbs and the content of heavy metals in the leaf mass of the studied plants. The coefficients of correlation and determination between the studied factors were calculated, the strength of the connections and their direction were determined. On the basis of the calculated correlation-regression dependencies, a scientific substantiation of the mechanisms of phytoremediation of heavy metals from the soil during the cultivation of leguminous perennial grasses was carried out.

Asparagus plants have the highest intensity of bioaccumulation of lead, while other types of leguminous perennial grasses did not show such dependences, therefore, in all types of grasses, as phytoremediants of heavy metals, a combination of both bioremediation methods is observed: bioaccumulation of heavy metals by plants and the method of redistribution of mobile forms of heavy metals in the soil under simultaneous influence on the biological and mineral composition of the soil. The obtained information will be useful in substantiating the mechanisms of phytoremediation of heavy metals by leguminous perennial grasses. *Key words*: leguminous perennial grasses, phytoremediation, heavy metals, soil, correlation-regression relationship, scientific justification.

Постановка проблеми. До важких металів належать хімічні елементи з атомною масою понад 40 та густиною більше 5 г/см³, що мають властивості металів. Особливу увагу серед елементів групи важких металів викликають ті, що можуть проявляти сильний токсикаційний ефект, зокрема Zn, Cu, Pb та Cd [1].

Науковими дослідженнями встановлено, що фітотоксичність важких металів, крім хімічних властивостей самих елементів (валентність, іонний радіус, здатність утворювати комплексні сполуки), також залежить від ґрунтово-кліматичних умов (фізи-

ко-хімічні властивості ґрунту, температура, волога) та видових особливостей рослин і їх стійкості до забруднення [2].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Важкі метали в ґрунті можуть перебувати у різних за розчинністю та рухомістю формах: нерозчинні, що входять до складу ґрунтових мінералів; обмінні, що перебувають у динамічній рівновазі з іонами даного металу в ґрунтовому розчині; рухомі та розчинні форми. Між різними формами важких металів у ґрунті існує тісний взаємозв'язок, а також можливе перетворення одних форм в інші. Найнебезпечнішими для рослин

у ґрунті є рухомі форми важких металів, які можуть накопичуватися до великих концентрацій та зумовлювати високу токсичність як для ґрунтової біоти, так і для рослин [3].

Встановлено, що свинець і мідь є менш рухомі, ніж інші важкі метали та переважно накопичуються у верхньому шарі ґрунтового покриву [4]. Важливими факторами, що впливають на рухливість цинку в ґрунтах є вміст в них глинистих мінералів і величина рН. При підвищенні рН важкі метали переходять в органічні комплекси і зв'язуються ґрунтом. Рухливість кадмію в ґрунті залежить від середовища і окислювально-відновного потенціалу [5].

Рослини по різному накопичують важкі метали [6]. Цинк сильно накопичується рослинами і утримується в них; мідь і кадмій слабо накопичуються і сильно утримуються; свинець – слабо накопичується і слабо утримується в рослинах [7].

Екологічний вплив важких металів на систему «ґрунт – рослина» залежить від виду і хімічних властивостей забруднювача, форм сполук важких металів у ґрунтах і їх трансформації, складу і властивостей ґрунту, біологічних та фізіологічних особливостей рослин, їх фенологічної фази росту і розвитку [8].

У світі проведена значна кількість досліджень з вивчення механізмів переходу важких металів з ґрунту в рослини [9, 10]. Переважна більшість важких металів поглинаються рослинами через кореневу систему, проте деякі елементи, зокрема кадмій – як через корінь, так і шляхом адсорбції поверхнею вегетативної частини.

Інтенсивність утримання важких металів ґрунтами головним чином залежить від рН середовища. Так, для кадмію і свинцю цей вплив виражений більшою мірою, ніж для інших елементів, зокрема міді, значна частина якої зв'язана з органічними комплексами [11].

Альтернативою хімічним методам очистки ґрунту від токсичних важких металів є вирощування на забруднених ґрунтах рослин з підвищеною потребою у тих чи інших мікроелементах. Дослідженнями науковців доведено, що бобові багаторічні трави, зокрема конюшина, здатна накопичувати важкі метали. Це може бути використано як один із методів фітотимоніторингу та фітотимедіації ґрунтів [12].

Мета роботи. Останнім часом багато науковців зосереджують свою увагу на з'ясуванні механізмів засвоєння рослинами важких металів з ґрунту з метою його ефективного очищення. Це питання є надзвичайно актуальним для України. Тому підбір ефективних рослин-поглиначів важких металів з ґрунту має важливе наукове і практичне значення.

Методологія. Дослідженнями передбачалось вивчити та науково обґрунтувати вплив вирощування бобових багаторічних трав на прояв біотимедіації важких металів за параметрами зміни вмісту у ґрунті рухомих форм свинцю, кадмію, міді та цинку, а також величини переходу їх у зерно пше-

ниці озимої при вирощуванні його після попередників шести видів бобових багаторічних трав: люцерни посівної, конюшини лучної, еспарцету піщаного, буркуну білого, лядвенцю рогатого та козлятнику східного.

Польові дослідження проводилися впродовж 2013–2019 рр. у Науково-дослідному господарстві «Агрономічне» Вінницького національного аграрного університету на сірих опідзолених середньосуглинкових ґрунтах. Агрохімічний склад ґрунту дослідної ділянки характеризується такими показниками: вміст гумусу – 2,0%, азоту гідролізованого (за Корнфілдом) – 133 мг/кг ґрунту, рухомих форм фосфору (за Чіріковим) – 390 мг/кг ґрунту, рухомих форм калію (за Чіріковим) – 64 мг/кг ґрунту, кислотність гідролітична – 2,53 мг-екв./100 г ґрунту, реакція ґрунтового розчину рН_{сол.} 5,0.

Визначення вмісту у ґрунті рухомих форм важких металів, фізико-хімічних і агроекотимічних показників родючості ґрунту, вмісту важких металів у зерні пшениці озимої та зеленій масі бобових багаторічних трав проводили у сертифікованих та акредитованих лабораторіях: Випробувальному центрі Вінницької філії Державної установи «Держґрунтоохорона» та Науково-вимірювальної агрохімічній лабораторії кафедри екології та охорони навколишнього середовища Вінницького національного аграрного університету.

Вміст рухомих форм важких металів у ґрунті визначали методом атомно-абсорбційної спектроскопометрії відповідно до ДСТУ 4362:2004, ДСТУ 4770 (2, 3, 9):2007 [13].

Відповідно до стандартизованих методик розраховували коефіцієнт накопичення важких металів у зерні пшениці озимої як відношення вмісту важких металів у зерні до вмісту їх рухомих форм у ґрунті. Застосовували кореляційно-регресійний аналіз на основі математичної обробки одержаних результатів на комп'ютері з використанням сучасних пакетів програм Excel, Sigma, Statistika [14].

Виклад основного матеріалу. Біотимедіація, як метод зниження у ґрунті вмісту важких металів, ґрунтується на здатності певних видів рослин у процесі свого росту та розвитку перетворювати, перерозподіляти або накопичувати у своїй біомасі важкі метали. У ґрунті це проявляється зниженням вмісту рухомих форм важких металів, де ростуть бобові багаторічні трави та зменшенням коефіцієнта накопичення важких металів вегетативною масою наступних культур, що вирощуються після бобових багаторічних трав у сівозміні.

Результатами наших досліджень встановлено, що за дворічного вирощування бобових багаторічних трав вміст у ґрунті рухомих форм свинцю, кадмію, міді і цинку найістотніше знижується після еспарцету піщаного, а за чотирирічного вирощування: свинцю – після еспарцету піщаного, кадмію і міді – після усіх досліджуваних бобових багаторічних трав,

цинку – після лядвенцю рогатого. Найменший вплив вирощування бобових багаторічних трав на зниження вмісту рухомих форм у ґрунті свинцю за два роки вегетації спостерігався після козлятнику східного, кадмію – після буркуну білого і козлятнику східного, міді і цинку – після люцерни посівної. За чотири роки вегетації бобових багаторічних трав найменш істотне зниження вмісту свинцю у ґрунті було виявлено після люцерни посівної, цинку – після еспарцету піщаного (табл. 1).

Нашими дослідженнями встановлено, що найнижчий коефіцієнт накопичення зерном пшениці озимої свинцю, кадмію, міді і цинку спостерігається при її вирощуванні після попередника люцерни посівної, а найвищий – після лядвенцю рогатого (табл. 2).

Екологічний ефект біоремедіації щодо зниження коефіцієнту накопичення важких металів біологічною масою наступної культури у сівозміні після вирощування бобових багаторічних трав зумовлюється переведенням рухомих форм важких металів у ґрунті у важкодоступні сполуки, які не здатні мігрувати у рослину.

Нами визначені кореляційні залежності між коефіцієнтом накопичення свинцю, міді і цинку зерном пшениці озимої та вмістом їх рухомих форм у ґрунті перед вирощуванням пшениці озимої залежно від попередників бобових багаторічних трав. Зокрема

коефіцієнт кореляції зміни коефіцієнта накопичення свинцю зерном пшениці озимої залежно від вмісту його рухомих форм у ґрунті становить $r = -0,617$. Це вказує на середній зворотній зв'язок між коефіцієнтом накопичення свинцю зерном пшениці озимої та вмістом його рухомих форм у ґрунті попередника (табл. 3).

Коефіцієнт кореляції зміни коефіцієнта накопичення міді зерном пшениці озимої залежно від вмісту її рухомих форм у ґрунті становить $r = -0,500$. Це вказує на середній зворотній зв'язок між коефіцієнтом накопичення міді зерном пшениці озимої та вмістом її рухомих форм у ґрунті попередника.

Коефіцієнт кореляції зміни коефіцієнта накопичення цинку зерном пшениці озимої залежно від вмісту його рухомих форм у ґрунті становить $r = -0,880$. Це вказує на сильний зворотній зв'язок між коефіцієнтом накопичення цинку зерном пшениці озимої та вмістом його рухомих форм у ґрунті попередника.

Таким чином, встановлено, що чим вищий вміст у ґрунті рухомих форм свинцю, міді і цинку при вирощуванні бобових багаторічних трав у якості попередників пшениці озимої – тим нижчий коефіцієнт їх накопичення має зерно пшениці озимої. Ця залежність є сильною для цинку та середньою – для свинцю і міді.

Таблиця 1

Вміст рухомих форм важких металів у ґрунті залежно від терміну вирощування бобових багаторічних трав, $M \pm m$

| Бобові багаторічні трави | Рік вегетації трав | Вміст рухомих форм важких металів, мг/кг | | | |
|--------------------------|--------------------|--|-----------|----------|----------|
| | | Pb | Cd | Cu | Zn |
| До вирощування трав | × | 5,9±0,22 | 0,60±0,08 | 6,8±0,16 | 9,1±0,08 |
| Люцерна посівна | 2 | 5,7±0,19 | 0,05±0,01 | 6,8±0,14 | 9,1±0,08 |
| | 4 | 3,6±0,19 | 0,02±0,01 | 0,1±0,01 | 1,1±0,14 |
| Конюшина лучна | 2 | 3,0±0,22 | 0,03±0,01 | 6,7±0,22 | 6,6±0,14 |
| Еспарцет піщаний | 2 | 1,5±0,08 | 0,02±0,01 | 6,0±0,22 | 2,8±0,08 |
| | 4 | 1,5±0,07 | 0,01±0 | 0,4±0,08 | 2,4±0,16 |
| Буркун білий | 2 | 3,6±0,08 | 0,60±0,01 | 6,4±0,08 | 4,3±0,08 |
| Лядвенець рогатий | 2 | 2,3±0,14 | 0,50±0,02 | 6,6±0,08 | 4,0±0,08 |
| | 4 | 3,4±0,08 | 0,02±0,01 | 0,2±0 | 0,9±0,08 |
| Козлятник східний | 2 | 5,9±0,22 | 0,60±0,01 | 6,5±0,22 | 5,4±0,08 |
| | 4 | 2,6±0,08 | 0,01±0 | 0,1±0 | 1,1±0,14 |

Таблиця 2

Коефіцієнт накопичення важких металів у зерні пшениці озимої залежно від попередників, $M \pm m$

| Попередник | Pb | Cd | Cu | Zn |
|-------------------|------------|------------|-------------|-------------|
| Люцерна посівна | 1,07 ±0,02 | 0,73 ±0,01 | 16,72 ±0,05 | 23,66 ±0,16 |
| Конюшина лучна | 1,18 ±0,01 | 0,85 ±0,01 | 19,40 ±0,26 | 26,05 ±0,43 |
| Еспарцет піщаний | 1,43 ±0,04 | 1,70 ±0,13 | 22,95 ±0,12 | 34,63 ±0,27 |
| Буркун білий | 1,42 ±0,02 | 1,14 ±0,01 | 21,50 ±0,09 | 28,17 ±0,16 |
| Лядвенець рогатий | 1,82 ±0,03 | 1,82 ±0,03 | 25,62 ±0,17 | 34,71 ±0,75 |
| Козлятник східний | 1,27 ±0,02 | 1,00 ±0,01 | 20,25 ±0,27 | 31,16 ±0,76 |

Кореляційно-регресійні залежності між еколого-агрохімічними параметрами ґрунту та накопиченням важких металів у зерні пшениці озимої

| Кореляційні ланки | Коефіцієнт кореляції, r | Коефіцієнт детермінації, R ² | Сила зв'язку |
|---|-------------------------|---|--------------|
| Коефіцієнт накопичення Pb у зерні / вміст рухомих форм Pb у ґрунті | -0,617 | 0,38 | середній |
| Коефіцієнт накопичення Cu у зерні / вміст рухомих форм Cu у ґрунті | -0,500 | 0,25 | середній |
| Коефіцієнт накопичення Zn у зерні / вміст рухомих форм Zn у ґрунті | -0,880 | 0,25 | сильний |
| Коефіцієнт накопичення Cd у зерні / гідролітична кислотність ґрунту | 0,530 | 0,28 | середній |
| Коефіцієнт накопичення Zn у зерні / гідролітична кислотність ґрунту | 0,530 | 0,28 | середній |
| Коефіцієнт накопичення Cd у зерні / реакція ґрунтового розчину рН | -0,520 | 0,26 | середній |
| Коефіцієнт накопичення Zn у зерні / реакція ґрунтового розчину рН | -0,550 | 0,30 | середній |
| Вміст Pb у зерні / вміст гумусу | -0,825 | 0,68 | сильний |
| Вміст Cd у зерні / вміст гумусу | -0,823 | 0,68 | сильний |
| Вміст Cu у зерні / вміст гумусу | -0,803 | 0,64 | сильний |
| Вміст Pb у зерні / вміст рухомого P у ґрунті | -0,630 | 0,39 | середній |
| Вміст Cu у зерні / вміст рухомого P у ґрунті | -0,600 | 0,36 | середній |
| Вміст Zn у зерні / вміст рухомого P у ґрунті | -0,520 | 0,27 | середній |
| Вміст Pb у зерні / вміст рухомого K у ґрунті | -0,690 | 0,48 | сильний |
| Вміст Cu у зерні / вміст рухомого K у ґрунті | -0,730 | 0,53 | сильний |
| Вміст Cu у ґрунті / вміст рухомого P у ґрунті | -0,795 | 0,63 | сильний |
| Вміст Zn у ґрунті / вміст рухомого P у ґрунті | -0,600 | 0,36 | середній |
| Вміст Pb у ґрунті / вміст гумусу | -0,990 | 0,99 | сильний |
| Вміст Cd у ґрунті / вміст гумусу | -0,900 | 0,82 | сильний |
| Вміст Pb у ґрунті / вміст рухомого P у ґрунті | -0,970 | 0,96 | сильний |
| Вміст Cd у ґрунті / вміст рухомого P у ґрунті | -0,950 | 0,73 | сильний |
| Вміст Cd у ґрунті / вміст рухомого K у ґрунті | -0,730 | 0,45 | сильний |
| Вміст Pb у ґрунті / вміст рухомого K у ґрунті | -0,940 | 0,88 | сильний |
| Вміст Cu у ґрунті / коефіцієнт структурності ґрунту | -0,640 | 0,42 | середній |
| Вміст Zn у ґрунті / коефіцієнт структурності ґрунту | -0,510 | 0,26 | середній |
| Вміст Cu у ґрунті / вологість ґрунту | -0,940 | 0,88 | сильний |
| Вміст Zn у ґрунті / вологість ґрунту | -0,67 | 0,45 | сильний |

Біоремедіація важких металів з ґрунту з використанням бобових багаторічних трав поділяється на два різновиди: метод біонакопичення рослинами важких металів та метод перерозподілу рухомих форм важких металів у ґрунті за одночасного впливу на біологічну і мінеральну складову ґрунту. Це проявляється при оптимізації агроекологічного стану ґрунту внаслідок підвищення вмісту гумусу, поживних речовин, вологи, нормалізації гідролітичної кислотності, реакції ґрунтового розчину рН, об'ємної маси, поліпшення структури ґрунту, властивостей ґрунтової системи загалом, розширенні популяції корисних ґрунтових мікроорганізмів, що підсилюють біодеградацію важких металів [15]. Зазначені методи біоремедіації важких металів у ґрунті можуть функціонувати окремо чи поєд-

нуватися між собою залежно від вирощуваних видів бобових багаторічних трав.

Ефективність методу біонакопичення бобовими багаторічними травами важких металів у власній вегетативній масі визначається величиною вмісту свинцю, кадмію, міді і цинку у зеленій масі цих трав. Встановлено, що найбільше свинцю акумулюється у зеленій масі еспарцету піщаного, кадмію і цинку – у зеленій масі козлятнику східного, міді – конюшини лучної. В той же час найменше свинцю накопичується у зеленій масі буркуну білого, кадмію і міді – лядвенцю рогатого, цинку – у зеленій масі люцерни посівної (табл. 4).

Оскільки найменший вміст рухомих форм свинцю у ґрунті спостерігається після вирощування еспарцету піщаного, вегетативна маса якого відзна-

Таблиця 4

Вміст важких металів у зеленій масі бобових багаторічних трав, мг/кг, $M \pm m$

| Бобові багаторічні трави | Свинець | Кадмій | Мідь | Цинк |
|--------------------------|-----------|-----------|----------|----------|
| Люцерна посівна | 0,80±0,03 | 0,08±0,01 | 5,2±0,3 | 15,7±0,3 |
| Конюшина лучна | 0,90±0,03 | 0,07±0,01 | 7,3±0,1 | 20,0±0,7 |
| Еспарцет піщаний | 0,95±0,01 | 0,06±0,01 | 7,0±0,3 | 16,5±0,6 |
| Буркун білий | 0,60±0,04 | 0,06±0,01 | 4,7±0,1 | 17,0±0,4 |
| Лядвенець рогатий | 0,70±0,04 | 0,05±0,01 | 5,1±0,01 | 18,0±0,3 |
| Козлятник східний | 0,80±0,01 | 0,09±0,01 | 7,2±0,3 | 24,0±0,6 |

чається найвищим вмістом свинцю серед усіх видів досліджуваних бобових багаторічних трав, то саме рослини еспарцету піщаного мають найвищу інтенсивність біоаккумуляції свинцю. Інші види бобових багаторічних трав таких залежностей не проявляли, тому можна зробити висновок, що у всіх видів бобових багаторічних трав, як фіторемедіантів важких металів, спостерігається поєднання обох методів біоремедіації: біоаккумуляції і перерозподілу.

Коефіцієнт кореляції вмісту кадмію у зерні пшениці озимої залежно від вмісту гумусу у ґрунті становить $r = -0,823$. Це вказує на сильний зворотній зв'язок між вмістом кадмію у зерні пшениці озимої та вмістом гумусу у ґрунті.

Коефіцієнт кореляції зміни вмісту рухомих форм міді у ґрунті залежно від вмісту рухомого фосфору у ґрунті, становить $r = -0,795$. Це вказує на сильний зворотній зв'язок між вмістом рухомих форм міді та фосфору у ґрунті.

Коефіцієнт кореляції зміни вмісту рухомих форм цинку у ґрунті залежно від вмісту рухомого фосфору у ґрунті становить $r = -0,600$. Це вказує на сильний зворотній зв'язок між вмістом рухомих форм цинку та фосфору у ґрунті.

Коефіцієнт кореляції вмісту рухомих форм свинцю у ґрунті на четвертий рік вегетації бобових багаторічних трав залежно від вмісту гумусу, становить $r = -0,990$. Це вказує на сильний зворотній зв'язок між вмістом рухомих форм свинцю у ґрунті та гумусу у ґрунті.

Коефіцієнт кореляції зміни вмісту рухомих форм кадмію у ґрунті на четвертий рік вегетації бобових багаторічних трав залежно від вмісту гумусу становить $r = -0,900$. Це вказує на сильний зворотній зв'язок між вмістом рухомих форм кадмію та гумусу у ґрунті.

Коефіцієнт кореляції зміни вмісту свинцю у зерні пшениці озимої залежно від вмісту гумусу на четвертий рік вегетації бобових багаторічних трав становить $r = -0,825$. Це вказує на сильний зворотній зв'язок між вмістом свинцю у зерні та вмістом гумусу у ґрунті.

Коефіцієнт кореляції зміни вмісту міді у зерні пшениці озимої залежно від вмісту гумусу у ґрунті на четвертий рік вегетації бобових багаторічних трав становить $r = -0,803$. Це вказує на сильний зворотній зв'язок між вмістом міді у зерні та вмістом гумусу у ґрунті.

Коефіцієнт кореляції зміни вмісту цинку у зерні пшениці озимої залежно від вмісту рухомого фосфору у ґрунті на четвертий рік вегетації бобових багаторічних трав становить $r = -0,520$. Це вказує на середній зворотній зв'язок між вмістом міді у зерні та вмістом рухомого фосфору у ґрунті.

Коефіцієнт кореляції зміни вмісту свинцю у зерні пшениці озимої залежно від вмісту рухомого фосфору на четвертий рік вегетації бобових багаторічних трав становить $r = -0,630$. Це вказує на середній зворотній зв'язок між вмістом свинцю у зерні та вмістом фосфору у ґрунті.

Коефіцієнт кореляції зміни вмісту міді у зерні пшениці озимої залежно від вмісту рухомого фосфору у ґрунті на четвертий рік вегетації бобових багаторічних трав становить $r = -0,600$. Це вказує на середній зворотній зв'язок між вмістом міді у зерні та вмістом рухомого фосфору у ґрунті.

Коефіцієнт кореляції зміни вмісту рухомих форм свинцю у ґрунті від вмісту рухомого фосфору у ґрунті на четвертий рік вегетації бобових багаторічних трав становить $r = -0,970$. Це вказує на сильний зворотній зв'язок між вмістом рухомих форм свинцю та фосфору у ґрунті.

Коефіцієнт кореляції зміни вмісту рухомих форм кадмію у ґрунті від вмісту рухомих форм фосфору на четвертий рік вегетації бобових багаторічних трав становить $r = -0,950$. Це вказує на сильний зворотній зв'язок між вмістом рухомих форм кадмію та фосфору у ґрунті.

Коефіцієнт кореляції вмісту рухомих форм кадмію у ґрунті від вмісту рухомого калію у ґрунті на четвертий рік вегетації бобових багаторічних трав становить $r = -0,730$. Це вказує на сильний зворотній зв'язок між вмістом рухомих форм кадмію та калію у ґрунті.

Коефіцієнт кореляції вмісту рухомих форм свинцю у ґрунті від вмісту рухомого калію у ґрунті на четвертий рік вегетації бобових багаторічних трав становить $r = -0,940$. Це вказує на сильний зворотній зв'язок між вмістом рухомих форм свинцю та калію у ґрунті.

Коефіцієнт кореляції зміни вмісту свинцю у зерні пшениці озимої від вмісту рухомого калію у ґрунті на четвертий рік вегетації бобових багаторічних трав становить $r = -0,690$. Це вказує на сильний зворотній

зв'язок між вмістом свинцю у зерні та вмістом рухомого калію у ґрунті.

Коефіцієнт кореляції зміни вмісту міді у зерні пшениці озимої від вмісту рухомого калію у ґрунті на четвертий рік вегетації бобових багаторічних трав становить $r = -0,730$. Це вказує на сильний зворотній зв'язок між вмістом міді у зерні та вмістом рухомого калію у ґрунті.

Коефіцієнт кореляції зміни коефіцієнта накопичення кадмію у зерні пшениці озимої від величини гідролітичної кислотності ґрунту становить $r = 0,532$. Це вказує на середній прямий зв'язок між коефіцієнтом накопичення кадмію у зерні та величиною гідролітичної кислотності ґрунту.

Коефіцієнт кореляції зміни коефіцієнта накопичення цинку у зерні пшениці озимої від величини гідролітичної кислотності ґрунту становить $r = 0,533$. Це вказує на середній прямий зв'язок між коефіцієнтом накопичення цинку у зерні та величиною гідролітичної кислотності ґрунту.

Отже, нашими дослідженнями виявлено статистичну залежність зростання коефіцієнту накопичення кадмію і цинку у зерні пшениці озимої при зростанні величини гідролітичної кислотності ґрунту і цей зв'язок є середнім.

Коефіцієнт кореляції зміни коефіцієнта накопичення кадмію у зерні пшениці озимої від величини реакції ґрунтового розчину рН становить $r = -0,519$. Це вказує на середній зворотній зв'язок між коефіцієнтом накопичення кадмію у зерні та величиною реакції ґрунтового розчину рН.

Коефіцієнт кореляції зміни коефіцієнта накопичення цинку у зерні пшениці озимої від величини реакції ґрунтового розчину рН становить $r = -0,548$. Це вказує на середній зворотній зв'язок між коефіцієнтом накопичення цинку у зерні та величиною реакції ґрунтового розчину рН.

Коефіцієнт кореляції зміни вмісту рухомих форм міді у ґрунті від величини коефіцієнта структурності ґрунту становить $r = -0,644$. Це вказує на середній зворотній зв'язок між вмістом рухомих форм міді у ґрунті та величиною коефіцієнта структурності ґрунту.

Коефіцієнт кореляції зміни вмісту рухомих форм цинку у ґрунті від величини коефіцієнта структурності ґрунту становить $r = -0,511$. Це вказує на середній зворотній зв'язок між вмістом рухомих форм цинку у ґрунті та величиною коефіцієнта його структурності.

Отже, нашими дослідженнями виявлено статистичну залежність між зростанням коефіцієнта структурності ґрунту за чотири роки вегетації бобових багаторічних трав та зменшенням вмісту рухомих форм міді та цинку у ґрунті. Цей зв'язок є середній.

Коефіцієнт кореляції зміни вмісту рухомих форм міді у ґрунті від величини вологості ґрунту становить $r = -0,939$. Це вказує на сильний зворотній зв'язок між вмістом рухомих форм міді у ґрунті та його вологістю.

Коефіцієнт кореляції зміни вмісту рухомих форм цинку у ґрунті від величини його вологості становить $r = -0,670$. Це вказує на сильний зворотній зв'язок між вмістом рухомих форм цинку та вологістю ґрунту.

Отже, встановлено залежність між зменшенням вмісту рухомих форм кадмію, міді та цинку у ґрунті і збільшенням вологості ґрунту. За міддю і цинком цей зв'язок є сильним, а за кадмієм – середнім.

Таким чином, інтенсивне зниження вмісту рухомих форм важких металів у ґрунті посівами еспарцету піщаного і люцерни посівної, як попередниками пшениці озимої та коефіцієнта накопичення важких металів у його зерні відповідно, зумовлене низькими величинами їх структури ґрунту після зазначених видів бобових багаторічних трав. Також усі види бобових багаторічних трав є сильними накопичувачами у ґрунті мікроорганізмів, які посилюють біодеградацію важких металів.

Метод біонакопичення рослинами бобових багаторічних трав важких металів передбачає використання видів, що швидко ростуть, дають великий приріст та формують за короткі строки велику біомасу [15]. Коефіцієнт кореляції зміни вмісту рухомих форм свинцю у ґрунті від урожайності зеленої маси бобових багаторічних трав другого року вегетації становить $r = -0,548$. Це вказує на середній зворотній зв'язок між вмістом рухомих форм свинцю у ґрунті та урожайністю зеленої маси бобових багаторічних трав.

Коефіцієнт кореляції зміни вмісту рухомих форм міді у ґрунті від урожайності зеленої маси бобових багаторічних трав другого року вегетації становить $r = -0,662$. Це вказує на сильний зворотній зв'язок між вмістом рухомих форм міді у ґрунті та урожайністю зеленої маси бобових багаторічних трав.

Отже, нами виявлено залежність між зменшенням вмісту рухомих форм свинцю і міді у ґрунті та збільшенням урожайності зеленої маси бобових багаторічних трав. За міддю ця залежність є сильною, а за свинцем – середньою. Тому, найнижчий вміст у ґрунті рухомих форм важких металів після вирощування еспарцету піщаного також зумовлений формуванням його травостоєм на другий рік вегетації найбільшої вегетативної маси серед усіх видів трав.

Біоремедіація за способом впливу рослин на важкі метали у ґрунті включає такі процеси: фітостабілізація – накопичення рослиною важких металів за рахунок їх поглинання корінням рослин або утримання важких металів у прикореневій зоні – ризосфері з послідовним їх осадженням. Це найпоширеніший спосіб зниження вмісту важких металів у ґрунті за вирощування бобових багаторічних трав; фітодеградація – розкладання важких металів з ґрунту рослинами в ході метаболічних процесів після поглинання або за впливу корневих виділень до поглинання. Такими корневими виділеннями володіють рослини

еспарцету піщаного. Це також є причиною найменшого вмісту рухомих форм важких металів у ґрунті, де вирощували еспарцет піщаний; фітовипаровування – поглинання важких металів з ґрунту рослиною та їх виведення у процесі транспірації. Цей процес визначається витратою води посівами бобових багаторічних трав. Тобто, чим більше посів витрачає вологу за вегетацію – тим менший вміст рухомих форм важких металів у ґрунті.

Коефіцієнт кореляції зміни вмісту рухомих форм кадмію у ґрунті від величини витрати вологи бобовими багаторічними травами з ґрунту становить $r = -0,522$. Це вказує на середній зворотній зв'язок між вмістом рухомих форм кадмію у ґрунті та витратою вологи з ґрунту бобовими багаторічними травами.

Ризодеградація – це розкладання важких металів у ґрунті мікроорганізмами ризосфери. Посилення ефективності функціонування мікробіоти за рахунок біологічно активних кореневих виділень рослин. Цей чинник також є надзвичайно потужним, оскільки під травостоєм бобових багаторічних трав накопичується найбільша кількість мікроорганізмів, порівняно з іншими видами рослин.

Ефективний фіторедеміант забрудненого важкими металами ґрунту має відзначатися стійкістю до забруднювача, здатністю накопичувати високі

рівні важких металів у біомасі, наявністю розгалуженої кореневої системи, яка здатна поглинати велику кількість води з ґрунту, характеризуватись високим потенціалом росту. Саме бобові багаторічні трави мають такі ознаки. Проте, за високої толерантності рослин до важких металів, вони, як правило, повільно ростуть, мають невелику біомасу. І навпаки – рослини з великою біомасою та розгалуженою кореневою системою характеризуються невисокою толерантністю до важких металів. Остання теза до більшості бобових багаторічних трав, крім буркуну білого, як фіторедеміантів важких металів, є не характерна, оскільки ці види бобових багаторічних трав швидко ростуть та формують велику біомасу, одночасно знижуючи концентрацію важких металів у ґрунті.

Головні висновки. Рослини еспарцету піщаного мають найвищу інтенсивність біонакопичення свинцю, в той час як інші види бобових багаторічних трав таких залежностей не проявляли, тому у всіх видів трав, як фіторедеміантів важких металів, спостерігається поєднання обох методів біоредеміації: біонакопичення і перерозподілу. Одержана інформація буде корисною при обґрунтуванні механізмів фіторедеміації важких металів бобовими багаторічними травами.

Література

1. Сачко Р.Г. Моніторинг важких металів у трофічному ланцюгу довкілля – корми – тварина – тваринна продукція. URL: old.inenbiol.com/ntb/ntb8/50.pdf. (дата звернення 20.04.2015).
2. Лихолат Ю.В., Григорюк І.П. Використання дерноутворюючих трав для діагностики рівня забруднення навколишнього середовища важкими металами. *Доповіді НАН України*, 2005. № 8. С. 196–207.
3. Сачко Р.Г. Вміст важких металів у довкіллі, кормах та продукції ВРХ в біогеохімічній провінції Прикарпаття. URL: irbis.nbuv.gov.ua/cgi-bin/irbis_nbuv/cgiirbis_64.exe?...2. (дата звернення 20.04.2015).
4. Разанов С.Ф., Ткачук О.П., Овчарук В.В. Інтенсивність накопичення важких металів зерном пшениці озимої залежно від попередників. *Збалансоване природокористування*, 2018. № 1. С. 165–169.
5. Герасимчук Л.О., Валерко Р.А. Міграція Cu, Zn, Pb, Cd у системі «ґрунт-рослина». *Вісник Харківського національного аграрного університету*, 2013. № 1. С. 244–248.
6. Денчиля-Сакаль Г.М. Особливості акумуляції важких металів в рослинах *Trifolium pratense* L. *Науковий вісник Ужгородського університету. Серія Біологія*, 2012. Вип. 33. С. 189–191.
7. Флоря Л.В. Оцінка рівня забруднення ґрунтів важкими металами та їх вплив на урожайність сільськогосподарських культур у північно-західному Причорномор'ї. *Вісник Одеського державного екологічного університету*, 2012. Вип. 13. С. 131–141.
8. Терек О.І. Механізми адаптації та стійкості рослин до несприятливих факторів довкілля. *Журнал агробіології та екології*, 2004. Т.1. № 1–2. С. 41–56.
9. Deng H., Ye Z.H., Wong M.H. Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China. *Environmental Pollution*, 2004. № 132. P. 29–40.
10. Hea Z.L., Yanga X.E., Stoffellab P.J. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 2005. № 19. P. 125–140.
11. Троїцький М.О., Дмитрієва Л.А. Міграція важких металів у ланці «ґрунт-рослина» в агроландшафтах степу України. URL: <http://lib.chdu.edu.ua/pdf/naukraci/ecology/2012/179-167-8.pdf> (дата звернення 20.04.2015).
12. Семенов А.Д., Сахно В.П., Мартиненко В.М. Забруднення важкими металами ґрунту і рослин у смугах відчуження залізничних колій. *Агроекологічний журнал*, 2008. № 3. С. 50–53.
13. ДСТУ 4770.1:2007 – ДСТУ 4770.9:2007. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук марганцю (цинку, кадмію, заліза, кобальту, міді, нікелю, хрому, свинцю) в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектроскопії. [Чинний від 2009.01.01]. К.: Держспоживстандарт України, 2009. 117 с.
14. Вергунова І.М. Основи математичного моделювання для аналізу та прогнозу агрономічних процесів. К.: Нора-принт, 2000. 146 с.
15. Самохвалова В.Л. Біологічні методи ремедіації ґрунтів, забруднених важкими металами. *Біологічні студії*, 2014. Том 8. № 1. С. 217–236.