

ОГОЛОШЕННЯ

**Інститут агроекології УААН оголошує прийом
до аспірантури та докторантури на 2009 р.
з відривом (очно) та без відриву (заочно) від виробництва:**

- ◆ **в аспірантуру** за спеціальністю:
03.00.16 – екологія (біологічні, сільськогосподарські науки);
- ◆ **у докторантуру** за спеціальністю:
03.00.16 – екологія (біологічні, сільськогосподарські науки).

До заяви на ім'я директора інституту додають такі документи:

- ◆ особовий листок обліку кадрів з фотокарткою, завірений за місцем роботи;
- ◆ автобіографію;
- ◆ характеристику-рекомендацію з останнього місця роботи або навчання;
- ◆ список опублікованих наукових праць і винаходів;
- ◆ копію диплома про вищу освіту і залікової відомості (особи, які здобули відповідну освіту за кордоном – копію нострифікованого диплома) завірени за місцем роботи;
- ◆ медичну довідку про стан здоров'я за формою № 086–У;
- ◆ посвідчення про складання іспитів кандидатського мінімуму (для осіб, які склали кандидатські іспити);
- ◆ витяг з протоколу засідання вченої ради наукової установи чи ВУЗу (для осіб, яких рекомендують в аспірантуру безпосередньо після закінчення ВУЗу);
- ◆ копію паспорта та ідентифікаційний код, швидкозшивач і конверт.

Для бажаючих поступати до аспірантури і докторантури з інших міністерств та відомств – навчання за контрактом.

При інституті відкрито Спеціалізовану раду із захисту дисертацій за спеціальностями: 03.00.16 – екологія (біологічні та сільськогосподарські науки).

Іногороднім на час навчання з відривом від виробництва надається гуртожиток.

Термін подання документів – до 31 жовтня 2008 р. за адресою:

03143, м. Київ-143, вул. Метрологічна, 12. Аспірантура Інституту.
Довідки за телефоном (044) 522-67-55

Інститут агроекології Української академії аграрних наук
Державний заклад “Державний екологічний інститут Міністерства охорони
навколишнього природного середовища України”
Державний технологічний центр охорони родючості ґрунтів Міністерства
аграрної політики України “Центрдержродючість”

АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

НАУКОВО-ТЕОРЕТИЧНИЙ ЖУРНАЛ

Виходить чотири рази на рік

3 • 2008

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ

Головний редактор

О.І. ФУРДИЧКО

Науковий редактор

О.І. БОНДАР

Заступник головного редактора

В.О. ГРЕКОВ

Відповідальний секретар

О.С. ДЕМ'ЯНЮК

Відповідальний редактор

Т.П. КАНАШ

В.Є. БАРАНОВСЬКА

А.Л. БОЙКО

В.А. ГАЙЧЕНКО

Л.А. ГЛУЩЕНКО

І.В. ГРИНИК

Л.В. ДАЦЬКО

Е.Г. ДЕГОДЮК

В.М. ІСАЄНКО

Г.О. ІУТИНСЬКА

І.К. КУРДИШ

В.В. ЛАВРОВ

О.С. ЛУКАНІН

Н.А. МАКАРЕНКО

Г.А. МАКСИМЧУК

Л.І. МОКЛЯЧУК

В.І. ПАРПАН

А.І. ПАРФЕНЮК

В.М. ПИСАРЕНКО

Б.С. ПРИСТЕР

О.О. РАКОЇД

О.О. СОЗІНОВ

А.П. СТАДНИК

О.Г. ТАРАРІКО

С.І. ТАРАСЮК

Г.М. ЧОБОТЬКО

О.В. ШЕРСТОБОВЄВА

Л.Д. ЮРЧАК

І.І. ЯСКОВЕЦЬ

КИЇВ • 2008

ЗАСНОВНИКИ

**Інститут агроєкології Української академії аграрних наук
Державний заклад “Державний екологічний інститут
Міністерства охорони навколишнього природного середовища України”
Державний технологічний центр охорони родючості ґрунтів
Міністерства аграрної політики України “Центрдержродючість”**

АДРЕСА РЕДАКЦІЇ

вул. Метрологічна, 12, Київ-143, 03143
тел./факс 8(044) 522-60-62
e-mail agroecology_uaan@ukr.net

Точка зору редколегії не завжди збігається з позицією авторів

**Журнал друкується за рішенням вченої ради Інституту агроєкології УААН
(протокол № 4 від 16 травня 2008 р.)
Свідоцтво про державну реєстрацію КВ № 12479-1369 ПР від 17.04.2007 р.**

Підписано до друку 29.09.2008 р. Формат. 70×100/16. Друк офсетний.
Ум. друк. арк. 7,5. Наклад 500 прим. Зам. № АЕ-03-08.

Оригінал-макет та друк ТОВ “ДІА”. 03022, Київ-22, вул. Васильківська, 45

ЗМІСТ

CONTENTS

РАЦІОНАЛЬНЕ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ ТА ОХОРОНА НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

Мовчан М.М.

Екологічне значення відновлення лісової компоненти агроєкосистем

**Лавров В.В., Левчук О.І.,
Блінкова О.І.**

Стан та ґрунтозахисна роль дубових насаджень на Андуському водозборі південного макросхилу Кримських гір

**Костенко І.В., Опанасенко М.Є.,
Кайданович О.О., Бабич І.В.**

Трансформація фітотоксичних властивостей сульфідних шахтних порід на відвалах Західного Донбасу у процесі ґрунтоутворення

Возняк Р.Р., Маціборук П.В.

Оцінка стану популяції бобра європейського в Житомирській області

АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ

Власов В.В.

Екологічні умови формування агроландшафтів на території Північного Причорномор'я

**Мінарченко В.М., Тимченко І.А.,
Глущенко Л.А., Сивоглаз Л.М.**

Методичні аспекти моніторингу недеревних рослинних ресурсів

Самохвалова В.Л.

Аспекти и содержание экотоксикологических исследований при изучении системы почва–растение

РОДЮЧІСТЬ І ОХОРОНА ҐРУНТІВ

Мартенюк О.М.

Аналіз динаміки та прогноз радіологічного стану орного шару ґрунтового покриву земель зони безумовного (обов'язкового) відселення

RATIONAL NATURAL MANAGEMENT AND PROTECTION OF ENVIRONMENT

5 **Movchan M.**

Ecological value of restoration of wood components of agroecosystems

10 **Lavrov V., Levchuk O.,
Blinkova O.**

Being and role of protect of soil on the oak planting in Anduskiy watershed of Crimean mountains south macroslope

16 **Kostenko I., Opanasenko N.,
Kaidanovich O., Babych I.**

Transformation of phytotoxic properties of sulfide mine wastes on the dumps of West Donets Basin upon soil formation

22 **Voznjak R., Matsiboruk P.**

Estimation condition population of beaver European in the Zhitomirskaja area

AGRO-ECOLOGICAL MONITORING

26 **Vlasov V.**

General characteristic of ecological conditions in territory of Northern Black

32 **Minarchenko V., Tymchenko I.,
Gluschenko L., Syvoglaz L.**

Methodical aspects of the monitoring of resources of grassy plants

37 **Samokhvalova V.**

Aspects and contents of ecotoxicological researches at study of soil–plant system

FERTILITY AND PROTECTION OF SOILS

44 **Martenyuk A.**

Analysis of dynamics and prognosis of the radiological state of arable layer a soil cover of earths of absolute (obligatory) settling out zone

**Семенов А.Д., Сахно В.П.,
Мартиненко В.М.**

Забруднення важкими металами ґрунту і рослин у смугах відчуження залізничних колій

**Ярмолюк М.Т., Демчишин А.М.,
Демчишин Н.Б., Садовий Б.М.,
Дзяб'як Г.М.**

Ефективність використання мінеральних добрив на лучних травостоях західного Лісостепу України

Сыроватко В.А., Жученко С.И.

Динамические системы почвенного потенциала воды

50 **Semenov A., Sachno V.,
Martynenko V.**

Pollution by heavy metals of a ground and plants in right-of-ways of tracks

54 **Yarmoluk M., Demchyshyn A.,
Demchyshyn N., Sadoviy B.,
Dzyab'yak G.**

Effectiveness of using of inorganic fertilizers on meadow grass stand in Ukrainian West Forest-steppe

59 **Syrovatko V., Zhuchenko S.**

Dynemical sistem soil potential of water

БІОРИЗНОМАНІТТА ЕКОСИСТЕМИ

Петришина В.А., Моклячук Л.І.

Фітоценоз забрудненого пестицидами едафотопу

**Крутило Д.В., Ковалевська Т.М.,
Колісник С.І., Булах Т.Д.**

Симбіоз штамів *Bradyrhizobium japonicum* із соєю за різних ґрунтово-кліматичних умов

65 **Petryshyna V., Moklyachuk L.**

Phytocenosis of polluted with pesticides edaphotop

70 **Krutylo D., Kovalevska T., Kolesnyk S.,
Bulakh T.**

Symbiosis of *Bradyrhizobium japonicum* with the soybean efficiency in different soil-climatic condition

BIODIVERSITY OF ECOSYSTEMS

ОГЛЯДОВА СТАТТЯ

Григор'єва О.О.

Особливості впливу неіонізуючого опромінення на живі організми

75 **Grygorjeva O.**

The features of non-ionizing irradiation influence on living organisms

OVERVIEW

СТОРІНКА МОЛОДОГО ВЧЕНОГО

Слободенюк О.А.

Акумулявання ДДТ органами *Cucurbita pepo*

81 **Slobodenyuk L.**

DDT accumulation by parts of *Cucurbita pepo*

YOUNG SCIENTIST'S PAGE

РАЦІОНАЛЬНЕ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ ТА ОХОРОНА НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

УДК 630*182.54:630*156.6

ЕКОЛОГІЧНЕ ЗНАЧЕННЯ ВІДНОВЛЕННЯ ЛІСОВОЇ КОМПОНЕНТИ АГРОЕКОСИСТЕМ

М.М. Мовчан

Міністерство охорони навколишнього природного середовища України

Узагальнено інформацію про збереження лісової компоненти агроєкосистем та удосконалення методологічного підходу щодо вивчення актуальних питань з охорони генофонду флори унікальних і типових природних комплексів України. Проаналізовано природні, штучні та комбіновані методи відновлення лісових насаджень. Визначено оптимальні методи охорони та відновлення лісів України.

Відповідно до Земельного кодексу України збереження та відновлення цінних природних комплексів є одним із першочергових завдань. Вивченню заповідних об'єктів, актуальних питань охорони генофонду флори і фауни, унікальних і типових природних комплексів в Україні присвячено низку праць відомих вчених: Є.М. Лавренка, П.С. Погребняка, І.Г. Підолічка, М.І. Котова, Ю.Д. Клеопова, К.М. Ситника, Ю.Р. Шеляг-Сосонка, С.М. Стойка, О.Л. Липи, В.І. Чопика, М.А. Голубця, В.І. Комендаря, Т.А. Андрієнко, Я.П. Дідуха та ін.

Основними причинами зникнення видів рослин є порушення та знищення місцезростань унаслідок діяльності людини; комерційне вилучення рослин; збирання рослин для харчових, медичних чи декоративних цілей; забруднення середовища; зникнення тварин-запилювачів; масове розселення адвентивних видів, що призводить до збіднення популяції аборигенних видів; зміни екотопів.

Наукові методи відновлення лісових насаджень. Для раціонального використання та відновлення рослинних ресурсів окрім законодавчої та нормативної бази; здійс-

нення заходів щодо запобігання техногенним процесам, які негативно впливають на об'єкти рослинного світу; проведення моніторингу популяцій; інвентаризації місцезростань рідкісних та зникаючих видів тощо, нині є актуальним саме дослідження різноманітних наукових методів відновлення. Однією з найактуальніших проблем є відновлення лісів — утворення нового покоління лісу під наметом деревостану, на зрубках, згарищах та інших ділянках, де раніше він ріс. Відновлення лісу буває: *природним, штучним комбінованим.*

Природне відновлення лісу — насіннєвим і вегетативним (поросль від пеньків і стовбурів, кореневі паростки, відводки). Насіннєве відновлення лісу має низку переваг перед іншими видами, оскільки формується стійкий деревостан, скорочується час, необхідний для досягнення деревостаном віку стиглості, забезпечується сталість лісового середовища, зменшуються витрати на відновлення лісостану. Надійність насіннєвого відновлення лісу залежить від багатьох чинників: типу лісу, способів рубки, технології лісосічних робіт та біоекологічних особливостей деревних порід. Для оцінювання успішності відновлення

лісу насіннєвим шляхом головних лісотвірних порід обраховують самосів на 1 га. За допомогою шкал оцінки природного відновлення оцінюють ділянку, на якій відбувається насіннєве відновлення головної лісотвірної природи. Найширше використовують шкали М.Е. Ткаченка, В.Г. Нестерова, М.Г. Горшеніна, І.Д. Юркевича, Д.С. Голода, а для дібров західного регіону — Л.І. Копія.

Для природного відновлення лісу зазвичай використовують комплекс заходів сприяння: збереження підросту під час лісосічних робіт та насінників на зрубках, очищення лісосіки від порубкових рештків, рихлення (мінералізація ґрунту), що покращує умови проростання опалого насіння.

Штучне відновлення лісу проводять висіванням або висаджуванням лісових сіянців і лісових саджанців, зазвичай на ділянках, де природним шляхом воно не забезпечується. Головним завданням штучного лісовідновлення є створення за найкоротший термін високопродуктивних, господарсько-цінних і біологічно стійких деревостанів. Цього можна досягти лише при застосуванні комплексу науково обґрунтованих лісокультурних і лісогосподарських заходів і прийомів. Основним при створенні лісових культур є забезпечення відповідності біологічних особливостей деревних порід вибраних для посадки чи посіву природно-кліматичним й едафічним умовам. Тому окремо для кожної лісокультурної ділянки обирають тип лісових культур, тип змішування, спосіб обробітку ґрунту, оптимальну густоту садіння тощо. Перевагу слід надавати мішаним насадженням, адже вони повніше використовують світло, вологу й поживні речовини, підвищують родючість ґрунту, отже є продуктивніші порівняно з чистими. У ряді випадків доцільно створювати мішані деревостани з ґрунтополіпшуючими породами. Наприклад, у борах і суборах конче потрібна домашка листяних порід і чагарників, які збагачують лісову підстилку і ґрунт зольними елементами живлення й азотом та поліпшують фізичні властивості ґрунтів. Мішаний ліс не лише продуктивніший, а й біологічно

стійкіший, виявляє підвищену стійкість до ентомошкідників і фітозахворювань. Родючість лісового ґрунту в мішаних деревостанах підвищується завдяки збагаченню хімічного складу і поліпшенню фізичних властивостей. Значніше поповнюються запаси органічних речовин, зволожується повітря, менше — коливання температур.

У практиці лісового господарства багато прикладів, коли створення чистих культур призводило до небажаних наслідків: наприклад, смерекових монокультур у Карпатах і соснових — на Поліссі. Смерекові лісостани, що створювали переважно у другій половині XIX ст. для збільшення експлуатаційних запасів деревини, часто зазнавали значних вітровалів та ушкодження шкідниками. Проте за певних умов місцезростання, іноді доцільно вирощувати й чисті деревостани. Це, насамперед, стосується чистих соснових культур на дуже бідних і сухих ґрунтах, чорновільхових — у вільховій трясовині, дубових — на солонцях тощо.

Добрий ріст мішаних культур і стійкість певних порід при спільному вирощуванні залежать передусім від характеру взаємовпливу між деревними породами і середовищем на різних етапах росту та розвитку насадження, відбувається у процесі споживання деревними породами сонячної енергії, вологи і поживних речовин, а також як взаємодія лісостану та середовища. Слід зазначити, що взаємовплив між деревними породами не однаковий упродовж усього життя лісу.

Вирощування високопродуктивних і цінних лісових насаджень неможливе без застосування методів масової селекції. Відбір кращих за технічною якістю й швидкістю росту дерев (так званих “плюсових”), які використовують для отримання елітного насіння, є першою ланкою масової селекції в лісовому господарстві. Наступною є відбір сіянців у розсаднику та дерев при проведенні рубок догляду. У лісокультурній практиці необхідно враховувати географічне походження насіння. Відомо, що насіння місцевого походження дає кращі результати, ніж насіння з інших районів. Окрім того, на якості лісових культур по-

значається й едафічне походження насіння (С.А. Генсірук, 1980).

Комбіноване відновлення лісу поєднує природне та штучне на одній і тій самій ділянці. Розрізняють також *попереднє* відновлення лісу (під наметом до його вирубки), *наступне* (на зрубках і згарищах) та *супутнє* (при вибіркових і поступових рубках). При суцільнолісосічних рубках можливо як попереднє, так і наступне відновлення лісу; при поступових і вибіркових — попереднє та супутнє.

Біотехнологічні методи відновлення генофонду рослин. Формою не лише збереження, а й відтворення й відновлення природної флори — є охорона рослин завдяки створенню колекцій і генетичних банків. Одним із сучасних напрямів наукової діяльності є розвиток і вдосконалення методу культури рослинних тканин і клітин, що перспективно з точки зору збереження і відновлення генофонду рослинного світу.

1. На сучасному етапі розвитку ефективним є використання таких біотехнологічних методів: культура ізольованих тканин, клітин та органів рослин, клітинна селекція та генна інженерія. Вони дають можливість за короткий термін створити та розмножити цінний вихідний високопродуктивний матеріал, гетерозисні гібриди та сорти сільськогосподарських рослин. Основи методу культури тканин 4 рослинних організмів розроблено, починаючи з досліджень Габерландта 1902 р. Кожне відкриття, зроблене в цій галузі, знайшло використання у прикладних дослідженнях (Вепринцев, Ротт, 1985; І.А. Бугара, 2006). Нині особливо розвинене розмноження в культурі *in vitro* в США, Голландії, Польщі, Таїланді, Японії. Усі проблеми, що розв'язують у культурі *in vitro*, можна поділити на три основні групи: збереження генетичної інформації клітин (мікроклональне розмноження та депонування, культура зародків, пиляків і насінневих зачатків); зміна генетичної інформації в результаті мутагенезу під впливом фізичних та хімічних факторів (культура калусів, суспензій, протопластів); перенесення та інтеграція генетичної інформації (генно-інженерне

конструювання рослин з новими ознаками, соматична гібридизація).

Клональне розмноження рослин у культурі *in vitro* порівняно з традиційними має низку переваг: можливість досліджувати рослинний матеріал упродовж усього року незалежно від стадії онтогенезу материнської рослини. Коефіцієнт розмноження зростає на три порядки, впродовж кількох місяців можна представити характеристику коефіцієнта розмноження. Великою перевагою цього методу порівняно з традиційними є дуже незначна кількість початкового рослинного матеріалу. Такий підхід особливо важливий для рослин з низьким коефіцієнтом вегетативного чи насінневого розмноження або тих, що утворюють непоцінне насіння (Е.Р. Арапетян, 2004).

Мікроклональне розмноження — єдиний біотехнологічний метод розмноження елітних рослин, які є в обмеженій кількості. Від традиційних методів розмноження рослин воно вирізняється такими особливостями: великою кількістю копій вихідного матеріалу; отриманням, залежно від мети дослідження як генетично однорідного матеріалу, так само і клональних варіантів; можливість отримання безвірусного посадкового матеріалу при використанні як експлантанта апікальних меристем і проведення за необхідності термотерапії *in vitro*; можливість проводити розмноження рослин упродовж року, оскільки їх ріст і розвиток *in vitro* майже не залежать від сезонних міст. Уперше мікроклональне розмноження здійснив Морель (1960) при дослідженні орхідей. Модифікацію цієї методики нині широко застосовують для масового розмноження орхідей з комерційною метою, а також у виробництві таких культур як картопля, гвоздика, суніці.

Мурасіге розділив весь процес мікроклонального розмноження на три стадії: ініціація асептичної культури; індукція численних пагонів при повторних пасажах на середовище для розмноження; підготовка сформованих *in vitro* рослин до висаджування у ґрунт.

У цілому, метод мікроклонального розмноження ґрунтується на індукваному

цитокінінами розростанні верхівкових і пазушних меристем, кожна з яких дає початок багатьом пагонам. Після формування багатьох пагонів, їх розділяють на менші групи пагонів, переносять на свіже середовище і процес повторюється. Швидкість мікроклонального розмноження варіює залежно від виду рослини, але часто з єдиної бруньки можна отримати кілька мільйонів рослин на рік. Основними факторами, що впливають на процес мікроклонального розмноження, є тип експланту, склад поживних середовищ і умови культивування. Вихідним матеріалом можуть слугувати верхівкові та пазушні меристеми стебла, молоді листки, елементи суцвіття та квітки, цибулини та бульбоцибулини. Ідеальним матеріалом для отримання численних пагонів є апікальні та пазушні бруньки здорових рослин, що активно ростуть. Здебільшого для мікроклонального розмноження використовують різноманітні модифікації середовища Мурасіге, Скуга, хоча деякі групи рослин можуть мати індивідуальні потреби в поживних речовинах. Культури можуть рости на агаризованих або на рідких поживних середовищах на містках із фільтрувального паперу.

Широкого використання набула культура меристем. Не зважаючи на деякі труднощі в роботі (необхідність маніпулювання мініатюрними експлантами, низький відсоток виживання *in vitro*), культури апікальних меристем широко використовують для створення вільного від патогенів рослинного матеріалу. Мікроклональне розмноження проводять вичлененням апікальної меристеми. У цьому методі за основу покладено здатність рослинних фрагментів, що мають точку росту, до відтворення материнського організму. 1949 р. встановлено, що апікальна частина точки росту (0,1 мм), що складається з ще недиференційованих клітин (меристема), здатна нести генетичну інформацію організму, але не містить вірусних часток, які є в диференційованій клітині дорослого організму. Розміщена на поживне середовище, меристема виростає з утворенням нового організму рослини, який не містить вірусів. Таку рослину

легко швидко розмножити, розділивши на пагони (4–6), що містять точки росту. Клонуванням наступних поколінь меристемних рослин одержують клон материнського організму з тією самою генетичною інформацією, але без вірусних часток.

Розмноження рослин шляхом вичленення апікальної меристеми:

1. Готують поживне середовище Мурасіге, Скуга.

2. Вичленення меристеми у боксі з ламінарним потоком повітря. Кінець стебла (4–5 мм) відрізають і поміщають у поле зору мікроскопа. Під мікроскопічним контролем пінцетом із спеціальним пристроєм відрізають 0,2–0,5 мм апікальної частини стебла і відокремлюють кінцеву неклітинну недиференційовану масу — близько 0,1 мм від верхнього кінця.

3. Висаджування і вирощування. У стерильних умовах пробірки із стерильним поживним середовищем відкривають, нахилиють під кутом 45°С і стерильним пінцетом занурюють меристему у поживне середовище. Пробірки закривають ватними пробками і переносять у термальну кімнату з температурою повітря +25 – +35°С та цілодобовим освітленням люмінесцентними лампами. Через 2–3 тижні із меристеми виростає рослина.

4. Вирощені з меристеми в стерильних умовах рослини виймають із пробірок і живцюють так, щоб кожний із живців мав точку росту. Одержані живці висаджують на поживне середовище. Через 1–2 тижні з них виростають рослини. Такі дослідження є важливими напрямками діяльності наукових інститутів, кафедр, ботанічних садів (І.А. Бугара, 2006; Соболевская, 1985; Н.М. Трофименко, 2001; Т.М. Червченко, П.А. Мороз, 2005; П. Томпсон, 1975). Зокрема, в Ботанічному саду Львівського національного університету ім. І. Франка проводять дослідження регенераційного потенціалу рослин родин *Gentianaceae*, *Lamiaceae*, *Fabaceae*, *Zingiberaceae*, *Araceae* за допомогою методу культури рослинних умов у стерильних умовах (Е.Р. Арапетян, 1995, Е.Р. Арапетян, О.А. Климчак, 2001, Е.Р. Арапетян, 2004).

Кафедрою генетики і фізіології рослин Ужгородського національного університету проведено дослідження з використанням методу ізольованої культури близько 30 видів рослин Карпат з поступовою адаптацією мікроживців до умов *in vivo*. Особливо перспективними є вирощування культури тканин *Gentiana lutea* L. та *Rhodiola rosea* L., тому що сировинна база цих надзвичайно цінних лікарських рослин на території відсутня, а накопичення біомаси в природі та при традиційному культивуванні відбувається надзвичайно повільно (В. Ніколайчук, В. Белчгазі, Б. Надь, І. Фекета, 2004).

ВИСНОВКИ

Однією з найактуальніших проблем сьогодення є відновлення лісів України.

Для раціонального використання та відновлення рослинних ресурсів окрім законодавчої та нормативної бази; заходів запобігання техногенним процесам, що негативно впливають на рослинний світ; моніторингу популяцій; інвентаризації місцезростань рідкісних та зникаючих видів тощо, важливе значення нині мають саме дослідження різноманітних наукових методів відновлення.

Оскільки в ботанічних садах практично неможливо створити штучні біогеоценози, вони лише частково можуть забезпечити охорону рідкісних і зникаючих видів, створення генетичних банків є необхідним для відновлення знищених популяцій репатріацією рослин у їхні первинні місцезнаходження.

ВИЙШЛИ ДРУКОМ

МЕТОДИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ З КОМПЛЕКСНОЇ АГРОЕКОЛОГІЧНОЇ ОЦІНКИ ЗЕМЕЛЬ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОГО ПРИЗНАЧЕННЯ

Лабораторією моніторингу земельних і водних ресурсів агросфери запропоновано методику комплексного оцінювання агроекологічного стану земель сільськогосподарського призначення, яка ґрунтується на даних щодо складу та співвідношення основних видів угідь в агроландшафтах, ступеня прояву та територіального поширення сучасних ґрунтових деградаційних процесів, еколого-агрохімічного стану орних земель на різних рівнях землекористування.

Методичні рекомендації призначено для державних органів територіального управління, які діють у межах адміністративних кордонів, для виявлення кризових ситуацій у сільськогосподарському землекористуванні, контролю і прогнозування змін функціонування агроландшафтів, а також прийняття експертних управлінських рішень щодо планування оперативних і довгострокових заходів з поліпшення агроекологічного стану земель сільськогосподарського призначення.

СТАН ТА ҐРУНТОЗАХИСНА РОЛЬ ДУБОВИХ НАСАДЖЕНЬ НА АНДУСЬКОМУ ВОДОЗБОРІ ПІВДЕННОГО МАКРОСХИЛУ КРИМСЬКИХ ГІР

В.В. Лавров¹, О.І. Левчук², О.І. Блінкова¹

¹Інститут агроєкології УААН,

²Південний філіал “Кримський агротехнологічний університет” НАУ

Показано зростання інтенсивності водної ерозії ґрунту залежно від збільшення крутизни схилу та антропогенної трансформації середньовікових, порослевих дубових лісів. Починаючи з середньої частини водозбору і нижче на схилах понад 20° дубові ліси з повнотою нижче 0,6 втрачають водорегулюючу і ґрунтозахисну роль. Тут через 10–30 м розвиваються яри глибиною до 4 м, довжиною понад 50 м. На прибережних схилах крутизною понад 30°, вкритих низькоповотними дубняками, активно розвивається інтенсивна ерозія, що загрожує суміжним природним екосистемам, земельним угіддям, комунікаціям, населеним пунктам. Показано переваги застосування “середньозваженого класу Крафта категорії стану деревостану” порівняно з “індексом стану деревостану” в умовах різного за інтенсивністю антропогенного впливу на ліси.

Завдяки унікальним природним умовам, межуванню з Чорним морем, перетину кількох природних зон, Крим є найбагатшим на біотичне різноманіття регіоном України. Тут, станом на 2001 р., налічувалось 155 об'єктів природно-заповідного фонду, які займали понад 1,5 тис. км² або 5,7% території півострова з урахуванням прибережної акваторії [4]. На відміну від рівнинних територій, гірські ландшафти є значно вразливішими до негативного впливу гравітаційної сили та водних потоків. Недостатньо врегульований антропогенний вплив спричинив значне порушення природної рівноваги екосистем водозборів макросхилу Кримських гір, збільшення кількості, частоти та інтенсивності прояву екологічних загроз [1, 9, 11]. Зниження цих загроз є важливим складником програм міжнародних організацій ФАО, ЮФРО, ЮНЕСКО, отже дослідження взаємодії “ліс–ерозія” є актуальними.

Основною причиною розвитку водної ерозії є порушення водорегулюючої, водоохоронної та ґрунтозахисної ролі лісів внаслідок господарської трансформації їх структури, зниження стійкості та гідрологічної ємності лісових екосистем, надмір-

ного зменшення лісистості гірських водозборів, порушення їх ґрунтового покриву [1, 7–9, 11]. У свою чергу, ґрунтозахисні властивості лісів залежать від природних умов, лісистості водозборів, типу лісу, стану насаджень, положення їх на водозборі, ступеня пошкодження ґрунтів [6–8, 11]. У гірських умовах вивчення зв'язку “ліс–ерозія” ускладнено низькою причиною: геоморфологічна будова та рослинний покрив водозборів є дуже мозаїчними; площа підземних водозборів не співпадає з площею поверхневих за наявності карстових сполучень різних водозбірних басейнів; горам характерні локальні опади; більшість рік та водотоків є зарегульованими [8, 9, 11]. В Кримських горах ерозійно небезпечний поверхневий стік формується під взаємозалежним впливом великої кількості екологічних факторів, серед яких велику роль відіграє лісовий покрив завдяки регулюванню розподілу атмосферних опадів у просторі і часі. Значну частку порушення ґрунтового покриву зумовлює інтенсивне рекреаційне навантаження на природні екосистеми [9, 11].

Рекогносцирувальне обстеження 2007 р. водозборів південного макросхилу Криму показало, що ерозійні утворення починаються у зоні частково деградованих лісів. Тому метою дослідження було вивчення

стану та ґрунтозахисної ролі лісових насаджень на найбільш ерозійно деградованому Андуському водозборі [9]. Більшість ерозійних утворень у подібному за характеристикою Ускутському водозборі сконцентровано у нижній прибережній зоні, де лісистість території менша – отже, розвиток ерозії можна призупинити залісненням цих схилів [1, 9].

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ

Відповідно до принципів порівняльної екології, у верхній, середній і нижній частині Андуського водозбору, на різній крутизні схилу у 60–65-річних дубняках різного ступеня ерозійної деградації було закладено екологічний профіль з трьох пробних площ (ПП1 – 400, ПП2 – 200 та ПП3 – 175 м н.р.м.) (табл. 1). ПП1 знаходиться на відстані 1 км від вертикальної стіни нагірного плато масиву Карабі-Яйла (800 м н.р.м.) у лісистій слабо ерозійно порушеній зоні, ПП2 вибрана на середньо деградованому схилі, що межує з виноградниками, а ПП3 – на прибережному сильно еродованому схилі, що виходить до моря, транспортних, житлових та інших комунікацій побережжя. За матеріалами лісовпорядкування 2001 р., досліджувані ділянки належать до 3 класу водорегулювання.

Лісові насадження досліджували за комплексом лісівничо-таксаційних та екологічних показників характеристики деревостану, живого надґрунтового покриву та

ґрунту відповідно до загальноприйнятих у таксації та лісівництві методик [2, 5]. Площу пробних ділянок розраховували з урахуванням крутизни нахилу [10]. Санітарний стан дерев визначали відповідно до правил [12]. Індекс стану деревостанів розраховували як суму добутоків показника категорії стану на кількість дерев у наявній категорії, поділену на загальну кількість обстежених дерев. Здоровими (I) вважаються деревостани з індексом 1–1,5, ослабленими (II) – 1,51–2,50, дуже ослабленими (III) – 2,51–3,50, такими, що всихають (IV), – 3,51–4,50, “свіжим сухостоем” (V), – 4,51–5,50, “старим сухостоем” (VI) – 5,51–6,50. Щоб уникнути впливу на показник стану деревостану неоднакової інтенсивності лісгосподарських заходів для кожної категорії стану розраховували середньозважений клас Крафта (СКК) як суму добутоків кількості дерев кожного класу Крафта на його індекс (I–V), поділену на загальну кількість дерев певної категорії стану. Для цього дерева кожної категорії стану розділяли ще на 5 груп за класами Крафта [2]. Класи V^a та V^b об’єднували в V клас, оскільки дерева цих категорій рідко зустрічаються в досліджуваних насадженнях. СКК відображає локалізацію зони пошкодження в деревині наметі: чим ближче значення СКК до I класу Крафта, тим вищий ступінь пошкодження, оскільки це свідчить, що стійкіші особини зазнають впливу негативних екологічних факторів.

Таблиця 1

Лісівничо-таксаційна характеристика деревостанів екологічного профілю

ПП	Висота н.р.м., м	Крутизна нахилу α, °	Тип лісу	Склад порід	Середня висота H, м	Середній діаметр D, м	Вік А, роки	Сума площ перерізів стовбурів G, м ² /га	Густота N, шт./га	Повнота P	Клас бонітету B	Запас деревини M, м ³ /га
1	400	12	Во-ґБДс	5Дс5Гб	5,8	13,4	65	12,31	833	0,84	V ^б	48
2	200	24	Во-ґБДс	6Дс4Гб	3,7	8,8	65	3,59	581	1,77	V ^б	30
3	175	35	Во-ґБДп	5Дп5Гб, од.Фст	3,3	7,9	60	1,14	202	0,60	V ^б	10

Ступінь еродованості ґрунту на пробній ділянці вивчали за середніми показниками: глибина, довжина та об'єм ерозійних утворень, ступінь розчленування ярами території. Довжина ярів була більша розмірів ділянки. Тому об'єм частини яру (V) в межах ПП розраховували за формулою половини усіченого конуса

$$V = \frac{1/3\pi h(R^2 + Rr + r^2)}{2},$$

де h — довжина яру в межах ПП (висота усіченого конуса), м; R, r — глибина яру у нижній і верхній його частинах відповідно (радіуси основ усіченого конуса), м.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Річка Андус бере початок на південно-му схилі гірського масиву Карабі-Яйла в центральній частині південного берега Криму, де гори сягають висоти 800 м н.р.м. На початку річки вершини гір сплюснені, далі поступово переважають підвищення з урвистими схилами. Ґрунти хрящуваті, у верхів'ї до них прилягають велика кількість вапняних гліб і щебеню. Під суглинками залягає товща червоних конгломератів. У середній і нижній течії річки на поверхню виходять дислоковані пласти глинистих сланців і пісковиків. Ґрунти схилу суглинисті з включенням щебеню і рінняків [3].

Водозбір покритий сухими дубово-грабінниковими лісами переважно двох типів — дуже сухий і сухий грабінниково-дубовий субори (B_0 -гбД_п, B_1 -гбД_с). Тут найчастіше формуються деревостани природного походження 4–5 генерації з породним складом 5Д_п5Гб, які, зазвичай, досягають таких середніх таксаційних показників: висота 5 м, діаметр 8 см, запас 30 м³/га, зімкнутість 0,6, бонітет V^6 . У підліску домінують глід Пояркової (*Crataegus pojarkoviae* L.), граб звичайний (*Carpinus betulus* L.), грабнік або граб східний (*C. orientalis* L.), шишина собача (*Rosa canina* L.).

Рекогносцирувальним обстеженням водозбору виявлено, що основним видом ерозії ґрунту на схилах понад 20° є водна

лінійна, ерозійні утворення починаються у зоні частково деградованих лісів із зімкнутістю деревного намету нижче 0,6–0,7. Порівняльна оцінка лісових ділянок екологічного профілю показала, що ступінь розвитку ерозії ґрунту залежить від крутизни нахилу поверхні та ступеня деградації лісової екосистеми. Так, ділянка ПП1 розміщена на схилі 12° і має доволі високі таксаційні показники для цих лісорослинних умов (табл. 1). Лише на східній, збезлісеній околиці, де нахил зростає до 30°, помітно порушений трав'янисто-мохово-лишайниковий покрив і, відповідно, ґрунтовий покрив, місцями до гірської, сипучої породи. Водночас, під густим наметом добре зберігається характерна лісова рослинність і немає ознак ерозії. Більш деградоване насадження ПП2, що розташовано у середній частині Андуського водозбору на схилі 24°, має значно гірші таксаційні показники, серед яких слід виділити визначальні для виконання лісом гідрологічних функцій: кількість дерев (N), повнота деревостану (P) та клас бонітету (B) (табл. 1, 2). Насадження має вид крупних до 50–100 м у радіусі фрагментів деревостану, що складаються з біогруп вегетативного відновлення дуба скельного (*Quercus petraea* Liebl.) по 6–15 різних за розвитком і станом особин.

Внаслідок зрідження деревостану до 45% площі збезлісено і задерновано, знизилась його продуктивність, стійкість та, відповідно, ґрунтозахисна роль. Тут через 10–30 м розвиваються яри завглибшки до 4 м, завдовжки понад 50 м (табл. 2). Вони частково вкриті дерниною, проте подекуди, особливо на крутих елементах мезорельєфу, на поверхню виходить гірська порода. Лише в місцях розвитку біогруп дерев і чагарників призупинилася ерозія ґрунту. Водночас є потенційна загроза зниження з часом ґрунтозахисної ролі насаджень схилу і виносу на виноградники продуктів ерозії.

Ще гірші ці показники на ділянці ПП3 у нижній частині водозбору, на прибережному крутому схилі до 35°, де збереглися лише фрагменти насадження, повнота якого становить 0,2 (табл. 2). Тому до 70% те-

Еродованість ґрунту на пробних площах екологічного профілю

Характеристика ярів	ПП2			ПП3			
		N	P	B	N	P	B
	24°	581	1,77	V ⁶	35°	202	0,60
Кількість ярів на ПП, шт.	4*			2**			
Середня глибина, м	3,8±0,2			7,5±0,4			
-“- відстань між ярами, м	15,2±0,8			25,5±1,3			
-“- довжина ярів у межах ПП, м	58,4±2,9			120, 3±6,0			
-“- об'єм ерозійних утворень, м ³ /га	963,9±48,2			3341,7±167,1			
Ступінь розчленування ярами території, м/га	7,4±0,4			2,8±0,1			

Примітка: * – яри з середньо еродованими схилами, дно заросло дерниною, подекуди чагарниками і поодинокими деревами; ** – яри з сильно еродованими схилами і дном, на яких майже відсутній рослинний покрив, тому вони активно розвиваються. Характеристику ПП за показниками α , N, P та B подано у табл. 1.

риторії – це оголені глинисті сланці. Увесь схил зрізаний ярами завглибшки – 8 м, завдовжки – 120 м, які активно розвиваються, виносячи продукти ерозії у підніжжя, на агрогіддя, до водотоків, населеного пункту, транспортних комунікацій.

Загалом, порівнюючи ПП2 та ПП3, видно, що еродованість за більшістю показників удвічі більша на ПП3 (табл. 2). Ступінь розчленування території здається меншою, ніж у зоні ПП2, через удвічі більші розміри яружних утворень. Внаслідок деградації ґрунтового покриву та надмірного зрідження гинуть залишки деревостану, який має вид відокремлених біогруп, що збереглися на міжяружних ділянках і у середньому нараховують по 4–10 вегетативно відновлених особин дуба пухнастого (*Q. pubescens* Willd.) та фісташки туполистої (*Pistacia mutica* L.).

Отже, на розглянутому екологічному профілі чітко простежується градієнт збільшення ерозійної деградації території водозбору зверху вниз, у міру збільшення довжини і зростання крутизни схилу. Це відповідає відомим даним про збільшення потенційної енергії ерозійних процесів вниз по схилу під впливом зростання швидкості і маси поверхневого водного стоку, особливо якщо знижена гідроло-

гічна роль лісових екосистем внаслідок їх антропогенного порушення [1, 6–8, 11]. Ми не ставили завдання встановити та описати ці складні за природою прямі і опосередковані багатьма каналами взаємодії зв'язки “ґрунтова ерозія – фактори порушення гідрологічного режиму водозбору”. Їх доведено численними дослідженнями. Скористаємося аналізом структури деревостанів за часткою пошкоджених дерев, яка відображає інтегральний ефект взаємодії екзо- та ендегенних екологічних факторів. До визначальних екзогенних чинників, що можуть бути першопричиною зниження стійкості цих екосистем, слід віднести кліматичні та антропогенні. Вторинними, які набувають розвитку у досліджуваних екосистемах, є ендегенні чинники міжвидової та внутрішньовидової конкуренції між лісовими видами з одного боку та нелісовими з іншого, що заповнюють звільнену екологічну нішу.

Лісопатологічні обстеження насаджень екологічного профілю вогнищ шкідників та хвороб не виявили. Тому визначальним для збереження цих екосистем є фактор водної ерозії. Для порівняння стану насаджень ПП1, ПП2 та ПП3 доцільно проаналізувати їхню структуру за станом дерев, які відстали у рості та розвитку. Так, найбільшу кіль-

кість дуже ослаблених і усихаючих дерев (III=75,7% і IV=15,1%) виявлено на ППЗ з максимальною кількістю ерозійних утворень, яка розташована у нижній частині водозбору на висоті 175 м н. р. м. (табл. 3). Кількість ослаблених дерев зменшується зі зниженням висоти н. р. м.: 23,6% (ПП1), 13,4 (ПП2), 7,3% (ПП3). Водночас, якщо на ПП1 та ПП2 ця категорія представлена переважно деревами III класу Крафта, кандидатами до природного відмирання, то на ПП3 ослабленими є на 81% особин II класу Крафта. Це означає, що навіть содомінанти на більш еродованій ПП3 мають пригнічений розвиток. Сильно ослаблених дерев тут на 10% більше ніж на інших ПП. Категорії “всихаючі” (IV) та “сухостій” (V, VI) є показовими для оцінки інтенсивності всихання деревостану та відхилення його розвитку від процесу природного відпаду ослаблених особин.

Слід зазначити, що інтегральний показник “індекс стану деревостану”, який широко застосовується дослідниками, не дає змоги виявити глибину і причини деградації лісових екосистем, якщо вони знають різного за інтенсивністю антропогенного, в т. ч. господарського впливу. Так, за цим показником усі лісові насадження екопрофілю належать до категорії “сильно ослаблені” (табл. 3).

Ефективнішим є показник СКК категорії стану деревостану, який відображає представництво у певній категорії стану особин різного розвитку і стійкості. Напри-

клад, якщо зростає значення СКК “всихаючих” дерев, то це свідчить про збільшення інтенсивності патологічних процесів в екосистемі. Саме така ситуація спостерігається на екологічному профілі: порівняно з малоеродованою ділянкою ПП1, де всихаючих дерев лише 8%, на середньоеродованій ПП2 їх 19,1, а на сильноеродованій – 15,1%. Однак на останній ділянці до цієї категорії потрапили і 4% дерев-содомінантів (СКК=3,0). Водночас на ПП1 та ПП2 всихання більш наближено до природного відпаду: СКК_{III1}=3,4; СКК_{III2}=3,5, тобто відповідно 40 і 50% – це дерева IV категорії. Представників “свіжого сухоостою” (категорія V) теж більше на середньо- та сильноеродованих ділянках – 1,9% та 1,4, відповідно проти 0,5% на ПП1. Це свідчить про більшу інтенсивність всихання насаджень на ПП2 і ПП3 порівняно з ПП1. Слід зазначити, що в густішому деревостані ПП2 всихає 84% дерев III та IV класів Крафта. Так званого “старого сухоостою” найбільше (2,4%) на ПП1, де найвища повнота (0,9), менше його на ПП2 (0,6%) і зовсім немає на ПП3, яка є найзрідженішою (табл. 1).

ВИСНОВКИ

Середньовікові дубові ліси Андуського водозбору є низькопродуктивними і сильно ослабленими внаслідок жорстких природних умов та певного зниження природної стійкості і продуктивності в результаті тривалого (4–5 генерацій) природного поновлення. Їхній стан погіршується у міру

Таблиця 3

Санітарний стан дубових насаджень екологічного профілю

ПП	Висота н. р. м., м	Розподіл дерев за категоріями стану та їх характеристика за СКК												Індекс стану
		I		II		III		IV		V		VI		
		СКК	%	СКК	%	СКК	%	СКК	%	СКК	%	СКК	%	
1	400	–	–	2,9	23,6	3,0	65,5	3,4	8,0	5,0	0,5	6,1	2,4	3,11
2	200	–	–	3,0	13,4	3,3	64,9	3,5	19,1	4,1	1,9	5,0	0,6	3,35
3	175	1,0	0,31	2,2	7,3	3,2	75,7	3,0	15,1	5,0	1,4	–	–	3,12

зниження від верхньої до нижньої, прибережної частини водозбору залежно від збільшення крутизни поверхні понад 20°. Це свідчить про ерозійне та антропогенне підсилювання деградації цих лісових екосистем, що, в свою чергу, спричиняє зниження гідрологічної ролі лісів на водозборі, зростання інтенсивності ерозії ґрунту та збільшення небезпеки екологічних загроз для населення, природних екосистем, сучасних земельних угідь і комунікацій.

В умовах різного за інтенсивністю антропогенного, в т.ч. господарського впливу порівняно з “індексом стану деревостану” ефективнішими для виявлення причин і оцінки ступеня деградації лісових насаджень є показник “середньозважений клас Крафта категорії стану деревостану”.

ЛІТЕРАТУРА

1. Агапонов М.Н., Левчук О.І., Андрієнко А.І. Ерозійна характеристика Ускутського водозбору // Лісівництво і агролісомеліорація. — Вип. 87. — К.: Урожай, 1993. — С. 18–22.
2. Анучин І.П. Лесная таксация. — М.: Лесн. пром-ть, 1977. — 512 с.
3. Бассейны Черного и Азовского морей (без Кавказа) / Под общ. ред. проф. Давыдова Л.К. — Вип. 6. / Реки между бассейнами р. Днепр и р. Дон и реки Крыма/Под ред. Ивашинцо-

вой Л.Д. — Л.: Гидрометеиздат, 1951. — 558 с.

4. Боков В.А. Перспективы создания единой природоохранной сети Крыма. — Симферополь: Крымучпедгиз, 2002. — 192 с.
5. Воробьев Д.В. Методика лесотипологических исследований. — К.: Урожай, 1967. — 388 с.
6. Воронков Н.А. Роль лесов в охране вод. — М.: Гидрометеиздат, 1988. — 288 с.
7. Горшенин Н.М. Эрозия горных лесных почв и борьба с ней. — М.: Лесн. пром-сть, 1974. — 127 с.
8. Кульчицкий-Жигайло И.Е. Водоохранно-защитная роль леса в бассейнах рек Украинских Карпат и ведение хозяйства по водосборам: Автореф. дис. ... канд. с.-х. наук: 06.03.03. / УкрНИИЛХА. — Харьков, 1989. — 18 с.
9. Левчук О.І. Особливості рекреаційного лісокористування за водозбірним принципом на південному макросхилі Кримських гір: Автореф. дис. ... канд. с.-г. наук: 06.03.03./ УкрНДІЛГА — Харків, 2003. — 19 с.
10. Методические указания по определению крутизны склона таксационного выдела камеральным путем. — К.: ВО “Леспроект”, Укр. лесостроительное предприятие, 1988. — 28 с.
11. Поляков А.Ф. К вопросу об оптимальной лесистости южного макросклона Крымских гор // Лесоводство и агролесомелиорация. — Вип. 41. — К.: Урожай, 1975. — С. 21–25.
12. Санітарні правила у лісах України / Постанова Кабінету Міністрів України від 27 липня 1995 р., № 555. — К., 1995. — 20 с.

НОВИНИ

ВПЛИВ БОБРІВ НА ПРИБЕРЕЖНІ ФІТОЦЕНОЗИ

Науковцями лабораторії ландшафтної меліорації та лісових екосистем ІА УААН досліджено вплив діяльності бобра на стан прибережних фітоценозів Полісся на прикладі НПП “Деснянсько-Старогутський”. Підготовлено підрозділ у розділ “Тваринний світ” сьомого тому Літопису природи НПП “Деснянсько-Старогутський”, який є головною науковою темою установ природно-заповідного фонду.

За результатами санітарного обстеження насаджень виявлено значний обсяг сухостійного та поваленого лісу внаслідок надмірної чисельності бобрових поселень в умовах природного парку. Через підтоплення значних територій під лісовими насадженнями створилися нетипові умови для місцезростання цінних порід (сосни, дуба, ільмових і т. д.) та відбувається дрібноосередкове масове всихання їх, вимокання лісових культур. Виникають проблеми з веденням лісогосподарських робіт на перезволожених територіях, а також подальша заміна особливо цінних деревних порід на малоцінні.

ТРАНСФОРМАЦІЯ ФІТОТОКСИЧНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ СУЛЬФІДНИХ ШАХТНИХ ПОРІД НА ВІДВАЛАХ ЗАХІДНОГО ДОНБАСУ У ПРОЦЕСІ ҐРУНТОУТВОРЕННЯ

І.В. Костенко, М.Є. Опанасенко, О.О. Кайданович, І.В. Бабич

Нікітський ботанічний сад — Національний науковий центр УААН

Показано можливість нормалізації хімічних властивостей сульфідних шахтних порід природним шляхом під впливом факторів ґрунтоутворення, що робить окиснені породи придатними для озеленення без додаткових витрат на рекультивацію.

Рекультивація накопиченої у відвалах шахтної породи, кількість якої лише у Донецькому вугільному басейні сягає майже 1 млрд т — одна з найактуальніших проблем, пов'язаних з діяльністю вугледобувних підприємств України [1]. Складність її розв'язання пов'язана з наявністю у породі легкорозчинних солей (хлоридів), піриту, окиснення якого супроводжується утворенням сірчаної кислоти, а також з несприятливими фізичними властивостями породи. Рівень рН після закінчення процесу окиснення сульфідів може сягати 1,3–2,0 [2–7], що унеможливує озеленення чи сільськогосподарське використання відвалів без значних витрат на рекультивацію. Зазвичай сульфідні породи накривають шаром суглинку, піску, ґрунту та інших меліорантів загальною потужністю 1,0–1,5 м [8, 9]. Проте, як показали ґрунтово-біологічні дослідження, проведені нами на відвалах кількох шахт Західного Донбасу, з часом їхні поверхні заростають, що свідчить про ймовірність поступової нормалізації хімічних та фізичних властивостей техногенного субстрату природним шляхом [10, 11]. Вивчення закономірностей цього процесу має допомогти в розробці ефективних способів озеленення таких об'єктів без значних витрат на переформування відвалів та нанесення на їхню поверхню різноманітних меліорантів, на чому наголошують інші дослідники проблем біологічної рекультивації шахтних відвалів Донбасу [1].

Метою наших досліджень було вивчення процесів, що сприяють трансформації фітотоксичних сульфідних порід у придатний для рослин субстрат. За допомогою біотесту вивчали рівень токсичності засолених і незасолених шахтних ґрунтів у широкому діапазоні рН.

ОБ'ЄКТИ ТА МЕТОДИ

Близько 200 зразків шахтного ґрунту для визначення основних фізико-хімічних властивостей та проведення біотесту було відібрано з поверхонь відвалів шахт “Благодатна”, “Павлоградська” та “Першотравнева” ВАТ “Павлоградвугілля” з глибин 0–10...90–100 см. Глибина відбору зразків залежала від потужності кореневмісного (пухкого) шару ґрунту. В зразках визначали рН сольове, вміст рухомого алюмінію в 1М КСІ витяжці колориметричним методом [12] при співвідношенні ґрунт : розчин 1:25, гранулометричний склад — методом піпетки, ємність вбирання — шляхом насичення зразків 0,1 н буферним розчином ВаСІ₂ за Бобко–Аскіназі–Альошиним у модифікації ЦІНАО [12]. У водній витяжці при співвідношенні ґрунт : вода — 1:10 визначали водорозчинні сульфати турбидиметричним методом [13], натрій та марганець — на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С-115 ПКС. Вміст вуглецю гумусових речовин (С_{гп}) визначали за Коновою, Бельчиковою [14].

Для визначення кислотності при повному насиченні вбирного комплексу алюмінієм 3 зразки ґрунту промивалися на лійці з фільтром 2% розчином сульфату алюмінію.

нію до припинення реакції на кальцій з подальшим відмиванням надлишку солі до припинення реакції на сульфат-іон.

13 зразків ґрунту відмивали від розчинних компонентів дистильованою водою на лійці з фільтром до відсутності реакції на сульфат-іон, а насиченим розчином гіпсу (2 зразки) — до стабілізації рН фільтраційних вод на рівні 6,5.

Для біотесту було використано 186 зразків, з яких по 20 г ґрунту рівномірним шаром розміщували у чашці Петрі і додавали 10 мл дистильованої води. У кожній чашці на поверхні зволоженого ґрунту розміщували по 30 попередньо пророщених зерен пшениці. Для контролю використовували фільтрувальний папір, змочений дистильованою водою. Закриті чашки поміщали в термостат при 23°C на 72 год, після чого проростки пшениці зрізали і відразу зважували. У якості показника темпів проростання зерна

використовувалась відносна до контролю маса свіжих проростків (ВМП) у відсотках.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Дослідження, проведені на відвалах кількох шахт показали, що залежно від співвідношення між кислотними і лужними компонентами в сульфідній шахтній породі рН окисненого субстрату коливається в межах 2,93–9,30. Сильнолужна реакція властива лише окремим зразкам, що містять соду, тому для більшості точок відбору зразків типовою є сильноокисла реакція ґрунтового розчину. Освоєння поверхні відвалів стійкими до високої кислотності видами деревних та трав'янистих рослин починається в місцях, де рівень рН сольового в шарі ґрунту 0–10 см перевищує 3,2 (табл. 1).

Таблиця 1

**Заростання окремих понижень на поверхні відвалу шахти “Першотравнева”
у зв’язку з рівнем рН техногенного ґрунту**

Розріз №	Глибина, см	рН	Домінуюча рослинність
1202	0–20	3,37	<i>Robinia pseudoacacia, Calamagrostis epideios</i>
	20–35	3,84	
1203	0–5	3,08	Рослинність відсутня
	5–10	3,02	
	10–20	2,93	
	20–30	3,00	
1218	0–10	3,35	<i>Fraxinus sp., Polygonum aviculare</i>
	10–20	3,20	
	20–30	3,13	
	30–40	3,35	
1222	0–10	3,13	Рослинність відсутня
1235	0–10	3,30	<i>Calamagrostis epideios</i>
	10–20	3,11	
1241	0–10	3,97	<i>Pyrus domestus</i> , злакове різнотрав’я
	10–20	3,50	
	20–30	3,50	
	30–40	3,52	

Найсприятливіші умови для початку самозаростання поверхні відвалів полягають у депресивних елементах рельєфу (пониженнях, западинах), де накопичується дрібнозем і інтенсивніше, порівняно зі схилами вимивання надлишку токсичних компонентів за межі кореневмісного шару ґрунту. Серед останніх у свіжій шахтній породі домінують хлориди, але відразу після виносу породи на поверхню концентрація хлоридів починає зменшуватися завдяки вимиванню опадами і вже за кілька років сягає безпечного для рослин рівня. Сульфати, що утворюються у результаті окислення піриту як менш мобільні, порівняно з хлоридами, сполуки затримуються у кореневмісному шарі ґрунту значно довше. І хоча основне місце у складі сульфатів займає нешкідливий щодо рослин гіпс, окиснений шахтний субстрат містить також певну кількість токсичних сульфатів натрію, марганцю і алюмінію.

Результати аналізу взятих для біотесту зразків показали, що у засолених зразках (0,25% > солей) основне місце серед аніонів займає сульфат-іон, концентрація якого порівняно з незасоленими зразками майже у 10 разів більша (табл. 2). Засолені зразки також містять більше хлоридів, але в обох випадках їхня концентрація є незначною і не може істотно вплинути на стан рослин. Серед потенційно небезпечних катіонів легкорозчинних солей домінують натрій і марганець, кількість яких у засолених зразках більша майже у 8 разів порівняно з незасоленими. Водночас, незасолені зразки містять більшу кількість рухомого алюмінію,

оскільки основна його частина закріплена ґрунтовим вбирним комплексом у вигляді обмінного катіону. Незасолені зразки, більшість яких відібрана з освоєних рослинністю понижень, вирізняються також більшим вмістом вуглецю гумусових речовин.

Не зважаючи на більший вміст рухомого алюмінію, а отже і вищу кислотність незасолених зразків шахтного ґрунту, відносна маса отриманих на них проростків майже в 1,4 раза більша порівняно з засоленими (табл. 2). За допомогою багатофакторного регресійного аналізу встановлено, що серед факторів, які негативно впливають на темпи проростання зерна пшениці, на першому місці за значимістю стоїть рухомий алюміній як основний агент кислотності, потім – водорозчинні форми марганцю і натрію. З вивчених показників лише вміст у шахтному ґрунті гумусових речовин позитивно впливав на рослини завдяки здатності гумінових і фульвокислот знижувати рухомість алюмінію в результаті утворення органо-мінеральних сполук [15].

Отже, за допомогою біотесту було виявлено, що вміст рухомого алюмінію та пов'язаний з ним рівень рН є головними факторами токсичності як засолених, так і незасолених шахтних субстратів. Але на останніх негативний вплив на рослини алюміній справляє при значно вищих його концентраціях. Тому на незасолених зразках відносна маса проростків сягає своїх максимальних значень вже за рівня рН близько 4,0, тоді як на засолених негативний вплив рН відбувається до рівня 4,5–5,0, причому навіть за оптимальних

Таблиця 2

Відносна маса проростків та деякі хімічні показники зразків шахтного ґрунту, використаних для біотесту

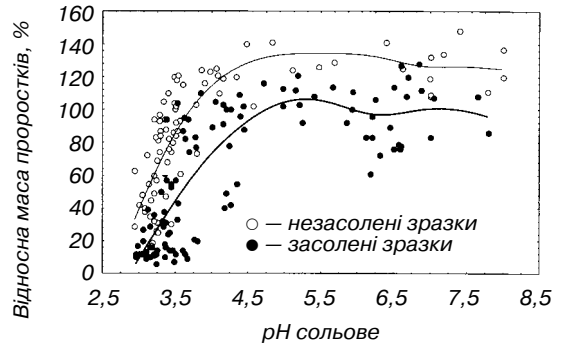
Кількість зразків	ВМП	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Al ³⁺	Na ⁺	Mn ²⁺	Стр
	%	мг-екв/100 г		мг/кг			%
<i>Засолені зразки</i>							
106	62±40	11,7±6,0	0,47±0,55	186±222	163±271	14,8±17,3	0,09±0,11
<i>Незасолені зразки</i>							
80	86±36	1,2±0,8	0,17±0,26	230±192	20,7±11,3	1,9±2,0	0,13±0,12

значень рН відносна маса проростків не сягає величин, отриманих на незасолених зразках (рисунок).

Отже, вивчення процесів заростання відвалів та результати біотесту дають підстави вважати, що з часом навіть фітотоксичні сульфідні породи, незалежно від початкових значень рН і вмісту токсичних компонентів, утворених у результаті окислення сульфідів, можуть стати придатними для біологічного освоєння завдяки природним ґрунтоутворювальним процесам, серед яких найважливішими є відмивання профілю ґрунту від надлишку легкорозчинних солей і накопичення гумусових речовин.

Для підтвердження цих припущень проведено кілька лабораторних дослідів, за результатами яких встановлено, що навіть при повному насиченні вбирного комплексу ґрунту алюмінієм, рівень рН сольового після відмивання зразків від надлишку солі коливався в межах 3,28–3,31, а рН водного — 3,90–4,05. Такі значення рН є типовими для кислих мінеральних ґрунтів різного генезису, вбирний комплекс яких насичений в основному іонами алюмінію [16]. Це свідчить про те, що навіть за максимального можливого насичення вбирного комплексу алюмінієм, шахтний ґрунт, який не містить алюмінію у вигляді легкорозчинних солей, за рівнем рН буде придатним для освоєння стійкими до високої кислотності рослинами. Зрозуміло, що за цих умов нормальне зростання рослин навряд чи можливе, насамперед, через несприятливий поживний режим такого ґрунту.

Промивання зразків кислого шахтного ґрунту дистильованою водою призвело до підвищення рН сольового на 0,3–0,5 одиниць і до зменшення вмісту алюмінію у 1М КСІ витяжці в 1,1–3,4 р. (табл. 3). Вищі темпи вимивання алюмінію властиві зразкам низькобуферного ґрунту полегшеного гранулометричного складу з низькою ємністю вбирання і з високим вмістом сульфатів, що є обов'язковими компонентами окиснених сульфідних порід. Зв'язок із сульфатами пояснюється присутністю



Вплив рН на відносну масу проростків пшениці, отриманих на зразках засоленого і незасоленого техногенного ґрунту з відвалів шахт Західного Донбасу

в окисненому субстраті легкорозчинного сульфату алюмінію, а також гіпсу, кальцій зі складу якого витісняє і переводить у розчин обмінний алюміній.

Досліди свідчать, що тривале промивання сильнокислого ґрунту насиченим розчином гіпсу, коли рН фільтрату сягає 6,5, призводить до зменшення концентрації увібраного алюмінію у 8 разів у важкосуглинковому ґрунті і в 12 у легкосуглинковому. Але для цього через перший зразок масою 25 г довели розпустити 2 л, а через другий — 1,5 л розчину, в яких містилося близько 4 і 3 г гіпсу, відповідно. Зрозуміло, що в природних умовах для поверхні ґрунту така інтенсивність промивання не є реальною через значно менший вміст гіпсу в окисненому шахтному субстраті. Тим не менше, навіть після повного вимивання гіпсу з верхнього шару ґрунту процес заміщення алюмінію основами у складі вбирного комплексу має продовжуватися в результаті фітоакумуляції в кореневмісному шарі сполук кальцію, магнію і калію після появи на шахтному субстраті рослинності.

Підставою для таких припущень є те, що кислотність шахтних ґрунтів на відміну від кислих зональних зумовлена не природно-кліматичними умовами їхнього формування, а особливостями мінералогічного складу шахтної породи. Тому кислотність, що сягає свого максимуму після закінчення процесу окиснення сульфідів,

Таблиця 3

Вплив промивання дистильованою водою на рН та на вміст рухомого алюмінію у зразках кислого шахтного ґрунту різного гранулометричного складу і ступеня засолення

Розріз №	Глибина, см	Фізична глина, %	Ємність вбирання, мг-екв/100 г	Сульфати, мг-екв/100 г	рН	Al, мг/кг	рН	Al, мг/кг
					до промивання		після промивання	
1241	10–20	48,5	11,9	2,7	3,50	246	3,93	192
	20–30	46,1	10,9	1,8	3,50	224	3,95	163
1242	30–40	46,2	9,8	1,1	3,52	171	3,88	138
	40–50	44,7	10,4	3,4	3,44	198	3,82	160
1243	0–10	47,3	10,6	3,9	3,62	111	4,00	83
	20–30	40,9	10,4	13,6	3,78	67	4,19	20
	30–40	40,8	10,0	14,2	3,63	64	4,09	24
1244	0–10	57,0	12,4	2,1	3,24	277	3,63	246
	10–20	55,9	12,2	5,5	3,32	284	3,67	251
	30–40	50,7	12,8	7,3	3,10	321	3,49	292
1245	10–20	30,2	6,9	8,5	3,06	144	3,40	112
	20–30	38,6	8,9	11,5	3,00	227	3,39	149
	30–40	38,3	8,9	15,1	3,03	190	3,53	66

надалі має поступово знижуватись під дією вищезазначених факторів. Таким чином, подальша еволюція ґрунтів на відвалах сульфідних шахтних порід при заростанні в основному трав'янистими видами рослин має відбуватися за властивим для цієї кліматичної зони дерновим типом ґрунтоутворення. Швидкість цих процесів залежить від низки факторів, що впливають на інтенсивність окиснення сульфідів, вимивання розчинних сполук за межі кореневмісного шару ґрунту та заселення поверхонь відвалів рослинністю. Серед цих факторів основними є концентрація сульфідів, літологічний та пов'язаний з ним гранулометричний склад породи, а також рельєф поверхні та щільність складання ґрунтової маси.

ВИСНОВКИ

Накопичені у відвалах фітотоксичні сульфідні шахтні породи у результаті ви-

вітрювання та промивання опадами поступово трансформуються у відносно нетоксичний субстрат, придатний для заселення невибагливими видами рослин.

Найбільш інтенсивно цей процес протікає в різноманітних пониженнях, що свідчить про можливість його прискорення за рахунок створення сприятливих умов для вимивання токсичних компонентів за межі кореневмісного шару ґрунту на етапі формування поверхні шахтного відвалу.

ЛІТЕРАТУРА

1. Пона Ю.М. Екологічна ефективність захисно-декоративних лісових насаджень на відвалах вугільних шахт // Агроекологічний журнал. — 2006. — № 1. — С. 84–88.
2. Гуртовая В.Н., Савич А.И., Шоба С.А. и др. Взаимодействие продуктов эрозии отвалов сульфидсодержащих пород с черноземами // Почвоведение, 1980. — № 9. — С. 110–119.
3. Дудкин Ю.И., Савич А.И. Почвообразование на отвалах открытых горных разработок с сульфид-

- содержащими породами // Тез. докл. 8-го Всесоюзного съезда почвоведов. — Новосибирск. — 1989. — Кн. 6. — С. 196–201.
4. *Елпатьевская В.П.* Почвообразование на отвалах сульфидных месторождений (юг Дальнего Востока) // Почвоведение, 1995. — № 2. — С. 239–246.
 5. *Зайцев Г.А.* Роль тионовых бактерий в окислении сульфидов железа в грунтах отвалов и терриконов угольных разработок в подмосковном бассейне // Известия АН СССР, серия биол., 1970. — № 5. — С. 747–754.
 6. *Солнцева Н.П., Рубилкина Н.Е.* Морфология почв, трансформированных при угледобыче // Почвоведение, 1987. — № 2. — С. 105–118.
 7. *Махонина Г.И.* Свойства пород промышленных отвалов Урала и их пригодность для биологической рекультивации. Биологическая рекультивация нарушенных земель: Матер. между. сов., Екатеринбург, 3–7 июня 2002 г. — Екатеринбург: УрО РАН, 2003. — С. 311–323.
 8. *Зверковский В.М., Грицан Ю.И., Тупіка Н.П.* Штучні ґрунти на рекультивованих шахтних відвалах Західного Донбасу // Агротехніка і ґрунтознавство. Міжвідомчий тематичний наук. зб. Спец. вип. до VII з'їзду УТГА. — Х., 2006. — Кн. 3. — С. 229–231.
 9. *Масюк Н.Т., Бекаревич Н.Е.* Некоторые программно-методические вопросы изучения биогеоценотического покрова в техногенных ландшафтах // Программа и методы изучения техногенных биогеоценозов. — М.: Наука, 1978. — С. 89–04.
 10. *Костенко І.В.* Особливості ґрунтоутворення на відвалах шахтних порід у Західному Донбасі // Вісник аграрної науки. — 1999. — № 4. — С. 15–18.
 11. *Костенко І.В., Опанасенко Н.Е.* Почвообразование на отвалах сульфидных шахтных пород Западного Донбасса при их зарастании // Почвоведение. — 2005. — № 11. — С. 1357–1365.
 12. Практикум по агрохимии // Под ред. Б.А. Ягодина. — М.: Агропромиздат, 1987. — 512 с.
 13. Турбидиметрическое определение иона сульфата. ГОСТ 26426-85.
 14. *Коионова М.М., Бельчикова Н.П.* Ускоренные методы определения состава гумуса минеральных почв // Почвоведение, 1961. — № 10. — С. 75–87.
 15. *Орлов Д.С.* Химия почв. — М.: Изд-во МГУ, 1985. — 376 с.
 16. *Kidd P., Proctor J.* Effects of aluminium on the growth and mineral composition of *Betula pendula* Roth // Journal of Experimental Botany. — Vol. 51. — № 347. — P. 1057–1066.

НОВИНИ

НАУКОВО-ПРАКТИЧНИЙ СЕМІНАР ПРО СУЧАСНИЙ АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ҐРУНТІВ

На базі Донецького державного обласного проектно-технологічного центру охорони родючості ґрунтів і якості продукції “Облдержродючість” 5–6 серпня відбувся науково-практичний семінар “Сучасний агроекологічний стан ґрунтів та шляхи їх захисту”. У роботі семінару взяли участь науковці провідних науково-дослідних установ УААН, регіональних центрів “Облдержродючість”.

Присутні ознайомились з проблемними питаннями охорони та збереження довкілля Донеччини, агроекологічним станом її ґрунтів. Учасники вважають за необхідне:

Продовжити і поглибити агроекологічні дослідження впливу шкідливих викидів промислових підприємств на стан родючості ґрунтів Донеччини.

Сприяти впровадженню геоінформаційних систем та інших сучасних комп'ютерних технологій для проведення моніторингу навколишнього природного середовища.

Сприяти подальшому науково-методичному вдосконаленню моніторингових досліджень.

Розробити системи заходів щодо зменшення впливу шкідливих викидів промислових підприємств на стан навколишнього природного середовища.

ОЦІНКА СТАНУ ПОПУЛЯЦІЇ БОБРА ЄВРОПЕЙСЬКОГО В ЖИТОМИРСЬКІЙ ОБЛАСТІ

Р.Р. Возняк, П.В. Маціборук

Інститут агроекології УААН

Обстежено популяцію бобра європейського та узагальноно стан життєдіяльності тварин у Житомирській області за допомогою ретроспективного аналізу. Проаналізовано динаміку чисельності та перспективи її росту. Виявлено та розглянуто основні аспекти впливу нерегульованої чисельності бобра на природні комплекси Українського Полісся. Запропоновано оптимальний шлях дослідження даного об'єкта, що дасть можливість запобігти негативному впливу бобра європейського на лісоаграрні ландшафти.

Бобер — ссавець роду гризунів (*Rodentia Bowdich*), родини бобрових (*Castoridae Gray*) — належить до єдиного в родині роду *Castor* L. Представники цієї родини є мешканцями лісових водойм та вузької прибережної смуги в помірному поясі північної півкулі [1].

На території України до початку ХХ ст. бобри водилися в заплавах усіх річок Полісся, зустрічалися в центральній та східній частинах лісостепової зони. Внаслідок зростання техногенного впливу впродовж ХVІІ–ХХ ст., їх популяція значно скоротилася, що призвело до істотного порушення водного режиму, спустошення ландшафтів і погіршення умов господарювання. Тому широке природне і штучне розселення бобрів стало актуальним завданням в економічному та екологічному аспектах. Відновлення популяції бобра в колишньому СРСР започаткувалось завдяки прийняттю низки природоохоронних законів 1919 р. З 1934 р. розпочалося їх штучне розселення шляхом акліматизації та рекліматизації, що і забезпечило помітне зростання популяції тварин. Промисел бобра на шкірку в Україні дозволено з 1971 р. [2–7].

Унаслідок неефективних експлуатації популяції тварини та використання продукції бобрового промислу чисельність тварин стрімко зростала, що призвело до протиріччя з лісогосподарськими та сільськогосподарськими підприємствами [8].

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ

Метою досліджень було оцінювання умов існування бобра в природному середовищі, визначення фактичної та оптимальної чисельності бобра для співставлення їх та отримання необхідної інформації щодо організації і методологічної забезпеченості подальших досліджень з вивчення впливу бобра на лісоаграрні ландшафти Українського Полісся (зокрема в Житомирській обл.).

Для території Житомирської області впродовж 2005–2006 рр. було зібрано необхідні нормативно-законодавчі проектні та фондові матеріали за темою досліджень. Здійснено авторське натурне обстеження в 2005–2006 рр. на обраному базовому просторово-господарському об'єкті, за природними умовами та особливостями ведення лісового, мисливського і сільського господарства характерному для регіону та в інших об'єктах Полісся в процесі участі у роботах з мисливського впорядкування у складі пошукових партій ВО “Укрдержлісprojekt”.

В основу проведених досліджень покладено аналітичні методи, методи порівняльної екології, загальноприйняті та апробовані методики з лісівництва, мисливствознавства, геоботаніки, лісової таксації, лісового і мисливського впорядкування, а також системний аналіз нормативних, проектних фондових матеріалів.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

За даними Держкомлісгоспу України на 01.01.2006 р. чисельність бобра в Україні становила понад 26 тис. голів, з яких близько 70% мешкає в Українському Поліссі (табл. 1).

Аналіз наведених даних, порівняно з результатами робіт інших дослідників, дає можливість зробити певні висновки щодо тенденції розвитку популяції і напрямів подальших досліджень.

Добування бобра в Україні останніх десяти років у середньому становить 0,1%, тобто майже не проводиться. За даними Г.М. Панова нелегальний промисел сягає 5–7% річного приросту популяції. Браконьєрство призводить до порушення збалансованого розвитку природних комплексів і біорізноманіття. Висока та нерегульована щільність заселення бобрів є причиною доволі негативних екологічних наслідків: виснаження кормової бази, підвищення загибелі тварин, зниження частки участі у

розмноженні дорослих самок і підвищення загибелі бобрят-цьогорічок [9].

У динаміці річного приросту чисельності української популяції бобра виявилась певна періодичність — кожний третій рік життєдіяльності помітно збільшується чисельність. Середній відносний приріст чисельності бобра становить — 8,8%. Це свідчить про перезрілість більшості колоній бобрів, оскільки за даними інших дослідників, річний приріст — 12–18% [9]. Найбільший відносний річний приріст — 21,1% в 1999 р., найменший — 1,2% в 1996 р.

Чисельність бобра в Україні з 1996 по 2006 р. зросла в 2,5 раза і ця тенденція зберігається. Поголів'я бобра в Україні планово не регулюють, оскільки відсутня конкретна інформація про оптимальну чисельність заселення території тваринами, що визначають за допомогою типології та бонітування бобрових поселень.

Просторово-адміністративним базовим об'єктом досліджень обрано мисливське господарство ДП "Городницьке лісове гос-

Таблиця 1

Динаміка чисельності бобра в Україні за період 1996–2006 рр.

Роки	Чисельність, голів	Добуто, голів	Річний приріст	
			абсолютний, голів	відносний, %
1996	10330	1	1059	10,1
1997	10496	6	166	1,2
1998	10880	–	384	3,5
1999	13785	–	2905	21,1
2000	15125	–	1340	8,9
2001	15832	35	707	4,5
2002	17806	17	1974	11,1
2003	19077	18	1271	6,7
2004	19745	14	668	3,4
2005	23404	34	3659	15,6
2006	26542	37	3138	11,8

подарство”, розташоване в західній частині Житомирської області на території Новоград-Волинського та Олевського адміністративних районів, загальною площею 37 541 га. Об’єкт досліджень обрано не випадково, оскільки в Житомирській області зосереджена найбільша чисельність бобрів — 26,0% загальної чисельності їх в Україні.

За природним районуванням територія господарства належить до зони мішаних лісів Українського Правобережного Полісся, а за лісомисливським районуванням — до Поліської промислової зони. Лісистість зони діяльності господарства становить — 30,2%. На території господарства існує розгалужена мережа річок, струмків і гідромеліоративних каналів. Найбільшим водним об’єктом є р. Случ. Ширина лісових смуг вздовж річки в середньому — 500 м, заболоченість території господарства — 22,8%.

Оцінювання якості природних умов господарства за типами мисливських угідь починалося з визначення їх складу та розподілу на придатні й непридатні для перебування бобра.

Розподіл загальної площі господарства за групами типів мисливських угідь відображає особливості його природно-територіальних комплексів: лісові угіддя — 34 936 га (95%); польові — 760 (2%); водно-болотні — 980 га (3%), непридатні для

ведення мисливського господарства землі становлять — 865 га.

За результатами проведених 2005 р. натурних облікових робіт виявлено 95 окремих поселень (сімей) бобра на 674 км берегової смуги. Виходячи з довжини берегової смуги на одну сім’ю [6, 10] та середньої для Полісся чисельності бобрової сім’ї в 4 особини, визначено фактичну загальну чисельність бобра на території мисливського господарства ДП “Городницький лігосп”, — 380 особин.

Водночас з реєстрацією бобрових поселень, відповідно до чинних Настанов з упорядкування мисливських угідь [11] проведено натурні обстеження і бонітування типів мисливських за кормовими і захисними властивостями угідь, придатних для проживання бобра. При цьому оцінювались як водно-болотні угіддя, так і прилеглі ділянки лісу на перезволоженій місцевості, а також подовженість берегової смуги для кожного виду угіддя.

Якість водно-болотних угідь визначалась за трьома класами бонітетів: 1 — добрі, 2 — задовільні, 3 — погані (табл. 2). Враховано не тільки наявність, а й повноту, склад насаджень, довжину та ширину берегової смуги, вкритої лісовою рослинністю. При цьому встановлено, що віддаленість вкритих лісовою рослинністю земель від берегової лінії більш ніж на 500 м, призводить до

Таблиця 2

Розподіл довжини берегової смуги водно-болотних угідь за класами бонітетів

Види водно-болотних угідь	Довжина берегової смуги, км				Середній клас бонітету
	класи бонітетів			разом	
	1	2	3		
Канали	2,15	170,93	424,93	598,00	2,71
Струмки	0,07	28,00	34,47	62,54	2,55
Річки	0,12	2,58	3,70	6,40	2,56
Ставки	—	0,13	1,50	1,63	2,00
Перезволожена місцевість	—	1,80	3,68	5,48	2,67
Разом	2,34	203,43	468,28	674,05	2,69

зниження кормових властивостей угідь для бобра. Для однієї повної сім'ї найкращою кормовою базою (1 бонітет) вважають насадження осики, верби чи тополі віком 20–25 років з повнотою 0,4 та вище в береговій смузі завдовжки 1 та завширшки 0,5 км. При повноті понад 0,4 — ширина смуги лісових насаджень може бути обмежена до 50–100 м.

Задовільну кормову базу можуть забезпечити насадження осики, верби, тополі з повнотою нижчою 0,4, а при наявності в складі другорядних кормових деревних порід — дуба, берези, яблуні, груші — з повнотою не нижче 0,6. Ці ділянки повинні мати розміри 2×0,4 км на одну повну сім'ю. Найгірше поїдають бобри вільху, сосну, ялину, модрина.

Для визначення оптимальної ємності угідь [11] прийнято таку оптимальну щільність бобра на 1 км берегової смуги: при 1-му бонітеті — 6 голів, 2-му — 3, 3-му — 1 голова.

Виходячи з визначеного середнього класу бонітету 2,69, а з урахуванням коригуючої поправки на вплив хижаків (поправка на пониження бонітету +0,9) — 3,59, оптимальна щільність у мисливському господарстві на 1 км берегової смуги становила 0,4 голови, а оптимальна ємність угідь на 674 км берегової лінії — 269 голів, що в 1,4 раза нижче за фактичну — 380 голів.

ВИСНОВКИ

У результаті проведених спеціальних досліджень з установлення типів та бонітетів угідь мисливського господарства ДП “Городницьке лісове господарство” та визначення їх оптимальної ємності фактична чисельність бобрів на досліджуваному об'єкті виявилася у 1,4 раза вищою за опти-

мальну, що може призвести до порушення нормального існування бобра й біологічного балансу природних комплексів.

Необхідно здійснювати регулювання чисельності популяції бобра, спрямовану на досягнення оптимальної щільності заселення тваринами, при якій у мисливських угіддях на певній території забезпечується їх нормальне існування без виснаження кормових ресурсів і відчутної шкоди лісовому та сільському господарству.

Для забезпечення постійного наукового супроводу ведення мисливського господарства необхідні подальші наукові дослідження в цьому напрямі на зональній основі.

ЛІТЕРАТУРА

1. *Балодис М.М.* Бобр: биология и место в природно-хоз. комплексе республики. — Рига: Зинатне, 1990. — 269 с.
2. *Кусто Ж.И., Пакалле И.* Лоси, бобры, каланы. — Л.: Гидрометеониздат, 1983. — С. 89–149.
3. *Лавров Л.С.* Речные бобры (2-е доп. изд.). — Воронеж: Центр. Черноземное кн. изд., 1965. — 180 с.
4. *Лавров Л.С.* Речные бобры. — Воронеж: Центр. Черноземное кн. изд., 1965. — 45 с.
5. *Жарков И.В.* Итоги расселения речных бобров в СССР. — М., 1966. — 65 с.
6. *Лавров Л.С.* Аборигенные колонии речных бобров в Евразии, их состояние, значение и пути охраны. Восстановление и рациональное использование запасов речного бобра в СССР / Материалы всесоюзного совещания. — Воронеж: Центр. Черноземное кн. изд., 1969. — 168 с.
7. *Панов Г.М.* Бобры. — К.: Урожай, 1990. — 172 с.
8. *Новіков Роман.* На мисливських меридіанах (Ворог держави — бобер) // Лісовий і мисливський журнал. — 2005. — № 4. — С. 47.
9. *Панов Г.* Чи полювати на бобра // Лісовий і мисливський журнал. — 1996. — № 3. — 44 с.
10. *Соловьев В.А.* Речной бобр европейского Северо-Востока // Сыктывкар. гос. ун-т. им. 50-летия СССР. — Л.: Изд-во ЛГУ, 1991.
11. *Настанова з упорядкування мисливських угідь України.* — К.: Держкомлісгосп, 2002. — 84 с.

УДК 633:577.47

ЕКОЛОГІЧНІ УМОВИ ФОРМУВАННЯ АГРОЛАНДШАФТІВ НА ТЕРИТОРІЇ ПІВНІЧНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я

В.В. Власов

*Національний науковий центр “Інститут виноградарства
і виноробства ім. В.Є. Таїрова”*

Представлено результати картографічного аналізу елементів рельєфу як складника природних ландшафтів Північного Причорномор'я. Проведено аналіз агрокліматичних і ґрунтових умов на досліджуваній території. Складено ампелокологічний каталог ґрунтового покриву Північного Причорномор'я як одного із екологічних факторів.

Екологічне обґрунтування належить до невід'ємних питань оптимізації розміщення виноградарства. Практичні ж питання розміщення, у тому числі, визначення та географічна прив'язка ампелокологічних ніш — елементарних ділянок, де комплекс екологічних умов найсприятливіший для розвитку і формування високоякісної виноградної продукції конкретного сорту, пов'язані з розробкою теоретичних основ формування ампелоландшафтів як типу антропогенних ландшафтів. Не зважаючи на багаторічні дослідження у цьому напрямі, дотепер немає достатньої обґрунтованої, доведеної до практичного використання, науково-методичної розробки.

Сучасне розміщення виноградарства базується на сформованому у середині ХХ ст. зональному районуванні. Нині воно є основою і вимагає, у зв'язку із уведенням до Реєстру нових сортів і клонів винограду, зміни регіонального клімату і нових технологій вирощування винограду, подальшого уточнення та деталізації. Особливо слід відзначити сучасні розробки науково-методичної бази для виділення найсприятливіших для виноградарства місць — ампелоеконіш [1–7, 9].

Виконання таких розробок реалізується у кілька етапів. Перший етап пов'язаний із характеристикою загальних зональних еко-

логічних умов, які зумовлюють можливість розміщення виноградників. Метою роботи є детальна екологічна оцінка просторового розподілу елементів рельєфу, показників ґрунтового покриву та клімату як складників екологічних умов.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ

Вихідними даними для проведення аналізу слугували картографічні матеріали з гіпсометричної і геоморфологічної ситуації на території Північного Причорномор'я, результати досліджень з просторового розподілу на цій території ґрунтового покриву і показників агрокліматичних ресурсів.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Територію Північного Причорномор'я, згідно з районуванням природних ландшафтів [1, 14] віднесено до Дністровсько-Дніпровської північностепової, Причорноморської середньостепової та Причорноморсько-Приазовської сухостепової провінцій. Окремо виділяється Кримська гірська ландшафтна країна. У межах кожної провінції виділяються ландшафтні області, які мають певні особливості будови рельєфу.

Нами проведено детальний аналіз усіх складників екологічних умов ландшафтів Північного Причорномор'я, крім Кримського півострова. Особливо детально

виконано аналіз розподілу абсолютної та відносної висоти місцевості ($H_{\text{абс}}$, ΔH), експозиції та крутизни схилів по окремих ландшафтних провінціях і областях Північного Причорномор'я (табл. 1) як можливим ампелоекотопам для розміщення виноградників.

Степ Північного Причорномор'я розташований на трьох різних за будовою геоморфологічних рівнях: бузько-дніпровському, придніпровському і причорноморському. Будова кожного рівня, їх висоти, особливості форм рельєфу та їх генетичне різноманіття, глибина розчленування визначаються неотектонічним рухом і особливим поєднанням екзогенних процесів. Як показав картографічний аналіз території, найбільшими висотою та глибиною вертикального розчленування характеризується Дністровсько-Дніпровська північностепова провінція, яка включає області степних відрогів Центральномолдавського

і Подільського підвищень. На цій території поширені високі куполоподібні вододільні плато, схили різних експозицій крутизною до 20° , а також як широкі пологі, так і вузькі звивисті суходільні балки, широкі та яроподібні річкові балки і тераси.

У Причорноморській середньостеповій провінції абсолютні відмітки висот можуть досягати 100–150 м (Задністровський низовинний степ, Дністровсько-Бузький низовинний степ, Дніпровсько-Молочанський низовинний степ), а в області Бузько-Дніпровського низовинного степу — тільки 10–60 м. Проте відносне перевищення висот або глибина вертикального розчленування рельєфу не перевищує 40–60 м. У Причорноморсько-Приазовській сухостеповій провінції повсюдно незначна як абсолютна висота місцевості, так і відносна висота. Поширені схили усіх експозицій, що визначаються своєю пласкістю і не перевищують 9° .

Таблиця 1

Характеристика рельєфу Північного Причорномор'я в межах ландшафтних областей

№ п/п	Область	$H_{\text{абс}}$ max–min, м	ΔH , м	Експозиція	Крутизна схилів, $^\circ$
<i>Дністровсько-Дніпровська північностепова провінція</i>					
Степові відроги					
1	Центральномолдавського підвищення	100–180	60–80	Пн., Пд., Пн-Зх, Пн-Сх, Пд.-Зх., Пд.-Сх.	До 20
2	Подільського підвищення	100–200	80–100	Пн., Пд., Пн-Зх, Пн-Сх, Пд.-Зх., Пд.-Сх.	До 20
<i>Причорноморська середньостепова провінція</i>					
1	Задністровський низовинний степ	45–150	≤ 60	Пн., Пд., Пн.-Зх., Пн.-Сх., Пд.-Зх., Пд.-Сх.	0–9
2	Дністровсько-Бузький низовинний степ	40–100	≤ 60	– ” –	0–9
3	Бузько-Дніпровський низовинний степ	10–60	≤ 60	– ” –	0–9
4	Дніпровсько-Молочанський низовинний степ	50–100	≤ 60	– ” –	0–9
<i>Причорноморсько-Приазовська сухостепова провінція</i>					
1	Приморський низовинний степ	10–50	≤ 30	–	0–5
2	Нижньодніпровський терасово-дельтовий сухий степ	10–50	≤ 30	–	0–3

Згідно з агрокліматичним районуванням України за тепловими ресурсами [11] досліджувана територія входить в 3–6-й макрорайони (табл. 2), де для умов вирівняного місця (фонові місцеположення) величини тривалості теплого періоду від 165–170 до 185–195 днів. Сума активних температур за цей період змінюється від 2800–3000 до 3400–3600°С. Тривалість сонячного сяння становить відповідно 1300–1400–1600–1700 год, а сума накопиченої фотосинтетично активної радіації (ФАР) – 1400–1500 та 1700–1800 мДж·м². За агрокліматичним районуванням теплових ресурсів дня та ночі в Україні досліджувана територія охоплює 4–5 макрорайонів.

Оскільки процеси фотосинтезу, дихання та газообміну підпорядковуються таким механізмам як термо- та фотоперіодизм, для детальної оцінки процесів росту, розвитку та формування врожаю та якості сільськогосподарських культур доцільно враховувати термічний режим та теплові ресурси в період вегетації роздільно денних і нічних температур та їх сум. Тривалість періодів з температурою дня понад 10°С становить 170–180 і 180–190 днів, а сума денних температур відповідно 3000–3200 і 3400–3600°С. Різниця між сумами денних і середньодобових температур за теплий період у цих макрорайонах сягає 450–600 і 400–550°С. Тривалість періоду з нічними температурами понад 10°С знижується до

140–145 і 150–155 днів. За цей період може накопичуватися сума нічних температур 2000–2200 та 2400–2600°С, а різниця між сумами нічних і середньодобових температур становить, відповідно, мінус 550±–850 і мінус 450±–750°С.

Згідно з агрокліматичним районуванням України за умовами зволоження [12] досліджувана територія входить у 2–3-й макрорайони, які характеризуються як сухий і посушливий. За період з температурами понад 10°С ГТК становить, відповідно, менше 0,7 і 0,7–0,9, кількість опадів – менше 230 і 230–265 мм, сума дефіцитів вологості повітря – понад 1185 і 1080–1185 мб, запаси продуктивної вологи у метровому шарі ґрунту – менше 65 і 65–85 мм навесні та менше 55 і 55–75 восени.

Згідно з агрокліматичним районуванням умов приморозконебезпечності території України [13], досліджувана територія охоплює IV–VI макрорайони (табл. 3). Тривалість безприморозкового періоду як основного показника приморозконебезпечності у цих макрорайонах становить 161–170, 171–180 і 181–190 днів відповідно. Дати останніх весняних приморозків спостерігаються у повітрі 20–25, 15–29 і 10–15 квітня, а на поверхні ґрунту – 1–5 травня, 26–30 і 20–25 квітня відповідно. Дати осінніх приморозків у середньому багаторічному у повітрі наступають 1–10, 10–20 та 20–30 жовтня, а на поверхні ґрунту – 20–30 вересня, 1–10 і 10–20 жовтня.

Таблиця 2

Агрокліматичне районування теплових ресурсів агроландшафтів Північного Причорномор'я України

№ п/п	Макрорайони	ΣT з $T > 10^{\circ}\text{C}$	N з $T > 10^{\circ}\text{C}$	SS з $T > 10^{\circ}\text{C}$	ΣQ з $T > 10^{\circ}\text{C}$	ΣQ_{fz} з $T > 10^{\circ}\text{C}$
3	Помірно теплий (північностепова підзона)	2800–3000	165–170	1300–1400	2800–3000	1400–1500
4	Теплий (середньостепова підзона й гірський Крим)	3000–3200	170–175	1400–1500	3000–3200	1500–1600
5	Дуже теплий (південностепова підзона)	3200–3400	175–185	1500–1600	3200–3400	1600–1700
6	Жаркий (Прибережні ділянки Чорного й Азовського морів)	3400–3600	185–195	1600–1700	3400–3600	1700–1800

Таблиця 3

Характеристика умов приморозконебезпечності агроландшафтів Північного Причорномор'я

Макрорайони	б/п, дні	Дати приморозків			
		весняних (Д _в)		Осінніх (Д _о)	
		у повітрі	на поверхні грунту	у повітрі	на поверхні грунту
IV. Приморозконебезпечний	161–170	20–25,04	1–5,05	1–10,10	20–30,09
V. Відносно приморозконебезпечний	171–180	15–20,04	26–30,04	10–20,10	1–10,10
VI. Низької приморозконебезпечності	181–190	10–5,04	20–25,04	20–30,10	10–20,10

Аналіз карт ґрунтового покриву дає загальну зональну їх характеристику за адміністративними районами Північного Причорномор'я. Нами складено каталог ґрунтового покриву ландшафтів Північного Причорномор'я як одне з завдань — оцінювання умов формування ампелоландшафтів. У табл. 4 представлено фрагмент такої характеристики для адміністратив-

них районів Одеської області, яка простягається у широтному напрямі з півночі на південь і охоплює майже усі ландшафти області. Аналогічні характеристики виконано й для інших ландшафтних областей. Тільки за гранулометричним складом нами охарактеризовано ґрунти як придатні (П) або обмежено придатні (ОП) для розміщення винограду.

Таблиця 4

Каталог ґрунтів адміністративних районів Одеської області

Тип ґрунту	Якість ґрунту	Кенійський	Ізмальський	Болградський	Тарутинський	Саратський	Арцизький	Кілійський	Татарбунарський	Білгород-Дністровський	Овідіопольський	Біляївський	Комінтерновський	Роздільнянський
Чорноземи південні слабогумусовані міцелярно-карбонатні легко- та середньосуглинкові піщановажкосуглинкові та важкосуглинкові на лесових породах	П	+	+	+			+	+	+	+				
Чорноземи південні слабогумусовані залишково-солонцюваті важкосуглинкові на лесових породах	П							+	+		+			+
Чорноземи південні слабогумусовані піщановажкосуглинкові та важкосуглинкові на лесах	П										+	+	+	

Тип ґрунту	Якість ґрунту	Кенійський	Ізмаїльський	Болградський	Таругинський	Саратський	Арцизький	Кілійський	Татарбунарський	Білгород-Дністровський	Овідіопольський	Біляївський	Комітерновський	Роздільнянський
	Чорноземи звичайні малогумусні (середньогумусні) неглибокі важкосуглинкові на лесових породах	П											+	+
Чорноземи звичайні малогумусні неглибокі середньопотужні глибокі міцелярно-карбонатні пілувато-середньосуглинкові, важкосуглинкові та піщано-важкосуглинкові на лесх та лесовидних породах	П			+	+	+	+		+	+				
Чорноземи звичайні залишково-солонцюваті важкосуглинкові на лесх та лесовидних породах	ОП.				+									
Чорноземи глинисто-піщані та супіщані пілувато-середньосуглинкові на пісках дочетвертинних	ОП			+	+					+				
Чорноземи на щільних глинах пілувато-середньосуглинкові та легкоглинисті на глинах дочетвертинних	ОП			+	+	+	+		+				+	+
Чорноземи карбонатні на елювії щільних карбонатних порід	ОП						+		+			+	+	+
Лучно-чорноземні важкосуглинкові (на алювії сучасному)	ОП				+		+							
Темно-каштанові залишково-солонцюваті піщано-важкосуглинкові на лесх	ОП												+	
Дерново-піщані та глинисто-піщані. Сучасні морські відкладення	ОП									+				

Тип ґрунту	Якість ґрунту												
	Кенійський	Ізмаїльський	Болградський	Тарутинський	Саратський	Арцязький	Кілійський	Татарбунарський	Білгород-Дністровський	Овідіопольський	Білявський	Комінтерновський	Роздільнянський
Дерново-піщані та глинисто-піщані на пісках дочетвертинних	ОП			+									
Дернові оглеєні	ОП	+											
Дернові оглеєні глинисто-піщані на алювії сучасному	ОП						+						
Дернові супіщані та суглинкові на алювії сучасному	ОП	+									+		

ВИСНОВКИ

Проведені дослідження та виконана характеристика екологічних умов природних ландшафтів північного Причорномор'я дає можливість розглядати їх як основу формування ампелоландшафтів, тобто у аспекті оптимальності для формування високопродуктивних рентабельних екологічно безпечних виноградних плантацій. Приклад і початок таких досліджень показано на одному зі складників — ґрунтовому покриві.

ЛІТЕРАТУРА

1. Атлас природных условий и естественных ресурсов в Украинской ССР. — М.: ГУГК, 1978. — 183 с.
2. Власов В.В. Агроекологія сталого розвитку виноградарства // Вісник аграрної науки. — 2002. — № 11. — С. 57–58.
3. Власов В.В. Екологічне обґрунтування розміщення виноградників // Вісник аграрної науки. — 2002. — № 12. — С. 60–61.
4. Власов В.В. Наукове забезпечення виноградарства України // Пропозиція. — 2002. — № 10. — С. 51–53.
5. Власов В.В. Оптимізація виноградних ландшафтів // Современные проблемы земледелия и экологии: Сб. докл. Межд. науч.-практ. конф., 10–12 сентября 2002 г. — Курск: ВНИИ земледелия и защиты почв от эрозии РАСХН, 2002. — С. 52–55.
6. Власов В.В. Размещение насаждений и углубленная специализация виноградарства и виноделия Украины на основе агроэкологических изыс-

каний // Наук. пр. Присвячується 100-річчю від дня заснування ОДАХТ. — Одеса: ОДАХТ, 2002. — Вип. 23. — С. 195–197.

7. Власов В.В. Розвиток виноградарства на півдні Одещини // Агроекологічний журнал. — 2002. — № 4. — С. 75–76.
8. Власова Е.Ю. Высотно-дифференцированные структуры почвенного покрова Центрально-молдавской возвышенности и размещение виноградников: Автореф. дис. канд. с.-х. наук / Бел. НИИ почв и агрохим. — Минск, 1992. — 20 с.
9. Власова Е.Ю. Практическое применение агроэкологической классификации земель для виноградарства // Исследования по экологии винограда в Молдавии. — Кишинев, 1986. — С. 44–53.
10. Кисиль М.Ф., Рачка М.П., Перстнев Н.Д. Рекомендации по научно обоснованной оценке ампелозоологических ресурсов территории Республики Молдова. — Кишинев, 2002. — 27 с.
11. Ляшенко Г.В. Комплексное агроклиматическое районирование Украины по радиационно-тепловым ресурсам // Метеорологія, кліматологія і гідрологія. — Одеса, 2004. — № 48. — С. 219–225.
12. Ляшенко Г.В. Агроклиматическое районирование Украины по условиям увлажнения // Метеорологія, кліматологія і гідрологія. — Одеса, 2005. — № 49. — С. 274–284.
13. Ляшенко Г.В. Агрокліматичне районування України за умовами заморозконебезпечності з урахуванням мезо- і мікроклімату // Культура народів Причорномор'я. — Сімферополь, 2005. — № 61. — С. 15–18.
14. Природа Украинской ССР. Ландшафты и физико-географическое районирование // Под ред. А.М. Маринича. — 1985. — 251 с.

МЕТОДИЧНІ АСПЕКТИ МОНІТОРИНГУ НЕДЕРЕВНИХ РОСЛИННИХ РЕСУРСІВ

В.М. Мінарченко¹, І.А. Тимченко¹, Л.А. Глущенко², Л.М. Сивоглаз²

¹ Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України

² Дослідна станція лікарських рослин Інституту агроекології УААН

Розглянуто методичні підходи моніторингу недеревних рослинних ресурсів як основи керування їх використання або охорони. Наведено характеристики основних показників обліку і методичні рекомендації щодо використання пріоритетних критеріїв та специфіку застосування деяких з них (віталітетної і вікової структури популяцій) для моніторингу.

Перехід до збалансованого використання ресурсів біорізноманіття за міжнародними вимогами та з огляду на сучасний стан довкілля в Україні має базуватися, насамперед, на врахуванні його стану в умовах трансформованого навколишнього середовища. Поняття збереження і сталого використання природних ресурсів широко застосовуються як важливий критерій стратегії національної та міжнародної політики [1]. В Україні державну стратегію збереження біорізноманіття та збалансованого використання його ресурсів визначено в законах “Про охорону навколишнього природного середовища” (1991), “Про природно-заповідний фонд України” (1992), “Про рослинний світ” (1999), “Про загальнодержавну програму формування національної екологічної мережі України на 2000–2015 роки”, Положеннях “Про Червону книгу України” (2002), “Про Зелену книгу України” (1997), Лісовому і Земельному кодексах України та низці підзаконних актів Кабінету Міністрів для розвитку певних положень цих законів. Ці нормативно-правові акти реалізуються через певні механізми, які є елементами загальної стратегії збалансованого використання і охорони природних ресурсів фіторізноманіття.

Відповідно до Конвенції з біорізноманіття, ратифікованої Законом України № 257/94-ВР від 29.11.94 р. в Україні формується єдина методологія обліку біорізноманіття: популяційного, видового, ценотичного на ресурсному та екосистемному

рівнях його існування із застосуванням основних принципів єдності, безперервності та пріоритетності [2, 3].

Враховуючи, що однією з основних цілей Конвенції про охорону біологічного різноманіття є стале використання його компонентів, актуальним є розроблення методичних засад обліку, моніторингу та збалансованого використання фіторізноманіття щодо його сировинних ресурсів. Природні ресурси виду визначаються, з одного боку, життєвою стратегією його популяцій і наявністю екоотопів, оптимальних для їх зростання, з іншого — ступенем антропогенного пресингу на ці екоотопи. При обліку та моніторингу ресурсів важливим є зосередження уваги на аналізуванні детермінуючих чинників стану і динаміки популяцій досліджуваного об’єкта. Велику роль відіграє дослідження виду в якості елемента фітоценозу та екосистеми, а саме: ознак, які свідчать про життєвість, самопідтримання і стратегію ценопопуляцій. Відомо, що в цілому стан популяцій є характерним показником стану ресурсів виду, можливостей їх використання чи необхідності охорони [4]. Під терміном “стратегія” розуміємо особливості популяції, які спрямовано на збереження стійкої структури, в тому числі і реакцію на дію зовнішніх факторів.

Розглянемо основні принципи і методичні підходи обліку та моніторингу видів рослин, які використовують чи можуть використати як лікарську, харчову чи технічну сировину.

Розроблення методології обліку та моніторингу недеревних рослинних ресурсів

тісно пов'язано з необхідністю обліку стану фітобіоти, наукового прогнозування можливих змін у її структурі, моделюванні екосистемних процесів в умовах дозованого антропогенного пресингу та регулюванні останнього. Методологія та методи обліку і моніторингу недревних рослинних ресурсів значною мірою визначаються тим, яка суть вкладається в поняття “облік ресурсів і моніторинг” та завдань, які ставлять при цьому.

Для детального ресурсного обліку об'єктів рослинного світу, включаючи гриби, лишайники, водорості, мохи та судинні рослини, сировину яких використовують як лікарську, харчову чи технічну, потрібно багато часу, велика кількість кваліфікованих фахівців і значні затрати коштів. Тому ми застосовуємо принцип пріоритетності — виділяємо першочергові та перспективні завдання.

Першочергові завдання визначають положеннями міжнародних законодавчих актів, ратифікованих Україною, законів України та підзаконних актів щодо збереження та використання об'єктів фіторізноманіття. Передусім обліку та моніторингу потребують види, природні ресурси яких обмежені. Виникає необхідність регулювання використання недревних рослинних ресурсів чи розробки заходів з охорони.

Облікові роботи розпочинають зі створення переліку пріоритетних видів та відбору критеріїв обліку. При цьому важливим є застосування принципу оптимальності, оскільки критеріїв, які характеризують стан та динаміку об'єктів фіторізноманіття, може бути доволі багато, що може ускладнити власне процес обліку. При великому обсязі критеріїв обліку слід застосовувати диференційований підхід, як при розробці методичних засад Державного кадастру рослинного світу (далі — кадастру) [5], з виділенням найважливіших ресурсозначущих показників [6]:

- вид рослини (українська та латинська назва);
- вид сировини;
- місцезнаходження (адміністративний поділ, лісгосподарська класифікація;

у разі, якщо вид досліджується на території природно-заповідного фонду України (далі — ПЗФ) — назва і ранг об'єкта);

- рослинність (вказується тип рослинності та назва угруповання);
- площа (територія, яку займає масив досліджуваного виду). Універсальна одиниця виміру — гектар. Площа (менше 1 га округляється до десятих і наводиться через кому);
- проективне покриття (вказується для трав'янистих рослин та напівкущиків, одиниця виміру —%). Для кущів та дерев наводиться кількість особин на одиницю площі; як правило — це показник кількості особин на 0,1 чи на 1 га;
- щільність запасу (наводять результати зважування свіжозібраної сировини з одиниці площі. Одиниця виміру — г/м², кг/га чи т/га. Для оброблення інформації, визначення біологічного запасу сировини на конкретному масиві важливим є показник щільності запасу сировини кг/га);
- антропогенне навантаження (вказують переважаючий вид антропогенного навантаження, при потребі — ступінь прояву навантаження: слабе, помірне, сильне).

Додатково наводять інформацію про необхідність запровадження певного режиму використання ресурсів на конкретній ділянці, результати оцінки стану популяції та інші характеристики, які можуть бути важливими для оптимізації використання та збереження досліджуваних об'єктів.

При оцінюванні стану ресурсів важливо враховувати ступінь дигресії популяції певного виду чи фітоценозу в цілому та виявляти чинники, які спричинили такий стан. Комплекс безпосередніх та опосередкованих факторів, які негативно впливають на стан популяцій сировинних видів, може включати: виснаження внаслідок експлуатації, впливу пожеж, осушення, зрощення, випасання худоби, рекреацію, техногенне навантаження, зміну едафічних та погодних умов, зміни складу патогенних бактерій, грибів, комах тощо.

Аналіз факторів, які призвели до кризового стану конкретної популяції чи фітоценозу, ступеня їхньої дії, дає змогу виділити визначальні для конкретного виду фактори і розробити первинні рекомендації з розробки заходів збалансованого використання чи охорони. При критичних показниках стану ресурсів конкретних видів необхідно проводити їх моніторинг для дієвих заходів з відтворення життєвості популяцій. У такому разі базовими для моніторингу будуть показники первинного обліку ресурсів, які доповнюють детальнішою характеристи-

кою стану і структури популяцій цих видів, особливостей впливу деяких факторів на динаміку популяцій, визначення порогових показників негативної дії певних чинників тощо.

Застосування популяційного підходу щодо моніторингу ресурсів дає змогу прогнозувати стан ресурсів виду при визначеній дії лімітуючого чинника або чинників і, завдяки застосуванню певних адміністративних заходів, збалансовано регулювати використання ресурсів цих видів. На результатах моніторингових досліджень

Картка моніторингу				
Вид рослини (українська та латинська назва)				
Місцезнаходження				
Дата		Екологічні умови	Ґрунти	
Площа масиву			Вологість	
Площа моніторингу			Освітленість, %	
Антропогенне навантаження		Вид		
		Ступінь		
Тип рослинності				
Асоціація				
Проективне покриття, %	усього		досліджуваного виду	
Чисельність, особин/пагонів				
Щільність досліджуваного виду, ос./м²				
Особин		g-особин		пагонів g-особин
Вікова структура		Кількість		
проростки				
ювенільні				
іматурні				
віргінільні				
генеративні				
сенільні				
Морфометричні показники g-особин		Маса, г		Висота, см
		1.		1.
		2.		2.
		3.		3.
Щільність запасу сировини*	свіжозібраної		Маса сировини 1 особини	
	повітряно-сухої			
**Примітки				
***Геоботанічний опис				
Види		Проективне покриття, % (рясність)		

* – може визначатися в г/м², кг/га чи т/га свіжозібраної сировини чи в перерахунку на суху масу.
 ** – можна заносити дані про особливості погодних умов поточного року, якщо останні істотно впливають на стан ресурсів виду: весняні приморозки, посуха чи тривалі дощі; фенофази або інші особливості розвитку рослин, які впливають на формування ресурсів тощо.
 *** – зручно розміщувати на зворотному боці картки.

Рис. 1. Картка моніторингу ресурсів на популяційному рівні для дослідження динаміки ресурсів виду

базуються також методи невиснажливого використання ресурсів.

Критерії моніторингу можуть бути як універсальними і застосовуватись для стеження за змінами ресурсних показників популяцій будь-яких видів (щільність або рясність запасу сировини), так і специфічними, важливими для характеристики певних сировинних видів, наприклад, проєктивне покриття, щільність сировинних особин. До критеріїв моніторингу, за необхідності, слід додати низку популяційних показників (якщо вони є ресурсозначущими): чисельність і щільність особин у популяції; її віковий та віталітетний склад. Важливим також є з'ясування способів та інтенсивності розмноження, самопідтримання, особливостей онтоморфогенезу особин та інших параметрів, якими визначається стратегія популяцій у природних умовах.

Для моніторингу закладають постійні чи тимчасові облікові площі, на яких, залежно від поставленої мети, спостерігають за відповідними показниками. Обов'язковою умовою здійснення моніторингу є дотримання цілісності спостережень, періодичності збору показників, урахування детермінуючих чинників, статистична достовірність інформації, контрольні показники. Розміри моніторингових площ визначають просторовою структурою популяцій виду, хоча, як правило, вони мають становити не менше 10% площі, котру займає ценопопуляція. Контрольні показники збирають у близьких умовах при відсутності дії досліджуваних явищ. Облікові площі для встановлення закономірностей відтворення угруповань чи популяцій конкретного виду рослин внаслідок дії певних негативних факторів закладають так, щоб можна було простежити динаміку природного відтворення популяції при різних ступенях впливу цих факторів та отримані дані порівняти з контрольними. Такі площі можна закладати як на заповідних територіях, так і за їх межами для визначення порогових показників допустимого антропогенного навантаження.

Відомо, що в умовах природно-заповідного фонду України безпосереднє ви-

користання об'єктів рослинного світу неприпустиме чи має бути обмежене (згідно з функціональним зонуванням), проте саме в установах ПЗФ є найоптимальніші умови для дослідження біорізноманіття і динаміки популяцій за відсутності чи обмеженого антропопресингу. Тим більше, що проведення наукових досліджень, у тому числі моніторингових, передбачено навіть режимом заповідних об'єктів рангу "суворий резерват" [7]. Результати цих досліджень можуть бути корисними для встановлення режиму регулювання антропогенного навантаження в його межах та для використання об'єктів рослинного світу за межами ПЗФ.

Дослідження вікової і віталітетної структури популяцій проводять за загальноприйнятими методиками популяційної біології. Так, виділення вікових станів та вивчення вікової структури здійснюють за методикою Т.О. Работнова [8], доповненою і удосконаленою іншими дослідниками [9, 10]. Тип популяції за віковим спектром визначають за співвідношенням вікових груп у популяції. Віталітетну структуру досліджують за методикою Ю.А. Злобіна [11]. При цьому проводять морфометричний аналіз модельних особин одного вікового стану: виділяють один або кілька ключових морфометричних параметрів, за якими особини ранжують за класами віталітету, і за співвідношенням особин різних класів встановлюється віталітетний тип популяції. При дослідженні популяцій видів, що мають ресурсне значення, важливими є показники фітомаси тих частин і органів рослини, які є сировиною.

Стан популяції та її ресурсний потенціал не завжди співпадають. Ресурсний потенціал конкретної популяції може бути високим, тоді як за віковою і віталітетною структурою її стан може бути незадовільним. У разі неповночленності популяції через відсутність молодих рослин урожайність такої популяції буде високою, оскільки, як правило, використовуються частини саме дорослих рослин. Проте у майбутньому це призведе до старіння популяції і зниження її урожайності, відповідно й

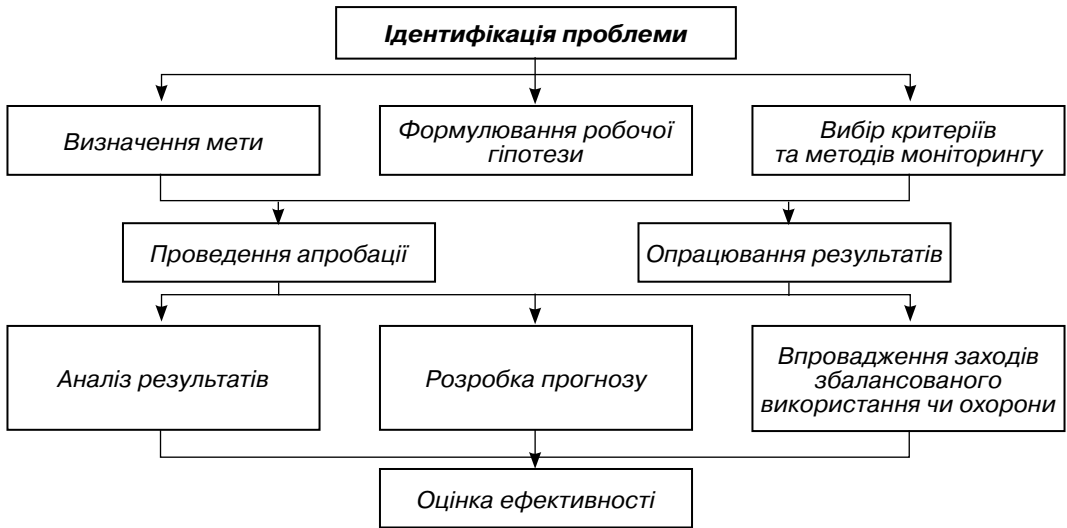


Рис. 2. Схема моніторингу

ресурсного потенціалу. Подібне стосується і віталітету особин: урожайність буде високою при низькому віталітеті особин, але при високій їх чисельності.

Отже, знання біології виду, вивчення структури популяцій та їх моніторинг, з'ясування адаптивно-стресових властивостей дає можливість прогнозувати їх стан і ресурсний потенціал у майбутньому, розробити систему заходів для його підвищення.

Виходячи з показників оцінки стану біорізноманіття, для сировинно-цінних видів пропонуємо таку схему моніторингу (рис. 2).

ВИСНОВКИ

Таким чином, для розробки наукових основ регульованого збалансованого використання природних ресурсів фіторізноманіття важливим є його облік і моніторинг із застосуванням інтегральних та специфічних критеріїв, які найповніше відображають ресурсні характеристики виду.

ЛІТЕРАТУРА

1. Коржнев М.М., Шеляг-Сосонко Ю.Р., Міщенко В.С. та ін. Концептуальні основи природно-ресурсної моделі сталого розвитку України. — К.: РВПС України, 2001. — 63 с.
2. Гродзинський Д.М., Шеляг-Сосонко Ю.Р., Черевченко Т.М. та ін. Проблеми збереження та

відновлення біорізноманіття в Україні. — К.: Академперіодика, 2001. — 104 с.

3. Шеляг-Сосонко Ю.Р., Дубина Д.В., Мінарченко В.М. Методологія дослідження видової та ценотичної різноманітності екомережі України // Укр. ботан. журн. — 2003. — 60. — № 4. — С. 374–380.
4. Малиновський К.А., Царик Й.В. Роль популяційної біології в ботанічному ресурсознавстві // Укр. ботан. журн. — 1993. — 50. — № 5. — С. 5–12.
5. Мінарченко В.М., Мінарченко О.М. Методика обліку рослинних ресурсів. — К.: ПП Вірлен, 2004. — 40 с.
6. Мінарченко В.М., Тимченко І.А., Драбинюк Г.В. Моніторинг популяцій *Adonis vernalis* L. і *Astragalus dasycanthus* Pall. в регіональному ландшафтному парку "Гранітно-степове Побужжя" // Укр. ботан. журн. — 2003. — 60. — № 6. — С. 679–690.
7. Андрієнко Т.Л., Онищенко В.А., Клецов М.Л. та ін. Система категорій природно-заповідного фонду України. — К.: Фітосоціоцентр, 2001. — 60 с.
8. Работнов Т.А. Определение возрастного состава популяций видов в сообществе. — М., 1964. — С. 254–276. — (Полевая геоботаника. Т. 3.)
9. Уранов А.А. Вопросы изучения структуры фитоценозов и видовых ценопопуляций // Ценопопуляции растений (развитие и взаимоотношения). — М.: Наука, 1977. — С. 8–20.
10. Ценопопуляции растений (Основные понятия и структура) / Под. ред. Т.А. Работнова. — М.: Наука, 1976. — 216 с.
11. Злобин Ю.А. Принципы и методы изучения ценоотических популяций растений. — Казань: Изд-во Казан. ун-та, 1989. — 145 с.

АСПЕКТЫ И СОДЕРЖАНИЕ ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ПРИ ИЗУЧЕНИИ СИСТЕМЫ ПОЧВА–РАСТЕНИЕ

В.Л. Самохвалова

ННЦ “Институт почвоведения и агрохимии им. А.Н. Соколовского”

Представлен анализ аспектов и содержания экотоксикологических исследований при изучении загрязнения системы почва–растение тяжелыми металлами. Выделены направления и стадии исследований при загрязнении металлами-токсикантами. Оценить загрязнения предложено на основе оценки дозы токсиканта, его токсического эффекта и ответной реакции системы почва–растение.

Проблемы влияния загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами (ТМ) на состояние биологических и биокосных систем, их деградацию являются актуальными во всем мире. Для Украины, находящейся в состоянии становления рыночных отношений и переходного периода, необходимости предупреждения, минимизации, ликвидации природных и техногенных угроз с учетом региональных особенностей их возникновения, остро встали проблемы охраны окружающей среды [1]. В Украине производится 5% мирового объема минеральных ресурсов. Однако, из-за больших объемов добычи и старых технологий, загрязнения на 1 м² площади в 6,5 раза выше, чем в США и в 3,2 выше чем в ЕС [2]. Поэтому, актуализация задачи охраны окружающей среды от загрязнений разного характера и природы способствовала формированию, развитию экологической токсикологии как самостоятельной научной дисциплины [3].

Мониторинг влияния токсикантов на составляющие экосистем, агроэкосистем, проблемных задач детоксикации и деcontаминации начали разрабатывать специалисты Министерства охраны окружающей природной среды и ядерной безопасности, МОЗ Украины, Министерства чрезвычайных ситуаций с начала 90-х гг. XX века.

Учитывая востребованность экотоксикологической информации в Украине,

установление закономерностей (количественных, качественных), механизмов прямого или опосредованного действия загрязнителей на биоразнообразии нацелено на предотвращение, ликвидацию негативного влияния загрязнения на агро- и биогеоценозы приобрело особую актуальность [3].

Экотоксикологию рассматривают как междисциплинарное направление, связанное с развитием токсикологии, экологии, общей биологии, геохимии, почвоведения, химической экологии и биогеохимии. Эта область знаний представляет собой сложную систему с одной глобальной задачей — защитить биосферу от загрязнения [3, 4].

Вопросы воздействия на биологические системы токсических веществ различной природы долго служили предметом исследований ряда медико-биологических дисциплин [5]. Исследования проводили на разных уровнях организации материи (молекулярном, клеточно-тканевом, организменном и популяционном). Дан анализ и формализованы токсикологические закономерности химических элементов, экстраполированы результаты на биологические объекты природных популяций, оценено состояние природных популяций в условиях повышенных уровней экзогенных поллютантов, разработаны прогнозные модели с учетом пространственной неоднородности и локального характера загрязнения. Однако отсутствие нормирования нагрузки загрязняющих веществ на природные и агроэкосистемы лимитирует

возможности оценки значения устанавливаемых уровней загрязнителей в условиях взаимодействия природных и комплекса антропогенных факторов.

Современное развитие экотоксикологии включает две составляющие — теоретические положения и прикладные исследования, в рамках использования системного и системологического подходов, что способствует выявлению и установлению сущности проявлений нарушений экологических законов, принципов функционирования разноуровневых биокосных и биологических систем в рамках экологии [4].

Актуальными являются: разработка методов количественных и качественных анализов загрязнителей, в частности ТМ, в почвах, растениях с целью диагностики загрязнения; изучение механизмов токсичности загрязнителей и характера загрязнения; разработка системы критериев оценки токсичности в системе почва—растение—животное—человек; оценка рисков проявления токсичных эффектов с учетом биомагнификации, прогнозирование опасности поллютантов в трофических цепях.

Перманентное и константное воздействие поллютантов на живую систему, как известно, определяется интенсивностью влияния негативного фактора, его дозой, периодом воздействия, способностью к трансформации и транслокации по трофическим цепям. Поэтому, система экотоксикологических исследований загрязнителей в биоценозах предполагает токсикометрию (токсикодинамика, токсикокинетика загрязнителей), мониторинг загрязнителей (физико-химические и биологические методы контроля), оценку их опасности и состояния качества биоценоза.

Среди экологических проблем, возникающих при загрязнении почв, следует выделить снижение плодородия, загрязнение почв и сопредельных сред, ухудшение качества продукции агроценозов; изменение микроклимата, потоков веществ и энергии; уменьшение биоразнообразия; нарушение трофических связей в агрофитоценозе и биогеоценозе, что негативно влияет на здоровье человека, приводит к экономическим

потерям (снижению продуктивности агро- и биоценозов, дополнительным затратам на сохранение продукции агрофитоценозов, восстановление плодородия почв, снижению экономической эффективности вкладываемых в агросферу средств).

Типология и подходы к оценке опасных явлений в почвенном покрове Украины представлены в [6]. Определить кризисную ситуацию возможно через типизацию, параметризацию процессов деградации почвы, учитывая интенсивность протекания процессов разрушения, почвообразования и почвенного восстановления. Для их диагностики надежным инструментом является экотоксикологический контроль, предусматривающий выявление и определение токсичности. Под токсичностью среды понимают её свойство вызывать патовые изменения или гибель организмов из-за наличия в ней токсических веществ. Показатель токсичности среды определяют по ответным реакциям тест-объектов различного уровня организации на воздействие токсических веществ, в частности ТМ. В этой связи, актуальной и первостепенной проблемой является оценка отдалённых последствий воздействия химических элементов (ХЭ) и их соединений, которые могут проявляться как в виде избирательного повреждения органа, системы или функции биологических систем, так и в виде общего нарушения функций биокосных, биологических систем в целом. Влияние загрязнения ТМ выражается в развитии неспецифических нарушений, проявляющихся в изменении интенсивности, направленности процессов миграции ХЭ в системе почва — растение, других звеньях трофических цепей. При этом следует учитывать возможные отдалённые последствия проявления токсичности ХЭ (канцерогенный, мутагенный, эмбриотоксический, другие выявленные и сохраненные эффекты) [4] после прекращения прямого действия загрязнителей. ПДК для почв и растений должны обеспечить отсутствие токсического эффекта после прекращения воздействия поллютантов. Однако, фактически невозможно гарантировать отсутствие

связи между воздействиями загрязнения (моно- и полиэлементное) и развивающимися эффектами, не вызывающие сами по себе выраженных, даже минимальных изменений, могут, снижая резистентность систем, создавать предрасположенность к проявлению токсических эффектов [5]. В рекомендациях по выявлению отдалённых последствий загрязнителей предлагают устанавливать порог острого действия фактора по наиболее чувствительным интегральным и специфическим показателям. Определение порога специфического действия направлено на выявление органа или системы-мишени. При этом, поражение может быть обусловлено не только направленным действием фактора загрязнения, но и косвенно — по звеньям трофической цепи. Поэтому, для организации контроля состояния системы, на наш взгляд, требуется оптимальный выбор контролируемых факторов воздействия и элементов системы, наиболее чувствительных к этим воздействиям. Дальнейшей методической разработки, внедрения результатов требуют физико-химические и биологические методы. Однако при внедрении физико-химических методов экотоксикологического контроля возникает ряд сложностей, связанных с невозможностью выявить в пробе все токсические элементы и их соединения в системе почва — растение, что связано с низкими концентрациями некоторых ХЭ в системе почва — растение, постоянно увеличивающимся спектром разнообразных поллютантов, ограничениями применения существующих аналитических методов контроля загрязнителей. Следует учитывать, что эффект действия различных загрязнителей определяется их набором, соотношением при взаимодействии, а также продуктов их распада. Токсичность вследствие повышения вероятности синергетического эффекта при их одновременном воздействии, что значительно усложняет решение поставленной задачи. Кроме того, выявление и изучение токсических эффектов как проявления токсичности контаминантов, при загрязнении системы почва — растение ТМ предпола-

ет знание нормы и, как следствие, выявление экологической патологии загрязнения при превышении фоновых концентраций ХЭ. Поэтому разработка экологического нормирования загрязнителей, способов, подходов, мероприятий детоксикации и деконтаминации ТМ — актуальная научная проблема.

Изучая аспекты поведения экотоксикантов в трофических цепях экосистем, агроэкосистем общепризнанным в научных исследованиях следует считать системный подход, позволяющий рассматривать взаимоотношения экологических условий в системе почва — растение, выделить звено, определяющее сущность функционирования системы, перейти к построению математических моделей изменения и прогноза её функционирования при загрязнении ТМ.

Необходим также учет природных факторов, действующих на систему почва — растение, учет реакции системы на воздействие загрязнения, основанный на индикаторных показателях особенностей развития и реакции системы и возможных последствий в случае отклонения системы от нормы.

Основные направления экологических исследований при изучении поведения ТМ в системе почва — растение:

- изучение микроматематических особенностей исследуемых территорий;
- геоморфологическое описание рельефа местности; детальное описание состояния агрофитоценозов в зонах локального загрязнения и регионального техногенного прессинга;
- выявление типов почв, обладающих по природному плодородию оптимальными для культур агроценозов свойствами; диагностика, качественная и количественная оценка загрязнения территории; выявление оптимальных, критических и экстремальных для растений условий содержания химических элементов в почве разных типов;
- составление экологических паспортов территории;
- разработка приемов предотвращающих загрязнения и снижения отри-

цательных последствий загрязнения почв ТМ;

- изучение влияния природных и агротехнических приемов, биологических особенностей растений на степень действия токсикантов в системе почва — растение;
- поиск путей прогнозирования выпадения загрязненных потоков токсикантов с учетом источников, интенсивности и состава токсикантов, диагностических признаков токсического влияния загрязнителей на систему почва—растение;
- поиск альтернативных систем земледелия, в частности использование ландшафтной системы земледелия (оптимальное пространственное размещение культур, минимальное применение ядохимикатов и др.). Природные экосистемы обладают резистентностью к действию антропогенных факторов в сравнении с агроэкосистемами, жизнеспособными лишь при дополнительном использовании энергоресурсов и применении соединений, отсутствующих в природе и наносящих значительный ущерб окружающей среде. Поэтому применяемая система земледелия должна быть оправдана и обоснована как с экологических, так и с экономических позиций.

При агроэкологическом мониторинге территории задача состоит в получении наиболее полной информации, используя различные источники: результаты ранее проведенных мониторинговых исследований; экспертные оценки специалистов; собственные данные; данные литературных источников, патентную и нормативную информацию.

Почва является главным аккумулятором, сорбентом и разрушителем токсикантов. Различия в свойствах почв, особенно их гумусности, кислотно-щелочных условиях, концентрации почвенных растворов, поглонительной способности и ОВП обуславливают различия в интенсивности процессов детоксикации. Следовательно, для каждого почвенного типа ПДК индивиду-

альны. В условиях, когда концентрации загрязнителей превышают установленные уровни, необходим поиск приемов усиливающих протекание процессов детоксикации. Поскольку, растения характеризуются избирательностью поглощения химических элементов. На этом принципе должен строиться подбор культур для получения диетической продукции.

Важным является выявление интегральных ответных реакций системы почва—растение, имеющих прогностическую ценность при исследовании отдаленных последствий действия ТМ на показатели функционирования системы. Необходимо как сопоставление порогов специфического и интегрального действия в эксперименте, так и определение органа избирательного накопления загрязнителя, выявления эффектов токсичности при проведении инактивации ТМ и после использования методов, приемов, способов детоксикации. Роль избирательного накопления не считается решающей. Целесообразно проведение повторных опытов с применением ряда адекватных тестов на загрязнение и проявление токсичности.

Нормализация функций, нарушенных в первый период контакта с загрязнителем, далеко не всегда является показателем истинной адаптации системы. Повышение резистентности системы не специфически повышенной сопротивляемости позволяет рассматривать это состояние как мнимую нормализацию, которая при продолжении действия фактора загрязнения, как правило, сменяется стадией снижения привыкания. Привыкание можно рассматривать как прогностический признак дальнейшего развития токсичности и кризиса в системе. Прогнозировать отдаленные эффекты токсичности в системе почва—растение нужно с учетом всех трех основных составляющих: дозы — времени — эффекта.

При направленном действии ТМ, одной из важнейших задач экотоксикологии является определение пороговой дозы (концентрации) вещества, воздействующего на определенную систему, превышение которой вызывает деградацию процессов

и функций. Порог токсического действия требует установления эффективных критериев, определяющих переход организма от состояния нормы к кризису и деградации. Формирование подобных критериев возможно на основе сравнения значений показателей биохимического состояния среды, функций системы почва—растение, которые обладают воспроизводимыми изменениями в результате воздействия токсиканта. Необходим также сравнительный анализ значений этих показателей в контроле с их нормой (если такие установлены).

Для формирования системы критериев необходимо определить комплекс показателей, характеризующих нарушения гомеостатических и компенсаторных механизмов регулирования при обратимости биохимических, функциональных и морфологических сдвигов. Н.Е. Введенский рассматривает интенсивность раздражителя, вызывающего максимальную реакцию системы, как “оптимум”, а более сильные раздражения, сопровождающиеся снижением специфических реакций системы, как “пессимум”. В.М. Фролов предлагает считать реакцию пессимума началом критического функционирования, при котором физиологические системы функционируют уже как нелинейные системы [7]. При этом, следует выделить два уровня функционирования: линейные — от “порога” до “потолка” физиологической реакции и нелинейные — от предельного уровня до тормозной стадии функционирования. Линейная зависимость существенных изменений многомерного вектора показателей состояния системы от дозы поступившего соединения прослеживается вплоть до “потолка” физиологических реакций, начиная с которого динамика изменения становится нелинейной [8]. Характер изменения параметров системы при различных стадиях токсического воздействия и показателях изменений функционального состояния, в зависимости от дозы, совпадает со стадиями развития стресса при воздействии различных стрессоров в зависимости от интенсивности и длительности их воздействия.

Для характеристики степени изменения комплекса параметров рассматриваются интенсивные интегральные и экстенсивные параметры. Интенсивные — сумма всех относительных изменений параметров по сравнению с их исходными значениями до поступления вещества, вычисляются через фиксированные интервалы времени. Экстенсивные — определяются общим нормированным числом измененных параметров из всего комплекса при данной дозе загрязнителя. Пороговая доза определяется наблюдением за изменениями интегральных параметров до момента, когда их изменения при увеличении дозы прекратятся или будут ниже, т.е. наступит состояние срыва механизмов регуляции.

М.Б. Лисман и В.В. Шермет установили, что интегральные параметры, которые отражают динамику изменений состояния системы, не учитывают статистического разброса многомерного вектора параметров при усреднении полученных результатов, что может исказить выводы о наличии или отсутствии изменений [9]. Кроме того, рассчитывают значения интегральных параметров через строго фиксированные временные интервалы, которые не всегда отражают кинетику токсиканта и ее влияние на положение во время оптимума, пессимума физиологических реакций биологических систем. Два этих аспекта необходимо учитывать.

Решение этих задач позволит экологически оптимизировать функционирование агроценозов при учете природных условий, параметров эффективной работы агроэкосистемы, воздействия загрязнителей и максимально возможной минимизации влияния техногенного фактора [10].

Методологической основой применительно к экотоксикологическим исследованиям в системе почва — растение является учение о связи между структурой (составом) и свойствами ХЭ, учение об их комбинированном действии.

Ведущей концепцией в основе оценки опасности химических соединений является концепция пороговости биологиче-

ских эффектов действия фактора. Суть последней заключается в положении о существовании минимально действующих (пороговых) количеств любого вещества (органической и неорганической природы). Количество вещества ниже порога является недействующим, т.е. безопасным.

Стадии токсикологических исследований поведения химических элементов в системе почва—растение:

1. Предварительная токсикологическая оценка

- анализ литературы о токсичности химических элементов и их опасности;
- оценка параметров токсичности на основе установления зависимостей свойств и реакций изучаемой системы почва — растение;
- интерполяция и экстраполяция информации.

2. Детальная токсикологическая оценка

- проведение исследований токсичности в условиях хронического эксперимента;
- оценка токсической активности металлов-токсикантов (оценка дозы, эффектов, ответов);
- разработка критериев диагностики, оценки, методических подходов к изучению токсичности тяжелых металлов в биокосной и биологической системе.

3. Дополнительные исследования

- изучение механизма токсического действия химических элементов в системе почва—растение на базе установленных зависимостей доза — эффект и доза — ответ.

4. Полевые и микрополевые опыты

- изучение влияния экзогенных факторов на токсические повреждения;
- оценка действия металлов-токсикантов в естественных условиях агроценозов;
- проверка и коррекция разработанных экспериментальных методов, методических подходов;
- разработка методов детоксикации ТМ в системе почва — растение с учетом факторов, способствующих накопле-

нию и выведению химических элементов из системы.

Основой исследования токсичности ТМ в условиях хронического действия фактора загрязнения в системе почва — растение являются такие задачи: определение зависимостей доза — эффект, доза — время — эффект; выяснение механизма токсического действия в условиях длительных экспериментов; установление избирательности повреждения органов и систем токсическими агентами неорганической природы; определение пороговых доз или концентраций металлов-токсикантов; определение степени опасности хронического действия ТМ, т.е. степени их кумулятивной активности при малой интенсивности действия загрязнителя. Оценка загрязнения системы почва—растение должна основываться на оценке дозы химических элементов, токсического эффекта, ответной реакции системы.

Оценка дозы химических элементов в системе почва—растение должна опираться на такие принципиальные составляющие: оценка путей поступления вещества (почвенный, аэральный, комбинированный), узлов воздействия токсического агента в системе и их локализация (органы — мишени, где токсический эффект химических элементов проявляется как дисфункция) для надежности определения токсической реакции системы и выделения токсикологически значимой дозы токсиканта; выявление факторов поглощения и накопления; установление путей выделения и детоксикации токсикантов; получение результирующей составляющей: разработка моделей, характеризующих трансформацию и распределение металлов в системе почва—растение.

Оценка токсического эффекта должна базироваться на оценке интенсивности воздействия токсиканта и выраженности поражения, констатации наблюдаемых и скрытых эффектов; выделения зоны специфического токсического действия (отношение пороговой дозы на весь организм к пороговой дозе, установленной на специфический узел системы), эффектов аккумуляции токсического агента в системе,

явлений синергизма, антагонизма, аддитивности комбинаторного действия неорганических агентов, латентного периода (время до проявления эффекта) действия токсикантов.

Оценка ответной реакции системы почва — растение на действие токсикантов должна основываться на установлении зависимостей в системе доза — эффект — ответ и доза — концентрация — время при комплексности действия (различные среды — воздух, почва, растение) металлотоксикантов; графическом выражении зависимостей в трехмерной модели и адекватно описывающих информации о системе на базе математических и статистических моделей для прогнозирования характера комбинированного действия химических элементов в системе почва—растение.

Таким образом, многоаспектность экотоксикологических исследований свидетельствует о необходимости систематизации, анализа накапливаемых данных, совершенствовании и дальнейшем развитии методов исследований для комплексной оценки качества окружающей среды, а также предупреждения, минимизации, устранения негативных последствий загрязнения.

ЛИТЕРАТУРА

1. Національна доповідь про стан техногенної та природної безпеки в Україні у 2005 р. — К., 2006. — 243 с.

2. Природно-ресурсний аспект розвитку України/Проект “Програма сприяння сталому розвитку в Україні”; кер. розд.: І.Д. Андрієвський, Ю.Р. Шеляг-Сосонко. — К.: Вид. дім “КМ Academia”, 2001. — 112 с.
3. Екологічна токсикологія на порозі ХХІ ст. — К., 1997. — 438 с.
4. *Кавецкий В.Н., Багацкая И.Н., Рыженко Н.А.* Система экотоксикологических исследований окружающей среды — основа обеспечения внутреннего динамического равновесия экосистем // Современные проблемы токсикологии. — 2006. — № 2. — С. 24–30.
5. *Каплин В.Г.* Основы экотоксикологии. — М.: Колос, 2006. — 198 с.
6. *Медведев В.В., Лактионова Т.М., Греков Л.Д.* Типологія і оцінка небезпечних явищ у ґрунтовому покриві України // Ґрунтознавство. — 2004. — Т. 5. — № 3, 4. — С. 13–23.
7. *Введенский Н.Е.* Избранные произведения. — М., 1952. — 228 с.
8. *Фролов В.М.* Уровни функционирования физиологических систем и методы их определения. — Л.: Медицина, 1972. — 128 с.
9. *Лисман М.Б., Шеремет В.В.* Гигиеническая токсикология металлов: Сб. науч. тр. — М., 1983. — С. 96–106.
10. *Фатеев А.И., Самохвалова В.Л.* Спосіб детоксикації важких металів у системі ґрунтрослина // Патент на корисну модель № 20299 U A01B79/02, C 09 K 17/00 від 15.01.2007. — Бюл. № 1.

НОВИНИ

СПОСІБ ВИЗНАЧЕННЯ ЧИСЕЛЬНОСТІ ФІТОПАТОГЕНІВ

У лабораторії біоконтролю агроєкосистем ІА розроблено спосіб визначення впливу сортів пшениці на чисельність збудника очкової плямистості.

За цим способом проростки сортів пшениці вирощують у спеціальних вегетаційних приладах, інокують суспензією гриба. Сорт оцінюють за кількістю пікнід, що утворилися на ураженій тканині стебел. Уражену тканину витримують впродовж 15 діб. За цей період на ній формується значна кількість міцелію, на якому інтенсивно утворюються конідії гриба. Після цього визначають масу утвореного міцелію та концентрацію конідій, що утворилися на міцелії.

Спосіб забезпечує виявлення сортів пшениці, які здатні стримувати накопичення інфекційних структур збудника очкової плямистості в агрофітоценозах.

РОДЮЧІСТЬ І ОХОРОНА ҐРУНТІВ

УДК 504.054(477.42)

АНАЛІЗ ДИНАМІКИ ТА ПРОГНОЗ РАДІОЛОГІЧНОГО СТАНУ ОРНОГО ШАРУ ҐРУНТОВОГО ПОКРИВУ ЗЕМЕЛЬ ЗОНИ БЕЗУМОВНОГО (ОБОВ'ЯЗКОВОГО) ВІДСЕЛЕННЯ

О.М. Мартенюк

Житомирський обласний державний проектно-технологічний центр охорони родючості ґрунтів і якості продукції

Наведено результати геостатистичного аналізу динаміки радіологічного стану орного шару ґрунтового покриву сільськогосподарських угідь прилеглих до смт Народичі Житомирської області на основі узагальнення моніторингових та пошукових даних поставарійного періоду. Встановлено залежність між динамікою самоочищення дерново-підзолистих ґрунтів та деякими їх параметрами. Побудовано уточнену та прогнозу картограми забруднення території досліджень.

Будь-яке узагальнення пошукових даних екологічного спрямування містить елементи прогнозу з огляду на дискретність ландшафтно-геохімічних спостережень. Хоча великомасштабний прогноз часто буває більш плідним, ніж дрібномасштабний, прийняття рішень щодо реабілітації певних радіоактивно забруднених територій вимагає детального аналізу забруднення ґрунтового покриву. Радіоактивні випадіння чорнобильського походження характеризуються значною неоднорідністю просторового розподілення та динамікою показників у часі в результаті природних процесів (радіоактивний розпад, вимивання, вивітрювання і т.д.) та під дією антропогенних чинників (ведення сільськогосподарського виробництва, здійснення контрзаходів тощо). Тому радіологічне оцінювання стану значних за площею радіаційно забруднених територій, що потенційно можуть бути повернені в господарське використання не можна здійснити власне інструментально, воно неодмінно пов'язане з моделюванням, тобто штучним створенням об'єкта аналогічного цьому в території, дослідження якої пов'язано з великими затратами або є нездійсненним з інших причин [1]. Просто-

рове представлення даних у такому разі дає можливість використання їх для створення складних геоінформаційних та експертних систем, розроблення стратегій прийняття управлінських рішень для існуючих та прогнозованих ситуацій.

Разом з тим узагальнення даних, отриманих у результаті проведення радіологічного моніторингу у поставарійний період вимагає не тільки оцінювання просторового розподілення радіонуклідних випадіннь, але й розуміння багатьох авто-реабілітаційних процесів, урахування яких дає змогу співставити дані різних років і отримати найточнішу картину забруднення.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ

Як матеріали досліджень використано дані радіологічних обстежень сільськогосподарських угідь та сучільної еколого-агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення Народицького району Житомирської області.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Межі досліджуваної території за наявними моніторинговими даними (S_1) на рис. 1 окреслено зовнішнім прямокутником. При

цьому навіть візуальне порівняння побудованих картограм забруднення цієї території (рис. 2: а, в, д, б) дає чітке уявлення щодо

неможливості аналізу екстрапольованих на всю досліджувану територію даних певних періодів спостережень.

Таблиця 1

Перелік матеріалів та програмних засобів

Процеси	Інформаційні ресурси	Технічні/Програмні засоби
Уведення числових даних	Моніторингові та дослідницькі дані	ПК/табличні редактори, СУБД, ГІС
Уведення зображень	Робочі плани обстежень, вихідні картограми	ПК, сканери/графічні редактори
Прив'язування та векторизація растрових даних	Топокарти, векторні карти, фотоплани, супутникові знімки, дані GPS зйомки	ПК, сканери, GPS-приймачі/ГІС, векторизатори
Геостатистичний аналіз, візуалізація даних, прогнозування та моделювання	Методичні матеріали, електронні бази даних, бази знань, ГІС	ПК/програмні засоби статистичного та математичного спрямування
Виведення графічних та числових даних	Електронні бази даних, ГІС	ПК, друкуючі пристрої/ГІС, графічні редактори

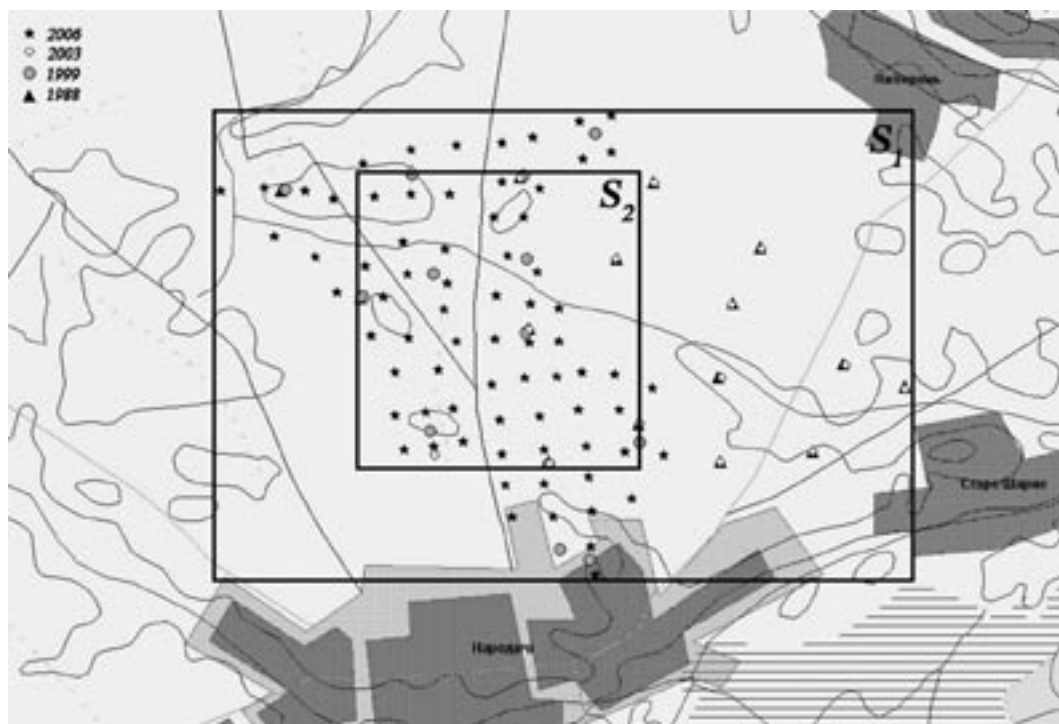


Рис. 1. Картохема відбору зразків

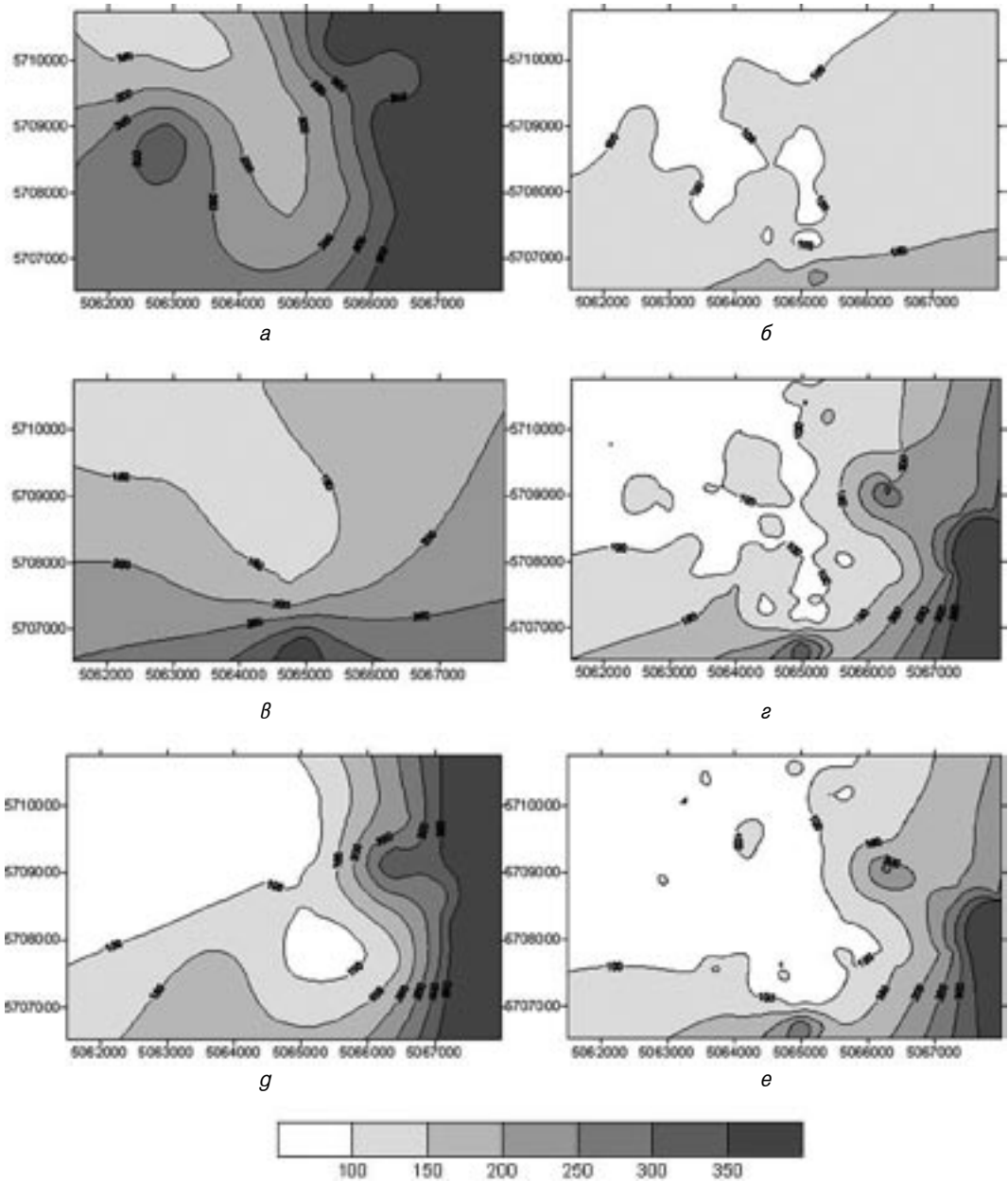


Рис. 2. Картограми забруднення земель сільськогосподарського призначення прилеглих до смт Народичі за результатами обстежень різних років:

Примітка: * – значення для ^{137}Cs приведено в $\text{кБк}/\text{м}^2$; ** – координати вказано в метрах (Гауса–Крюгера (Пулково 1942), зона 4)

Однак, встановлення основних закономірностей динаміки радіоактивності

грунтового покриття досліджуваної території дає змогу не тільки актуалізувати дані

попередніх років, але й уточнити картину забруднення в більш ранні поставарійні періоди. Для аналізу динаміки забруднення виділено частину території, охопленої кожним з обстежень (S_2 , на рис. 1 позначено внутрішньою суцільною лінією). Тобто, S_1 включає всі точки за всі періоди спостережень, а S_2 не виходить за межі жодного з обстежень.

Геостатистичне оцінювання динаміки радіологічного стану орного шару ґрунту вимагало інтерполяції даних кожного періоду на одні й ті самі точки поверхні (це дало змогу встановити низку залежностей описаних далі). Таким чином територію S_2 було розбито на квадрати по 50 га, що є мінімальною площею елементарної ділянки, яку оцінювали одним значенням при проведенні обстежень і отримано вже впорядковану модель змінної в просторі і часі величини забруднення 0–20 см шару ^{137}Cs . Зазначимо, що необхідність проведення вищезазначених дій вкотре вказує на певні недоліки нерегулярних спостережень порівняно з постійними моніторинговими системами.

Для інтерполяції даних застосовано метод Кригінгу, що як локально-стохастичний метод просторової інтерполяції передбачає нормальний розподіл деякої випадкової величини [2]. Це не виключає можливості при інтерполяції виникнення точок з від'ємними значеннями, що, вочевидь, є неможливим. При цьому розподіл радіонуклідів у ґрунті описується логнормальним законом розподілу і має позитивну асиметрію [3]. Останнє може бути порівняно з розподілом елементів у мінералах та самих мінералів у гірських породах, що здебільшого є аналогічним [4], але на практиці дані якого часто інтерполюють методом Кригінгу. У цілому, слід зазначити, що питання просторової інтерполяції різного роду екологічних даних є недостатньо методично розробленими і висвітленими у вітчизняній літературі.

Для подальшого аналізу отримані дані було згруповано за агровиробничими групами ґрунтів. Побудовою трендових кривих отримано дані за роки, в які обстежен-

ня не проводили. При цьому зазначимо, що найбільші значення достовірності R^2 отримано при логарифмічній апроксимації (від 0,90 для дернових карбонатних легкосуглинкових ґрунтів до 0,98 для дерново-підзолистих і підзолисто-дернових глейових супіщаних).

Істотно, що багаторічний моніторинг динаміки забруднення ^{137}Cs орного горизонту ґрунтового покриву контрольних стаціонарних майданчиків у Житомирській області вказує на різкі зміни перебігу автореабілітаційних процесів, особливо перші роки після випадіння, коли активно відбувається фіксація радіонуклідів глинистими фракціями ґрунту. Усе це вказує на неможливість використання в наших дослідженнях величини “періоду напівочищення ґрунту” як такої, що не відповідає характеру перебігу автореабілітаційних процесів.

Водночас встановлено, що порівняно з 1988 р., коли вперше проводили радіологічне обстеження досліджуваної території, рівні забруднення 0–20 см шару ґрунту ^{137}Cs зменшилися вдвічі за 18,3 рока на суглинкових ґрунтах і за 12,9 рока – на супіщаних. За весь період спостережень (1988–2006 рр.) щільність забруднення 0–20 см шару ґрунту змінилася на 57,4 та 61,7% відповідно.

Для порівняння однакових за механічним складом, але різних за видовими ознаками ґрунтів, ми використали бали бонітету ґрунтів у розрізі агровиробничих груп ґрунтів земель Народицької селищної ради, встановлені в результаті природно-сільськогосподарського районування (ОЗ – Овруцький природно-сільськогосподарський район) [5]. Методика використана при визначенні балів бонітету [6], враховує такі ознаки: вміст гумусу в орному шарі, потужність гумусових горизонтів, вміст фізичної глини, індекс фізичного стану, скелетність, кислотність, глибина і ступінь оглеєння, ступінь змитості. У результаті отримано певну залежність між комплексом цих ознак та динамікою самоочищення ґрунту від ^{137}Cs , що представлено на рис. 3. При цьому значне відхилення для значен-

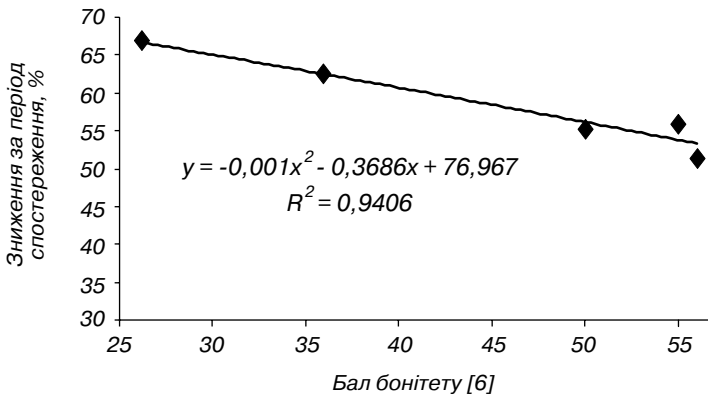


Рис. 3. Залежність динаміки самоочищення орного шару ґрунту від його якісних характеристик

ня балу бонітету 55, очевидно, пояснюється зміною водного режиму ґрунту (27 в) у результаті осушення.

Таким чином, встановлено, що в більш родючих ґрунтах процеси самоочищення відбуваються повільніше. Це свідчить про те, що для використання даних попередніх років та прогнозування радіологічної ситуації необхідною умовою є не тільки врахування природного розпаду радіонуклідів та вимивання їх з орного шару залежно від механічного складу ґрунту, але й інших характеристик ґрунтового покриву. Наведено встановлені для цієї території коефіцієнти кореляції між швидкістю самоочищення орного шару ґрунту та деякими його ознаками.

Для створення уточненої картограми забруднення території ¹³⁷Cs, значення для точок фактичного пробовідбору за всі періоди спостережень було за встановлени-

ми закономірностями (з урахуванням ґрунтових характеристик у місцях відбору зразків) перераховано на 15 липня 2006 р. Порівняння отриманої картограми (рис. 2 г) з картограмою, отриманою за результатами обстеження 2006 р. [7] (рис. 2 б) та даних щодо розподілу площ за щільністю забруднення ¹³⁷Cs (табл. 2) вказує на можливість і необхідність використання всіх наявних даних для уточнення та

прогнозування радіологічної ситуації на радіоактивно забруднених сільськогосподарських угіддях.

На рис. 2 є представлено прогнозу картограму забруднення ¹³⁷Cs досліджуваної території станом на 2015 р.

ВИСНОВКИ

Встановлено, що на території досліджень зменшення забруднення орного шару ґрунтового покриву впродовж 1988–2006 рр. становило 57,4% на суглинкових ґрунтах і 61,7 на супіщаних. Серед дерново-підзолистих супіщаних ґрунтів динаміка самоочищення збільшується зі зниженням їх родючості. Коефіцієнти кореляції між швидкістю самоочищення ґрунту та деякими його ознаками становили: вміст гумусу – 0,63, потужність гумусових горизонтів – 0,43, вміст фізичної глини – 0,68,

Таблиця 2

Розподіл площ ґрунтів території досліджень за щільністю забруднення ¹³⁷Cs, га

Аналіз розподілу	Щільність забруднення ґрунту ¹³⁷ Cs, кБк/м ²						
	<100	100–150	151–200	201–250	251–300	301–350	>350
За результатами обстеження станом на 2006 р. [7]	828,9	1671,5	212,8	2,8	–	–	–
Уточнене станом на 2006 р.	843,3	877,9	348,7	316,2	131,1	52,8	146,0
Прогнозоване станом на 2015 р.	1283,8	653,2	394,7	186,2	65,0	46,3	86,8

кислотність — 0,68. Побудовано уточнену та прогнозну картограми забруднення території досліджень. Проведений аналіз вказує на можливість і необхідність узагальнення всіх наявних даних для уточнення та прогнозування радіологічного стану сільськогосподарських угідь зони безумовного (обов'язкового) відселення.

ЛІТЕРАТУРА

1. Информационные технологии в экологической сфере: [уч.-метод. пос. Пасхин Е.Н., Перчук Е.Е.]. — М.: Изд-во РАГС, 2006. — 56 с.
2. *Burrough P., McDonnel R.* Principles of Geographical information systems for land resources assessment. — Oxford university press, 1998. — 333 p.
3. *Хомутинин Ю.В., Каптаров В.А., Жебровская Е.И.* Оптимизация отбора и измерений проб при радиоэкологическом мониторинге: монография. — К.: УкрНИИСХР, 2001. — 160 с.
4. *Козан Р.И.* Интервальные оценки в геологических исследованиях: справ. пос. — М.: Недра, 1986. — 160 с.
5. Шкали бонітування ґрунтів орних земель, багаторічних насаджень (садів сім'ячкових та хмільників), сіножатей та пасовищ Житомирської області / Технічний звіт / Рукопис. УААН, Інститут землеустрою (Житомирський філіал). — Житомир, 1993.
6. Методичні рекомендації по проведенню бонітування ґрунтів. — К., 1993.
7. Звіт по НДР за програмною темою “Радіологічне обстеження земель зони безумовного (обов'язкового) відселення Народицького та Коростенського районів Житомирської області” / Рукопис. — Житомир: Облдержродючість, 2006. — 82 с.
8. Геоінформатика: толковий словарь основных терминов / [Баранов Ю.Б., Берлянт А.М., Капранов Е.Г. и др.]. — М.: ГИС-Ассоциация, 1999. — 204 с.
9. *Де Мерс, Майкл Н.* Географические информационные системы. Основы; пер. с англ. — М.: Дата+, 1999.

НОВИНИ

РОЗРОБЛЯЮТЬСЯ ДСТУ З АГРОХІМІЧНОЇ ПАСПОРТИЗАЦІЇ

У Державному технологічному центрі охорони родючості ґрунтів “Центрдержродючість” розроблено 3 національних стандарти України: “Якість ґрунту. Агрохімічна паспортизація земель сільськогосподарського призначення. Організація проведення польових досліджень”; “Якість ґрунту. Агрохімічна паспортизація земель сільськогосподарського призначення. Оброблення та узагальнення матеріалів агрохімічного обстеження”; “Якість ґрунту. Агрохімічна паспортизація земель сільськогосподарського призначення. Складання агрохімічних картограм”.

У стандартах висвітлено та регламентовано методичні засади організаційно-підготовчих робіт агрохімічного обстеження земель, підготовки планово-картографічної основи та плану елементарних ділянок, вимог з відбирання ґрунтових проб на ріллі, еродованих, зрошуваних і осушених землях; вимоги до оброблення та узагальнення результатів лабораторно-аналітичних досліджень після проведення польових досліджень з агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення; встановлено єдину методику складання агрохімічних картограм на основі проведеного обстеження земельних ділянок на рівні: землекористування, район, область.

ЗАБРУДНЕННЯ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ ҐРУНТУ І РОСЛИН У СМУГАХ ВІДЧУЖЕННЯ ЗАЛІЗНИЧНИХ КОЛІЙ

А.Д. Семенов, В.П. Сахно, В.М. Мартиненко

*Сумський обласний державний проектно-технологічний центр
охорони родючості ґрунтів та якості продукції*

Наведено дані досліджень вмісту рухомих форм важких металів (ВМ) у ґрунті і рослинах на смугах відчуження уздовж залізничної колії з тепловозною тягою Суми—Конотоп та на прилеглих полях. Встановлено, що вміст ВМ у ґрунті і рослинах на смугах відчуження значно перевищує їх вміст на прилеглих полях.

Актуальність питання визначення ступеня забруднення ґрунтів ВМ визначається тим, що ВМ надходять в організм людини і травоядних тварин, в основному, з рослинною їжею, накопичення в ньому цих елементів відбувається, головним чином, через ґрунт. ВМ з організму людини виводяться дуже повільно і здатні до накопичення, головним чином у нирках і печінці, з огляду на що рослинна продукція навіть із слабозабруднених територій здатна викликати кумулятивний ефект — поступове збільшення вмісту ВМ у людини. Тому визначення ВМ у ґрунтах набуває важливого значення.

При суцільних агрохімічних обстеженнях, проведених Сумським центром “Облдержродючість” останні 10 років (за період, коли проводили визначення вмісту в ґрунтах ВМ), виявлено, що рівень забруднення ґрунтів області значно нижчий ГДК. Це стосується, насамперед, таких забруднювачів як свинець та кадмій, вміст яких у середньому по області становить: Pb — 9 мг/кг і Cd — 0,25 мг/кг ґрунту, що в кілька разів менше ГДК. Вміст цинку по області становить 7 мг/кг, міді — 5 мг/кг.

Обстеження ґрунтів на вміст ВМ важливе, передусім, для сільськогосподарських територій, розташованих навколо промислових підприємств-забруднювачів, а також уздовж придорожніх смуг, поблизу автомобільних трас. Але в жодній з відомих нам методик не передбачено додаткове

обстеження на вміст ВМ смуг відчуження вздовж неелектрифікованих залізничних колій, де застосовують тепловозну тягу. На цих смугах вирощують картоплю, кормові культури, в основному трави, а подекуди і овочі. Тому дослідження у цьому напрямі є актуальними.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ

Для встановлення ступеня забруднення ВМ ґрунтів та рослин уздовж ділянки залізниці Суми—Конотоп, де використовують тепловозну тягу, проведено обстеження смуг відчуження та прилеглих до них полів сільськогосподарських підприємств з метою визначення вмісту в ґрунтах і рослинах цинку, міді, свинцю та кадмію.

Дослідження виконували за “Методическими указаниями по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства” [1] та “Методикою суцільного ґрунтового-агрохімічного моніторингу сільськогосподарських угідь України” [2].

Зразки ґрунту і рослин відбирали в 13-ти місцях на переїздах поблизу населених пунктів: м. Суми, с. Торопилівка, с. Головашівка, с. Віри, с. Воронівка, м. Ворожба, с. Слобода, с. Грузьке, с. Дубов’язівка і м. Конотоп.

У кожному з 13-ти місць відібрали по 4 зразка ґрунту і рослин — по 2 зразка ґрунту і рослин на смузі відчуження, зліва і справа від полотна дороги, і по 2 — ґрунту і рослин, також зліва і справа від смуги відчуження, на прилеглих полях.

Зразки ґрунту відбирали за методом “конверта” — 4 точки у кутках площадки і одна в центрі. Біля кожної з точок відбирали ще по 4 проби. Таким чином, один зразок складався з 20 точкових проб. Усього відібрали 50 ґрунтових і рослинних зразків.

Зразки рослин відбирали на тих самих площах, що і зразки ґрунту. Об’єднаний рослинний зразок масою 1 кг складався з 10-ти точкових проб.

Визначення вмісту кислоторозчинних рухомих форм ВМ у ґрунті проводили на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С-115-1М у витяжці з ґрунту розчином 1 М HNO_3 . Застосування для визначення кислоторозчинних рухомих форм ВМ 1 М HNO_3 (або 1 М HCl) передбачено “Методическими указаниями по определению тяжелых металлов в почвах сельскохозяйственной и продукции растениеводства” 1. Ці екстрагенти широко застосовують для визначення рухомих форм ВМ у країнах колишнього СРСР, у тому числі і в Україні, а також у багатьох країнах Європи [3]. Кількість ВМ у рослинах, після мінералізації проб, визначали також на С-115-1М у витяжці із золи розбавленою азотною кислотою (1:1). Дані аналізів ґрунту і рослин смуг відчу-

ження (зліва і справа), а також прилеглих полів (зліва і справа) об’єднали.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Як свідчать дані аналізів (таблиця), середній вміст ВМ у зразках ґрунту і рослин, відібраних на площадках у смузі відчуження, в 1,4–1,9 раза більший ніж на прилеглих полях. Так, середнє значення вмісту цинку в ґрунті на смугах відчуження становить 17,4 мг/кг, а на прилеглих полях — 10, або в 1,7 раза менше. Підвищений вміст цинку спостерігали в районі переїзду поблизу м. Суми (25 мг/кг) і ст. Грузьке (29 мг/кг), а також у районі переїздів поблизу ст. Торopilівка і ст. Ворожба (відповідно 22 і 20 мг/кг).

На цих переїздах, крім ст. Ворожба, на смугах відчуження виявлено підвищений вміст свинцю — 30, 24 і 26 мг/кг відповідно. Середній вміст свинцю на смугах відчуження (15 мг/кг) майже вдвічі вищий ніж на прилеглих полях (8 мг/кг).

Середній вміст міді в ґрунті на смузі відчуження в 1,8 раза вище ніж на полях (9 мг/кг проти 5 мг/кг), і лише в одному випадку, на переїзді поблизу м. Суми, вміст міді становив 21 мг/кг.

Вміст ВМ у зразках ґрунту і рослин, відібраних на ділянці залізниці Суми–Конотоп на смугах відчуження та прилеглих до залізниці полях

Населений пункт	Вміст рухомих ВМ у ґрунті, мг/кг				Вміст ВМ у рослинах, мг/кг на суху речовину			
	Zn	Cu	Pb	Cd	Zn	Cu	Pb	Cd
Суми	25	21	30	0,76	55	4,3	5,3	1,7
	9	6	10	0,32	35	2,6	3,7	0,8
Торopilівка	22	8	24	0,6	64	5,4	5,3	1,7
	12	4	12	0,42	33	2,8	3,7	0,8
Головашівка	16	7	11	0,42	86	6,6	7,2	4,2
	13	6	9	0,34	42	3,1	1,6	1,1
Віри	19	8	13	0,56	68	4,9	4,1	5,7
	7	5	11	0,48	30	3,2	2,3	1,6
Воронівка	15	7	11	0,4	52	4,1	4,2	3,4
	7	4	6	0,24	41	2,8	3,2	1,6

Продовження таблиці

Населений пункт	Вміст рухомих ВМ у ґрунті, мг/кг				Вміст ВМ у рослинах, мг/кг на суху речовину			
	Zn	Cu	Pb	Cd	Zn	Cu	Pb	Cd
Ворожба	20	12	15	0,44	82	13,0	6,4	3,5
	13	7	10	0,36	41	6,5	2,6	1,4
Дяківка	12	9	14	0,44	56	9,0	7,5	2,0
	8	4	7	0,3	48	4,0	2,6	1,6
Клепали	14	8	10	0,32	50	8,9	5,6	1,9
	10	5	8	0,24	33	3,2	4,4	1,2
Буринь	11	6	8	0,34	49	5,7	4,5	1,8
	9	4	5	0,26	35	3,6	3,5	1,1
Слобода	12	6	12	0,5	64	7,6	6,0	1,5
	8	4	8	0,3	38	3,7	3,1	0,9
Грузьке	29	13	26	0,42	75	8,2	8,5	6,1
	14	9	12	0,32	46	3,0	2,7	1,3
Дубов'язівка	14	12	12	0,36	65	7,1	3,9	4,7
	8	5	5	0,24	48	5,4	1,9	2,5
Конотоп	12	4	10	0,2	80	10,0	7,0	5,5
	6	4	3	0,26	41	7,6	4,0	1,4
У середньому	17	9	15	0,46	65	7,6	5,1	3,6
на ділянці залізниці	10,0	5	8	0,32	39	4,0	2,6	1,4
У середньому по області	7	5	9	0,25	2,8	2,0	3,0	2,2

Примітка: у числівнику – смуги відчуження; у знаменнику – прилеглі поля.

Вміст кадмію в ґрунті на смузі відчуження значно нижче ГДК, але в 1,4 раза перевищує його вміст на прилеглих полях.

Вміст ВМ у рослинах на смугах відчуження також значно вище ніж на полях. Так, вміст цинку в рослинах на смугах відчуження (трава або сіно) становив у середньому 65 мг/кг на суху речовину, а на полях – 39 мг/кг, тобто в 1,7 раза більше. Такий самий стан з вмістом у рослинах

міді – відповідно 7,6 і 4,0 мг/кг (в 1,9 раза більше); свинцю – 6,1 і 2,6 мг/кг, або в 2,4 раза більше; кадмію – 3,6 і 1,4 мг/кг або в 2,6 раза більше. Слід зауважити, що не зважаючи на значну різницю вмісту ВМ у рослинах на смугах відчуження і прилеглих полях, кількість їх нижче ГДК і тому особливої загрози не становить. Слід все ж утримуватись від вирощування у зоні смуг відчуження овочевих культур і картоплі.

Слід зазначити, що ГДК рухомих форм ВМ (і валових форм для ґрунтів також) у ґрунтах і рослинах розроблено недостатньо повно, дані іноді суперечливі, особливо щодо міді і свинцю. Навіть у нормативних документах для рухомих форм ВМ часто не зазначено для якого реагенту встановлено ГДК — кислотного чи ацетатно-амонійного буферного розчину [1, 2, 4, 5].

ВИСНОВКИ

Ґрунти смуг відчуження вздовж ділянки залізниці Суми–Конотоп забруднені цинком, міддю, свинцем і кадмієм. Вміст ВМ у ґрунті смуг відчуження перевищує вміст у ґрунті прилеглих полів: по цинку — в 1,7, міді — в 1,8, свинцю — в 1,9 і кадмію в 1,4 раза.

Середній вміст ВМ у рослинах на смугах відчуження перевищує вміст ВМ на прилеглих полях: цинку в 1,7, міді — в 1,9, свинцю — в 2,4 і кадмію — в 2,6 раза, тобто

існує тісна залежність між наявністю ВМ у рослинах і вмістом їх у ґрунтах.

Забрудненість ВМ рослин на полосах відчуження нижче ГДК, проте слід утримуватись від вирощування у зоні відчуження овочів і картоплі.

На прилеглих полях наявність ВМ не перевищує середнього вмісту їх у ґрунтах орних земель області.

ЛІТЕРАТУРА

1. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельскохозяйственной и продукции растениеводства. — М., 1989. — 62 с.
2. Методика суцільного ґрунтового-агрохімічного моніторингу сільськогосподарських угідь України. — К., 1994. — С. 51–54.
3. *Ильин В.Б.* Тяжёлые металлы в системе почва–растение. — Новосибирск.: Наука, сиб. отд., 1991. — 120 с.
4. Методика агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення. — К., 2003. — 47 с.
5. КНД. Еколого-агрохімічна паспортизація полів та земельних ділянок. — К.: Аграрна наука, 1996. — 19 с.

НОВИНИ

ДОСЛІДЖЕННЯ ВПЛИВУ ДЕЗІНФІКУЮЧИХ РЕЧОВИН НА ЕПІФІТНУ МІКРОФЛОРУ ТА ЖИТТЄЗДАТНІСТЬ НАСІННЯ

У лабораторії екології ґрунтових мікроорганізмів ІА УААН досліджено можливість застосування препарату Екотон для дезінфекції рослинного матеріалу. У досліді використовували найпоширеніші та найменш небезпечні дезінфікуючі розчини: перманганат калію (0,1%), гіпохлорид натрію (1%), пероксид водню (12%), етиловий спирт (80%) та Екотон (3%). У якості тест-культури використовували насіння пшениці сорту Миронівська 67. Встановлено, що ефективність стерилізації насіння не співпадає зі збереженням його життєздатності. Усі досліджувані речовини характеризувались хорошими бактерицидними властивостями, однак достатній вплив на епіфітну мікрофлору мав тільки Екотон. Значно знижували життєздатність насіння розчини спирту та гіпохлориду натрію, пероксид водню та перманганат калію на цей показник не впливали, препарат Екотон займав проміжне становище.

ЕФЕКТИВНІСТЬ ВИКОРИСТАННЯ МІНЕРАЛЬНИХ ДОБРІВ НА ЛУЧНИХ ТРАВСТОЯХ ЗАХІДНОГО ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ

М.Т. Ярмолук, А.М. Демчишин, Н.Б. Демчишин, Б.М. Садовий, Г.М. Дзяб'як

Львівський обласний державний проектно-технологічний центр охорони родючості ґрунтів і якості продукції

Подано результати засвоєння добрив за різних співвідношень між окремими елементами на лучних угіддях у багаторічних (7–8 років) і довготривалих травостоях стаціонару (15 і 30 років). Мінімальна доза фосфору (P_{30}) на фоні калію і азоту призводить до майже повного його використання (98–109%). Вищі дози фосфору на фоні калію і азоту засвоюються на 32–59%, а в довготривалих стаціонарах — 94–111%. При додатковому внесенні азоту калій засвоюється на 231 і 238%, азот — на 190–195%.

У західному регіоні України близько 2 млн га природних кормових угідь, висока продуктивність яких, за сприятливих умов, на 40–50% залежить від внесення мінеральних добрив. Важливу роль у засвоєнні мінеральних елементів добрив відіграє потужна дернина, що дуже швидко вибирає поживні елементи з високою окупністю їх за сухою масою корму. Лучні травостої, особливо при пасовищному використанні, характеризуються підвищеною потребою в елементах живлення. Це пояснюється наявністю асимілюючих листків майже впродовж цілого вегетаційного періоду, багатразовим відчуженням у ранні фази розвитку трав — період найбільшого листотворення і максимального поглинання рослинами макро- та мікроелементів.

За даними російських вчених, на орних землях середні коефіцієнти засвоєння азоту добрив (^{15}N) для більшості культур становлять менше 50% [4]. Зокрема, пшениця озима засвоює його на 31%, ячмінь ярий — 45, кукурудза — 40, картопля — 28, зернобобові — на 53%. Німецький лувічник Е. Клапп стверджує, що на луках азот засвоюється на 100%, фосфор — 30, калій — 55% [3]. Використання азоту травами зростає з наближенням строків внесення добрив до періоду максимального його засвоєння рослинами, скорочення часу взаємодії добрив з ґрунтом. Тому за сприятливих умов максимальні величини коефіцієнта засвоєння азоту (100%) одержано за внесення

його кратно в підживлення. Засвоєння азоту добрив також підвищується внаслідок спільного застосування азотних і фосфорно-калійних добрив. На лучних угіддях засвоєння мінеральних елементів залежить також від типу травостою, його ботанічного складу. Із застосуванням мінеральних добрив елементи живлення у лучному ґрунті можуть нагромаджуватися у значних кількостях без негативного впливу на ріст і розвиток трав. У сприятливих за вологістю умовах (80 мм опадів на місяць) і за удобрення 300 кг/га азоту, 100 кг/га фосфору і 250 кг/га калію в досліді Є.Є. Любимової одержано найвищий урожай (126 ц/га сухої маси). При цьому було засвоєно з ґрунту 359 кг/га азоту, 108 — фосфору і 347 кг/га калію, що перевищувало внесення цих елементів [5]. Проте внесення п'яти доз NPK (590 кг/га азоту, 410 кг/га фосфору і 700 кг/га калію) призводило до високої (48%) токсичності ґрунту. На думку дослідників, фітотоксичність вдалося зафіксувати зменшенням лише корисних бактерій і збільшенням чисельності актиноміцетів у 4 рази [6].

Фосфор добрив може фіксуватися в ґрунті і переходити у не засвоювану рослинами форму [7]. Калій, фосфор, сірка перебувають у малорухомому стані. Проте фіксація фосфору і калію добрив і перетворення їх у важкодоступні форми компенсуються мобілізацією ґрунтових запасів, яка посилюється під впливом азотних добрив.

У дослідях М.Г. Андрєєва використання азоту, фосфору і калію залежало від співвід-

ношення цих елементів у добриві. На варіантах без внесення азоту ($P_{45}K_{120}$ і $P_{100}K_{250}$) засвоювалось значно менше фосфору і калію ніж на варіанті з внесенням повного мінерального удобрення [1].

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ

Дослідження щодо засвоєння поживних елементів залежно від різних їх співвідношень проводили на восьмирічному травостой, створеному на лучних ґрунтах з рН 5,5–5,7, вмістом рухомого фосфору – 30,0–40,0, обмінного калію – 70,0–80,0 мг/кг ґрунту, гумусу – 7,3–8,0%. Дослід було закладено в умовах випасання тваринами з розміром ділянок 250 м² і триразовому повторенні. На цьому самому ґрунті проводили дослідження з підвищеними дозами мінеральних добрив за багатократного скошування (імітація випасу), розмір ділянок – 48 м², повторність шестикратна. Мінеральні добрива вносили: азотні – у формі аміачної селітри, фосфорні – суперфосфату, калійні – калійної солі.

Стационарний дослід проводили на темно-сірих опідзолених глеюватих легкосуглинкових ґрунтах з рН 5,4–5,6, вмістом рухомого фосфору – 35,0–56,0, обмінного калію – 54,0–57,0 мг/кг ґрунту, гумусу – 2,95–3,15%. Розмір ділянок – 72 м², повторність чотирикратна. Облік урожаю проводили укїсним методом з 4 ділянок розміром 10 м². Відібрані проби

зеленого корму масою 0,5 кг висушували при температурі 105°C до постійної маси для визначення врожайності сухої маси. Ботанічний склад, щільність травостою, структуру врожаю визначали із зразків, відбір яких проводили з пробних ділянок площею 0,25 м² згідно з методикою УІК УААН [2]. Вміст макроелементів у ґрунтах проводили такими методами: сполук азоту, що лужно гідролізуються – мікродифузійним за Корнфілдом, рухомого фосфору – фотоколориметричним, обмінного калію – полум'янофотометричним за Кірсановим. Схеми дослідів представлено в табл. 1–3.

Засвоєння поживних елементів добрив визначали за виносом макроелементів з урожаю, які вираховували за мінусом цих елементів на відповідних контролях без добрив, а на довготривалому стаціонарі, крім того, враховували засвоєння макроелементів у кореневих залишках.

Метеорологічні умови за 1990–2004 рр. значно відрізнялися. Найсприятливішими за перший період (1990–1995 рр.) були перші чотири роки із шести, причому значний вплив справляли умови попереднього 1989 р., коли у весняно-літній період (IV–VIII) випала значна кількість опадів.

За другий період (1996–2000 рр.) несприятливі умови як за кількістю опадів, так і підвищеною температурою повітря були у трьох роках із п'яти.

Таблиця 1

Винос основних поживних елементів з урожаем лучних трав та коефіцієнти їх засвоєння залежно від різних співвідношень між окремими елементами (залежно від співвідношень елементів добрив)

Елемент	Варіант					
	Контроль (без добрив)	$P_{30}K_{60}$ – фон	$N_{60}P_{30}K_{60}$	$N_{120}P_{30}K_{120}$	$N_{180}P_{30}K_{120}$	$N_{240}P_{30}K_{120}$
<i>Винос з урожаю, кг/га</i>						
N	26,4	72,5	112,6	143,7	174,9	191,4
P_2O_5	6,3	19,2	25,4	29,4	35,8	39,0
K_2O	23,4	66,1	102,6	96,3	135,5	145,3
<i>Засвоєння з добрив, %</i>						
N	–	–	144	98	83	69
P_2O_5	–	43	64	79	98	109
K_2O	–	71	132	61	93	102

Таблиця 2

Винос поживних елементів з урожаєм лучних травостоїв та коефіцієнти їх засвоєння залежно від підвищених доз мінеральних добрив

Елемент	Варіант					
	Контроль (без добрив)	P ₆₀ K ₆₀ – фон I	Ф I+N ₁₈₀	P ₉₀ K ₁₂₀ фон II	фон II + N ₂₄₀	ФII + N ₃₆₀
<i>Винос з урожаєм, кг/га</i>						
N	37,9	119,9	183,0	135,3	273,0	303,0
P ₂ O ₅	9,1	32,3	43,7	38,1	58,7	62,6
K ₂ O	21,2	66,2	77,7	84,6	127,1	130,0
<i>Засвоєння з добрив, %</i>						
N	–	–	81	–	98	74
P ₂ O ₅	–	39	58	32	55	59
K ₂ O	–	75	94	57	88	91

Таблиця 3

Винесення поживних елементів з урожаєм лучних трав та їх засвоєння з добрив на довготривалих травостоях

Елемент	Варіант			
	Контроль (без добрив)	фон	Ф +N	
			(розподіл рівномірний)	(розподіл альтернативний)
1990–1995 рр.				
<i>Винос з урожаєм, кг/га</i>				
N	57,1	118,6	232,2	208,8
P ₂ O ₅	19,1	46,1	80,4	70,3
K ₂ O	73,0	139,4	277,7	242,9
<i>Засвоєння з добрив, %</i>				
N	–	–	122	116
P ₂ O ₅	–	43	94	86
K ₂ O	–	132	239	209
2001–2004 рр.				
<i>Винос з урожаєм, кг/га</i>				
N	40,6	63,8	187,2	167,1
P ₂ O ₅	11,8	23,2	62,0	55,6
K ₂ O	41,6	80,0	194,0	189,6
<i>Засвоєння з добрив, %</i>				
N	–	–	195	190
P ₂ O ₅	–	47	111	100
K ₂ O	–	115	238	231

Примітка: удобрення P₉₀ K₁₂₀ – фон, Ф+N₂₄₀₍₆₀₊₆₀₊₆₀₊₆₀₎, Ф+N₂₄₀₍₀₊₃₀₊₉₀₊₁₂₀₎, (1990–1995 рр.); P₆₀K₉₀ – фон, Ф+N₁₄₀₍₃₅₊₃₅₊₃₅₊₃₅₎, Ф+N₁₄₀₍₀₊₃₀₊₄₀₊₇₀₎, (2001–2004 рр.).

У третьому періоді (2001–2004 рр.), понад середньомісячну норму, опадів випадало в 2001 р. на 162 мм і в 2004 р. — на 102 мм при сприятливих температурах повітря. У 2002 і 2003 рр. при меншій від норми кількості опадів і дещо підвищеній температурі повітря умови для росту лучних трав були сприятливіші ніж у другому періоді.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

У нашому восьмирічному досліді на лучних глеєвих легкосуглинкових ґрунтах із сіяним злаковим травостоем в умовах випасання тварин із зростаючою кількістю внесеного азоту винос його зростав як за рахунок вищих доз, так і внаслідок більшого нагромадження в урожаї (табл. 1).

Порівняно найнижчий збір корму і виноси поживних елементів були на контролі, бобових компонентів було 5,2% в травостой першого циклу і 16,7% третього. Це свідчить про низьку природну родючість ґрунту і, як наслідок, низьку врожайність (14,0 ц/га сухої маси).

На варіанті з фоновим удобренням бобових компонентів у травостой було значно більше (12,8 і 35,9%), а збір корму зростав удвічі.

Унаслідок внесення 120 кг/га азоту, 30 — фосфору і 120 кг/га калію з урожаєм 247 ц/га зеленого корму або 50 ц/га сухої маси виносено 143,7 кг азоту, 29,4 — фосфору, 96,3 кг калію. Кожен кілограм внесених добрив окупився 14,7 кг сухої маси, а кілограм азоту — 18,3 кг сухого корму. За внесення 60 кг/га азоту його виносилось більше ніж надходило з добривами, що свідчить про мобілізацію його з ґрунту й, особливо, за рахунок азотфіксації бобовими компонентами. Фосфору з урожаєм виносилось менше ніж азоту (в 4–5 разів), і значна його частина закріплювалася ґрунтом. Проте з підвищенням доз азотних добрив виносення фосфору зростало, оскільки азотні добрива сприяли його мобілізації. Коефіцієнт використання фосфору добрив зростав з підвищенням доз азоту до 240 кг/га,

коли його виносилось навіть більше ніж внесено.

Отже, низькі дози фосфорних добрив у поєднанні з азотними й калійними можуть призводити до виснаження ґрунту фосфором, і тому фосфорні добрива потрібно вносити у вищих дозах або в найраціональніших співвідношеннях між елементами.

Калійні добрива в дозі 60 кг/га на фоні фосфорних (P_{30}) також засвоювалися рослинами повністю, а з внесенням азотних (N_{180}) їх виносилось в 1,5 раза більше ніж надходило. Навіть із внесенням вищих доз азоту (N_{240}) калію також виносилось більше ніж надходило з добривами, що є позитивним, адже калію в середньосуглинкових ґрунтах достатньо і про виснаження ним ґрунту не йдеться. Калію з добрив засвоювалося урожаєм на 71–132% за дози його внесення K_{60} і 60,7 — 101,6% за дози K_{120} .

У досліді з семирічним застосуванням підвищених доз азоту в умовах імітації випасання виносення азоту й калію з урожаєм також перевищувало їх надходження з добривами (табл. 2).

При рівномірному розподілі доз азоту 180 і 240 кг/га під перші чотири відчуження на фоні фосфорно-калійних добрив його виносення урожаєм виявилось майже таким, як надходження з добривами, що свідчить про високі коефіцієнти його використання (98% після внесення 240 кг/га азоту). Максимальну дозу азоту 360 кг/га використовували не повністю (на 74%).

Коефіцієнт засвоєння фосфору з підвищенням доз азотних добрив зростав і був значно вищим ніж на варіанті з фоновим удобренням. Азотні добрива сприяли мобілізації ґрунтових сполук фосфору. Фосфор добрив на фонах засвоювався найменше. Унаслідок багаторічного застосування фосфор здатний нагромаджуватися в ґрунті.

Винесення калію з урожаєм перевищувало дози його внесення лише за мінімальної дози (K_{60}), а також на фоні $P_{60}N_{180}$. Вища норма калію на фоні P_{90} засвоювалася менше, але від додаткового застосування азотних добрив винос його з урожаєм значно зростав. Найвищим засвоєння калію

було на фоні $P_{90}N_{180}$. Це відбувалося в результаті мобілізації калію ґрунту. З підвищенням його дози до 120 кг/га коефіцієнт використання дещо знизився.

Завдяки природній родючості ґрунту, не зважаючи на вчасний догляд і використання травостою, рівень урожайності на абсолютному контролі залишився низьким (17,1 ц/га сухого корму). З 1 га виносилося лише 37,9 кг азоту, 9,1 кг фосфору і 21,2 кг/га калію. Від внесення мінеральних добрив урожайність зростала в 3–4 рази.

У стаціонарному досліді на темно-сірих опідзолених поверхнево оглеєних легкосуглинкових ґрунтах після 15-річного застосування мінеральних добрив у дозі $P_{90}K_{120}N_{240}$ з рівними варіантами розподілу азоту, за п'ять років (1990–1995), не зважаючи на істотні зміни травостою, особливо на контролі без добрив, внесення мінеральних добрив залишилося високоефективним і запобігало виродженню травостою. Якщо на контролі одержано лише 21,8 ц/га сухого корму, то з внесенням фосфорно-калійних добрив – 41,6, а повних – 72,5 і 82,9 ц/га. На фоновому варіанті самосівом поширилися бобові компоненти, частка яких у першому і третьому циклах відповідно становила 24 і 35%. Усі види добрив використовували високоефективно (табл. 3).

Азот, винесений з урожаєм на фосфорно-калійному фоні (118,6 кг/га), був засвоєний з повітря симбіотично, в основному бульбочковими бактеріями бобових компонентів, частка яких у середньому становила близько 30%. Бобові трави на цьому варіанті домінували у зв'язку з внесенням фосфору та калію добрив. У цих умовах фосфор добрив використовувався на 43%, а калій – 132.

Застосування повних мінеральних добрив сприяло істотному підвищенню урожайності лучних травостоїв за рахунок злакових компонентів. Азот добрив використовувався на 116–122%, фосфор – удвічі більше порівняно з фоновим удобренням, а калій на 209–239%, що свідчить про мобілізацію калію із ґрунтових запасів.

Така сама закономірність засвоєння елементів із добрив виявилася і на 30-річному

травостої. Із внесених 60 кг/га фосфору засвоювалось 47%, а з 90 кг/га калію – 115%. За додаткового внесення азотних добрив фосфор використовувався повністю (100 і 111%), а калію із добрив було засвоєно більше ніж удвічі до рівня внесеного (231–238%). Більше ніж було внесено (140 кг/га), засвоювалось азоту (190 і 195%), що свідчить про додаткове його використання з ґрунтових запасів (органічних решток, гумусу).

ВИСНОВКИ

Використання азоту, фосфору і калію добрив залежить як від типу ґрунту, так і доз внесення цих елементів, ботанічного складу травостою, його довголіття. Унаслідок застосування мінодобрив у дозі ($N_{30}P_{30}K_{60}$) – винесення з урожаєм азоту й калію перевищує внесену їх кількість, а фосфор використовувався майже наполовину. Після застосування вищих норм добрив ($P_{90}K_{120}$) калію виносилося значно більше ніж надходило, азот засвоювався на 116–122%, а фосфор – на 43–94%. Фосфорно-калійні добрива ($P_{60}K_{90}$) на тридцятирічному травостої використовувались за фосфором на 47%, калієм – 115. При додатковому внесенні азотних добрив на цьому фоні фосфор засвоювався повністю, калій на 231–238%, азот на 190–195.

ЛІТЕРАТУРА

1. Андреев Н.Г., Афанасьев Р. Об азотном удобрении орошаемых пастбищ в Нечерноземной зоне // Луга и пастбища. – 1970. – № 3. – С. 22–24.
2. Бабич А.О. Методика проведения дослідів по кормовиробництву. – Вінниця, 1994. – 88 с.
3. Клапп Э. Сенокосы и пастбища. – М.: Изд-во с.-х. лит-ры, 1962. – 611 с.
4. Кореньков Д.А. Агрохимия азотных удобрений. – М., 1976. – 222 с.
5. Любимова Е.Е. К методике определения оптимальных доз удобрений на пастбищах // Материалы XII Международного конгресса по луководству. – М., 1974. – С. 270–274.
6. Мишурнина М.П. Биологическая активность дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почвы в зависимости от степени ее удобрения при возделывании кормовой свеклы. Бюллетень ВИУА. – М., 1987. – № 79. – С. 49–52.
7. Ромашов П.И. Удобрение сенокосов и пастбищ. – М.: Колос, 1969. – 184 с.

ДИНАМИЧЕСКИЕ СИСТЕМЫ ПОЧВЕННОГО ПОТЕНЦИАЛА ВОДЫ

В.А. Сыроватко, С.И. Жученко

*Днепропетровский государственный проектно-технологический центр
охраны плодородия почв и качества продукции*

Предложен метод анализа кривых водоотдачи почвенных образцов (динамика высыхания) при различных температурах, основанный на принципах временной иерархии между константами скорости испарения различных фракций воды. Выделены и оценены основные фракции почвенной воды, а также рассчитаны соответствующие значения термодинамического потенциала Гиббса (Дж/моль) и энтропийного показателя (Дж/моль·град), характеризующие водоудерживающую способность почвы. Результаты исследований могут быть использованы при разработке гидрофизических показателей, интегрированных в систему мониторинга почв.

Общепринято характеризовать содержание воды в почве почвенно-гидрологическими константами, которые носят больше качественный, чем количественный характер, например, влажность устойчивого увядания растений. Влагосодержание почвы непосредственно определяется суммарным водным потенциалом почвы — величиной работы на единицу массы воды, которую необходимо затратить, чтобы извлечь ее из почвы и привести в состояние чистой (без солей) воды в жидкой фазе. Суммарный потенциал воды обычно представляют в виде

$$\varphi = \varphi_a + \varphi_k + \varphi_0 + \varphi_q, \quad (1)$$

где φ_a , φ_k , φ_0 , φ_q — адсорбционный, капиллярный, осмотический, гравитационный потенциалы соответственно.

Таким образом, состояние воды в почве можно характеризовать величиной водного потенциала соответствующих фракций. Экспериментальные оценки данных характеристик достаточно трудоемки и требуют специфического оборудования и сложных, трудно воспроизводимых методик [1]. Более подробно этот вопрос нами рассматривался ранее [2]. Значения сосущей силы почвы, полученные с помощью тензиометров Р.К. Скофилдом и его логарифмическая шкала также характеризуют почвенно-гидрологические константы различных видов почвы [3], но результаты

существенно зависят от конструктивных особенностей тензиометров. Поэтому разработка теоретических и методологических основ простого, хорошо воспроизводимого и точного метода оценки гидрофизических характеристик почв весьма актуальна, что и являлось целью нашего исследования. Разработанный нами термический метод определения термодинамического потенциала почвенной влаги путем непрерывной сушки почвенного образца позволяет получить отвечающие этим требованиям гидрофизические показатели почвы, которые могут быть использованы в системе почвенного мониторинга.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

В эксперименте использовали образцы супесчаной почвы: содержание частиц размером 1–0,25 мм составляло 15,42%, частиц менее 0,01 мм — 22,39%, менее 0,001 мм — 15,16%. Воздушно-сухую почву размалывали и хорошо гомогенизировали. Использовали навески воздушно-сухой почвы массой 8,0 г, что определялось размерами подложки весов (площадь 20 см, высота верхнего края 0,4 см). Образцы почвы равномерно распределяли слоем 4 мм на подложке весов и увлажняли до полной влагоемкости, для чего вносили 6,0 г дистиллированной воды. Далее подложку на цепочке помещали в термостат. Через отверстие в крышке термостата цепочку вы-

вели наружу и прикрепили к электронным весам, расположенным над термостатом. Конструкция весов позволяет производить взвешивание объектов, подвешенных снизу к чашке весов. Весы подсоединили к компьютеру, что позволяло поминутно фиксировать изменение веса образца в процессе сушки в термостате, данные автоматически записывались в памяти компьютера. Высушивание почвы в разных вариантах опыта проводили при температурах 60°C, 70, 80, 90, 100°C до постоянного веса.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Термический метод определения водного потенциала почвы путем непрерывной сушки почвенного образца основан на некоторых положениях, использованных нами в разработке теоретического обоснования получения и интерпретации экспериментальных данных. Прежде всего, необходимо расширить понятие фракционирования почвенной воды, заменив его термином компартментация, что более соответствует гидрофизическим представлениям. Понятие компартментации имеет непосредственную связь с составляющими водного потенциала, а также дает возможность разделить суммарную массу почвенной воды по динамическим показателям — скорости испарения.

Зависимость изменения веса влагодержущего образца во времени описана дифференциальным уравнением

$$\frac{\partial m_i(t)}{\partial t} = -f_i(t)m_i(t), \quad (2)$$

где $m_i(t)$ — масса воды в i -м компартменте; t — время; $f_i(t)$ — зависящий от времени коэффициент пропорциональности.

Функция $f_1(t)$ может быть постоянной величиной, если во время изучения процесса не происходит структурных изменений самих влагодержущих систем [2].

Вторым основополагающим принципом предлагаемого метода является явление временной иерархии процесса водоотдачи, т.е.

$$f_i(t) \gg f_{i+1}(t). \quad (3)$$

Скорость водоотдачи, например, компартмента гравитационной воды $f_1(t)$ значительно выше скорости водоотдачи компартмента капиллярной $f_2(t)$, а та в свою очередь значительно выше адсорбированной $f_3(t)$. Справедливость данного положения подтверждается нашими более ранними исследованиями [2]. Наличие временной иерархии процессов сложных динамических систем является одним из основополагающих принципов природы в целом [4]. Принимая во внимание (2) и (3) можно представить временную зависимость массы влагодержущей почвы в виде

$$m(t) = \sum_{i=1}^n m_{i0} e^{-\int f_i(t) dt} + A_0, \quad (4)$$

где A_0 — масса сухой почвы. Интеграл $\int f_i(t) dt = F(t)$ можно рассматривать как первообразную функции $f_i(t)$. В случае, когда $f_i(t) = \text{const} = k_i$ начиная с некоторого момента времени t_k (когда быстрые компартменты почвенной воды испарятся) логарифмическое представление (4) приобретает линейный вид:

$$\ln[m(t) - A_0] \approx \ln m_{n0} - k_n t, \quad (5)$$

где m_{n0} и k_{n0} — соответственно масса воды и константа скорости наиболее медленного (адсорбированная вода) компартмента $i=n$. Аппроксимировав выражение (5) линейной функцией, можно определить m_{n0} и k_{n0} . Рассчитав зависимость $m_n(t) = m_{n0} e^{-k_n t}$ и вычтя её из суммарной величины $m(t)$, получим линейный участок для последующего во временной иерархии компартмента:

$$\ln[m(t) - A_0 - m_{n0} e^{-k_n t}] \approx \ln m_{(n-1)0} - k_{n-1} t. \quad (6)$$

Таким образом, последовательное разложение кинетической кривой в логарифмическом представлении позволяет вычленивать и охарактеризовать все основные компартменты влагодержущей системы, т.е. определить значения m_{i0} и k_i . Такой формализм хорошо работает для растительных тканей [5, 6], однако не приемлем для влагодержущих почв, поскольку для них $f_i(t) \neq \text{const}$, т.е. процесс идет с ускорением как минимум в двух компартментах:

гравитационной и капиллярной воды. Это происходит потому, что площадь раздела жидкой и газообразной фаз в порах и капиллярах растет, поскольку освобождается пространство при испарении воды.

Вместе с тем следует ожидать, что $f_n(t) = k_n$, т.е. адсорбированная вода вполне может быть охарактеризована линейной регрессией логарифмического представления кинетических кривых, что, в общем, подтверждается полученными результатами. Также выяснилось, что $f_i(t)$ для капиллярной и гравитационной воды являются как минимум квадратичными функциями [2]:

$$f_i(t) = b_i t^2 + a_i t + k_i, \quad (7)$$

где b_i и a_i — коэффициенты соответственно второй и первой степени от времени; k_i — начальная скорость процесса — наиболее информативно значимый параметр для последующего анализа температурной зависимости, расчета потенциала Гиббса и энтропийных характеристик.

Экспериментальные данные кинетических кривых водоотдачи почвенной влаги преобразовывались нами в соответствии с изложенными ранее теоретическими положениями. На рис. 1 приведен пример логарифмического представления кривой водоотдачи для $t=100^\circ\text{C}$. Данные подтверждают наше предположение о том, что $f_n(t) = \text{const}$. Об этом свидетельствует появление линейного участка в логарифмическом представлении при высоких температурах 80–100°C.

На рис. 2 представлена динамика водоотдачи компарментов капиллярной и гравитационной воды, после расчета и вычитания из общей массы адсорбированной влаги

$$m(t_i) - m_{n0} e^{-k_n t_j} = \sum_{i=1} m_{i0} e^{F_i(t)} = \bar{m}(t_j). \quad (8)$$

Как отмечалось выше, $f_1(t)$ и $f_2(t)$ нелинейные функции от времени, что затрудняет дальнейшее разложение кинетических кривых. Однако, то, что кинетические кривые достаточно долго сохраняют подобие линейной зависимости (рис. 2), позволяет значительно упростить процедуру. Для этого будем считать, что в линейной области

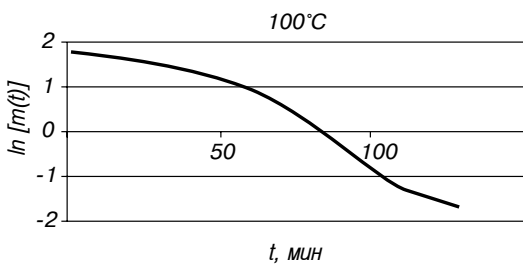
$$\frac{dm_i(t_j)}{dt} = -f_i(t_j) m_i(t_j) = -k_i$$

$$m_i(t_j) = k_i t_j + m_{i0}, \quad (9)$$

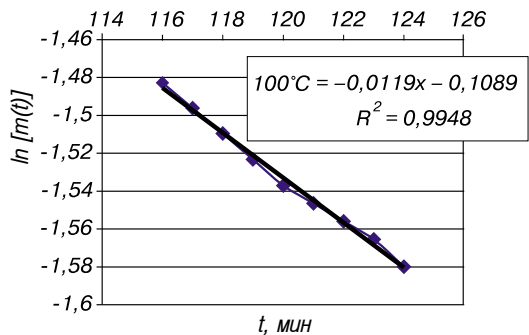
где k_i — коэффициент наклона линейного участка кинетической кривой; m_{i0} — масса i -го компартамента.

Так как в системе присутствует временная иерархия, можно ожидать, что, начиная с половины линейного участка процесс водоотдачи будет на 99% определяться компартаментами капиллярной воды. Таким образом, можно предложить следующую схему дальнейшего анализа кинетических кривых.

1. Интервал времени, на котором наблюдается линейная зависимость (рис. 2), делится на три части. Для регрессии ис-



а



б

Рис. 1. а — логарифмическое представление кинетических кривых водоотдачи почвенными образцами для температуры 100°C; б — результаты регрессии линейного участка для температуры 100°C

пользуются значения $m(t)$, соответствующие последней трети, для исключения влияния компартмента гравитационной воды, которое проявляется в начальный период процесса водоотдачи. По выбранным значениям выполняется линейная регрессия $m_2(t) = k_2 t_j + m_{20}$ (рис. 3).

2. Согласно (9) рассчитывается экспериментальная зависимость

$$f_2(t_j) = \frac{k_2}{-k_2 t_j + m_{20}}. \quad (10)$$

3. По значениям $f_2(t_j)$ в выбранном участке выполняется регрессия квадратичной функцией вида $b_2 t^2 + a_2 t + k_2$ (рис. 4).

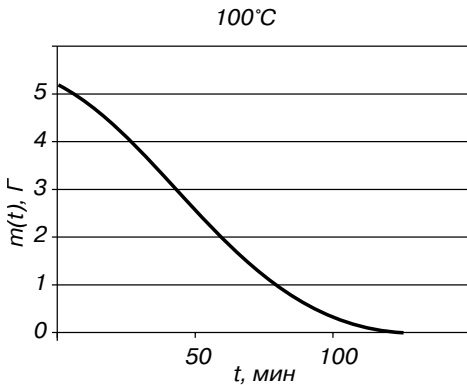


Рис. 2. Пример кинетической кривой водоотдачи компартментов гравитационной и капиллярной влаги (после вычитания компартмента абсорбированной воды) при температуре — 100°C

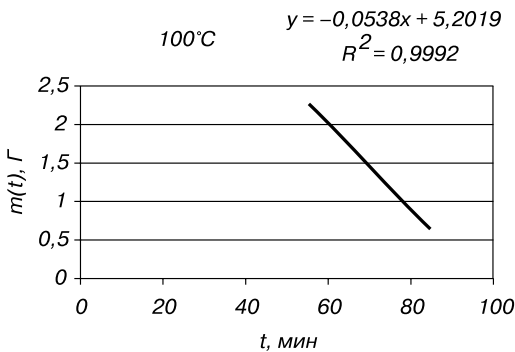


Рис. 3. Пример линейной регрессии экспериментальной кривой $m(t)$ в линейной области для температуры 100°C

По результатам регрессионного анализа можно составить баланс между компартментами гравитационной и капиллярной воды. Усредненные показатели соотношения масс гравитационной, капиллярной и адсорбированной воды в почве равны 5,0:92,0:3,0.

Результаты регрессии позволяют построить эмпирическую зависимость функции $f_2(t_j)$ в области аппроксимации и подобрать соответствующую квадратичную функцию согласно (7), и таким образом определить величины $k_2(t^\circ\text{C})$, т.е. температурную зависимость начальной скорости водоотдачи компартмента капиллярной воды.

Теперь можно исследовать температурную зависимость начальной скорости водоотдачи компартмента капиллярной воды (основного по массе компартмента почвенной влаги) $k_2(T)$ и константы начальной скорости водоотдачи $k_3(T)$ компартмента абсорбированной воды, применяя термодинамический подход. Температурная зависимость данных величин описывается уравнением Вант–Гоффа

$$\frac{d \ln k_i(T)}{dt} = \frac{E_{ia}}{RT^2}, \quad (11)$$

где T — температура по шкале Кельвина; R — универсальная газовая постоянная; $k_i(T)$ — константа начальной скорости водоотдачи; E_{ia} — энергия активации процесса водоотдачи.

Решение (11) имеет вид

$$k_i(T) = A_0 e^{-\frac{E_{ia}}{RT}}, \quad (12)$$

где A_0 — константа интегрирования, определяемая начальными условиями процесса.

В уравнении (12) целесообразно перейти к термодинамическому потенциалу Гиббса — наиболее удобной функции для описания изучаемого процесса, поскольку она явно зависит от температуры и давления. Эта особенность позволяет значительно упростить описание процесса при постоянном давлении. Для этого используем известное соотношение

$$\sigma = E_a - TS + PV, \quad (13)$$

где σ — термодинамический потенциал Гиббса; E_a — энергия активации; T — температура, °K; S — энтропия; P — давление; V — молярный объем воды.

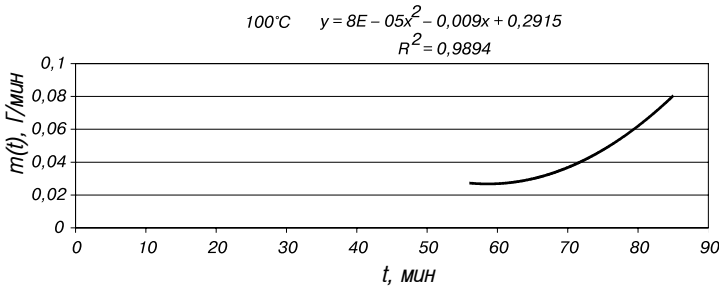


Рис. 4. Пример квадратичной регрессии значений функции $f_2(t_i)$ — зависящего от времени коэффициента пропорциональности скорости водоотдачи компартмента капиллярной воды для температуры 100°C

Подставив (13) в (12) получим

$$k_i(T) = A_0 e^{-\frac{\sigma}{RT}} e^{\frac{TS}{RT}} e^{\frac{PV}{RT}} \quad (14)$$

Поскольку $PV=RT$, в логарифмическом представлении получим

$$R \ln k_i(T) = (RA'_0 - S) - \sigma \frac{1}{T} \quad (15)$$

где $A'_0 = A_0 e$; e — основание натурального логарифма.

Величину $RA'_0 - S$ можно рассматривать как изменение энтропии ΔS , которая, как термодинамическая функция, определена с точностью до константы интегрирования RA'_0 . Поэтому с физической точки зрения имеет смысл только изменение энтропии, т.е. ΔS , что отражено в (15). Согласно (15) в координатах $1/T$ должна наблюдаться линейная зависимость величин $R \ln k_i(T)$, где $R = 8,31$ Дж/моль.

На рис. 5 показаны экспериментально полученные данные $k_2(T)$ для компартмента капиллярной воды, в представлении (15), а также коэффициенты линейной регрессии, непосредственно определяющие величину σ — угол наклона ($\sigma_2 = 42200$ Дж/моль) и ΔS — свободный член ($\Delta S = 104$ Дж/моль·град). В связи с этим интересно оценить аналогичные величины для компартмента абсорбированной воды, представленные на рис. 6 ($\sigma_2 = 66800$ Дж/моль и $\Delta S_2 = 147$ Дж/моль·град). Сравнение данных величин свидетельствует о более высоких значениях энергетической связи абсорбированной воды и меньшей упорядочен-

ности $\Delta S_3 > \Delta S_2$ и $\sigma_3 > \sigma_2$, поскольку чем выше значение энтропийного члена, тем ниже структурная упорядоченность воды в данном компартменте.

Сопоставим полученные нами результаты с оценками Скофилда [7]. Ограничимся значениями — максимальной абсорбированной влагоемкости (МАВ) и значениями полевой влагоемкости (ПВ) (максимальное количество капиллярно подвешенной воды). Скофилд рассматривает так называемую сосущую силу в сантиметрах водного столба выраженную, через десятичный логарифм: $pF = \lg 10^n = n$, МАВ=7, что соот-

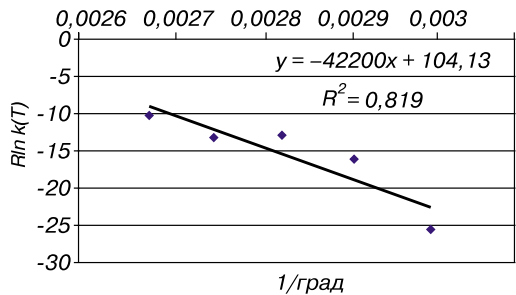


Рис. 5. Линейная регрессия температурной зависимости $k_2(T)$ в представлении $R \ln[k(T)] = -\frac{\sigma}{T} + \Delta S'$

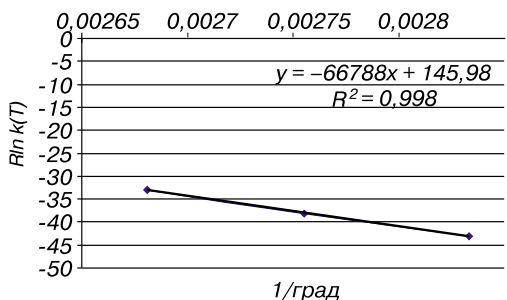


Рис. 6. Линейная регрессия температурной зависимости $k_3(T)$ в представлении $R \ln[k(T)] = -\frac{\sigma}{T} + \Delta S'$

ветствует 10^7 см или 10^{11} Па; $HV=5$, что соответствует 10^5 см или 10^9 Па.

Приведем эти размерности к единицам термодинамического потенциала (Дж/моль), для чего умножим значения, выраженные в Па, на молярный объем воды:

$$\frac{10^{11} \text{ H}}{\text{м}^2} * 1,8 * 10^{-5} \text{ м}^3 = 180000 \text{ Дж/моль};$$

$$\frac{10^9 \text{ H}}{\text{м}^2} * 1,8 * 10^{-5} \text{ м}^3 = 18000 \text{ Дж/моль}.$$

Сопоставим их с величинами, полученными в нашем исследовании.

$$\sigma_3 = 66,8 \text{ кДж/моль} - \text{MAB} - 180 \text{ кДж/моль};$$

$$\sigma_2 = 42,2 \text{ кДж/моль} - \text{HB} - 18 \text{ кДж/моль}.$$

Значения несколько отличаются от наших оценок, но вполне сопоставимы и имеют один порядок величин. Это вполне объяснимо, так как в наших оценках выделена энтропия и оценено значение потенциала Гиббса из суммарного энергетического показателя $P\Delta V$.

ВЫВОДЫ

1. Предложенный термический метод определения термодинамического потенциала почвенной влаги путем непрерывной сушки почвенного образца конструктивно прост, хорошо воспроизводим в лабораторных условиях и позволяет получить более точные оценки термодинамических характеристик по сравнению с существующими методами.

2. Проведена оценка в общепринятых системных единицах (Дж/моль, Дж/моль-град) термодинамического потенциала основных компарментов почвенной воды, а также структурных особенностей матрицы, образующей данные компарменты ($\Delta S'$ – энтропийный член). По результатам исследования, данные показатели зависят от физических свойств почвы. Дальнейшее изучение этой зависимости позволит создать градуировочную таблицу, отражающую связь механического состава, энтропийного показателя и потенциала Гиббса в компарментах почвенной воды.

3. Получены соотношения масс основных компарментов почвенной воды. Основным компарментом является капиллярная вода – 92% от суммарной массы воды при достижении полной влагоемкости почвы.

4. Предлагаемый метод позволяет оценить гидрофизические показатели почв по результатам методически несложных измерений: температурной зависимости угла наклона линейного участка кинетической кривой, полученной по данным содержания воды в почве в процессе высушивания образцов при разных температурах. Показана возможность формализации математических выкладок в определенный алгоритм, удобный для расчетов, при практическом применении метода.

5. Преимущества описанного термического метода определения термодинамического потенциала почвенной влаги, позволяют применять его при разработке простых и надежных способов оценки влагоудерживающей способности почвы и доступности почвенной воды растениям. Метод перспективен для введения в систему основных показателей мониторинга почв.

ЛИТЕРАТУРА

1. Судницын И.И. Экологическая гидрофизика почв. Гидрофизические свойства почв и методы их исследования МГУ. – 1999. – Ч. 1. – 98 с.
2. Сыроватко В.А., Жученко С.И. Термодинамические аспекты количественной оценки фракционного состояния воды в почвах Мин-агрополитики, Подольский государственный агроуниверситет: Зб. наук. пр. – Кам'янець-Подільськ, 2007. – № 15. – С. 52–57.
3. Муромцев Н.А. Использование тензиометров в гидрофизике почв. – Л.: Гидрометеиздат, 1979.
4. Романовский Ю.М., Степанова Н.В., Чернавский Д.С. Математическое моделирование в биофизике. – М.: Наука, 1975. – 343 с.
5. Зайцева И.О. Динаміка водообмінних процесів видів роду *Acer* L. у зв'язку з їх посухостійкістю // Вісник ДНУ: Біологія. Екологія. – 2004. – Вип. 1. – С. 54–61.
6. Зайцева И.А. Скорость водоотдачи как критерий засухоустойчивости растений – интродуцентов // Матеріали Міжн. наук. конф., присвяченої 80-річчю від дня народження акад. А.М. Гродзинського: Аллопатія та сучасна біологія. – К., 2006. – С. 223–227.
7. Гнатенко О.І., Капитик М.В., Петренко Л.Р., Вітвицький С.В. Ґрунтознавство з основами геології. – К.: Оранта, 2005. – 648 с.

УДК 631.95:631.45:632.95:633/635

ФІТОЦЕНОЗ ЗАБРУДНЕНОГО ПЕСТИЦИДАМИ ЕДАФОТОПУ

В.А. Петришина, Л.І. Моклячук

Інститут агроекології Української академії аграрних наук

Здійснено кількісно-видовий облік рослинного угруповання забрудненого стійкими пестицидами едафотопу недіючого складу отрутохімкатів. Наведено оцінку структури місцевого фітоценозу. Виявлено домінуючі родини, агробіологічні групи та чутливі види дикорослих рослин.

За офіційними даними на території України з часів СРСР залишилось 19 406 т непридатних для використання застарілих пестицидів, забруднена тара з-під них та 5109 складських приміщень, більшість з яких не функціонує. Недіючі складські приміщення та прилеглі території залишаються джерелами забруднення довкілля токсикантами, зокрема хлорорганічними пестицидами, що десятиліттями зберігаються у ґрунті та належать до групи стійких органічних забруднювачів. У процесі природного заселення рослинами цих територій, після припинення функціонування складів отрутохімкатів відбувається зміна фізичних, хімічних, фізико-хімічних та біологічних властивостей ґрунтів, розвивається вторинна сукцесія і поступово формуються стійкі рослинні угруповання [1]. Заростання територій за класичною схемою відбувається у кілька етапів, починаючи з появи та домінування стриженекорневих та коренепаросткових сегетальних видів до формування фітоценозів з переважанням щільно-дернових злаків [2]. Формуються специфічні для певного ареалу рослинні угруповання, з толерантними видами рослин — перспективними фіторемедіаторами для відновлення подібних територій.

У 50–80 рр. XX ст. вчені оцінювали можливість переходу токсикантів у рослини з метою запобігання забрудненню

рослинницької продукції в умовах інтенсивного ведення сільськогосподарської діяльності. На сучасному етапі тривають дослідження у напрямі пошуку видів, що здатні накопичувати або розкладати пестициди для очищення забруднених територій (фіторемедіаційні технології). За даними досліджень J. White (2003), що проводили в Єльському університеті (США), найбільший фітоекстракційний потенціал у гарбузів (*Cucurbita pepo* L. *pumpkin*), що поглинають близько 1,5% хлорорганічних пестицидів. Виявлено адаптовані до високих рівнів забруднення дикорослі види рослин, що за фітоекстракційною здатністю не поступаються культурним видам, причому їх вирощування не вимагає великих затрат на проведення агротехнічних заходів [1].

Діапазон і характер адаптивних реакцій неоднаковий для різних видів рослин і різних токсикантів [3]. За реакцією на забруднення об'єктів довкілля рослини поділяють на токсико-толерантні (стійкі до впливу токсикантів) та чутливі види (з ознаками периферійного хлорозу). У токсико-толерантних видів при накопиченні у рослині препарат більшою чи меншою мірою проникає у тканини, підлягає складним перетворенням (окислювальні, відновні та гідролітичні процеси, вторинні реакції типу кон'югації і зв'язування або включення у макромолекули), що супроводжується поступовою повною деструкцією молекули органічної речовини [4, 5].

При надходженні у чутливі види рослин, політанти порушують діяльність функціональних систем, посилюють гідролітичні процеси, зменшують вміст амінокислот, посилюючи розкладання білка (при значних некрозах) [3]. Зовнішні симптоми ушкодження (некроз, хлороз тощо) як реакція на вплив стресора з'являються у рослин після переходу межі адаптивної здатності організму [6].

У структурі рослинних угруповань територій навколо складів отрутохімікатів присутні як токсико-толерантні, так і чутливі види рослин, що вказує на наявність комплексу токсикантів та їх нерівномірний розподіл у ґрунті. Через синергічний характер взаємодії кількох фітотоксикантів у суміші, навіть при порівняно низькому вмісті залишкових кількостей пестицидів у ґрунті, рівень фітотоксичного впливу на рослини може бути надзвичайно високим. Фітотоксичний вплив гербіцидів зростає при використанні у поєднанні з інсектицидами севіном, базудином та деякими іншими [7], адже інсектициди впливають також на фізико-хімічні властивості протоплазми, обмін речовин у клітині, процеси росту та розвитку рослин. На прикладі фосфорорганічних інсектицидів виявлено [8], що для кожного виду рослин існує критична концентрація певного препарату. При перевищенні допустимого критичного рівня у ґрунті, інсектициди набувають фітотоксичних властивостей.

В умовах полікомпонентного забруднення ґрунту виокремити вплив певного препарату на початковому етапі досліджень не можливо. Реально оцінити лише реакцію рослин на весь комплекс забруднюючих речовин у ґрунті за певних умов середовища [9].

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ

Для оцінки перспективи застосування дикорослих рослин у фіторе mediaційних технологіях очищення ґрунтів, забруднених стійкими пестицидами, досліджено фітоценоз едафотопу недіючого складу мінеральних добрив та отрутохімікатів поблизу х. Петрівське Бориспільського району Київ-

ської області. Склад має 2 під'їзди: із заходу — до місця складування мінеральних добрив, зі сходу — пестицидів. Заправляли сільгосптехніку біля східного входу.

Кількісно-видовий склад фітоценозу оцінювали за допомогою облікової рамки площею 0,25 м² (50×50 см) по діагоналі кожної з 12 облікових ділянок у чотири-кратній повторності. Для виявлення змін у рослинному угрупованні з віддаленням від джерела забруднення облікові ділянки розміщували від приміщення складу у чотирьох напрямках на відстанях 1, 5 і 15 м. Облік проводили в останню декаду травня. Ґрунти досліджуваної території — сірі опідзолені супіщані.

Для оцінки рослинного угруповання досліджуваної зони проаналізовано такі показники:

- видовий склад фітоценозу;
- видова насиченість та густина рослинного покриву на 1 м² досліджуваної території з віддаленням від джерела забруднення;
- співвідношення багаторічних, дворічних та однорічних рослин;
- співвідношення кількості представників різних агробіологічних груп;
- наявність у складі рослинних угруповань різних ценотичних груп рослин — бур'янів та лучних видів.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Визначено, що в радіусі 15 м навколо складу рослинне угруповання території представлено 54 видами з 21 родини. Для місцевого фітоценозу характерно домінування видів рослин з родини айстрових при субдомінуванні злакових.

Облікові ділянки різняться за набором видів, видовим багатством, густиною рослинного покриву, кількістю представлених ботанічних родин та агробіологічних груп. Типовими та переважними видами досліджуваної території є деревій звичайний (*Achillea millefolium*), пирій повзучий (*Elytrigia repens*), стоколос житній (*Bromus secalinus*), розрив-трава дрібноквіткова (*Impatiens parviflora*), підмаренник

чпкий (*Gallium aparine*), полин звичайний (*Artemisia vulgaris*), полин гіркий (*Artemisia absinthium*), метлюг звичайний (*Apera spica-venti*), кульбаба лікарська (*Taraxacum officinalis*) та осот городній (*Sonchus oleraceus*).

На відстані 5–15 м у східному напрямі від складу у *полину звичайного* виявлено видимі симптоми токсичності: хлорозні плями на листових пластинках у рослин на ранніх стадіях розвитку та глибокий некроз у рослин заввишки 60 см. Рослини цього виду з інших облікових ділянок таких ушкоджень не мали. Отже, цей вид чутливий до одного з компонентів комплексу забруднюючих речовин ґрунту цієї ділянки і не може використовуватись для її очищення.

Найменшу видову насиченість спостерігали на відстані 1–5 м на схід та 1 м на південь і північ від складу, мінімальна щільність рослинного покриву – у безпосередній близькості (1 м) до джерела забруднення. Ці показники свідчать про наявність фітотоксикантів у значних концентраціях у ґрунті, що унеможливує наявність чутливих видів рослин. Загалом з віддаленням від джерела забруднення у всіх напрямках збільшується щільність рослинного покриву (380–493 шт./м²) та видова насиченість рослинного угруповання (10–16 видів/м²) (табл. 1). Зменшення обох показників на відстані 15 м від складу у південному та північному напрямках спричинено збідненням трав'яного покриву лісосмуги та розораністю території.

Крім того, зростає кількість представлених ботанічних родин з віддаленням від

джерела забруднення у північному, південному та східному напрямках (табл. 2). Ймовірно, обмежуючим фактором росту та розвитку рослин є різниця концентрацій фітотоксикантів у ґрунті. У західному напрямі цей показник залишається практично незмінним, що може свідчити про однорідність едафічних умов.

У безпосередній близькості від приміщення складу (1 м) розвиваються рослини переважно з 5 агробіологічних груп: багаторічні кореневищні, багаторічні стрижене-кореневі, ярі однорічні, зимуючі та озимі. Багаторічні повзучі та коренепаросткові, пізні ярі та озимі рослини з'являються у складі фітоценозу лише з віддаленням від джерела забруднення на 5–15 м. Загалом, переважна більшість у структурі рослинного угруповання – багаторічні кореневищні види, проте з віддаленням від джерела забруднення на схід їх частка зменшується від 88 до 35%, натомість частка озимих зростає до 40% завдяки збільшенню популяції *столокосу житнього*. У північному напрямі також зменшується частка багаторічних кореневищних від 64 до 42%. З віддаленням від складу на південь та захід відсоток рослин цієї групи, навпаки, зростає від 24–25% до 44–64%, а переважаючими на відстані 1 м від джерела забруднення є ярі однорічні рослини (57 та 41% відповідно).

У ході сукцесії в природних умовах, у міру насичення ґрунту коренями і збільшенням щільності рослинного покриву, умови для розмноження рослин насінням погіршуються і кількість однорічних монокарпиків зменшується [1]. При полікомпо-

Таблиця 1

Видова насиченість та щільність рослинного покриву на різних відстанях від складу

Напрямок від складу	Кількість видів/рослин, шт./м ²		
	0–1 м	1–5 м	5–15 м
Схід	8/409±38,00	11/466± 27,62	17/554±31,90
Південь	10/335±38,53	33/478±20,12	16/212±11,24
Захід	15/449±37,54	16/517±18,8	20/716±40,01
Північ	7/327±32,19	20/687±82,59	12/491±10,87
Середнє	10±3,56/380±58,98	20±9,42/537±102,34	16±3,30/493±210,09

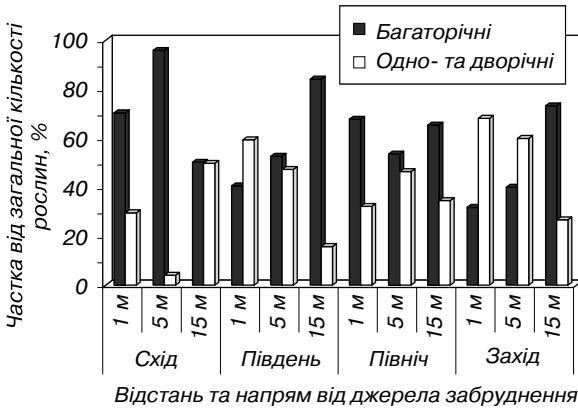
Зміна ботанічної структури рослинного угруповання з віддаленням від джерела забруднення

Родини	Кількість видів, шт./м ²											
	Схід			Північ			Південь			Захід		
	1 м	5 м	15 м	1 м	5 м	15 м	1 м	5 м	15 м	1 м	5 м	15 м
Айстрові	6	6	5	2	5	4	6	11	7	6	6	7
Бальзамінові	–	–	–	1	1	–	1	1	1	1	1	–
Березкові	–	1	1	–	–	1	–	1	–	–	–	1
Бобові	–	1	3	–	–	–	–	3	–	1	1	4
Гвоздикові	–	–	1	–	2	–	–	1	–	1	1	2
Геранієві	–	–	–	–	1	1	–	–	–	–	–	–
Гречкові	–	–	1	–	–	–	1	1	–	–	–	1
Жовтецеві	–	–	–	–	–	–	–	1	1	–	–	–
Злакові	1	2	3	1	3	2	1	7	3	2	2	3
Коноплеві	–	–	–	1	–	–	–	–	–	1	1	–
Кропивові	–	–	–	1	1	1	–	1	1	–	–	–
Лободові	1	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–
Маренові	–	–	–	1	1	–	–	1	1	1	2	1
Онагрові	–	–	1	–	–	–	1	1	–	–	–	1
Подорожникові	–	–	1	–	1	–	–	1	1	–	–	–
Портулакові	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–
Ранникові	–	–	–	–	1	–	–	1	–	–	–	–
Селерові	–	–	–	–	–	–	–	1	1	–	–	–
Фіалкові	–	1	1	–	1	1	–	–	–	1	1	–
Капустові	–	–	–	–	1	1	–	1	–	1	1	–
Шорстколисті	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–
Усього	3	5	9	6	13	8	5	15	8	9	9	8

нентному забрудненні ґрунту насінневе розмноження рослин має другорядне значення, внаслідок посиленого токсичного впливу на проростки, тому багаторічні рослини з вегетативними органами відновлення набувають більшого поширення. На більшості облікових ділянок домінують багаторічники, лише у західному напрямі частка одно- та дворічних видів зростає. Максимальна частка багаторічних рослин (96%) – на відстані 5 м у східному напрямі від джерела забруднення, проте

з віддаленням їх частка зменшується до 50%. У південному та західному напрямках, навпаки, зменшується відсоток однорічних рослин, у північному – переважають багаторічники і коливання їх частки неістотне (рисунок).

У складі фітоценозу досліджуваної території присутні як бур'яни, так і лучні види. З віддаленням від джерела забруднення зростає частка лучної рослинності (метлюг звичайний, тонконіг лучний, гряс-тиця збірна, овес персидський). Ймовірно,



Структура рослинного угруповання за тривалістю життя рослин

сеgetальні види мають ширший адаптивний діапазон щодо дії високого пестицидного навантаження.

ВИСНОВКИ

1. Рослинне угруповання змінюється за видовим багатством, набором видів, щільністю рослинного покриву, кількістю ботанічних родин та агробіологічних груп залежно від близькості до джерела забруднення.

2. В умовах полікомпонентного забруднення території формується фітоценоз, у якому переважають багаторічні види рослин з органами відновлення і вегетативно-розмноження.

3. Значну кількість щільнокущових злаків (свідчення заключної стадії заростання території) виявлено лише на відстані 5–15 м від джерела забруднення. Значна кількість стриженекорневих та коренепаросткових видів на відстані до 5 м від складу свідчить про початкові стадії розвитку вторинної сукцесії.

4. Значна кількість ксенобіотиків у ґрунті та різниця у рівнях забруднення ними місцевості спричинює зміну кількісних співвідношень видів, включаючи змі-

ну кількості та значущості домінантів, а також структури і продуктивності фітоценозу та його флористичного складу.

ЛІТЕРАТУРА

1. Нуржанова А.А. Физиолого-генетические основы фиторемедиации загрязненных пестицидами почв: Автореф. дис. ... доктора биол. наук / Институт биологии и биотехнологии растений Национального центра биотехнологии Республики Казахстан. — Алматы, 2007. — 33 с.
2. Ипатов В.С., Кирикова Л.А. Фитоценология: Учебник. — С.-П.: Изд-во С.-П. ун-та, 1999. — 316 с.
3. Фитотоксичность органических и неорганических загрязнителей / В.П. Тарабрин, Е.Н. Кондратюк, В.Г. Башкатов и др. — К.: Наукова думка, 1986. — 216 с.
4. Спычу Е.И., Моложанова Е.Г. Методические основы изучения поведения пестицидов в объектах окружающей среды // Токсикологический и радиологический контроль состояния почв и растений в процессе химизации сельского хозяйства: Сб. науч. тр. — М., 1981. — С. 100–104
5. Головлева Л.А. Поведение пестицидов в окружающей среде. Биотическая и абиотическая их деградация // Агрохимия. — М.: Наука, 1987. — № 8. — С. 128–134.
6. Бессонова В.П. Методи фітоіндикації в оцінці екологічного стану довкілля: Навч. посіб. для студ. біол. спец. ун-тів. — Запоріжжя: ЗДУ, 2001. — 196 с.
7. Лунев М.И. Методологические и экономические аспекты контроля гербицидной фитотоксичности почв в земледелии // Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах: Труды V Всесоюз. совещания, Обнинск, 12–15 января 1987 г. / Под ред. В.А. Борзилова, С.Г. Малахова. — Л.: Гидрометеоздат, 1989. — 365 с.
8. Соломенко Л.І. Метаболічний контроль рослинними організмами екологічно небезпечних концентрацій ксенобіотиків (на прикладі фосфорорганічних інсектицидів) // Науковий вісник Національного аграрного університету / Редкол.: Д.О. Мельничук (відп. ред.) та ін. — К., 2006. — Вип. 95. — 428 с.
9. Бессонова В.П. Некоторые аспекты фитоиндикации загрязнения окружающей среды по биохимическим показателям // Вопросы биоиндикации и охраны природы: Межвуз. сб. науч. тр. — Запорожье, 1997. — 231 с.

СИМБІОЗ ШТАМІВ *BRADYRHIZOBIUM JAPONICUM* ІЗ СОЄЮ ЗА РІЗНИХ ҐРУНТОВО-КЛІМАТИЧНИХ УМОВ

Д.В. Крутило¹, Т.М. Ковалевська¹, С.І. Колісник², Т.Д. Булах¹

¹ Інститут сільськогосподарської мікробіології УААН

² Інститут кормів УААН

*З популяції ризобій чорноземного ґрунту виділено новий високоефективний штам бульбочкових бактерій сої *Bradyrhizobium japonicum* КН10, який вступає в активний симбіоз із соєю та покращує азотне живлення рослин. Порівняно з виробничим штамом *B. japonicum* 6346 штам КН10 сприяє збільшенню урожаю зерна сої як у зоні Полісся (на 0,21–0,39 т/га), так і центральному Лісостепу (на 0,24–0,41 т/га).*

Важливу роль у формуванні високих урожаїв сої (*Glycine max* (L.) Merr.) відіграють бульбочкові бактерії виду *Bradyrhizobium japonicum*, які вступають у симбіотичні зв'язки з цією рослиною та забезпечують її біологічним азотом. За відсутності мікросимбіонтів змінюється екологічна функція сої: вона з культури, яка акумулює фіксований азот атмосфери, перетворюється в культуру, що використовує азот ґрунту.

Упродовж останнього десятиріччя площа посівів сої в Україні зросла майже в 20 разів, а до 2010 р. вона становитиме 1 млн га [1, 2]. У технології її вирощування широко застосовують передпосівну обробку насіння біопрепаратами на основі високоефективних штамів бульбочкових бактерій. У регіонах тривалого вирощування сої в ґрунті формуються численні популяції ризобій, які істотно знижують активність виробничих штамів, унаслідок чого застосування мікробних препаратів може виявитися неефективним [3–5]. Тому проблемою сьогодення є пошук нових високоефективних та конкурентоспроможних штамів ризобій сої — потенційних агентів біопрепаратів.

Метою роботи було одержати активні штами бульбочкових бактерій сої та оцінити ефективність симбіозу їх із соєю за різних ґрунтово-кліматичних умов.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ

Бульбочкові бактерії сої виділяли з бульбочок рослин сорту Устя, що вирощу-

вали на шести типах ґрунтів, поширених у різних регіонах України: в районах давнього вирощування сої (соя в сівозмінах більше 20–30 pp.) і нових районах соєсіяння (сою висівають 1–2 роки).

Морфолого-культуральні властивості вилучених штамів бульбочкових бактерій досліджували за загальноприйнятими методиками [6, 7].

Симбіотичні властивості штамів ризобій сої різного еколого-географічного походження вивчали в серії вегетаційних, польових та виробничих дослідів (впродовж 2003–2005 pp.).

Веgetаційні досліді проводили у вегетаційному будиночку в посудинах ємністю 1 л в умовах ґрунтової культури. Тип ґрунту — дерново-підзолистий пілувато-супісчаний. Використовували насіння сої сорту Устя. Повторність дослідів — шестиразова.

Польові досліді проводили в умовах Полісся (дослідна ділянка Інституту с.-г. мікробіології УААН) на дерново-підзолистому супісчаному ґрунті (рН — 6,47; вміст гумусу 0,8–1,1%; легкогідролізованого азоту (за Тюріним і Коновою) — 56,0–57,0 мг; P₂O₅ — 160,0–170,0 мг і K₂O (за Кірсановим) — 100,0–110,0 мг/кг ґрунту). Повторність у дослідях — чотириразова. Площа облікових ділянок — 5 м². Розміщення ділянок рендомізоване.

Виробничі досліді проводили в центральному Лісостепу (поля дослідного господарства “Бохоницьке” Інституту кормів УААН) на сірому лісовому ґрунті (рН сольове — 5,2–5,4; вміст гумусу (за Тю-

рiним) — 1,8–2,1%; легкогiдролiзованого азоту (за Корнфiльдом) — 72,0–78,0 мг; P_2O_5 — 98,0–102,0 мг i K_2O (за Чириковим) — 126,0–136,0 мг/кг ґрунту).

Активнiсть симбiотичної азотфiксацiї визначали ацетиленовим методом на газовому хроматографi “Chrom-4”. Вмiст протеїну, жиру, P_2O_5 та K_2O в зернi сої визначали iнфрачервоною спектроскопiєю на аналізаторi NIR Systems 4500.

Математичну обробку даних здiйснювали за Доспеховим [8] та застосовували комп’ютерну програму Statistica 6.0.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛIДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

З бульбочок рослин сої одержано 56 iзолятiв, якi пiсля вивчення iх морфолого-культуральних ознак вiднесено до бактерiй виду *B. japonicum*. Цi штами є представниками численних мiсцевих популяцiй бульбочкових бактерiй сої, що сформувалися в ґрунтi при систематичному вирощуваннi сої (райони давнього вирощування цiєї культури), а також молодих популяцiй ризобiй, якi починають формуватися в ґрунтах нових районiв соєсiяння.

За результатами вегетацiйних дослiдiв з 56 штамiв ризобiй сої вiдiбрано 6 найкращих: KB1-4, KB1-9, KH13, KH10, KC2-3 та KC2-5. Слiд зазначити, що всi вони є представниками нечисленних мiсцевих популяцiй бульбочкових бактерiй, якi перебувають на стадiї формування. Цi штами виявилися високовiрulentними, активно фiксували молекулярний азот у симбiозi з соєю та достовiрно пiдвищували вмiст сухої речовини в наземнiй масi рослин порiвняно з виробничим штамом *B. japonicum* 6346.

Взаємовiдносини вiдiбраних штамiв iз соєю вивчали в ґрунтово-клiматичних умовах Полiсся України. Дослiд проводили на дiлянцi, в ґрунтi якої iснує нечисленна популяцiя ризобiй сої. Щiльнiсть її становила 10^2 клiтин на 1 г ґрунту. На фонi невисокого спонтанного iнфiкування кореневої системи рослин усi дослiджуванi штами сприяли формуванню значної кiлькостi бульбочок. Один штам *B. japonicum* KH10

за цим показником наближався до виробничого (стандартного) штаму *B. japonicum* 6346, iншi — KB1-4, KB1-9 та KC2-5 за нодуляцiйною активнiстю переважали мiсцевi бульбочковi бактерiї, але поступалися референтному штаму.

Впродовж вегетацiйного перiоду у варiантах з iнокуляцiєю видiленими штаммами вiдбувалося не лише активне новоутворення бульбочок, але i швидке наростання iх маси. Кращими за цим показником виявилися три штами KH10, KH13 та KC2-3. Вiд фази бутонiзацiї до фази наливу бобiв у варiантах з iнокуляцiєю цими штаммами маса бульбочок збiльшилася на 1,52, 1,33 та 1,20 г/рослину вiдповiдно, а у варiантi з бактеризацiєю виробничим штамом *B. japonicum* 6346 — на 1,54 г/рослину.

Вiдомо, що потенцiйнi можливостi симбiотичних систем оцiнюють як за кiлькiстю i масою сформованих на коренях рослини живителя бульбочок, так i за iх нiтрогеназною активнiстю. У контрольному варiантi нiтрогеназна активнiсть бульбочок, утворених представниками мiсцевих популяцiй бульбочкових бактерiй сої, була невисокою (рисунок). Найактивнiше фiксували молекулярний азот у симбiозi з соєю два дослiджуванi штами бульбочкових бактерiй KH10 та KH13. Слiд зазначити, що цi штами одержано з нечисленної мiсцевої популяцiї ризобiй у чорноземi вилугуваному Носiвської селекцiйної дослiдної станцiї. Кiлькiсть зв’язаного азоту у варiантах з iнокуляцiєю цими штаммами становила 41,07 мкг N/рослину за 1 год та 30,74 мкг N/рослину за 1 год вiдповiдно, що у 1,6 та 1,2 раза бiльше нiж при iнокуляцiї стандартним штамом.

Встановлено, що дослiджуванi штами бульбочкових бактерiй не лише по-рiзному дiють на формування та функцiонування симбiотичного апарату сої, але й iстотно впливають на прирiст надземної маси рослин. На початкових етапах розвитку сої ефект вiд бактеризацiї новими штаммами був незначний. У фазi наливу бобiв найефективнiшими щодо нагромадження фiтомаси виявилися штами KH13 та KH10. У варiантах з iнокуляцiєю цими штаммами

суха надземна маса рослин була більшою на 30 та 43% відповідно порівняно з контролем і на 9 та 10%, порівняно з референтним штамом.

На початковому етапі онтогенезу вплив штамів на наростання вегетативної маси рослин був найменшим, адже саме в цей період формується симбіотичний апарат і цей процес потребує додаткових затрат енергії. При цьому відбувається відтік фотоасимілятів до кореневих бульбочок і, як наслідок, зменшення забезпечення органічними сполуками процесів росту й розвитку рослин.

Активний симбіоз, який виникає між штамми КН10 і КС2-3 та соєю, позитивно впливає на зернову продуктивність рослини-живителя (табл. 1). Урожай насіння сої у варіанті з інокуляцією штамом КН10 був на 0,22 т/га більшим ніж у варіанті зі штамом *V. japonicum* 6346. Штам КС2-3 сприяв формуванню врожаю на рівні стандартного штамму — 2,39 т/га.

Вивчення структури врожаю показало, що під впливом інокуляції штамми *V. japonicum* КС2-3 та КН10 збільшувалася маса 1000 насінин на 4–7% порівняно з контролем. Поліпшувалася і якість зерна сої. Залежно від варіанта досліду вміст протеїну в насінні збільшувався на 0,3%–1,0%, дещо підвищувався вміст жиру й калію.

Отже, найактивніше вступали у симбіотичні зв'язки з соєю три штамми бульбочкових бактерій КН10, КН13 та КС2-3, виділені з нечисленних популяцій ризобій сої, що є у ґрунтах з високим вмістом гумусу.

Як свідчать дані табл. 2, в ґрунтово-кліматичних умовах Полісся на фоні нечисленних популяцій ризобій сої штам *V. japonicum* КН10 стабільно підвищував продуктивність цієї культури. Так, впродовж 2004–2005 рр. урожай зерна сої при інокуляції штамом КН10 був на 0,25–0,39 т/га більшим порівняно зі штамом 6346.

Нашими попередніми дослідженнями показано, що за різної тривалості вирощування сої в ґрунтах України сформувалися місцеві популяції бульбочкових бактерій сої, щільність яких коливається від десятків до десятків тисяч клітин в 1 г ґрунту. Найчисленніші популяції цих мікроорганізмів (17,0–25,0 тис. клітин/г ґрунту) виявлено в ґрунтах районів давнього вирощування сої. Слід зазначити, що за наявності в ґрунті численних місцевих популяцій ризобій, інтродукція стандартного штамму *V. japonicum* 6346 не сприяє збільшенню кількості бульбочок на коренях рослин та рівню симбіотичної азотфіксації сої [9]. Тому потенційні можливості симбіотичної системи соя — бульбочкові бактерії не реалізуються повною мірою.

Таблиця 1

Вплив інокуляції на насіннєву продуктивність сої сорту Устя (польовий дослід, дерново-підзолистий ґрунт, 2003 р.)

Варіанти	Урожай,	
	т/га	% до контролю
Контроль без інокуляції	2,07	100
Інокуляція <i>V. japonicum</i> 6346	2,45	118
Інокуляція <i>V. japonicum</i> KB1-4	2,08	100
Інокуляція <i>V. japonicum</i> KB1-9	2,12	103
Інокуляція <i>V. japonicum</i> КН13	2,27	110
Інокуляція <i>V. japonicum</i> КН10	2,66	129
Інокуляція <i>V. japonicum</i> КС2-5	2,18	105
Інокуляція <i>V. japonicum</i> КС2-3	2,39	116
НІР ₀₅	0,32	

Таблиця 2

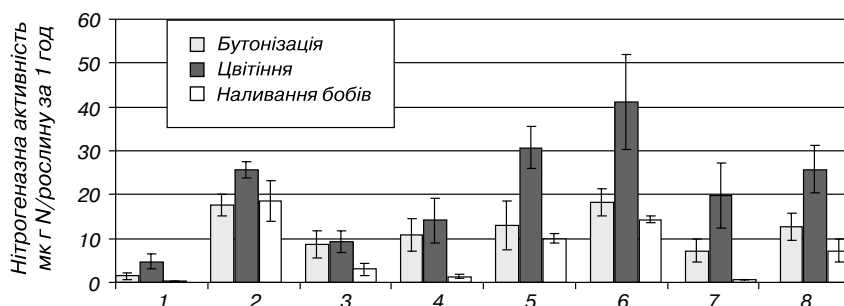
**Вплив інокуляції на урожай насіння сої сорту Устя
(польові дослід, дерново-підзолистий ґрунт, 2003–2005 рр.)**

Варіанти	Урожай							
	2003		2004		2005		Середнє	
	т/га	%	т/га	%	т/га	%	т/га	%
Контроль без інокуляції	2,07	100	2,58	100	2,51	100	2,38	100
Інокуляція <i>B. japonicum</i> 6346	2,45	118	2,89	112	3,12	124	2,82	118
Інокуляція <i>B. japonicum</i> КН10	2,66	129	3,28	127	3,37	134	3,10	130
НІР ₀₅	0,19		0,17		0,14			

Таблиця 3

Ефективність застосування ризобіфіту під сою (виробничі дослід, сірий лісовий ґрунт, 2003–2005 рр.)

Варіанти	Урожай, т/га	Збільшення урожаю до контролю	
		т/га	%
сорт Феміда 2003 р.			
Інокуляція <i>B. japonicum</i> шт. 6346	1,69	–	100
Інокуляція <i>B. japonicum</i> шт. КН10	2,10	0,41	124
сорт Подільська 416 2004 р.			
Контроль без інокуляції	1,86	–	100
Інокуляція <i>B. japonicum</i> КН10	2,22	0,36	119
сорт Агат 2005 р.			
Контроль без інокуляції	1,72	–	100
Інокуляція <i>B. japonicum</i> шт. 6346	1,84	0,12	107
Інокуляція <i>B. japonicum</i> КН10	2,08	0,36	121



Азотфіксуюча активність нових штамів *Bradyrhizobium japonicum* (польовий дослід, дерново-підзолистий ґрунт, 2003 р.):

1 – без інокуляції (контроль); 2 – інокуляція *B. japonicum* 6346; 3 – інокуляція *B. japonicum* КВ1-4; 4 – інокуляція *B. japonicum* КВ1-9; 5 – інокуляція *B. japonicum* КН13; 6 – інокуляція *B. japonicum* КН10; 7 – інокуляція *B. japonicum* КС2-5; 8 – інокуляція *B. japonicum* КС2-3

Важливою умовою отримання перспективного штаму бульбочкових бактерій сої є перевірка його на фоні численних популяцій специфічних мікроорганізмів, що дає змогу відібрати високоефективний конкурентоспроможний штам.

Ефективність штаму *V. japonicum* КН10 перевіряли в ґрунтово-кліматичних умовах центрального Лісостепу України за наявності в ґрунті численної місцевої популяції бульбочкових бактерій сої (табл. 3). Отримані дані свідчать, що штам КН10 за симбіотичною активністю переважає штам *V. japonicum* 6346 і забезпечує стабільне збільшення врожаю зерна сої різних сортів на 0,24–0,41 т/га.

ВИСНОВКИ

З популяції ризобій сої, наявної в чорноземі вилугованому Носівської селекційної дослідної станції, виділено новий високоефективний штам бульбочкових бактерій сої *V. japonicum* КН10. Застосування цього штаму на фоні різних за щільністю ґрунтових популяцій ризобій сприяє стабільному збільшенню урожайності сої порівняно зі стандартним штамом *V. japonicum* 6346 як у зоні Полісся (на 0,21–0,39 т/га), так і в центральному Лісостепу (на 0,24–0,41 т/га).

На штам *V. japonicum* КН10 отримано патент України та запропоновано вико-

ристовувати його як біоагент біопрепаратів під сою.

ЛІТЕРАТУРА

1. *Бабич А.О.* Сучасне виробництво і використання сої. — К.: Урожай, 1993. — 432 с.
2. *Січкач В.І.* Стратегія селекції сої на покращення харчових якостей насіння // Селекція і насінництво. — Х.: Магда LTD, 2005. — Вип. 90. — С. 22–34.
3. *Новикова А.Т., Якименко Н.С.* і др. Вопросы экологии и физиологии микроорганизмов, используемых в сельском хозяйстве. — Л., 1975. — 190 с.
4. *Патика В.П., Крутило Д.В., Ковалевська Т.М.* Вплив аборигенних популяцій бульбочкових бактерій сої на симбіотичну активність інтродукованого штаму *Bradyrhizobium japonicum* 6346 // Мікробіол. журн. — 2004. — Т. 66. — № 3. — С. 14–21.
5. *Толкачев Н.З.* Потенциальные возможности симбиотической азотфиксации при выращивании сои на юге Украины // Мікробіол. журн. — 1997. — Т. 59. — № 4. — С. 34–41.
6. Большой практикум по микробиологии / Под общ. ред. Г.Л. Селибера. — М.: Высшая школа, 1962. — 491 с.
7. Методические рекомендации по получению новых штаммов клубеньковых бактерий и оценке их эффективности / Отв. ред. О.А. Берестецкий. — Л., 1979. — 33 с.
8. *Доспехов Б.А.* Методика полевого опыта. — М.: Агропромиздат, 1985. — 352 с.
9. *Крутило Д.В.* Поширення та екологічні особливості бульбочкових бактерій сої в різних регіонах України: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. — К., 2006. — 22 с.

НОВИНИ

КОМБІНОВАНА УСТАНОВКА ДЛЯ НАГРІВАННЯ ХРОМАТОГРАФІЧНИХ ПЛАСТИН ТА АВТОМАТИЗОВАНОГО НАНЕСЕННЯ НА НИХ ЕКСТРАКТІВ ПЕСТИЦИДІВ

У відділі екотоксикології ІА УААН розроблено установку для визначення залишкових кількостей пестицидів у продуктах харчування та об'єктах довкілля. Основним завданням при створенні експериментального зразка установки передбачалось водночас нагрівати хроматографічну пластину і за допомогою ступінчастого крокового електромотора-редуктора переміщувати шток поршня циліндра і таким чином стабільно витісняти періодичними дозами заданий об'єм екстракту.

Лабораторні випробування установки засвідчили, що вона відповідає технічним вимогам при нанесенні екстрактів на підігріті до 40–60°C хроматографічні пластини. Установку можна використовувати при визначенні ступеня забрудненості продуктів харчування, кормів, води і ґрунту.

ОСОБЛИВОСТІ ВПЛИВУ НЕІОНІЗУЮЧОГО ОПРОМІНЕННЯ НА ЖИВІ ОРГАНІЗМИ

О.О. Григор'єва

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

Висвітлено актуальну проблему впливу електромагнітного випромінювання на довкілля. Відбито найвагоміші наукові погляди на поставлене питання та наведено результати досліджень, проведених на різноманітних об'єктах. Представлено механізми поглинання неіонізуючої радіації речовиною та особливості дії опромінення на живі організми.

Після Чорнобильської аварії в Україні склалася ситуація, за якої основні радіобіологічні дослідження спрямовані на вивчення такого екологічного чинника як іонізуюча радіація та її вплив на все живе. І, водночас, незрівнянно менше звертається уваги на дослідження іншого наростаючого фактора довкілля — *електромагнітного неіонізуючого випромінювання*.

А між тим цей тип випромінювання як один із супутніх “набутків” науково-технічної революції стає все вагомішим у побуті та на виробництві і, чим далі, набирає більшого значення. Активно задіяні людиною повітряні лінії електропередач, радіолокаційні станції, транспорт на електричній тязі, стільникові телефони та мікрохвильові печі, не кажучи вже про повну комп'ютеризацію нашого життя. Та, використовуючи дедалі ширше сучасні досягнення науки, пов'язані з випромінюванням електромагнітної радіації, необхідно чітко усвідомлювати наслідки їх впровадження.

ПРИРОДА НЕІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ

Незважаючи на те, що закордонна наука доволі активно вивчає вплив електромагнітного неіонізуючого випромінювання, наукові висновки щодо ступеня його шкідливості та наслідків, спричинених дією

неіонізуючої радіації, досі неоднозначні і часто суперечливі.

Необхідно, насамперед, підкреслити відмінність у взаємодії іонізуючого та неіонізуючого випромінювання з речовиною. У першому випадку відбувається вибивання електронів із атома, так звана “іонізація”. Це призводить до кардинальних молекулярних змін і, врешті-решт, за певних доз, спричиняє руйнування клітини. При неіонізуючому випромінюванні вибивання електронів не відбувається, а його дія може зводитися до теплової. Доволі наочним у даному випадку є порівняння даних, отриманих при дослідженні обох типів радіації.

Автором проведено низку досліджень з вивчення впливу неіонізуючого випромінювання, зокрема, мікрохвильового діапазону як його різновиду на деякі види гідробіонтів — рослин і тварин (О.О. Григор'єва, 2003; О.В. Вакуленко, О.О. Григор'єва, 2004; О.О. Григор'єва, О.В. Вакуленко, 2004). Так, серед тваринних об'єктів досліджено ікру й пуголовків жаби трав'яної *Rana temporaria* L. та жаби ставкової *Rana esculenta* L., личинок комарів *Culex pipiens molestus* Forskal, а серед рослинних — валісерію спіральну *Vallisneria spiralis* L. та зелену водорість хлорелу звичайну *Chlorella vulgaris* Beijer. Як джерело мікрохвильового випромінювання використано магнетрон стандартної побутової

мікрохвильової печі з частотою генерації 2450 МГц.

Якщо порівняти наслідки впливу іонізуючого (Д.М. Гродзинський, 2000) та неіонізуючого опромінення на деякі з цих об'єктів, виявляється, що смертність організмів, опромінених іонізуючою радіацією, настає за значно менших доз опромінення ніж в умовах неіонізуючої радіації. Крім того, одним із завдань було з'ясування наявності накопичувального ефекту впливу, який характерний для іонізуючої радіації. Досліди з опроміненням пуголовків жаби ставкової та личинок комарів показали його відсутність. Так само, досліди з водою — середовищем існування гідробіонтів та основною компонентою їх організму, — опроміненою мікрохвильовою радіацією дециметрового діапазону, засвідчують відсутність її "радіаційної пам'яті".

Зазначимо, що в Міжнародній системі за одиницю поглиненої дози іонізуючого випромінювання прийнято Грей (Гр, Gy). 1 Гр дорівнює такій дозі випромінювання, при поглинанні якої речовини масою в 1 кг передається енергія 1 Дж. Отже, формально доза визначається за тепловим ефектом без урахування біологічного впливу. Саме теплову дію спричиняє передусім й неіонізуюче випромінювання, однак, досі невизначено, чи ця дія є вичерпною.

МЕХАНІЗМИ ВЗАЄМОДІЇ ЕМВ З РЕЧОВИНОЮ

Основні механізми поглинання електромагнітного випромінювання (ЕМВ) мікрохвильового діапазону біологічними об'єктами пов'язані зі зміщенням від'ємно заряджених частинок (електронів) атомів опромінюваних об'єктів відносно додатньо заряджених частинок електромагнітного поля (ЕМП), тобто з поляризацією зв'язаних зарядів.

У більшості дослідників не викликає сумніву факт перетворення енергії ЕМВ в теплову при взаємодії з біологічними тканинами. Проте вже на цьому етапі досліджень починаються суперечності. Нині не існує єдиної думки про те, які саме ефекти виникають у результаті впливу мікрохвиль,

а є лише низка версій та гіпотез, котрі вимагають неодноразових перевірок і підтверджень.

Частина вчених цей феномен пов'язують лише зі значними інтенсивностями електромагнітних хвиль, коли перетворення реєструється інструментально за показниками зростання температури у біологічних тканинах, а за малих інтенсивностей, коли тепловий ефект практично не помітний, вплив опромінення заперечують (В.В. Антипов и др., 1980).

Водночас активно розробляють гіпотези, за яких вплив електромагнітного опромінення виявляється і при надмалих інтенсивностях, скажімо, при дії хвиль міліметрового діапазону, коли нагрів тканин є дуже незначним або його взагалі не відбувається. Найбільш визнаними є концепції московської та київської шкіл біофізиків. На думку науковців київської школи С.П. Сітька електромагнітні поля міліметрового діапазону первинно властиві усьому живому і саме тому терапевтичний ефект може реалізуватися окремими квантами зовнішнього впливу, тобто тут розглядаються квантово-механічні і кооперативні ефекти ЕМП (Е.А. Андреев и др., 1985).

Представники московської школи академіка Н.Д. Девяткова вважають, що дія НВЧ випромінювання не обмежується тепловими ефектами, — характерною особливістю впливу ЕМВ на живі організми є його "резонансний" характер. Вчені відстоюють позиції радіофізичного підходу, згідно з яким ефекти впливу міліметрових хвиль пов'язані зі збудженням акустоелектричних хвиль у мембранах клітин із ознаками патології з наступною генерацією клітинами сигналів управління відновлювальними процесами (О.В. Бецкий, Н.Д. Девятков, 1996).

Вивчення мембранної активності при дії електромагнітних полів дециметрового діапазону — один з підходів до вивчення механізму біологічного впливу цього фактора. Поверхневий шар мембрани — глікокалікс — зв'язує іони кальцію, завдяки чому утворюються містки між негативно заря-

дженими групами двох сусідніх молекул білків, а також ліпідів. У статті “Действие электромагнитного излучения дециметрового диапазона на клеточные мембраны миокарда” С.М. Зубкова та І.Б. Лапрун (1989) дійшли висновку, що НВЧ енергія спричиняє зміни рівня перекисного окиснення ліпідів і здатності мембран зв'язувати кальцій — відбуваються зміни виходу іонів кальцію, що може вказувати на виникнення конформаційних перебудов у мембранах і примембранних шарах клітин. Причому, дециметрове мікрохвильове опромінення є ефективнішим порівняно з еквівалентним по енергії тепловим впливом.

Відповідно до цього нами розроблено гіпотезу *електромеханічного резонансу*: кожен елемент біосистеми (клітини) має власну механічну частоту коливань; зміна поляризації середовища під впливом ЕМП також має свою частоту. Коли ці частоти збігаються, настає резонанс, в умовах якого відбувається максимальна передача енергії від електромагнітного поля до біосистеми, в результаті чого може настати її руйнація. Ця гіпотеза дала змогу пояснити особливості впливу ЕМВ на деякі види гідробіонтів, які ми спостерігали під час дослідів.

Так, і при мікрохвильовому опроміненні продовж 1 хв пуголовків *R. esculenta*, і при звичайному нагріванні температура води в кюветах була однаковою (+38°C), але якщо у першому випадку пуголовки практично не виживають, то у другому — смертність становить усього 11% (О.О. Григор'єва, 2003). Це узгоджується з припущенням (М.А. Большаков и др., 1996) про можливість локальних перегрівів, які ми пояснюємо мікрорезонансними ефектами. Локальні перегріви можуть значно переважати середні показники підвищення температури в усьому організмі. У результаті реально виміряна температура значно нижча за локальну.

РЕАКЦІЇ ТВАРИН ТА РОСЛИН НА ОПРОМІНЕННЯ

Таким чином, процеси взаємодії електромагнітних хвиль із біологічними об'єктами носять доволі складний характер і

залежать від багатьох параметрів як фізичного фактора, так і біологічного об'єкта. Напевне, саме тому результати проведених дослідів не дають однозначної відповіді на запитання про шкідливість мікрохвильової радіації.

Візьмемо, для прикладу, ряд експериментів з дослідження впливу на щурів радіації з частотою, на якій працюють стільникові телефони. Наведено дані різних авторів, які засвідчують фактично протилежне (Ю.Г. Григор'єв, 2001). В одній серії дослідів під впливом опромінення виявлено значні зміни в ДНК клітин мозку щурів. На протигагу цьому, в іншій серії, з локальним опроміненням голови тварин за такої самої частоти не виявлено вірогідних відмінностей між контрольними і опроміненними групами.

З огляду на те, що будь-який організм на ранніх стадіях є особливо чутливим до багатьох факторів зовнішнього середовища, деякі вчені вивчали вплив ЕМВ дециметрового діапазону на розвиток дрозофіл (М.А. Большаков и др., 1996). У проведених експериментах виявлено, що вплив ЕМВ на ембріони дрозофіл істотно, інколи в 2–3 рази, змінює число відхилень у дорослих мух порівняно з контролем. Причому вони відрізнялися залежно від віку опромінених ембріонів: у пізнішому віці, коли процеси, пов'язані із закладанням органів, уже закінчилися, останні не були такими чутливими до зовнішніх впливів.

Як істотний фактор вчені виділили також тривалість опромінення. Так, короткочасне опромінення може навіть зменшувати кількість відхилень порівняно з контролем, довготривале, навпаки, значимо збільшує їх.

Продовжуючи дослідження у цьому напрямі, група вчених (Ю.С. Коротков и др., 1996; М.С. Буренков и др., 1996) перевірила на кліщах вплив мікрохвиль з частотами, на яких працюють деякі антропогенні джерела, а саме системи далекого зв'язку, радіорелейні лінії, радіолокаційні системи тощо. У цих експериментах мікрохвильове опромінення виступало для кліща у ролі лише негативного фактора, інтенсивність

прояву якого залежала від стадії розвитку кліща та умов проведення експерименту. Особливо гостро різноманітні порушення регуляції фізіологічних процесів відбилися на ембріональному розвитку і на стадії підготовки до перетворення у наступну фазу розвитку: затримувалось відродження личинок із опромінених яйцекладок, знижувалась активність та живучість особин, що вже відродилися.

Не зважаючи на суперечливість результатів, зазначені приклади засвідчують негативний вплив мікрохвильового опромінення. На протипагу цьому, у зовсім іншому розрізі висвітлюють поставлене питання наступні досліді. Так, вивчення впливу мікрохвильового випромінювання на поведінку білих щурів (В.В. Рынсков, 1985) показало, що одноразове низькоінтенсивне мікрохвильове опромінення не лише не завдає шкоди, а може навіть підвищувати активність тварин та стимулювати їхню центральну нервову систему. Стимулюючий ефект ЕМВ високочастотного діапазону нетеплової інтенсивності виявлено групою інших авторів (В.В. Галат і др., 2000) при вивченні його впливу на ранній розвиток мишей. У результаті проведених дослідів вчені припускають, що за несприятливих умов середовища опромінення підвищує стійкість зародків на ранній стадії.

Схожу направленість мають результати, описані у роботах (І.Г. Акоев і др., 1994), але вплив НВЧ опромінення у цьому разі відбувався після летального враження іонізуючою радіацією. Виявилося, що низькоінтенсивне мікрохвильове опромінення подовжувало час життя мишей, що піддалися абсолютно летальному впливу іонізуючого опромінення, а після неабсолютно летальних доз виживання навіть збільшувалось на 35–55%.

Серія останніх експериментів, проведених автором цієї статті на комарах *C. p. molestus* та пуголовках *R. temporaria*, показала цікаву закономірність розвитку опромінених груп. Досліді із кладками комарів було спрямовано на вивчення короткотривалого інтенсивного впливу мікрохвильового опромінення. Хоча з підвищенням

доз опромінення відсоток виживання личинок зменшувався, їхній розвиток, навпаки, прискорювався. Так, за найвищої дози, за якої личинки вижили (97 Дж/г), вони найпершими завершили цикл, хоча до стадії імаго їх дійшло лише 67%, у той час як у контролі — 89%. Подібну тенденцію спостерігали і при неінтенсивному пролонгованому опроміненні від бічних стінок комп'ютера на пуголовків. Першими почали проходити метаморфоз опромінювані особини, серед яких спостерігали невелику смертність, при цьому у контролі не загинуло жодного пуголовка.

Важливим аспектом для повного осмислення взаємодії мікрохвильової радіації з живими організмами є аналіз її впливу на рослини, де отримані результати так само залежать від стану рослини, інтенсивності опромінення, умов навколишнього середовища тощо і мають важливе не лише наукове, а й практичне значення.

Досліджуючи насіння гречки (С.Г. Кузнецов, А.Ф. Путинцев, 1996), вчені дійшли висновку, що опромінення може справляти як стимулюючий, так і пригнічувальний вплив, залежно від початкової вологості насіння, густини потоку енергії мікрохвиль, питомої енергії, що поглинається об'єктом, і кінцевої температури нагріву. Встановлено залежність схожесті від сезону опромінення впродовж року. Найбільші відмінності у фізіологічному стані насіння виявлено під впливом опромінення у весняно-зимовий період: така сама за величиною енергія, що у зимовий період виводить насіння зі стану спокою, тобто має стимулюючий вплив, у весняний період справляє зворотню дію.

У цілому, біостимуляція насіння електромагнітним полем може стати альтернативою хімічним методам його обробки (М.Г. Калинин і др., 2005). Адже, в результаті, підсилюється стійкість рослин, скорочується тривалість фенофаз та підвищується врожайність. Так, при комбінованому впливі мікрохвильового та низькочастотного електромагнітного опромінення, на відміну від їхньої розрізної дії, значно підвищувалися енергія проростання та ла-

бораторна схожість насіння порівняно з контролем. Біохімічні дослідження активності ферменту α -амілази також показали її значне підвищення відразу після обробки мікрохвилями, що можна пояснити полегшенням транслокації ростових речовин із зародка до алеїронового шару внаслідок поліпшення проникності провідних тканин.

В аналогічному розрізі виконано роботу з дослідження вмісту небілкових тіолів та сульфоліпідів у насінні сої сорту Устя (О.О. Григор'єва, О.В. Ситар, 2007). Виявлено, що доза мікрохвильового опромінення 60 Дж/г при тривалості опромінення 30 с і за початкової та кінцевої температур зерна 23°C та 40,5°C відповідно, є критичною. А саме, спостерігали адаптивну реакцію у вигляді зростання вмісту небілкових тіолів та сульфоліпідів, основного показника розвитку адаптивної відповіді. Вищі дози вже призводили до зниження вмісту цього маркера. Оскільки таке зростання характерне для стійких сортів, то представлений сорт сої може бути придатним для передпосівної обробки запропонованою дозою опромінення.

Експерименти, проведені автором статті зі співавторами (О.О. Григор'єва, 2003; О.В. Вакулєнко, О.О. Григор'єва, 2004; О.О. Григор'єва, О.В. Вакулєнко, 2004) як на тваринах, так і на рослинах, що є типовими представниками наших біотопів, продемонстрували спільні закономірності. Результати засвідчили, що смертність піддослідних організмів зростає зі збільшенням поглиненої дози опромінення і при цьому залежить від початкової температури середовища — чим вона була вищою, тим дієвішим виявився і вплив опромінення. Крім того, смертність біоорганізмів зростала з висотою організації — за тієї дози, яку цілком витримували рослини, гинуло 50% личинок комарів, а для пуголовків вона виявилася згубною повністю.

Враховуючи такі особливості реакції живих систем на дію неіонізуючого опромінення, виникає логічне запитання: чи є людина, з огляду на це, найвразливішою до його впливу?

ВПЛИВ ЕМВ НА ЛЮДИНУ

На це питання ось уже впродовж багатьох років намагаються відповісти вчені різних країн шляхом досліджень на добровольцях та спостережень за користувачами стільниковими телефонами, операторами радіозв'язку чи групами людей, що мешкають поблизу радіовеж, адже досліди на тваринах не задовольняють повністю нашого інтересу до цієї проблеми.

Останнім часом активно вивчається питання: чи випромінювання від стільникових телефонів призводить до ракових захворювань мозку. У США (J.C. Lin, 2001) порівнювали схильність до ракових захворювань та лейкемії серед основного населення та радіооператорів. Коли отримані дані виразили у пропорціях, виявилось, що вищу смертність спостерігають серед операторів. Інші дослідження, що ґрунтувалися на даних про захворювання на рак та лейкемію у дітей, що мешкають поблизу радіовеж, не показали відмінності між групами, що мешкають на відстані до 3,5 км від радіовежі, і контрольними групами. Тобто, вивчення ступеня ризику, який виникає при користуванні стільниковими мобільними телефонами, не дало однозначної відповіді. Поки б підтвердили, що опромінення від стільникового телефона спричинює рак мозку, немає, проте отримані результати засвідчують лише реакцію організму на даний момент і не враховують, що хвороба може мати тривалий латентний період.

2000 р. на Міжнародній конференції “Науковий погляд на установку базових станцій і здоров'я населення” (м. Зальцбург) 19 експертів із 10 країн схвалили такі рекомендації:

“З метою профілактичного захисту здоров'я населення рекомендується наступний попередній рівень для сумарних загальних електромагнітних опромінь від усього височастотного обладнання з дуже низькою пульсуючою модуляцією такого, як базові станції GSM — 1 мВт/м² (0,1 мкВт/см²)” (Ю.Г. Григор'єв, 2001).

Насправді ж існують великі відмінності між рекомендованими допустимими рівня-

ми ЕМП та інтенсивністю випромінювання базових станцій.

Зіставивши все зазначене вище, можна підсумувати, що вивчення впливу мікрохвильового опромінення провадиться впродовж тривалого часу на найрізноманітніших біологічних об'єктах — від найпростіших до високоорганізованих організмів, проте багато істотних питань так і

лишилися не вирішеними. Не дійшли вчені і єдиного висновку щодо шкідливості впливу НВЧ на живі істоти, у тому числі і на людину. Звичайно, рухаючись у ногу з часом, ми не зможемо відмовитися від новітніх наукових розробок та технологій, проте в наших силах прагнути розумного і контрольованого їх використання, відповідальності перед майбутнім.

НОВИНИ

В Інституті агроекології 22–26 вересня проходили курси з підвищення кваліфікації наукових кадрів мережі Української академії аграрних наук, у тому числі осіб, яких зараховано до кадрового резерву керівників установ. Слухачами курсів стали 27 співробітників з 19 науково-дослідних установ та інститутів агропромислового виробництва УААН.

Програмою лекційних та практичних занять охоплено такі спеціальності: агро-екологічний моніторинг, економіка природокористування та охорона навколишнього природного середовища, збереження біорізноманіття та біобезпека.

Проходили лекційні заняття: “Агроекологічний моніторинг — науково-методичні основи”, “Лісова меліорація як основа стабільності агроландшафтів України”, “Мікробні препарати для екологічнобезпечних інтегрованих систем захисту і удобрення рослин”, “Віруси і біобезпека”, “Агроекологічний моніторинг органічних ксенобіотиків в екосистемах”, “Моніторинг за процесами деградації та опустелювання ґрунтів”, “Біологічна та екологічна безпека при веденні тваринництва”, “Агроекологічний моніторинг сільських селітебних територій”, “Оцінювання інвестиційних проектів природоохоронного спрямування”, “Вплив та наслідки радіаційного забруднення на стан екосистем” та практичні заняття: “Створення бази даних за результатами моніторингу земельних, водних, біологічних ресурсів”, “Методи визначення шкідливих речовин у ґрунті та рослинах”, “Міграція і поведінка радіонуклідів у ланцюгу ґрунт–рослина–тварина”. Прогнозування радіоекологічної ситуації в екосистемах Українського Полісся”, “Екологічна оцінка агротехнологій за біоіндикаційними показниками”, “Методи визначення стійких органічних забруднювачів у ґрунті та рослинах”, “Патентування та ліцензування в Україні. Правила складання заявок на винахід (корисну модель). Ліцензування. Види ліцензій, їх класифікація”, “Методичні особливості оцінки сорту як фактора біоконтролю фітопатогенних мікроорганізмів”, “Закономірності впливу агроекологічних та кліматичних чинників на технологічні властивості сировинних ресурсів України для виноробства”, “Використання даних дистанційного зондування в системі агроекологічного моніторингу та оцінки стану земель”.

СТОРІНКА МОЛОДОГО ВЧЕНОГО

УДК 631.95:631.45:632.95:633/635

АКУМУЛЮВАННЯ ДДТ ОРГАНАМИ *CUCURBITA PEPO*

О.А. Слободенюк

Інститут агроекології УААН

*Досліджено процеси вилучення ДДТ із темно-сірого опідзоленого ґрунту рослинами кабачків (*Cucurbita pepo*) та його розподіл у різних частинах рослини на фоні різних доз мінерального живлення. Показано, що суцвіття кабачків накопичують значну кількість інсектициду, що може спричиняти забруднення продуктів бджільництва.*

З середини 60-х років ХХ ст. у складах на території колишнього СРСР стали нагромаджуватись непридатні та заборонені до застосування пестициди. За даними Міністерства аграрної політики нині в Україні налічується 149 складів централізованого зберігання та близько 5000 складів розташовано безпосередньо на території господарств і свого часу так і не ліквідованих. Приблизно 10% загальної кількості пестицидів, що зберігаються на територіях сільськогосподарських підприємств усіх форм власності, становить ДДТ. ДДТ — хлорорганічний інсектицид, який широко використовували в усьому світі у 40-х–70-х роках, але через стійкість у довкіллі застосування його було заборонено. В об'єктах довкілля та живих організмах ДДТ розкладається двома шляхами з утворенням двох токсичних метаболітів — 1,1-дихлор-2,2-біс (4-хлорфеніл)етилenu (ДДЕ) та 1,1-дихлор-2,2-біс (4-хлорфеніл)етану (ДДД) (J. Zayed et al., 1994). Як ДДТ так і його основні метаболіти належать до стійких органічних забруднювачів (СОЗ).

Недбале ставлення до зберігання токсичних речовин спричинило порушення цілісності тари та упакувань, унаслідок чого відбулося надходження у ґрунт великої кількості неідентифікованих небезпечних сумішей пестицидів. Існують різні спосо-

би відновлення антропогенно порушених ґрунтів, але найбезпечнішим є фітореMediaція (S. McCutcheon, J. Schoor, 2005). ФітореMediaція — метод відновлення, що базується на природних властивостях рослин поглинати ксенобіотики з ґрунту або природних вод і розкласти їх.

Раніше вважали, що ДДТ через низьку розчинність у воді не може надходити у рослини (М.С. Соколов, 1995). Проте дослідженнями останніх років виявлено високу здатність до акумулювання ДДТ та його метаболітів рослинами родини *Cucurbitaceae* — кабачках, гарбузах тощо. Світовий досвід показує, що рослини кабачків є лідерами в акумуляції ДДТ і є перспективними для використання у фітотехнологіях (J. White, 2001).

Метою наших досліджень було встановити розподіл ДДТ у вегетативних та генеративних органах рослин кабачків і виявити ймовірність надходження ДДТ у продукти бджільництва.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ

Для досягнення поставленої мети проведено модельний дослід на темно-сірому опідзоленому легкосуглинковому ґрунті на фоні різних доз мінерального живлення. Досліди було проведено відповідно до вимог вегетаційних і лабораторних мето-

*Науковий керівник — д-р. с.-г. наук Л.І. Моклячук.

дів вивчення гербіцидів (В.А. Войтехова, 1967). Кількість повторень — триразова.

Схема досліду включала п'ять варіантів:

1. Ґрунт без ДДТ (контроль);
2. Ґрунт + ДДТ;
3. Ґрунт + ДДТ + $N_{45}P_{60}K_{45}$;
4. Ґрунт + ДДТ + $N_{60}P_{90}K_{60}$;
5. Ґрунт + ДДТ + $N_{90}P_{135}K_{90}$.

За контроль було взято ґрунт не забруднений ДДТ чи продуктами його метаболізму. В інші чотири варіанти (2–5) внесли розчин ДДТ в ацетоні. Використовували технічний препарат ДДТ складу: [57,6% 4,4'-ДДТ; 31,5% 2,4'-ДДТ; 1,2% 4,4'-ДДЕ; 0,5% 4,4'-ДДД і 4,8% (2,4'-ДДЕ; 2,4'-ДДД та неідентифіковані сполуки)].

Як рослини-екстрагенти досліджували кабачки (*Cucurbita pepo*) сорту Грибовський 37. Дослідні рослини відбирали з появою суцвіт'я. Досліджувані ґрунт та рослини аналізували на вміст ДДТ та його метаболітів методом газорідинної хроматографії згідно з затвердженою Міністерством охорони здоров'я методикою (М.А. Клисенко, 1983). Концентрацію ДДТ наведено у розрахунку на суху масу рослини. Вимірювання проводили на хроматографі "Кристалл 2000" з детектором із захоплення електронів та скляною колонкою завдовжки 1 м, діаметром 3 мм, заповненою носієм — хроматом N-AW DMS (0,16–0,20 мм), з нерухою фазою ХЕ-60 (5%), газ-носієм азот марки "осч".

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Проведено модельний дослід на темно-сірому опідзоленому легкосуглинковому ґрунті на фоні різних доз мінерального живлення. Проаналізовано вміст суми ДДТ та його стійкого метаболіту ДДЕ у вегетативних та генеративних органах рослин кабачків (рис. 1).

Результати досліджень свідчать, що при внесенні мінеральних добрив максимальна кількість інсектициду надходить у рослини при внесенні дози мінеральних добрив $N_{60}P_{90}K_{60}$. Найменша концентрація ксенобіотика поглинається рослинами при їх удобренні дозою $N_{45}P_{60}K_{45}$. У рослин, які

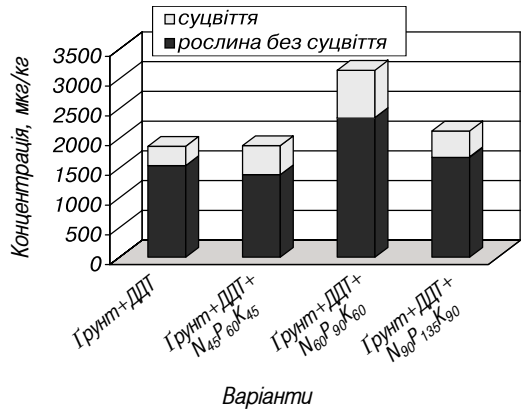


Рис. 1. Концентрація суми ДДТ та ДДЕ у рослині без суцвіт'я та окремо у суцвітті

вирощують без удобрення, спостерігається невисокий вміст ДДТ.

Водночас спостерігається надходження ДДТ до суцвіт'я рослин. При цьому, на варіанті із внесенням НРК у співвідношенні 60:90:60 25,7% загального вмісту ДДТ рослини зосереджено у суцвітті, в той час як на варіанті без удобрення аналогічний показник є найменшим і становить 17,3%. Спостерігається пряма кореляція між вмістом ДДТ у рослині без суцвіт'я та у суцвітті ($r = 0,88$). Отже, можна зробити висновки, що внесення мінеральних добрив сприяє збільшенню надходження даного ксенобіотика до генеративних органів рослин.

Наявність ДДТ у суцвіт'ях рослин може спричинити забруднення продуктів бджільництва. Навіть незначні дози цього токсиканта спричиняють аномалії у поведінці бджіл і деградацію бджолоїної сім'ї (Ю.І. Посудін, 1998). Тому ми пропонуємо вирощувати рослини-ремедіатори до появи суцвіт'я.

Проаналізовано співвідношення між ДДТ та його стійким метаболітом ДДЕ, що дає змогу охарактеризувати інтенсивність процесів деструкції ДДТ рослинами (рис. 2). Співвідношення ДДТ до ДДЕ у ланцюзі ґрунт–рослина без суцвіт'я — суцвіт'я змінюється від 98:2 у ґрунті до 88:12 у суцвітті. Отже, співвідношення ДДТ/ДДЕ свідчить, що в рослинах кабачків відбува-

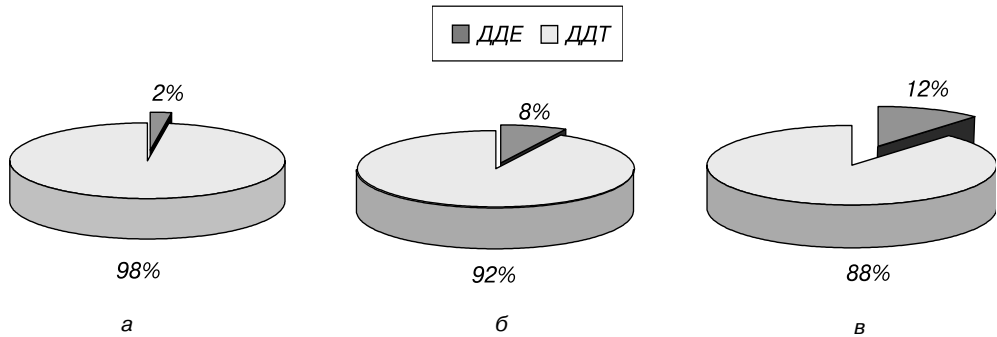


Рис. 2. Відсоткове співвідношення ДДЕ та ДДТ у: а — досліджуваному ґрунті; б — рослинах без суцвіття; в — суцвітті

ються паралельно процеси фітоекстракції та фітодеградації ДДТ.

ВИСНОВКИ

1. Застосування мінеральних добрив у кількості $N_{60}P_{90}K_{60}$ сприяє надходженню ДДТ від ґрунту до рослин і є найдоцільнішим при впровадженні фіторемераційних технологій.

2. Оскільки суцвіття кабачків може містити значну кількість інсектициду (до 25,7% ДДТ наявного у рослині), рослини-ремеріатори доцільно вирощувати до появи суцвіття.

3. Встановлено, що в рослинах кабачків паралельно відбуваються процеси фітоекстракції та фітодеградації ДДТ.

НОВИНИ

ОРГАНІЧНІ СКЛАДНИКИ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ КИЄВА — ПРОБЛЕМИ РОЗДІЛЬНОГО ЗБОРУ ТА УТИЛІЗАЦІЇ

16 вересня 2008 р. в Інституті агроєкології відбулося засідання робочої групи з підготовки пілотного проекту щодо розв'язання проблеми поводження з органічними складниками твердих побутових відходів. У її роботі брали участь представники Управління житлово-комунального господарства КМДА, Інституту мікробіології ім. М.Д. Заболотного, Громадської організації “Клуб органічного землеробства”, ТОВ “Вермі-Ленд” та інші.

Обговорення матеріалів попередніх досліджень засвідчило, що найпроблемнішим є питання роздільного збирання кухонних відходів, які нині надходять на перероблення або сортування в загальній масі. Середня сім'я продукує до 0,5 т відходів на рік. У розвинутих країнах цей складник відходів є цінною сировиною для виробництва органіки та використовується в господарських цілях. Обговорено можливості та перспективи утилізації використання цієї компоненти у якості цінної сировини, а не сміття.

АНОТАЦІЇ

Мовчан Н.Н. Экологическое значение восстановления лесной компоненты агроэкосистем // Агро-екологічний журнал. — 2008. — № 3. — С. 5–9.

Обобщена информация о сохранении лесной компоненты агроэкосистем и усовершенствован методологический подход в изучении актуальных вопросов по охране генофонда флоры уникальных и типовых природных комплексов Украины. Проанализированы природные, штучные и комбинированные методы восстановления лесных насаждений. Определены оптимальные методы охраны и восстановления лесов Украины.

Лавров В.В., Левчук О.И., Блинкова Е.И. Состояние и почвозащитная роль дубовых насаждений на Андуском водосборе южного макросклона Крымских гор // Агро-екологічний журнал. — 2008. — № 3. — С. 10–15.

На примере наиболее деградированного в Крымских горах Андуского водосбора методом экологического профилирования показан рост интенсивности водной эрозии почвы в зависимости от роста крутизны склона и антропогенной трансформации средневозрастных, порослевых дубовых лесов. Начиная со средней части водосбора и ниже, на склонах свыше 200 дубовые леса с полнотой ниже 0,6 теряют водорегулирующую и почвозащитную роль. Здесь через 15 м развиваются овраги глубиной до 4 м, длиной свыше 50 м. На прибрежных склонах крутизной свыше 300, покрытых низкополнотными дубяками, активно развивается интенсивная эрозия, которая угрожает смежным естественным экосистемам, земельным угодьям, коммуникациям, населенным пунктам. Показаны преимущества применения “средневзвешенного класса Крафта категории состояния древостоя” сравнительно с “индексом состояния древостоя” в условиях разного по интенсивности антропогенного влияния на леса.

Костенко И.В., Опанасенко Н.Е., Кайданович О.А., Бабич И.В. Трансформация фитотоксичных свойств сульфидных шахтных пород на отвалах Западного Донбасса в процессе почвообразования // Агро-екологічний журнал. — 2008. — № 3. — С. 16–21.

Показана возможность нормализации химических свойств сульфидных шахтных пород естественным путем под влиянием факторов почвообразования, что делает окисленные породы пригодными для озеленения без дополнительных затрат на рекультивацию.

Возняк Р.Р., Мащиборук П.В. Оценка состояния популяции бобра европейского в Житомирской области // Агро-екологічний журнал. — 2008. — № 3. — С. 22–25.

Обследована популяция бобра и обобщено состояние жизнедеятельности животных в Житомирской области с помощью ретроспективного анализа. Проанализирована динамика его численности и перспективы ее роста. Выявлены и рассмотрены основные аспекты влияния нерегулированной численности бобра на естественные комплексы Украинского Полесья. Предложен оптимальный путь исследования этого объекта, который позволит преодолеть отрицательное влияние бобра европейского на лесоаграрные ландшафты.

Власов В.В. Экологические основы формирования агроландшафтов на территории Северного Причерноморья // Агро-екологічний журнал. — 2008. — № 3. — С. 26–31.

Приведены результаты картографического анализа элементов рельефа как составляющей природных ландшафтов Северного Причерноморья. Проведен анализ агроэкологических и почвенных условий на исследуемой территории. Сложен ампелоэкологический каталог почвенного покрова Северного Причерноморья как одного из экологических факторов.

Минарченко В.Н., Тимченко И.А., Глушенко Л.А., Сивоглаз Л.Н. Методические аспекты мониторинга недревесных растительных ресурсов // Агро-екологічний журнал. — 2008. — № 3. — С. 32–36.

Рассмотрены предлагаемые авторами методические подходы к мониторингу недревесных растительных ресурсов в качестве основы регулируемого использования либо охраны. Приведены характеристики основных показателей учета и методические рекомендации по использованию приоритетных критериев мониторинга. Отмечена специфика применения отдельных критериев (виталитетной и возрастной структуры популяций) для целей мониторинга.

Самохвалова В.Л. Аспекти та зміст екотоксикологічних досліджень за вивчення системи ґрунт–рослина // Агро-екологічний журнал. — 2008. — № 3. — С. 37–43.

Представлено аналіз аспектів і змісту екотоксикологічних досліджень за вивчення забруднення системи ґрунт – рослина важкими металами. Виділено напрями і стадії досліджень при забрудненні металами-токсикантами. Оцінювати забруднення запропоновано на основі оцінки дози токсиканта, його токсичного ефекту та відповідної реакції системи ґрунт–рослина.

Мартенюк А.Н. Анализ динамики и прогноз радиологического состояния пахотного слоя почвенного покрова земель зоны безусловного (обязательного) отселения // Агро-екологічний журнал. — 2008. — № 3. — С. 44–49.

Приведены результаты геостатистического анализа динамики радиологического состояния пахотного слоя почвенного покрова сельскохозяйственных угодий примыкающих к пгт Народичи Житомирской области на основе обобщения мониторинговых и изыскательных данных послеаварийного периода. Установлены зависимости между динамикой самоочищения дерново-подзолистых почв и их отдельными параметрами. Построены уточненная и прогнозная картограммы загрязнения территории исследований.

Семенов А.Д., Сахно В.П., Мартиненко В.М. Загрязненность тяжелыми металлами почвы и растений в полосах отчуждения железных дорог // *Агроэкологічний журнал*. — 2008. — № 3. — С. 50–53.

Приведены данные исследований содержания подвижных форм тяжелых металлов (ТМ) в почве и растениях на полосах отчуждения вдоль железнодорожной линии с тепловозной тягой Сумы — Конотоп и на прилегающих полях. Установлено, что содержание ТМ в почве и растениях на полосах отчуждения значительно превышает их содержание на прилегающих полях.

Ярмолюк М.Т., Демчишин А.М., Демчишин Н.Б., Садовый Б.Н., Дзябьяк Г.М. Эффективность использования минеральных удобрений на луговых травостоях западной Лесостепи Украины // *Агроэкологічний журнал*. — 2008. — № 3. — С. 54–58.

Поданы результаты усвоения удобрений на луговых угодьях при разных соотношениях между отдельными элементами в многолетних (7–8 лет) и продолжительных травостоях стационара (15–30 лет). Минимальная доза фосфора (P30) на фоне калия и азота приводит почти к полному его использованию (98–109%). Более высокие дозы фосфора на фоне калия и азота усваиваются на 32–59%, а в длительных стационарах — 94–111%. При дополнительном внесении азота удобрений калия использовался на 231% и 238, а азот на 190–195%.

Сироватко В.А., Жученко С.І. Динамічні системи ґрунтового потенціалу води // *Агроэкологічний журнал*. — 2008. — № 3. — С. 59–64.

Запропонований метод розкладу кінетичних кривих та аналізу їх температурної залежності може бути застосованим для вивчення термодинамічних характеристик вологи в ґрунтах, виділення основи її компартменти та вираження отриманих показників в одиницях міжнародної системи СІ. Це дає значні переваги порівняно з методикою оці-

нок Р.І. Скофілда (1935 р.), сосущої сили ґрунтів (сантиметри водяного стовпа та його логарифмічної системи).

Петришина В.А., Моклячук Л.И. Фитоценоз загрязненного пестицидами эдафотопы // *Агроэкологічний журнал*. — 2008. — № 3. — С. 65–69.

Проведен количественно-видовой учет растительного сообщества загрязненного стойкими пестицидами эдафотопы недействующего склада ядохимикатов. Приведена оценка структуры местного фитоценоза. Выявлены доминирующие семейства, агробиологические группы и чувствительные виды дикорастущих растений.

Крутило Д.В., Ковалевская Т.М., Колесник С.И., Булах Т.Д. Эффективность симбиоза *Bradyrhizobium japonicum* с соей в различных почвенно-климатических условиях // *Агроэкологічний журнал*. — 2008. — № 3. — С. 70–74.

Из популяции ризобий в черноземе выделен высокоэффективный штамм клубеньковых бактерий сои *Bradyrhizobium japonicum* КН10, который вступает в активный симбиоз с соей и улучшает азотное питание растений. Штамм КН10 способствует увеличению урожая зерна сои по сравнению с производственным штаммом *B. japonicum* 634 б как в зоне Полесья Украины (на 0,21–0,39 т/га), так и в центральной Лесостепи (на 0,24–0,41 т/га).

Григорьева О.О. Особенности влияния неионизирующего излучения на живые организмы // *Агроэкологічний журнал*. — 2008. — № 3. — С. 75–80.

В работе затрагивается актуальная проблема влияния электромагнитного излучения на окружающую среду. Отображены важнейшие научные взгляды на поставленный вопрос и приведены результаты исследований, проведенных на различных объектах. Представлены механизмы поглощения неионизирующей радиации веществом и особенности действия облучения на живые организмы.

Слободенюк Е.А. Аккумуляция ДДТ органами *Cucurbita pepo* // *Агроэкологічний журнал*. — 2008. — № 3. — С. 81–83.

Проведены исследования процессов извлечения ДДТ из серой подзолистой почвы растениями кабачков (*Cucurbita pepo*) и его распределение в разных частях растения на фоне различных норм минеральных удобрений. Показано, что соцветия кабачков накапливают значительное количество инсектицида, что может представлять угрозу загрязнения продуктов пчеловодства.

RESUME

Movchan M. Ecological value of restoration of wood components of agroecosystems // Agroecological journal. — 2008. — № 3. — P. 5–9.

The purpose of work is generalization of the available information under the savings of wood components of agroecosystems and improvements of the methodological approaches to studying pressing questions on protection of a genetic fund of flora of unique and typical natural complexes in Ukraine. It is lead the analysis of the natural, artificial and combined methods of restoration of wood plantings. It is determined optimum methods of protection and restoration of woods of Ukraine.

Lavrov V., Levchuk O., Blinkova O. Being and role of protect of soil on the oak planting in Anduskiy watershed of Crimean mountains south macroslope // Agroecological journal. — 2008. — № 3. — P. 10–15.

On the example of watershed most degraded in Crimean mountains of Anduskiy watershed the method of the ecological profiling is show growth of water erosion intensity of soil depending on growth of slope steepness and anthropogenic transformation of the underwood oak forests 60–65 years age. Oak forests with plenitude below 0,6 are lose a role of water adjusting and soil protect beginning from middle part of watershed and below on slopes over 200. Ravines in depth to 4, long over 50 m are developing through 15 m here. Intensive erosion is develop actively on off-shore slopes by a steepness over 300 by covered oak stand with low plenitude, which threatens contiguous natural ecosystems, lands, communications, settlements. Advantages of “average Kraft’s class of the state stand category” are shown comparatively with the “index of stand state” in the conditions of different on intensity of anthropogenic influence on the forests.

Kostenko I., Opanasenko N., Kaidanovich O., Babych I. Transformation of phytotoxic properties of sulfide mine wastes on the dumps of West Donets Basin upon soil formation // Agroecological journal. — 2008. — № 3. — P. 16–21.

The possibility of sulfide mine wastes chemical properties normalization by natural means under the influence of soil-forming factors is revealed. This process makes oxidized wastes available for vegetation without additional efforts for reclamation.

Voznjak R., Matsiboruk P. Estimation condition population of beaver European in the Zhitomirskaja area // Agroecological journal. — 2008. — № 3. — P. 22–25.

Inspekted population of beaver and generalized condition of vital functions of animals of the Zhit-

omirskoy area and by a retrospective analisis. The dinamiks of quantity this and prospect of its growth is analysed. Exposed and considered basic aspects of Ukrainian Polissya. The optimum way of research of this object which will ellow to overcome the negative influencing of beaver European on forestriagrarian landscapes is offered.

Vlasov V. General characteristic of ecological conditions in territory of Northern Black // Agroecological journal. — 2008. — № 3. — P. 26–31.

It is submitted results of the cartographical analysis of elements of a relief as a component of natural landscapes of Northern Black Sea Coast. It is lead the analysis of agroclimatic and soil conditions on investigated territories. It is made the ampeolo-ecological catalogue of soils of Northern Black Sea Coast as one of ecological factors.

Minarchenko V., Tymchenko I., Gluschenko L., Syvoglaz L. Methodical aspects of the monitoring of resources of grassy plants // Agroecological journal. — 2008. — № 3. — P. 32–36.

The methodical approaches, offered the authors, of the monitoring of resources of grassy plants as bases of regulated use or protection are considered. The characteristic of the basic parameters of the evaluation and methodical recommendations concerning use of priority criteria of monitoring is given. The specificity of use of separate criteria (vitality and age structure of populations) for the purposes of monitoring is marked.

Samokhvalova V. Aspects and contents of ecotoxicological researches at study of soil–plant system // Agroecological journal. — 2008. — № 3. — P. 37–43.

The analysis of aspects and contents of ecotoxicological researches is submitted at study of heavy metals pollution of soil–plant system. The directions and stages of the researches are allocated at pollution by toxic metals. It is offered the assessing of pollution to carry out on the basis of a doze toxic agent rating, it’s toxic effect, assessing of a soil–plant system answerback reaction.

Martenyuk A. Analysis of dynamics and prognosis of the radiological state of arable layer a soil cover of earths of absolute (obligatory) settling out zone // Agroecological journal. — 2008. — № 3. — P. 44–49.

Results of geostatystycal analysis dynamics of the radiological state of arable layer a soil cover of agricultural lands joining to Narodychy Zhytomyr region on the basis of generalization monitoring and researching information in period after Chernobyl accident . Set to dependence between the dynamics

of self-wiping a sod-podzolic soils and their separate parameters. In process of the research was build specified and prognosis cartograms of contamination researches area.

Semenov A., Sachno V., Martynenko V. Pollution by heavy metals of a ground and plants in right-of-ways of tracks // Agroecological journal. — 2008. — № 3. — P. 50–53.

In clause the data of researches of the contents of the mobile forms of heavy metals (TM) in g round and plants on strips of alienation along a railway line with diesel by draft Sumy–Konotop and on next fields are given. Is established, that the contents TM, in ground and plants considerably exceeds their contents on nearby fields.

Yarmoluk M., Demchyshyn A., Demchyshyn N., Sadovij B., Dzyab'yak G. Effectiveness of using of inorganic fertilizers on meadow grass stand in Ukrainian West Forest-steppe // Agroecological journal. — 2008. — № 3. — P. 54–58.

The results of assimilation on meadow stand for various correlation bit ween separate elements in many year (7–8 years) and long-terms glass stand exploration of stationar (15–20 years) are show. Minimum dose of phosphorus on background potassium and nitrogen couse almost full its using (98–109%). Highs doses of phosphorus on background potassium and nitrogen assimilation on 32–59%, and on long-terms stationars — 94–111. By additional entry nitrogen fertilizers potassium assimilation on 231–238%, and nitrogen — on 190–195.

Syrovatko V., Zhuchenko S. Dynamical sistem soil potential of water // Agroecological journal. — 2008. — № 3. — P. 59–64.

Possibilities of using principles of absorption and diffusion to integral estimate of main compartments water contain soil. The coefficients of sorption an diffusion of water was obtain in this research and give possibility to compare main type of soil according to permeability of water. The results of this research may be used in creation mathematical models, which can describe dynamics distribution of water in soil. Methodology of quantitative estimation permeability of water in main compartments in soil and its information characteristics are presented.

Petryshyna V., Moklyachuk L. Phytocenosis of polluted with pesticides edaphotop // Agroecological journal. — 2008. — № 3. — P. 65–69.

The quantitative account of vegetative species community of the site polluted by persistent compounds at invalid pesticides' warehouse has been carried out. The structure estimation of local phytocenosis is resulted. It is revealed dominating families, agrobiological groups and sensitive wild-growing plant species.

Krutylo D., Kovalevska T., Kolesnyk S., Bulakh T. Symbiosis of *Bradyrhizobium japonicum* with the soybean efficiency in different soil –climatic condition // Agroecological journal. — 2008. — № 3. — P. 70–74.

The highly effective strain of nodule bacteria *Bradyrhizobium japonicum* KH10 is allocated from the population of rhizobia in leach chernozem. This strain enters active symbiosis with a soybean and to improvement of nitrate feeds of plants. KH10 strain the increasing grain yield of soybean as in a zone of Polesye of Ukraine (on 0,21–0,39 t/ha) and in the central Lisosteppe (on 0,24–0,41 t/ha) in comparison with the industrial strain *B. japonicum* 634 b.

Grygorjeva O. The features of non-ionizing irradiation influence on living organisms // Agroecological journal. — 2008. — № 3. — C. 75–80.

This article deals with the actual problem of non-ionizing irradiation influence on the environment. The most important science views connected with the question and effort results carried out in difference objects are showed. The mechanisms of absorbing of non-ionizing irradiation by material and the features of non-ionizing irradiation influence on living organisms.

Slobodenyuk L. DDT accumulation by vegetative and generative plant parts of vegetable marrows (*Cucurbita pepo*) // Agroecological journal. — 2008. — №. 3. — P. 81–83.

It is carried out the researches of DDT extraction processes from grey podsolich soil by vegetable marrows (*Cucurbita pepo*) and its distribution in different plant parts on background of various norms of mineral fertilizers. It is shown, that vegetable marrows' inflorescences accumulate a significant amount of pesticide, that can represent threat of pollution for beekeeping products.

ЕКОЛОГІЧНА ЕКСПЕРТИЗА ТЕХНОЛОГІЙ ВИРОЩУВАННЯ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ КУЛЬТУР

Вийшли друком методичні рекомендації з екологічної експертизи технологій вирощування сільськогосподарських культур, розроблені у відділі агроекологічного моніторингу Інституту агроекології УААН.

Узагальнення численних досліджень дало змогу окреслити основні екологічні наслідки від застосування певних технологій вирощування сільськогосподарських культур – зниження рівня родючості, активізація процесів ерозії, забруднення верхніх шарів шкідливими речовинами; зниження біологічної активності ґрунту; забруднення поверхневих та ґрунтових вод; активізація процесів евтрофікації водойм; збідніння біорізноманітності з одночасним поширенням шкідників, хвороб і бур'янів; погіршення якості продукції; зниження продуктивності біоценозів.

У рекомендаціях зазначено, що на сучасному рівні розвитку суспільства основними мають бути не спостереження і констатація фактів погіршення стану довкілля, а вчасне запобігання негативних ефектів. У рослинництві досягти цього можна лише за умови превентивного оцінювання технологій вирощування сільськогосподарських культур, застосування яких може спричинювати негативні явища.

Попередню оцінку технологій вирощування сільськогосподарських культур, а саме їх екологічну експертизу, доцільно проводити на стадії розробки та апробації перед широким впровадженням у виробництво. Це забезпечить попередження негативного впливу на стан навколишнього

природного середовища та здоров'я людей, а також дасть змогу оцінити ступінь екологічної безпеки технологій, які пропонуються сільгоспвиробникам.

Визначено основні екологічні ризики пов'язані з деякими технологічними операціями, розроблено їх комплексну, науково обґрунтовану систему оцінки, встановлено критерії відповідності стану ґрунту, якості продукції, процесів, що відбуваються у компонентах агроекосистем екологічним, санітарно-гігієнічним, агрохімічним та іншим нормативам.

У межах визначених показників запропоновано проводити оцінку технологій за 4-ма класами, відповідно до рекомендацій міжнародних організацій. Діапазон показників у межах класів визначається згідно з нормативами, кількісні параметри яких встановлювалися експериментально та шляхом адаптації існуючих нормативів з урахуванням класичних підходів до екологічного нормування. З метою урахування всіх показників, що вивчаються під час випробування технології, доцільно проводити комплексну оцінку і встановлювати ступінь її досконалості.

Представлені науково-методичні підходи повністю узгоджено з сучасними міжнародними вимогами до технологій. Зокрема, із системою НАССР (аналіз небезпеки та контроль критичних точок), яка забезпечує більш структурний і науковий підхід до контролю небезпечних чинників ніж традиційні процедури контролю якості кінцевого продукту.

НАЦІОНАЛЬНА СИСТЕМА ОБЛІКУ ЕМІСІЇ ПАРНИКОВИХ ГАЗІВ ЗЕМЛЯМИ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОГО ПРИЗНАЧЕННЯ (методичні засади)

Видано методичні засади національної системи обліку емісії парникових газів землями сільськогосподарського призначення, розроблені лабораторією моніторингу земельних і водних ресурсів агросфери.

Сільське господарство є одним із основних джерел надходження в атмосферу газів, що утворюють тепловий ефект. З метою охорони атмосферного повітря від забруднення, що надходить з антропогенних джерел, світовою спільнотою було здійснено низку заходів, серед яких ключовими є прийняття Рамкової Конвенції ООН про зміну клімату (Ріо-де-Жанейро, 1992) та Кіотського протоколу (Кіото, 1997), однією із сторін яких є Україна.

Авторами проаналізовано досвід залучення України до міжнародного співробітництва щодо інвентаризації парникових газів та викладено методичні засади розробки національних систем інвентаризації парникових газів, зокрема, у секторі “Сіль-

ське господарство, лісове господарство та інші види землекористування” відповідно до Провідних принципів щодо складання національних кадастрів обліку парникових газів (IPCC, 2006).

Зокрема, наведено огляд викидів та поглинань парникових газів у зазначеному секторі та методів підготовки кадастрів.

Методичні засади є підґрунтям для розробки національної системи обліку емісії парникових газів землями сільськогосподарського призначення, застосування якої дасть змогу точніше визначити рівень емісії парникових газів у сільськогосподарському виробництві, знизити її рівень відносно зобов'язань, зафіксованих Кіотським протоколом, і надавати кредити іншим державам. Отримані надходження за квотою Світового банку можна використовувати для підтримки сучасних агровиробничих систем.

УДОБРЕННЯ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ КУЛЬТУР У ЗАХІДНОМУ ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ

Тернопільським центром “Облдержродючість” видано посібник “Рекомендації по удобренню сільськогосподарських культур в умовах західного Лісостепу України”.

У посібнику наведено рекомендації щодо удобрення основних сільськогосподарських культур, що вирощують в умовах західного Лісостепу України. Узагальнено матеріали

агрохімічного обстеження земель сільськогосподарського призначення за основними показниками родючості ґрунтів. Наведено розрахунок норм добрив залежно від вмісту основних показників родючості ґрунтів під запланований урожай сільськогосподарських культур, що дасть змогу ефективніше застосовувати органічні та мінеральні добрива.

ВАПНУВАННЯ КИСЛИХ ҐРУНТІВ ТЕРНОПІЛЬЩИНИ

Тернопільський центр “Облдержродючість” випустив “Рекомендації по вапнуванню кислих ґрунтів Тернопільської області”.

З огляду на те, що важливим фактором охорони та підвищення родючості кислих ґрунтів є проведення хімічної меліорації у

рекомендаціях подано методи визначення потреби кислих ґрунтів у вапнякових матеріалах, їх вплив на продуктивність та якість сільськогосподарських культур, а також ефективність одночасного внесення мінеральних добрив.

МЕТОДИКА ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНОЇ ОЦІНКИ ЛІСОВИХ РЕСУРСІВ ТА ЗБАЛАНСОВАНOSTІ ЛІСОКОРИСТУВАННЯ ЗА НОРМАТИВАМИ ЗАГАЛЬНОЄВРОПЕЙСЬКОЇ ЛІСОВОЇ СЕРТИФІКАЦІЇ PEFC

(Методичні рекомендації)

У лабораторії економіки природоко-
ристування та охорони навколишнього
природного середовища в агросфері ІА
УААН розроблено методичні рекоменда-
ції “Методика еколого-економічної оцінки
лісових ресурсів та збалансованості лісо-
користування за нормативами загально-
європейської лісової сертифікації PEFC”.
У рекомендаціях викладено методологію
еколого-економічної оцінки лісових ресур-
сів на локальному, регіональному та націо-

нальному рівнях, а також збалансованості
соціальних, економічних і природоохорон-
них пріоритетів лісокористування за нор-
мативами загальноєвропейської лісової
сертифікації PEFC.

Рекомендації розроблено в межах
науково-дослідних робіт за завданням
04.01.01./092 “Теоретично обґрунтувати та
розробити методику еколого-економічної
оцінки стану лісових ресурсів природно-
кліматичних зон України”.

МЕТОДИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ОРГАНІЗАЦІЇ ТА ЗДІЙСНЕННЯ В УКРАЇНІ СЕРТИФІКАЦІЇ ЛІСІВ ЗА СХЕМОЮ PEFC

“Методичні рекомендації щодо органі-
зації та здійснення в Україні сертифікації
лісів за схемою PEFC” розроблено в лабо-
раторії економіки природоко-ристування та
охорони навколишнього природного середо-
вища в агросфері ІА УААН. Викладено мето-
дологію щодо організації та здійснення в
Україні сертифікації лісів за схемою “Ради

із загальноєвропейської лісової сертифі-
кації” PEFC.

Рекомендації розроблено в межах науко-
во-дослідних робіт за завданням 04.01.01/092
“Теоретично обґрунтувати та розробити мето-
дологічні засади переходу до збалансованого
використання лісових ресурсів агросфери за
природно-кліматичними зонами України”.

МЕТОДИКА ОЦІНКИ ПРИДАТНОСТІ ДЕГРАДОВАНИХ ТА МАЛОПРОДУКТИВНИХ ЗЕМЕЛЬ ДЛЯ СТВОРЕННЯ ЛІСОМЕЛІОРАТИВНИХ НАСАДЖЕНЬ

(Методичні рекомендації)

У лабораторії ландшафтної агролісо-
меліорації та лісових екосистем ІА УААН
опубліковано “Методику оцінки придат-
ності деградованих та малопродуктивних
земель для створення лісомеліоративних
насаджень”. У методиці викладено мето-
дологію оцінки придатності деградованих
та малопродуктивних сільськогосподар-
ських земель України для створення лі-

сомеліоративних насаджень. Методичні
рекомендації розроблено в рамках догово-
ру № 74/6 від 04.09.2006 р. між Інститу-
том агроекології УААН і Мінагрополітики
України за темою: “Розробити наукові за-
сади та технології фітомеліорації дегра-
дованих та малопродуктивних сільсько-
господарських земель, що підлягають
консервації”.

ПРАВИЛА ДЛІА АВТОРІВ

Редакція “Агроекологічного журналу” приймає до розгляду статті з різних аспектів агроекології до рубрик: “Актуальні проблеми екології”, “Раціональне природокористування і охорона навколишнього природного середовища”, “Агроекологічний моніторинг”, “Родючість і охорона ґрунтів”, “Біорізноманіття екосистем”, “Оглядові статті”, “Сторінка молодого вченого”, “Ювілеї”, “Рецензії”.

Подані статті мають бути структуровані відповідно до вимог ВАК України щодо наукових статей (Постанова Президії ВАК України від 15.01.2003 р. № 7-05/1), а саме:

- постановка проблеми у загальному вигляді та її зв'язок із важливими науковими чи практичними завданнями;
- аналіз останніх досліджень і публікацій, в яких започатковано розв'язання даної проблеми і на які спирається автор;
- виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується стаття;
- формулювання цілей статті (постановка завдання);
- викладення основного матеріалу дослідження з повним обґрунтуванням отриманих наукових результатів;
- Висновки з даного дослідження і перспективи подальших розвідок у цьому напрямі.

Статті подають українською, російською або англійською мовами. До статті додають резюме українською, російською та англійською мовами обсягом до 10 рядків (до 1,2 тис. знаків). Анотації повинні містити: прізвища, ініціали авторів, назву статті, місце їх роботи або навчання.

Обсяг статей — до 10 сторінок (до 20 тис. знаків), включаючи всі матеріали (таблиці — не більше 3, рисунки — не більше 3); оглядових — до 15 (до 30 тис. знаків). Список використаних літературних джерел (до 10) складається в порядку цитування і оформлюється відповідно до вимог чинного міжнародного стандарту.

У тексті статті мають бути виділені розділи “Вступ”, “Матеріали та методи досліджень”, “Результати та їх обговорення”, “Висновки”. Повторення одних і тих самих даних у тексті, таблицях, графіках неприпустимо. При описі методики досліджень слід наводити лише назви стандартних методів із посиланням на відповідні джерела, в іншому разі слід обмежитись описом оригінальної частини. Якщо в тексті є абревіатура, подавати її в дужках при першому згадуванні. Автори мають дотримуватися правильної галузевої термінології (див. ДСТУ, СОУ), терміни мають бути уніфікованими.

Викладення результатів досліджень має заключатись не в переказі змісту таблиць і рисунків, а у визначенні закономірностей, що з них випливають. При обговоренні результатів слід показати причинно-наслідкові зв'язки між одержаними ефектами, порівняти одержані дані та показати їх новизну.

Посилання на літературне джерело в тексті подається у квадратних дужках із його порядковим номером у списку.

МАКЕТ СТОРІНКИ:

Для оригінал-макета використовується формат А4 з такими полями: верхнє та нижнє — 2 см, лівє — 2,5 см, правє — 1,5 см.

ГАРНІТУРИ, РОЗМІРИ ШРИФТІВ ТА НАЧЕРТАННЯ:

- для заголовка статті: Times New Roman, — 14 пт, напівжирний, прописні;
- для основного тексту, УДК, авторів, місця роботи/навчання, виносок, посилань, підписів до рисунків та назв таблиць: Times New Roman — 14 пт;
- міжрядковий інтервал — 1,5.

ТИПОГРАФСЬКІ ПОГОДЖЕННЯ ТА СТИЛІ:

Індекс УДК набирається в першому рядку сторінки і вирівнюється за лівим краєм. Заголовок статті набирається в наступному за УДК рядку і вирівнюється посередині. Потім вказують: прізвища, ініціали авторів, нижче — місце роботи (курсивом). Якщо автори з різних установ, після прізвища авторів та після назв установ, у яких працюють автори, слід проставити один і той самий верхній цифровий індекс. Далі розташовують анотацію мовою оригіналу статті.

Таблиці і рисунки друкувати на окремому аркуші. На полях рукопису слід проставити номери таблиць та рисунків проти тих місць, де їх треба заверстати.

Таблиці мають бути виконані в Word XP — 98; формули — у редакторі формул MS Equation; рисунки — у Word, мають бути згруповані і являти собою один графічний об'єкт. Усі ілюстрації треба подавати у чорно-білому варіанті або у градаціях сірого кольору.

ДЛЯ ОПУБЛІКУВАННЯ СТАТТІ АВТОРУ НЕОБХІДНО ПОДАТИ:

- Текст статті — на паперовому (у двох примірниках) і електронному носіях. Стаття повинна бути підписана авторами на останній сторінці.
- Лист-направлення від установи, де виконана робота.
- Експертний висновок про можливість публікації матеріалів.
- Дві рецензії докторів наук, або доктора і кандидата наук.
- Відомості про авторів із зазначенням адреси і контактних телефонів.
- E-mail першого або відповідального автора.

Відповідальність за зміст статті несе автор. Рукописів редакція не повертає.

Адреса редакції: Інститут агроєкології УААН, вул. Метрологічна, 12, Київ-143, 03143, Україна.

Довідки за телефонами: (044) 522-60-62.

ДО УВАГИ ПЕРЕДПЛАТНИКІВ

Триває передплата “Агроекологічного журналу” на 2009 рік

“Агроекологічний журнал” – щоквартальний науково-теоретичний часопис, засновниками якого є Інститут агроекології Української академії аграрних наук, Державний заклад “Державний екологічний інститут Міністерства охорони навколишнього природного середовища України”, Державний технологічний центр охорони родючості ґрунтів Міністерства аграрної політики України “Центрдержродючість”.

“Агроекологічний журнал” публікує:

- статті, присвячені актуальним дослідженням у галузі агроекології;*
- науково-методичні праці;*
- теоретичні розробки з викладанням нових гіпотез, принципів, підходів у розв’язанні агроекологічних проблем;*
- оглядові статті з найактуальніших проблем аграрної науки;*
- позачергово статті молодих вчених та здобувачів.*

“Агроекологічний журнал” внесено до переліку наукових фахових видань ВАКУ України, що публікують результати дисертаційних досліджень із сільськогосподарських та біологічних наук.

Передплатити “Агроекологічний журнал” можна в усіх пунктах передплати та відділеннях зв’язку.

Передплатний індекс журналу 23828