

Міністерство освіти і науки України
Сумський державний педагогічний університет імені А.С. Макаренка
Природничо-географічний факультет

Сумська обласна державна адміністрація
Департамент екології, паливно-енергетичного комплексу та природних ресурсів
Управління екології та природних ресурсів

Міністерство екології та природних ресурсів України
Гетьманський національний природний парк

Міністерство освіти Республіки Білорусь
Державний освітній заклад вищої професійної освіти
«Могилівський державний університет імені А.О. Кулешова»

Поморська академія в Слупську (Польща)
Інститут географії та регіональних досліджень

VI Міжнародна науково-практична конференція



**«АКТУАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ДОСЛІДЖЕННЯ ДОВКІЛЛЯ»,
присвячена 150-річчю з дня народження
академіка Г.М. Висоцького
20-22 травня 2015 р.**

ТОМ 2

Суми – 2015

УДК 502.3+504.453+57.017
ББК 20.1+26.222.8+26.301
А 43

Друкується згідно з рішенням вченої ради
природничо-географічного факультету
Сумського державного педагогічного університету імені А.С. Макаренка

Редакційна колегія:

Касьяненко Г.Я., к.х.н., доцент; **Литвиненко Ю.І.**, к.б.н., доцент (відп. секретар); **Корнус О.Г.**, к.геогр.н. (відп. редактор); **Корнус А.О.**, к.геогр.н., доцент.

А 43 Актуальні проблеми дослідження довкілля. Збірник наукових праць (за матеріалами VI Міжнародної наукової конференції, присвяченої 150-річчю з дня народження академіка Г.М. Висоцького, 20-23 травня 2015 р., м. Суми). – Т. 1. – Суми : СумДПУ імені А.С. Макаренка, 2015. – 188 с.

У виданні викладені результати досліджень конкретних об'єктів довкілля, порушуються проблеми взаємодії людини і природи та інші питання, які були представлені на VI Міжнародній науковій конференції, присвяченій 150-річчю з дня народження академіка Г.М. Висоцького, що відбулася у м. Суми 20-23 травня 2015 р.

Для фахівців у галузі біології, географії, екології, хімії, працівників державних і громадських природоохоронних закладів, учителів та студентів, а також широкого кола читачів, які цікавляться проблемами взаємодії природи суспільства.

Матеріали надруковані у авторській редакції.

УДК 502.3+504.453+57.017
ББК 20.1+26.222.8+26.301

© СумДПУ імені А.С. Макаренка, 2015
© Колектив авторів, 2015

ГЕОЕКОЛОГІЯ ТА РАЦІОНАЛЬНЕ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

Вплив господарської діяльності на деякі фізичні властивості ґрунтів ТОВ СП “Родючість” Буринського району Сумської області

Вакал А.П., Білка С.П.

Сумський державний педагогічний університет імені А.С. Макаренка

Внаслідок екстенсивного розвитку сільського і лісового господарств, неефективного ведення заповідної та інших природоохоронних справ порушилося співвідношення площ ріллі, природних кормових угідь, лісових та водних ресурсів, і як наслідок – інтенсивний розвиток ерозійних процесів, ущільнення орного шару ґрунту, зниження його родючості, послаблення стійкості природних ландшафтів України [6].

Неоднозначна ситуація, щодо зміни фізико-хімічних властивостей ґрунтів спостерігається і у господарствах Сумської області [5; 7].

У зв’язку з цим нами була поставлена мета – дослідити вплив на родючість ґрунтів ТОВ СП їх сільськогосподарського використання за період з 2003 по 2013 роки.

Територія Біжівської сільської ради розташована в Буринському природно-сільськогосподарському районі Сумської області. Одноманітність умов залягання по рельєфу та ґрунтоутворюючих порід спричинили однорідність ґрунтового покриву. Найбільші площі на території сільради займають чорноземи типові глибокі малогумусні грубо-пилувато-легко- і середньосуглинкові.

Практично всі орні землі Біжівської сільської ради розміщені на полях ТОВ СП “Родючість” і вони об’єднані у 5 польових сівозмін, також частина земель зайнята у наш час пасовищами і сіножатями.

Ґрунти даного господарства для дослідження були вибрані тому, що вони інтенсивно використовуються в сільськогосподарському виробництві. Також необхідно відмітити, що для переважної більшості полів даного господарства характерним є лише один вид ґрунту – чорнозем глибокий малогумусний і дані ґрунти займають значні площі не тільки у Буринському районі, а і у інших районах Сумської області.

Особливістю даного господарства є те, що більша частина земель 5-ої польової сівозміни починаючи з початку 90-х років 20-го сторіччя не обробляється і є можливість порівняти їх фізико-хімічні властивості з

властивостями ґрунтів інших сівозмін, які весь цей час використовувалися для вирощування польових культур.

У результаті сільськогосподарського використання ґрунтів з часом змінюються більшість їх водно-фізичних показників. У той же час, із літературних джерел відомо, що практично не зазнають змін такі водно-фізичні властивості як – механічний склад ґрунту, вологостійкість і коефіцієнт зав'язання [1; 2].

Проведені дослідження показали, що за період спостережень, показники, які характеризують структуру ґрунтів ТОВ СП “Родючість”, зазнали значних змін. Інтенсивне використання даних ґрунтів у рослинництві привело до того, що за період з 2003 по 2013 роки, структура ґрунтів усіх полів сівозмін погіршилася і лише у ґрунтах пасовища відбулося покращення даного показника.

Виявлено, що найбільших змін зазнали ґрунти другої та четвертої сівозмін (табл. 1 і 2). Так, якщо у 2003 році, процентний вміст у ґрунті другої сівозміни найбільш цінних агрегатів змінювався від 44,7% на 1 полі до 55,8% на 2 (середнє значення для всіх полів сівозміни – 49,5%), то у 2013 році спостерігалось погіршення якості структури і вміст агрегатів даного розміру становив від 41,7% на 1 полі до 54,3% на 2 (середній показник – 46,2%). У той же час, спостерігається зростання крупних структурних окремоностей, розміром від 5,0 до 10,0 мм і дрібних – розміром від 0 до 1,0 мм. Так, у 2003 році середній показник вмісту дрібних агрегатів у ґрунтах сівозміни дорівнював 14,8%, то у 2013 році він зріс до 16,1% (табл. 1).

Таблиця 1

**Показники структури ґрунтів другої польової сівозміни за період
з 2003 по 2013 роки**

№ поля	Розміри структурних агрегатів, мм					
	0-1,0	1,0-5,0	5,0-10,0	0-1,0	1,0-5,0	5,0-10,0
	Вміст, %					
	2003 рік			2013 рік		
1	19,7	44,7	24,2	20,9	41,7	26,7
2	10,8	55,8	25,8	9,4	54,3	28,2
3	18,4	51,7	21,1	18,3	49,8	23,9
4	22,3	46,4	20,7	23,9	42,0	22,3
5	25,9	49,8	20,1	27,4	46,4	20,8
6	11,0	48,5	25,7	9,1	45,8	31,7
7	10,9	49,1	22,4	11,3	46,9	26,8
8	8,2	46,4	28,5	8,4	43,0	32,1
Середні показники	14,8	49,5	23,6	16,1	46,2	26,6

**Показники структури ґрунтів четвертої польової сівозміни
за період з 2003 по 2013 роки**

№ поля	Розміри структурних агрегатів, мм					
	0-1,0	1,0-5,0	5,0-10,0	0-1,0	1,0-5,0	5,0-10,0
	Вміст, %					
	2003 рік			2013 рік		
1	17,9	45,1	22,9	18,5	41,9	23,0
2	15,4	54,5	25,5	17,6	50,0	26,6
3	14,1	47,4	20,6	10,0	34,0	22,8
4	14,5	55,9	20,2	15,2	51,8	22,2
5	17,3	41,1	19,5	16,4	32,3	19,7
6	12,0	37,7	20,2	13,4	29,2	19,4
7	14,8	41,8	22,6	16,3	34,2	23,2
Середні показники	15,1	46,2	21,6	15,3	39,1	22,4

Ще більш суттєвих змін, за період спостережень, зазнали показники структури ґрунтів четвертої сівозміни. Так, у 2003 році, процентний вміст у ґрунті агрегатів розміром 1,0-5,0 мм змінювався від 37,7% на 6 полі до 55,9% на 4 (середнє значення для всіх полів сівозміни – 46,2%), то у 2013 році вміст агрегатів даного розміру становив від 29,2% на 6 полі до 51,8% на 4 (середній показник – 39,1%) (табл. 2).

Викликає занепокоєння той факт, що за останні десять років, у ґрунтах збільшився вміст як крупних структурних окремоностей, розміром більших за 5,0 мм, так і дрібних – розміром від 0 до 1,0 мм. Так, у 2003 році, середній показник вмісту у ґрунтах сівозміни агрегатів розміром більших за 5,0 мм дорівнював 21,6%, то у 2013 році він зріс до 22,4% (табл. 2).

Подібна негативна тенденція виявлена і у ґрунтах інших польових сівозмін даного господарства. Погіршення показників структури ґрунтів за даний період можна пояснити тим, що у сівозміні зріс відсоток просапних культур і зменшився – багаторічних трав.

У той же час, за період з 2003 по 2013 роки, у ґрунтах пасовища показники структури значно покращилися. У порівнянні з 2003 роком, коли вміст найбільш цінних агрегатів становив у середньому по пасовищу 49,9% і цей показник майже не відрізнявся від значень отриманих на інших полях сівозмін даного господарства, то у 2013 році показники структури ґрунтів пасовища значно покращилися і досягли середнього значення, для агрегатів розміром 1,0-5,0 мм, – 57,1%.

Також, на пасовищі значно зменшився середній вміст у ґрунтах крупних агрегатів, розмір яких більший за 5,0 мм і якщо у 2003 році він становив 24,4%, то у 2013 – він складав 17,7%.

Важливою якістю структури є її водостійкість. Як видно із даних, які наведені у табл. 3 і 4, з 2003 по 2013 роки відбувалося незначне погіршення водостійкості структури ґрунтів польових сівозмін ТОВ СП “Родючість”. Найбільш негативні зміни зафіксовані у ґрунтах полів першої та другої польових сівозмін. Так, якщо у 2003 році, даний показник змінювався на полях першої сівозміни від 42% (3 і 5 поля) до 61% (4 поле), а другої сівозміни – від 43% (2 поле) до 69% (8 поле), то до 2013 року він зменшився у середньому на 3% як для полів першої, від 36% (3 поле) до 59% (4 поле), так і другої, від 40% (2 поле) до 65% (8 поле), сівозмін (табл. 3-4).

Таблиця 3

Величини водно-фізичних властивостей ґрунтів першої польової сівозміни, за період з 2003 по 2013 роки

№ поля	Питома вага, г/см ³	Скважність загальна, %	Водостійкість, %	Питома вага, г/см ³	Скважність загальна, %	Водостійкість, %
	2003 рік			2013 рік		
1	2,28	43,1	59	2,32	42,7	58
2	2,31	43,4	55	2,35	42,9	53
3	2,36	44,2	42	2,40	43,7	36
4	2,29	42,9	61	2,33	42,2	59
5	2,37	44,4	42	2,38	43,9	37
6	2,33	43,7	55	2,37	43,3	52
7	2,34	43,7	54	2,38	43,1	52
Середні показники	2,33	43,6	53	2,36	43,1	50

Із літературних джерел відомо, що вирощування багаторічних трав приводить до значного покращення водостійкості ґрунтових агрегатів [3].

Це підтверджує і дане дослідження. Після того, як частина полів п'ятої польової сівозміни перестали оброблятися, була засіяна травами і стала використовуватися як пасовище, відбулося значне покращення показників водостійкості структурних агрегатів. Так, якщо у 2003 році, середнє значення водостійкості агрегатів ґрунтів пасовища складало 59% (середня водостійкість агрегатів), то у 2013 році воно зросло до 79% (висока водостійкість агрегатів) (табл. 5).

Таблиця 4

**Величини водно-фізичних властивостей ґрунтів другої польової сівозміни,
за період з 2003 по 2013 роки**

№ поля	Питома вага, г/см ³	Скважність загальна, %	Водостійкість, %	Питома вага, г/см ³	Скважність загальна, %	Водостійкість, %
	2003 рік			2013 рік		
1	2,30	44,2	48	2,34	43,4	44
2	2,32	43,7	43	2,37	43,0	40
3	2,39	43,2	53	2,43	42,7	53
4	2,41	42,7	58	2,46	42,1	52
5	2,31	43,4	61	2,36	42,9	57
6	2,29	44,2	50	2,32	43,3	48
7	2,40	42,4	61	2,42	42,1	58
8	2,31	43,5	69	2,36	42,9	65
Середні показники	2,34	43,4	55	2,38	42,8	52

Таблиця 5

**Величини водно-фізичних властивостей ґрунтів пасовища,
за період з 2003 по 2013 роки**

№ точки	Питома вага, г/см ³	Скважність загальна, %	Водостійкість, %	Питома вага, г/см ³	Скважність загальна, %	Водостійкість, %
	2003 рік			2013 рік		
1	2,27	43,8	61	2,19	44,6	82
2	2,31	43,4	58	2,21	44,1	79
3	2,27	43,6	63	2,17	44,8	82
4	2,33	42,9	55	2,23	43,5	74
Середні показники	2,29	43,4	59	2,20	44,3	79

Важливими фізичними показниками ґрунту, які можуть змінюватися під впливом діяльності людини, також є – питома вага і загальна скважність ґрунту. Вирощування на полях ТОВ СП “Родючість” просапних культур і використання важкої техніки привело до того, що за період з 2003 по 2013 роки, відбулося збільшення показників питомої ваги ґрунту і зменшення його загальної скважності. Так, за даний період, середній показник питомої ваги ґрунтів полів першої польової сівозміни збільшився з 2,33 до 2,36 г/см³ другої з 2,34 до 2,38 г/см³, а загальна скважність зменшилась у ґрунтах першої сівозміни з 43,6 до

43,1%, а другої – з 43,4 до 42,8% (табл. 3-4). Схожа тенденція спостерігається і на полях інших сівозмін даного господарства.

Як видно із даних, наведених у таблиці 5, використання частини полів п'ятої польової сівозміни ТОВ СП “Родючість”, як пасовища, протягом останніх десяти років, сприяло покращенню деяких їх фізичних властивостей ґрунтів, а саме – питомої ваги і загальної скважності. Так, середній показник їх питомої ваги зменшився з 2,29 г/см³ у 2003 році до 2,20 г/см³ у 2013, а загальної скважності – збільшився з 43,4% до 44,3%, що відповідає їх природним показникам, які є характерними для даних видів ґрунтів [4].

Підсумовуючи вище сказане можна стверджувати, що за період з 2003 по 2013 роки, відбулося погіршення фізичних властивостей ґрунтів польових сівозмін ТОВ СП “Родючість”, а саме – структури, водостійкості структурних агрегатів, питомої ваги, загальної скважності, кислотності і процентного вмісту гумусу.

У той час, спостерігається покращення таких показників ґрунтів, як структура, водостійкість, питома вага і загальна скважність на полях пасовища.

Список використаних джерел

1. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв / Е.В. Аринушкина. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1970. – 487 с.
2. Бабий В.Ф. Некоторые гигиенические проблемы загрязнения почвы сельхозугодий канцерогенными веществами / В.Ф. Бабий // Довкілля та здоров'я. – 1999. – № 1. – С. 10-13.
3. Величко О.В. Ефективність використання та відтворення земель сільськогосподарського призначення / О.В. Величко, С.Г. Мельниченко // Землеустрій, кадастр і моніторинг земель. – 2012. – № 3-4. – С. 88-94.
4. Довідник з агрохімічного та агроекономічного стану ґрунтів України / [редколегія]. – К.: Урожай, 1994. – 261 с.
5. Довкілля Сумщини 2006 : Статистичний збірник / Державний комітет статистики України; Головне управління статистики в Сумській області : за ред. Л.І. Олехнович. – Суми, 2007. – 120 с.
6. Злобін Ю.А. Загальна екологія : [підручник] / Ю.А. Злобін, Н.В. Кочубей. – Суми: Університетська книга, 2003. – 414 с.
7. Головне управління статистики в Сумській області : Охорона навколишнього природного середовища [Електронний ресурс]. – Режим доступу. : <http://www.sumystat.sumy.ua>.

Оцінка якості води річок Сумської області за індексом забрудненості води

Данильченко О.С.

Сумський державний педагогічний університет імені А.С.Макаренка

Хімічний склад річкових вод формується під дією природних і антропогенних чинників, таких як промислові та сільськогосподарські стоки, побутово-комунальні, транспортні, що спричиняють появу в річках речовин-

забруднювачів, які погіршують якість води. Якість води – це характеристика складу і властивостей води як компонента водної екосистеми, а також у контексті придатності її для водокористування.

Оцінка якості води річок Сумської області у даному дослідженні проводилася за комплексним показником – індексом забрудненості води (ІЗВ), що була рекомендована для використання підрозділам Держкомгідромету та Держводгоспу [3, 4]. Розрахунок ІЗВ проводиться за обмеженим числом інгредієнтів. Для поверхневих вод кількість показників, яка береться для розрахунку ІЗВ, повинна бути не меншою 6. До цих показників відносять: азот амонійний, азот нітритний, нафтопродукти, феноли, розчинений кисень, біохімічне споживання кисню (БСК₅) [1, 2, 3, 4]. Банк даних для проведення дослідження складався із інформації Сумського обласного управління водних ресурсів по 24 пунктах спостережень за хімічним складом річкових вод у басейнах Десни, Сули, Псла та Ворскли за багаторічний період 1999-2012 рр., а також для більш детального картографування результатів був доповнений даними по малим річкам області (12 пунктів) за інформацією відділу аналітичного контролю та моніторингу довкілля Державного управління екології та природних ресурсів у Сумській області.

Зміст роботи даної методики включає декілька блоків: визначення середнього арифметичного значення результатів хімічних аналізів по кожному з показників; порівняння цих значень з їх гранично допустимими концентраціями (азот амонійний, азот нітритний, нафтопродукти і феноли), або з відповідними нормами (БСК₅) чи як співвідношення нормативу до середньої концентрації (розчинений кисень) [1, 2, 3, 4], розрахунок ІЗВ (складання значення всіх шести показників, виражені через ГДК або норматив. Одержане сумарне значення ділиться на 6 і визначається ІЗВ); визначення класу якості вод; картографування результатів. До I класу (ІЗВ<0,3) належать води, що в мінімальній мірі відчувають антропогенні навантаження. Для вод II класу (ІЗВ>0,3-1) характерні певні зміни порівняно з природними, однак ці зміни не порушують екологічної рівноваги. До III класу (ІЗВ>1-2,5) відносять води, які знаходяться під значним антропогенним впливом. Води IV-VII класу (ІЗВ>2,5-4, ІЗВ>4-6, ІЗВ>6-10, ІЗВ>10) – це води з порушеними екологічними параметрами, їх екологічний стан оцінюється як екологічний регрес [4].

Розрахований ІЗВ річок регіону встановив, що величина цього індексу коливаються в межах від 0,7 до 3,4, тобто річкова вода характеризується як «чиста», «помірно забруднена» та «забруднена». I класу якості річкової води «дуже чиста» не було виявлено. У більшості пунктів спостережень (14 із 34)

було встановлено II клас якості води за характеристикою – «чиста», це такі річки: Псел у транскордонному створі та вище м. Суми з показником ІЗВ 0,7 та 0,9 відповідно, Хорол вище та нижче м. Липова Долина (ІЗВ 0,9), Сула в межах Сумської області, вище та нижче м. Ромни з ІЗВ 0,7 та 0,8, Ворскла в межах області, в усіх створах показник ІЗВ 0,9, Івотка (с. Івот) – ІЗВ 0,9, Сейм у транскордонному створі та вище м. Путивль з показником ІЗВ 0,7 та 0,8 відповідно, Клевень у транскордонному створі ІЗВ становить 0,9 та її притока р. Есмань нижче м. Глухів – ІЗВ 0,83. Хоча воду цих річок можна вважати «чистою», слід зауважити, що показник ІЗВ доволі високий і при незначній зміні може потрапити в інший клас якості води. У цю категорію потрапили майже всі створи середніх річок, очевидно це можна пояснити вищою самоочисною здатністю даних водних об'єктів. Для річкових вод цього класу характерні певні зміни їх природного стану, однак ці зміни не порушують екологічної рівноваги.

До III класу якості води, що характеризується як «помірно забруднена» відноситься більшість досліджуваних створів (15 із 34), ІЗВ яких коливався в межах 1-2,36. До цього класу потрапили наступні річки: Псел нижче м. Суми та на кордоні з Полтавською областю із показником ІЗВ 1,7 та 1,1 відповідно, Ворсклиця транскордонний створ ІЗВ 1,0, Знобівка транскордонний створ ІЗВ 1,7, Івотка вище м. Ямпіль ІЗВ 1,2, Шостка вище м. Шостки та в гирлі з показниками 1,0 та 2,0 відповідно, Сейм на кордоні з Чернігівською областю ІЗВ 1,1, Єзуч вище м. Конотоп ІЗВ 2,1, Сироватка нижче смт. Краснопілля ІЗВ 2,32, Вільшанка нижче м. Лебедин ІЗВ 1,91, Боромля нижче м. Тростянець ІЗВ 1,40, Вир нижче м. Білопілля ІЗВ 1,11, Чаша нижче м. Буринь ІЗВ 1,64, Куколка нижче м. Конотоп ІЗВ 2,36. Високі значення ІЗВ зафіксовані нижче населених пунктів, що доводить значний вплив господарської діяльності на річки, а саме: р. Сироватка потерпає від скиду з очисних споруд ТОВ «Теплоенерго» смт. Краснопілля, р. Шостка – від скиду очисних споруд ВУВКГ «Водоканал» м. Шостка, р. Куколка – скиду очисних споруд ДП МОУ «Конотопський авіаремонтний завод «Авіакон», м. Конотоп. Таким чином, до III класу відносяться річки, які знаходяться під значним антропогенним впливом, рівень якого близький до межі стійкості екосистеми.

П'ять пунктів спостережень потрапили до IV класу якості води, що характеризується як «забруднена», ІЗВ яких коливається від 2,5 до 3,4. Це такі річки, як: **р. Бобрик** смт. Середина-Буда, ІЗВ встановлений 2,5, у річкові води потрапляють у великій кількості азот амонійний, азот нітритний, нафтопродукти та інші полютанти. Основним забруднюючим фактором цього

водного об'єкту є неочищені господарсько-побутові стоки м. Середина-Буда. Очисні споруди міста працюють несистематично. Застаріле насосне обладнання КНС не в змозі перекачувати місцеві стоки на очистку; *р. Єзуч* нижче м. Конотоп, ІЗВ максимальний 3,4, також у річкові води потрапляють у великій кількості речовини-забруднювачі, такі як азот амонійний, азот нітритний, нафтопродукти, зафіксовано високі показники БСК₅, що свідчить про велику кількість органічної речовини, що розкладається. Річка потерпає від не доочищених господарсько-побутових стоків, основним забруднювачем є КП ВУВКГ м. Конотоп; *р. Сумка* гирло (в самому центрі м. Суми), ІЗВ обраховано 2,59. Зафіксовано високі показники азоту амонійного, БСК₅ та інших поліютантів. Річка знаходиться під потужним антропогенним впливом. Основним забруднювачем річки є ТОВ «Вітамп» Сумського р-н, а також забруднювачі потрапляють разом із талими і зливовими стоками з автомобільних шляхів, із каналізаційних колекторів, що перетинають річку; *р. Охтирка* нижче м. Охтирка, ІЗВ встановлений 2,65. У річковій воді зафіксовані високі показники азоту амонійного, нафтопродуктів та інших поліютантів. Основним забруднювачем річки є ОПЛ №2, с. Високе, Охтирського р-н та господарсько-побутові стоки м. Охтирка; *р. Кринична* с. Гай-Мошенка, ІЗВ 2,77, у річкові води потрапляють у великій кількості азот амонійний, зафіксовано високі показники БСК₅. Причиною такого стану річкової води може бути робота скидний колектору в Охтирському районі. Всі досліджені річки із IV класом якості води знаходяться під потужним антропогенним навантаженням та характеризуються порушенням екологічних параметрів і стійкості екосистеми.

По результатам проведеної оцінки якості води річок Сумської області за ІЗВ здійснено картографування даних. Отримали чіткі ареали навколо потужних населених пунктів: м. Суми, м. Охтирка, м. Конотоп, смт. Середина-Буда, що характеризуються найбільш забрудненою річковою водою та відносяться до IV класу якості води. Річки басейну Псла (в основній мірі), річки Боромля, Вир, Чаша, Шостка, Івотка, Знобівка характеризуються помірно забрудненими водами III класу якості. Річкові води Сейму, Клевені, Реті та басейну Сули і Хоролу в межах області відносяться до II класу якості води, що характеризується як чиста.

Список використаних джерел

1. Клименко В.Г. Оцінка якості води р. Харків: Методичний посібник для студентів / В.Г. Клименко, Н.В. Петрова. – Харків: ХНУ імені В.Н. Каразіна, 2011. – 58 с.

2. Жемеров О.О. Оцінка якості поверхневих вод суші: Методичний посібник для студентів-географів вищих навчальних закладів / О.О. Жемеров, В.Г. Доц. – Харків : ХНУ імені В.Н. Каразіна, 2011. – 48 с.
3. Пелешенко В.І. Загальна гідрохімія: підручник / В.І. Пелешенко, В.К. Хільчевський. – К. : Либідь, 1997. – 384 с.
4. Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод / С.І. Сніжко. – К. : Ніка-центр, 2001. – 262 с.

Морфологічна і мікроморфологічна будова урбаноземів (індустріземів) міста Шостка

Кармазиненко С.П.

Інститут географії НАН України, м. Київ

Karmazinenko@mail.ru

Шостка – місто обласного підпорядкування на Сіверщині України, районний центр Сумської області, розташоване над рікою Шостка. На території міста в основному поширені як природні непорушені дерново-підзолисті ґрунти з ознаками урбопедогенезу так і антропогенно-глибоко-перетворені ґрунти – урбаноземи.

Загалом міські ґрунти є біокосною багатофазною системою, яка складається із твердої, рідкої і газової фаз, з обов'язковою участю живої матерії; вони виконують певні екологічні функції (в основному вони є захисним бар'єром від вертикального проникнення хімічного і біологічного забруднення і в них відбувається біогеохімічне перетворення різних речовин тощо). Ґрунти у місті «живуть» і розвиваються під дією таких самих факторів ґрунтоутворення, що і природні, але антропогенний фактор при їх формуванні є визначальним [2].

Влітку 2014 року нами разом із колегами з установ НАН України (Войтюк Ю.Ю., Матвієнко О.В. – Інститут геохімії, мінералогії і рудоутворення ім. М.П.Семененка; Манічев В.Й. – Інститут геохімії навколишнього середовища) на території міста Шостка були проведені спільні еколого-геохімічні дослідження ґрунтів та інших компонентів (вода, рослинність) міського середовища з відбором зразків в першу чергу на спектральний (вміст хімічних елементів) і мікроморфологічний (уточнення генезису ґрунтів) аналізи. Ці дослідження, в першу чергу, були спрямовані на оцінку еколого-геохімічного стану ґрунтів та інших компонентів міського середовища, які зазнають найбільшого впливу в основному з боку підприємств хімічної промисловості: «Акціонерна компанія «Свема»» і «Шосткинський завод хімічних реактивів». Також слід сказати, що зазначений колектив авторів вже

має певний досвід проведення спільних еколого-геохімічних досліджень на території таких міст як Алчевськ і Маріуполь [4-18].

Зупинимось більш детально на висвітленні результатів морфо- і мікроморфологічних досліджень ґрунтів міста Шостка. Потрібно зазначити, що при еколого-геохімічних дослідженнях мікроморфологічний аналіз нами використовувався з двох позицій: у першу чергу для уточнення генезису відкладів і з'ясування типів ґрунтів (для правильного застосування заходів по вилученню полютантів і поліпшення екологічного стану відкладів), а також для оцінки ступеню їх забрудненості (виявлення часточок техногенного матеріалу у профілі і під мікроскопом). Основна специфічна особливість мікроморфологічного аналізу при цьому полягає у тому, що мікроморфолог завжди має справу з непорушеним ґрунтовим комплексом – це безпосередні морфологічні спостереження у полі (забарвлення, структура, гранулометричний склад, вологість, складення, новоутворення, включення, перехід між горизонтами, межа) і подальше дослідження шліфів під мікроскопом (скелет, плазма, колір, агрегованість, пористість, органічна і глиниста частини, мінеральний скелет, новоутворення, мікроструктура) [3, 17].

На території міста Шостка за літературними [1] і нашими (морфо- і мікроморфологічними) даними поширені і переважають дерново-підзолисті ґрунти. На територіях, які зазнають антропогенного навантаження і межують із зазначеними вище підприємствами хімічної промисловості поширені урбаноземи, а точніше індустріземи (хімічно перетворені ґрунти, в яких відбулися значні хемотронні зміни властивостей і будови профілю за рахунок інтенсивного хімічного забруднення як повітряним, так і рідинним шляхом) [2].

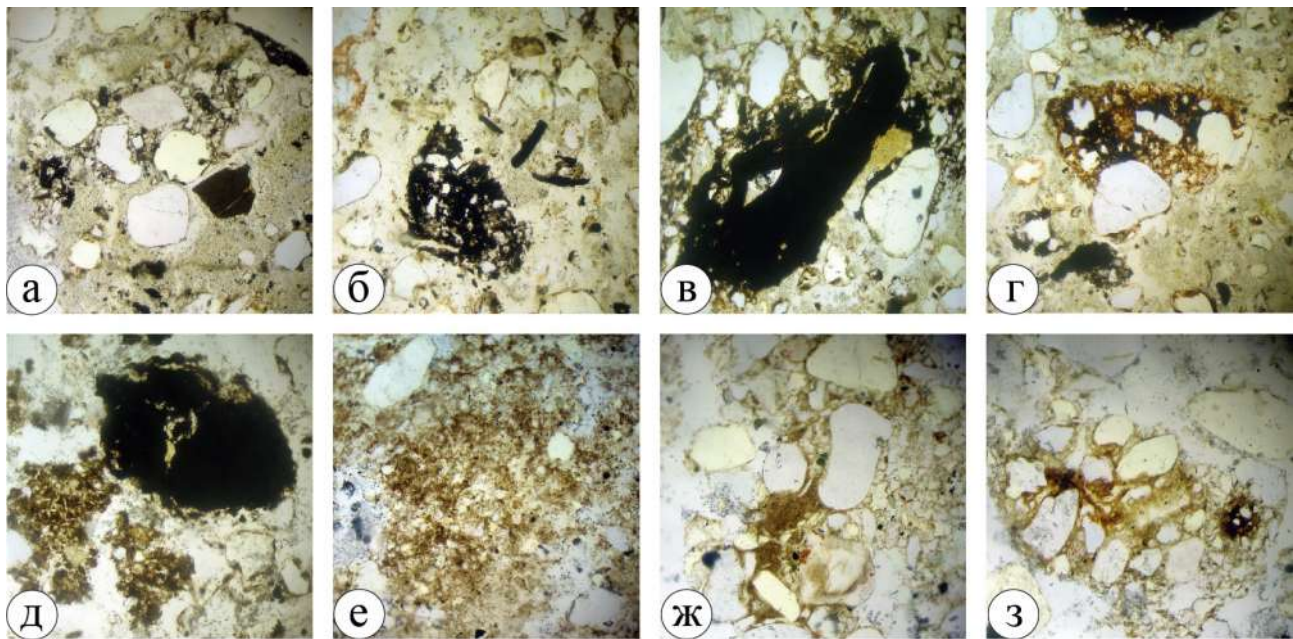
Для прикладу наведемо особливості морфологічної і мікроморфологічної будови урбанозему (індустрізему) дослідженого поблизу «Акціонерної компанії «Свема»» (рис. 1). Профіль антропогенно-глибоко-перетвореного ґрунту потужністю 1,0 м з великою кількістю техногенного матеріалу (уламки напіврозкладеного металу, плівка, цегла, плитка, смола тощо). Матеріал індустрізему за гранулометричним складом переважно піщаний, але кипить з 10% розчином соляної кислоти (з глибини 0,10 м і до 1,0 м) фрагментарно там де є світлі піщані лінзи. На перший погляд профіль цього ґрунту дещо нагадує дерново-підзолистий ґрунт, але внаслідок інтенсивного хімічного забруднення і перемішаності профілю це типовий урбанозем – індустрізем, в профілі якого умовно можна виділити такі прошарки: 0,0-0,30 м – темно-сірий до чорного, піщаний матеріал з включеннями стороннього техногенного матеріалу, пронизаний коренями трав'янистих рослин; 0,30-0,40 м – світло-жовтий

піщаний прошарок з включенням цегли, смоли і т.д.; 0,40-0,80 м – темно-сірий перемішаний матеріал, зустрічаються світлі лінзи піску і техногенного матеріалу (плівка, смола); 0,80-1,0 м (видно) – схожий на попередній, але більш світліший, із великою кількістю лінз піску і меншим вмістом техногенного матеріалу.



Рис.1. Шостка. Загальний вигляд (а), місце закладання (б) і профіль (в) сучасного міського ґрунту урбанозему (індустрізему)

За морфологічними ознаками урбаноземи (індустріземи) на території міста Шостка найбільш чітко відображають вплив антропогенної діяльності людини (переважно підприємств хімічної промисловості) на їх профілі. Це підтверджується як перемішаністю матеріалу ґрунту, так і включенням великої кількості техногенного матеріалу: уламки напіврозкладеного металу, плівка, смола, плитка, цегла тощо. Під мікроскопом (рис.2) матеріал ґрунту переважно дезагредований з наявними різного розміру і складу часточками шлаків, плям озалізнення та ін. Лише на окремих мікроділянках зерна скелету упаковані в гумусово-глинисту плазму із простими мікроагрегатами і часточками гумусу. Наявність поодиноких гумусово-глинистих і залізисто-глинистих натеків коломофних глин є свідченням того, що дерново-підзолистий ґрунт за часи техногенного (переважно хімічного) забруднення трансформувався в урбанозем (індустрізем).



а – крупні зерна кварцу, часточки шлаків; б, в – дрібні часточки шлаків і крупні залізисто-манганові включення; г – часточки шлаків і концентрації залізисто-манганової речовини навколо зерен мінерального скелету; д – часточки і грудочки гумусу, прості мікроагрегати, крупний шлак; е – часточки і грудочки гумусу, прості мікроагрегати; ж – гумусово-глинисті натеки і плівки навколо зерен мінерального скелету; з – залізисто-глинисті натеки коломорфних глин навколо зерен скелету, залізисто-мангановий мікроорштейн; (а-з – нік. ||; збільшення 100).

Рис.2. Шостка. Мікробудова сучасного ґрунту урбанозему (індустрізему)

Проведені дослідження ґрунтів на території міста Шостка показали, що в антропогенно-глибоко-перетворених ґрунтах (індустріземах) під впливом в основному підприємств хімічної промисловості змінюються особливості їх морфо- і мікробудови – перемішаність матеріалу, наявність включень техногенного матеріалу та різного розміру і складу часточок шлаків.

Список використаних джерел

1. Атлас почв Украинской ССР. Под ред. Н.К. Крупского, Н.И. Полупанова. – Киев: Урожай, 1970. – 159с.
2. Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. Под ред. Г.В. Добровольского. – Смоленск: Ойкумена, 2003. – 268с.
3. Кармазиненко С.П. Мікроморфологічні дослідження викопних і сучасних ґрунтів України. – Київ: Наукова думка. – 2010. – 120с.
4. Кармазиненко С.П., Кураева И.В., Маничев В.И., Войтюк Ю.Ю. Экологическое состояние окружающей среды г. Мариуполя // Материалы Всероссийской научно-практической конференции «Экологические аспекты регионального развития». – Ярославль. – 2011. – С.330-337.
5. Кармазиненко С.П., Манічев В.Й. Вплив викидів підприємств чорної металургії на особливості макро- і мікроморфологічної будови ґрунтів // Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи). – Чернівці. – 2012. – Т.4., Вип.2. – С.167-170.

6. Кармазиненко С.П., Войтюк Ю.Ю., Кураєва І.В., Манічев В.І. Оцінка стану забрудненості ґрунтів м. Алчевська іонами важких металів // Матеріали міжнародної конференції «Зелена економіка: перспективи впровадження в Україні». – Київ. – 2012. – Т.1. – С.333-337.
7. Кармазиненко С.П., Кураєва І.В., Войтюк Ю.Ю., Манічев В.І. Ґрунтово-геохімічні дослідження відкладів, що знаходяться під впливом викидів комбінатів чорної металургії // Матеріали І-ї міжнародної науково-практичної конференції «Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування». – Івано-Франківськ: Симфонія форте, 2012. – С.58-59.
8. Кармазиненко С.П. Використання міроморфологічного методу при палеогеографічних, археологічних і ґрунтово-геохімічних дослідженнях викопних і сучасних відкладів території України // Україна: географія цілей та можливостей. – Київ: Обрії, 2012. – Т.1. – С.126-131.
9. Кармазиненко С.П., Кураєва І.В., Войтюк Ю.Ю., Манічев В.І. Ґрунтово-геохімічні дослідження відкладів, що знаходяться під впливом викидів комбінатів чорної металургії // Матеріали І-ї міжнародної науково-практичної конференції «Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування». – Івано-Франківськ: Симфонія форте, 2013. – №1(7). – С.42-47.
10. Кармазиненко С.П., Войтюк Ю.Ю. Ґрунтово-геохімічні дослідження відкладів на території м. Маріуполь // Географические и геоэкологические исследования в Украине и сопредельных территориях: сборник научных статей / Под общ. ред. Б.А. Вахрушева. – Симферополь: ДИАЙПИ, 2013. – Т.1. – С.305-310.
11. Кармазиненко С.П., Кураєва І.В., Войтюк Ю.Ю., Манічев В.І. Еколого-геохімічні дослідження ґрунтів г. Маріуполя // Матеріали Всеросійської науково-практичної конференції, посвященої 150-летию со дня народження В.І. Вернадського. – Махачкала: АЛЕФ, 2013. – С.236-242.
12. Кармазиненко С.П., Войтюк Ю.Ю., Кураєва І.В., Манічев В.І. Вміст важких металів у ґрунтах та їх вплив на здоров'я населення м. Маріуполь // Збірник матеріалів науково-практичної конференції «Довкілля і здоров'я». – Тернопіль: Укрмедкнига, 2013. – С.70-71.
13. Кармазиненко С.П. Особливості макро- і міроморфологічної будови ґрунтів забруднених викидами підприємств чорної металургії // Матеріали V Міжнародної наукової конференції «Актуальні проблеми дослідження довкілля». – Суми: СумДПУ ім. А.С. Макаренка, 2013. – Т.2. – С.157-162.
14. Кармазиненко С.П. Морфологічна і міроморфологічна будова сучасних ґрунтів міста Маріуполь // Збірник наукових праць міжнародної наукової конференції: «Актуальні проблеми генетичного, географічного, історичного та екологічного ґрунтознавства». – Львів: Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2013, Вип.4. – С.172-186.
15. Кармазиненко С.П., Войтюк Ю.Ю., Кураєва І.В., Манічев В.І. Оцінку вмісту важких металів у ґрунтах м. Маріуполь та їх вплив на здоров'я людини // Матеріали Міжнародної конференції «Цілі збалансованого розвитку для України». – Київ: Центр екологічної освіти та інформації, 2013. – С.374-378.
16. Кармазиненко С.П., Войтюк Ю.Ю. Геоэкологическая оценка загрязнённости почв г. Мариуполя тяжёлыми металлами // Матеріали 5-ой Международной научной конференции молодых ученых и аспирантов «Фундаментальная и прикладная геологическая наука глазами молодых ученых: достижения, перспективы, проблемы и пути их решения». – Баку: «Nafta-Press», 2013. – С.180-182.
17. Кармазиненко С.П., Кураєва І.В., Самчук А.І., Войтюк Ю.Ю., Манічев В.І. Важкі метали у компонентах навколишнього середовища м. Маріуполь (еколого-геохімічні аспекти). – Київ: Інтерсервіс, 2014. – 200с.
18. Karmazinenko S.P., Voytyuk Yu.Yu. Environmental Geo-ecological characterization of soils pollution with heavy metals of Mariupol city // The 5th International scientific conference of young scientists and students «Fundamental and applied geological science: achievements, prospects, problems and ways of their solutions». – Baku: «Nafta-Press», 2013. – P.154-156.

Зсувонебезпечні схили у м. Хмельницький: забудова та її наслідки

Колтун О.В., Колтун В.Р.

Львівський національний університет імені Івана Франка

У місті Хмельницькому на зсувні та потенційно зсувонебезпечні ділянки припадає понад 500 га [3]. Це схили балок і річкових долин крутістю 6-12° і більше. Розвитку зсувів, окрім геоморфологічних умов, сприяє і геологія: четвертинні відклади різного походження залягають на сарматських глинах неогену, поверхня яких при сприятливих умовах перетворюється на поверхню ковзання, часто внаслідок антропогенного впливу [1]. Однак необхідність розбудови міста після набуття ним статусу обласного центру зумовила освоєння ділянок з розвитком таких несприятливих процесів для будівництва, як зсуви, просідання, заболочення.

Один з найбільших нових мікрорайонів – Південно-Західний. У 1960-70-ті роки тут споруджено вулиці Молодіжну, Інститутську, Тернопільську, Львівське шосе. Мікрорайон розташований на межиріччі двох правих приток Південного Бугу – Плоскої і Самця. Межиріччя розчленоване численними балками, найбільші з них – між сучасними вулицями Львівське шосе і Молодіжна та між Молодіжною і Хотовицького, першу з них ми і обрали для детального дослідження. Ділянка цікава ще й тим, що у червні 1982 р. тут стався зсув площею 1,1 га на правому схилі з північно-західною експозицією. У результаті зміщення зсувних мас були розірвані лінії газо- і водопроводу, частково зруйновано асфальтовану дорогу. Зволоження схилових відкладів водами з пошкодженої каналізаційної труби за 20 м від голови зсуву тривало чотири роки, а літні зливи пришвидшили процес і спровокували зсув [2].

Профіль східної частини схилу демонструє значне антропогенне перетворення, бо з початку забудови тут створено три великі штучні тераси: перша – для п'ятиповерхових будинків №7/1, 9/1 і дитячого садка (буд. №5/1) на висоті 313 м; друга – для п'ятиповерхових будинків №№20/2, 20/1, 7 на висоті 309 м; третя – для полотна вулиці Молодіжної на висоті 305 м. Уступи між цими терасами засаджені деревами (тополі, горіхи, липи) і травами. Частина дерев має сьогодні викривлені або нахилені стовбури, тобто перетворилася на “п'яний ліс”, що свідчить про зсувні процеси.

Нижче вул. Молодіжної до 2015 р. була частина схилу зі старішими деревами з діаметром стовбурів 60-80 см, багато з них скривлені, повалені. Крутість цієї ділянки 6-9° (т. 4). У липні 2014 р. про зсувні процеси на схилі свідчили також погорбована поверхня схилу, тріщини заколювання, насуви на

незадернованих ділянках вищих шарів ґрунту потужністю по 10-20 і навіть 30 см на нижчі. Крім того, обстеження ділянки у 2013 р. виявило значне розмивання ґрунту, по суті, антропогенний яр завдовжки 40 м і завширшки 2-5 м. Причина його утворення – стік атмосферних опадів з дорожнього полотна вул. Молодіжної, в результаті чого водні та інші комунікації зависли в повітрі. Потік рухався до природного базису ерозії – днища балки, абсолютні висоти якого 292-294 м.

У збудованих на стрічкових фундаментах будинках 1960-80-х років видимих тріщин і ознак руйнування не виявлено, на відміну від процесів на уступах терас та на дорожньому полотні. Зокрема, з січня 2014 р. активізувалися зсувні процеси над ділянкою спорудження 70-квартирного будинку по вул. Молодіжній 2/1д (колишній масив старих насаджень), а в липні 2014 р. тут стався зсув із відривом асфальтного полотна завдовжки 30 м, яке на східнішій ділянці змінилося осіданням частини вулиці на 10-15 см. Причина зсуву, з нашої точки зору, – порушення рівноваги ґрунтових мас схилу через значне підсипання яру вверху схилу і підрізання низи для майданчика будівництва. Додалися і значні динамічні навантаження на дорожнє полотно внаслідок руху вантажівок з будматеріалами. Восени 2014 р. сталося повторне осідання дороги, ще через кілька місяців спорудження котловану нового будинку спровокувало черговий зсув на тому ж місці у лютому 2015 р. Блок порід розміром 33 на 1,5-3,0 м зсунувся вниз на 2 м. Наслідки зсуву ліквідували, укріпивши схил зі сторони буд майданчика 3-метровою підпірною стіною, однак зсувні деформації поширилися тепер ще на 80 м дороги до вул. Інститутської, про що у квітні 2015 р. свідчили поперечні тріщини в асфальті через 3-4 м завтовшки 8-10 мм.

На захід від свіжих зсувів, вгору по вулиці розташований 10-поверховий будинок під номером 2/3г, зданий у експлуатацію у 2013 р. Вимощення довкола будинку місцями потріскало і осіло на 10 см, а у підпірній стінці, що відділяє терасу будинку від тераси з автомийкою, окремі блоки випирають на 2-4 см. Такого ж типу зміщення на 3-5 см у підпірній стіні та нижній огорожі характерні для сусіднього 10-поверхового будинку (вул. Молодіжна, 2/3в).

На північний захід від початку вул. Інститутської на території зсуву 1982 р. житлова забудова розпочалася тільки на поч. ХХІ ст., оскільки потребувала коштовних конструктивних рішень, які забезпечать стійкість будівель, зокрема, 12-метрових пальових фундаментів. Такий фундамент наприкінці 1980-х років спорудили для першого висотного (14 поверхів) цегляного будинку в Хмельницькому за адресою вул. Молодіжна, 22, який знаходиться неподалік

брівки вже згаданої старої зсувної ділянки, однак масове використання цих фундаментів стало можливим лише через двадцять років.

Профіль схилу на 400 м на південний захід від попереднього профілю характеризується ще більшим ступенем антропогенної трансформації: започаткувала її тераса для 9-поверхового будинку №21 (абсолютна висота 325 м), далі йде тераса для 9-поверхового будинку №19 (абсолютна висота 323 м), дві вузькі тераси для вул. Молодіжної і заїзду до новобудов (320 і 318 м), тераси для 10-поверхових будинків 2/3а і 2/3д (315 і 308 м). Нижня частина профілю за межами зсувної ділянки (територія школи та Інституту конструювання і моделювання одягу, 301 м), як і верхня з вул. Молодіжною включно, були освоєні ще у 1970-80-х роках. Житлова забудова середньої частини розпочалася 2005 р. І, як це ми вже спостерігали на інших ділянках вулиці Молодіжної, зсувні процеси завдають руйнувань дорожнім покриттям і уступам антропогенних терас, зокрема, у зеленій зоні нижче трьох корпусів будинку 2/3а станом на липень 2014 р. зафіксовані тріщини відриву завширшки до 3 см, завдовжки 2-3 м, завглибшки 0,5-0,6 м. Нижче цієї ділянки на висоті 310 м знаходиться підпірна стінка наступного будинку, 2/3д, зданого в експлуатацію 2010 р. Її висота 1,2 м, товщина 0,6 м. У ній є тріщини на всю висоту (ширина 5-7 мм), а також у центральній частині стінка випирає вгору на 10 см від первісної прямої лінії. Біля обох будинків є тріщини в асфальті до 1 см завширшки, хвилеподібні деформації полотна. Не оминули зсувні процеси і сходи між терасами: східці місцями викривилися і набули дугоподібної форми.

Загалом активна забудова у ХХІ ст. охопила ділянку правого схилу балки між вул. Молодіжна і Львівським шосе розміром приблизно 900 на 100-120 м і перепадом висот 25 м. І хоча площа зелених насаджень за цей час скоротилася з 10 до 1 га, та все ж у підсумку тут буде понад 1000 сучасних комфортабельних квартир, тоді як на значно більших за площею прилеглих до вододіла ділянках у будинках-хрущовках нараховується близько 600 помешкань. Що стосується особливостей перебігу зсувних процесів, то асфальтові та бетонні поверхні на значній частині досліджуваної ділянки запобігають перезволоженню ґрунтів дощовими водами, однак інші чинники (зміна ваги ґрунтів, форми схилів тощо) сприяють активному прояву зсувних деформацій на дорогах, сходах, уступах антропогенних терас, підпірних стінках, причому швидкість руху матеріалу становить до 2-3 см на рік. Таким чином, якщо будинки на зсувонебезпечних схилах у Хмельницькому відповідають потребам експлуатації, то менші елементи забудови та інфраструктури потребують розробки ефективніших проектних рішень та строгого дотримання технічних вимог під час будівництва.

Список використаних джерел

1. Колтун О.В. Сучасні екзогенні геоморфологічні процеси на території міста Хмельницького / О.В. Колтун // Наук. записки Терноп. пед. ун-ту. Сер. геогр. – 2000. Вип. 2. – С. 13-17.
2. Колтун О. Зсуви у місті Хмельницький / О. Колтун // Проблеми геоморфології і палеогеографії Українських Карпат і прилеглих територій : Матеріали міжнар. семінару, присвяченого 90-річчю від дня народження засновника кафедри геоморфології і палеогеографії професора Петра Цися (30 вересня – 3 жовтня 2004 року). – Львів : Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2004. – С. 177–186.
3. Краткое заключение о состоянии и развитии экзогенных геологических процессов на территории г.Хмельницкого / Подольская инженерно-геологическая и гидрогеологическая партия. – Хмельницкий, 1985. – 8 с.

Ефективність заходів у галузі охорони сільськогосподарських земель

Люшин В.Г.

Інститут агроекології і природокористування НААН
ecoinvestcom@ukr.net

Розвиток аграрного сектора економіки багато в чому залежить від раціонального використання природних ресурсів. Основним і незамінним ресурсом при цьому є земля, від стану якої залежить ефективність виробництва. Багатоплановість значення землі для життєзабезпечення людей визначає і поняття сутності її охорони. З одного боку земля є головним природним ресурсом, без якого неможливе життя на землі, і по відношенню до якого інші види ресурсів виступають як похідні. Як природний ресурс земля відіграє величезну роль у збереженні та нормальному функціонуванні біосфери.

Проте, останнім часом спостерігається погіршення екологічного стану земельних ресурсів. Особливо значно погіршилася якість земель, що використовуються в сільському господарстві, через їх ерозії та засолення, забруднення важкими металами і різними органічними сполуками. Однією з причин погіршення якісного стану земельних ресурсів є недооцінка важливості застосування заходів з припинення прогресуючих процесів деградації земель і неконтрольованого виведення з сільськогосподарського обороту родючих угідь, що є завданням охорони земельних ресурсів.

Згідно Закону України «Про охорону земель» [3] система заходів у галузі охорони земель включає: державну комплексну систему спостережень; розробку загальнодержавних і регіональних (республіканських) програм використання та охорони земель, документації із землеустрою в галузі охорони земель; створення екологічної мережі; здійснення природно-сільськогосподарського, еколого-економічного, протиерозійного та інших видів

районування (зонування) земель; економічне стимулювання впровадження заходів щодо охорони та використання земель і підвищення родючості ґрунтів; стандартизацію і нормування.

Аналіз ефективності використання земельних ресурсів показує, що застосовувані системи землеробства не завжди враховують агроекологічні фактори виробництва, за допомогою яких забезпечується збереження і підвищення ґрунтової родючості. Тому необхідна диференціація способів використання сільськогосподарських угідь і застосовуваних заходів з охорони земель в сільському господарстві залежно від родючості ґрунтів, сформованих природно-кліматичних, технологічних, економічних умов господарювання. При цьому на рівні аграрного підприємства заходи з охорони земель у процесі сільськогосподарського виробництва повинні включати систему ґрунтозахисних прийомів, що дозволяють у кожному конкретному випадку досягати найбільш ефективної охорони ґрунтової родючості, забезпечувати максимальну продуктивність культурного або природного біоценозу і можливість отримання якісної сільськогосподарської продукції при оптимальних затратах праці і матеріально-технічних засобів.

Вивчення природно-кліматичних особливостей в рамках системи спостережень дозволяє обґрунтовано підійти до територіального розміщення виробництва і формування структури виробництва й посівних площ у відповідності з цими особливостями. Важливість робіт з організації території сільськогосподарських організацій обумовлена необхідністю забезпечення стабільності землекористування в умовах трансформацій відносин власності. Тому вона повинна включати також розмежування земельного фонду за видами прав, складання класифікації земель та виділення місця розташування конкретних ділянок різного призначення, розміщення угідь і полів сівозмін, виділення земель, що мають істотні обмеження щодо використання. Екологічна оцінка земельних ресурсів спрямована на заощадження природного потенціалу ґрунтового покриву, на запобігання негативних наслідків антропогенного впливу на навколишнє середовище в процесі сільськогосподарського виробництва або від зовнішніх джерел. Вона включає оцінку природного потенціалу, рівня еродованості, забруднення і порушення сільськогосподарських угідь. Загалом за результатами оцінки сільськогосподарських угідь визначаються напрями їх використання і розробляються відповідні цим напрямом програми заходів з охорони та підвищення ефективності використання ґрунтового ресурсу з урахуванням природно-господарського районування [2, с. 69–70].

Загальним критерієм оцінки системи охорони земель є забезпечення збереження та поліпшення якісних характеристик земель сільськогосподарського призначення і довкілля, зростання виробництва продукції з одиниці земельної площі при найменших витратах. Численні дослідження свідчать про пряму залежність продуктивності сільськогосподарських угідь від дотримання екологічних вимог щодо їх використання та охорони. Тому ефективність заходів з охорони земель має характеризуватися показниками екологічної, економічної та соціальної ефективності.

Ефективність заходів та системи охорони земель в цілому характеризується сукупністю показників в натуральному і вартісному виразі, що дозволяють судити про ефективність реалізації земельної політики. Складність і багатофункціональність системи охорони земель не дозволяє виділити єдиний показник оцінки її ефективності. Складність полягає ще й у тому, що часто природоохоронні заходи вимагають великих капітальних вкладень, а ефект виникає лише в перспективі. Тому на практиці сукупна ефективність всієї системи охорони земель визначається підсумовуванням ефективності окремих заходів або їх комплексів [1, с. 18]. Так, ефективність заходів щодо захисту земель, схильних до водної та вітрової ерозії, щодо попередження різних видів деградації та забезпечення їх раціонального використання оцінюється як натуральними, так і вартісними показниками. Натуральні показники вимірюються скороченням площ еродованих, ерозійно небезпечних і деградованих земель, збільшенням площ з підвищеною ґрунтовою родючістю, площею родючих земель, збережених для майбутніх поколінь. Вартісні показники вимірюються за вартістю приросту врожайності, обсягів виробництва і чистого доходу, вартістю попередженого екологічного збитку від деградації й вибуття родючих земель, витратами на підвищення ґрунтової родючості. У цьому випадку екологічний ефект визначається витратами на усунення негативних наслідків деградації та вартістю недоотриманої продукції. Соціальний ефект визначається кадастровою вартістю збереженого для суспільства земельного ресурсу. Економічний ефект полягатиме в тому, що ці землі краще використовуватимуться в сільськогосподарському виробництві.

Список використаних джерел

1. Давыдова Я.Е. Эффективность мероприятий по агротехнической мелиорации земель в сельскохозяйственных организациях Ульяновской области / Я.Е. Давыдова, Н.А. Федорычева // Агромир Поволжья. – 2011. – № 4. – С. 16-21.

2. Корнева Н.Н. Эффективность мероприятий по охране земель в сельскохозяйственном производстве / Н.Н. Корнева, Н.М. Нейф / Международный сельскохозяйственный журнал. – 2005. – № 5. – С. 67-73.
3. Про охорону земель: Закон України № 962-IV від 19 червня 2003 р. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.zakon1.rada.gov.ua/>

Економічні інструменти стимулювання розвитку альтернативних джерел енергії

Савенко Б.М.

Інститут агроекології і природокористування НААН
ecoinvestcom@ukr.net

Сьогодні важливою особливістю розвитку світового господарства є вирішення питань енергобезпеки та енергоефективності, у зв'язку з чим, особливі надії покладаються на виробництво енергії за допомогою альтернативних джерел – енергія сонячна, вітрова, геотермальна, енергія хвиль та припливів, гідроенергія, енергія біомаси, газу з органічних відходів, газу каналізаційно-очисних станцій, біогазів тощо. Постійна загроза виникнення кризи з поставками нафти, ризики, пов'язані з розвитком ядерної енергетики і клопотаність сучасного суспільства проблемами довкілля і, відповідно, кліматичними питаннями, зумовили виникнення сучасної енергетичної політики, яка націлена на те, щоб протягом кількох наступних десятиліть була сформована відновлювальна енергетична система, що базується на поновлюваних джерелах енергії, без викидів парникових газів в атмосферу. Практично у всіх розвинених країнах формуються і реалізуються програми розвитку відновлюваних джерел енергії (ВДЕ). Однак, невирішеність цілого ряду методологічних питань по впровадженню ВДЕ, відсутність належного досвіду, недостатня розвиненість законодавчої та нормативної бази на всіх рівнях, бюрократичні перепони стримують впровадження ВДЕ в Україні.

До останнього часу в розвитку енергетики простежувалася чітка закономірність: розвиток отримували ті напрямки енергетики, які забезпечували досить швидкий прямий економічний ефект. На сьогодні розвиток відновлюваної енергетики поступово переходить з розряду експериментальної діяльності в комерційну [2, с. 255].

З метою систематизації економічних інструментів підтримки розвитку ВДЕ нами було проведено аналіз теоретичних розробок в сфері державного стимулювання розвитку ВДЕ і досвіду зарубіжних країн у їх практичній реалізації. Так, у Директиві 28/2009/ ЄС Європарламент передбачає дві системи

підтримки розвитку альтернативної енергетики, а саме – підтримку, засновану на квотах та підтримку, засновану на цінах. У випадку застосування механізму підтримки, заснованої на квотах, енергія, вироблена з використанням відновлюваних джерел, продається за ринковою ціною, але при цьому, виробники «чистої» енергії отримують додаткові кошти за рахунок продажу «зелених сертифікатів», певне число яких повинен купити кожен споживач [1]. Механізм розвитку альтернативної енергетики, заснований на квотах, застосовується у Великобританії, Данії, Бельгії, Нідерландах та Ірландії [1; 2, с. 256–257]. У випадку застосування механізму підтримки, заснованої на цінах, держава законодавчо визначає ціну енергії, виробленої від відновлюваних джерел, за якою оператори мережі зобов'язані її купувати. Такий механізм застосовується більшою мірою в Німеччині та Іспанії [1].

Крім того, розглядаючи кожну країну-члена ЄС окремо, головною інституціональною структурою з розвитку альтернативних джерел енергії є уряд кожної з них. Також кожна країна, своєю чергою, розробляє та впроваджує Національний план дій щодо відновлюваних джерел енергії [2, с. 257]. Розробка, функціонування та впровадження останніх, у першу чергу, підкріплюються застосуванням моделей та інструментів сприяння розвитку та просування відновлюваних джерел енергії.

Таким чином, під економічними інструментами стимулювання розвитку ВДЕ розуміються заходи, здійснювані державою і спрямовані на створення таких умов в економіці країни, при яких у результаті діяльності суб'єктів ринку досягається впровадження відновлюваних джерел енергії в енергетику й економіку країни на рівні, що забезпечує виробництво електроенергії від ВДЕ в мінімально заданому обсязі до певного моменту часу. При цьому, модель підтримки – узагальнений, умовний опис сукупності кількох інструментів, що відбиває суттєві властивості, умови й принцип підтримки ВДЕ, а система підтримки розвитку ВДЕ – сукупність економічних інструментів, які реалізуються конкретно державою та спрямовані на досягнення цільових показників розвитку ВДЕ.

Тобто, як уже зазначалося до основних моделей підтримки розвитку ВДЕ відносять [2, с. 258]: цінові моделі (модель фіксованої оплати і модель з надбавками до ринкової ціни) та моделі, орієнтовані на обсяги виробництва (модель квот із сертифікатами, якими можна торгувати і модель тендерів). Незалежно від обраного принципу підтримки, теоретично (без урахування трансакційних витрат і факторів ризику) на базі їх застосування досягається однаковий результат використання ВДЕ при статистично рівних витратах (в

якості витрат суспільства виступає дохід виробників електроенергії від ВДЕ). Навіть у самому спрощеному уявленні ці моделі крім принципу підтримки передбачають використання різних додаткових економічних інструментів стимулювання – гарантій придбання електроенергії від ВДЕ або механізму розподілу витрат, що виникають.

На нашу думку, доцільно провести аналіз таких економічних інструментів, без яких функціонування системи підтримки неможливо, та класифікувати їх за чотирма модулями, кожен з яких описуватиме ключовий фактор впливу системи підтримки розвитку ВДЕ: принцип (фіксована плата; надбавки до ринкової ціни; квоти; тендер), обсяг (тип встановлення ціни; адаптація заданих цін, надбавок, квот; гарантія придбання електроенергії від ВДЕ) і динаміку підтримки (тривалість, інтенсивність, дигресія), витрати суспільства (споживачів) на підтримку (диференціація підтримки; фінансування; механізм компенсації витрат; адаптація витрат до зміни ринкових цін; трансакційні витрати та витрати інституційних перетворень; наявність конкуренції в сфері ВДЕ). Модульний характер такої класифікації полягає в можливості повного опису систем підтримки розвитку ВДЕ, що відрізняються значним розрізненням характеристик та невеликою кількістю елементів. Класифікація дозволить створити більш детальний об'єкт для порівняльного аналізу теоретичних та існуючих систем.

Список використаних джерел

1. Оржель О. Зелена перепустка до Європи / О. Оржель. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.epravda.com.ua/columns/2015/02/10/527157/>
2. Шклярук М.С. Выбор модели поддержки возобновляемой энергетики с учетом экологических целей / М.С. Шклярук // Сборник научных трудов 13 международной научно-практической конференции «Экономика, окружающая среда и общество России в 21 веке». – СПб.: Изд-во Политехн. ун-та, 2011. – С. 255–258.

Проблемы и перспективы рационального использования лесных ресурсов Украины

Стадник В.Ю., Тихомирова Т.С.

Национальный Технический Университет

«Харьковский политехнический институт»

veronika_stadnik@mail.ru

Проблема нерационального использования и истребления лесных ресурсов более чем актуальна. По всей территории Украины за год вырубается более 17 млн. метров кубических древесины, около 180 тысяч кубических

метров приходится на незаконную вырубку леса, существенные потери несет лесное хозяйство из-за пожаров (в среднем за год уничтожается около 800 га лесных массивов).

Лес является незаменимым ресурсом, это не только один из факторов поддержания равновесия химического состава атмосферы (1 га леса в год способен поглотить 5-10 т CO_2 и выделить 10-20 т O_2), но и важнейший природный компонент, который играет решающую роль в поддержании гидрологического режима рек, в предупреждении дефляции и эрозии почв, а так же борьбе с засухами и сухостоями. Лесные полосы защищают водные источники от загрязнения сточными водами с полей, служат естественными фильтрами. Кроме того, лес обладает возможностью поглощать отдельные компоненты промышленных загрязнений. Так же древесина – важный строительный материал, основа целлюлозно-бумажной промышленности и ценный топливный материал.

Несмотря на такую значимость, к лесному хозяйству относятся халатно.

Из множества проблем природопользования можно выделить такие:

1. Несвоевременная санитарная чистка леса, что приводит к массовому заражению деревьев, ухудшению качества древесины
2. Безотходный процесс переработки внедрен не на всех предприятиях Украины
3. Несвоевременная рубка лесов:
 - 3.1. Вырубается больше, чем произрастает за год
 - 3.2. Вырубка, значительно отстающая по темпам прироста древесины (приводит к старению леса, снижению его продуктивности, заболеваниям старых деревьев)
4. Некомпетентная охрана лесных угодий, что приводит к несанкционированной рубке леса, к возникновению пожаров
5. Низкий уровень вторичной переработки сырья (макулатура)

К сожалению, проблем очень много, а действий для их решения слишком мало, ведь лесное хозяйство, как и любое другое требует серьезных вложений, а на данном этапе их недостаточно. Но, тем не менее, существуют решения, которые позволят улучшить состояние лесного хозяйства без больших затрат:

1. Повышение квалификации и усиления контроля над работниками лесного хозяйства
2. Проведение субботников для очистки лесополос с привлечением старшеклассников и студентов

3. Проведение воспитательных мероприятий связанных с: вторичной переработкой бумаги, что позволит сэкономить лесные ресурсы; правилами поведения с огнем на природе и др.

4. Поощрения за безотходную переработку древесины, за переработку сухих деревьев, веток.

Это минимум, который можно воплотить в жизнь на местном или областном уровне, повышая сознание и экологическое воспитание граждан, которое в дальнейшем позволило б заботиться не только о лесном фонде, но и о других ресурсах Украины.

В то время, как более развитые страны ведут политику сохранения леса, наше государство продает древесину за относительно небольшую цену и слишком мало внимания уделяет усовершенствованию этой отрасли. Так же многое зависит от населения, которое неосознанно уничтожает столь ценный ресурс.

Геоекологічна ситуація в Україні

Старовойт О.Є., Кравченко Ю.С.

Національний університет біоресурсів та природокористування України
olyastarovoyt@rambler.ru

Геоекологічна ситуація в Україні за багатьма показниками оцінюється як кризова і продовжує погіршуватися в процесі нераціональної господарської діяльності, зокрема техногенного впливу. На це також накладаються екстремальні прояви природних процесів (стихійних лих) у різні пори року: повені, посухи, зсуви, сейсмічні явища, осідання, селі, снігові лавини та ін. Техногенний вплив на ландшафти, енергомісткість виробництва в 6-9 разів перевищують рівень розвинутих країн. Маса накопичених промислових відходів оцінюється у 25 млрд т, а зайнята ними площа — 130 тис. Га. Площа орних земель у лісостеповій і степовій зонах становить 85-90% сільськогосподарських угідь. За даними Інституту землеробства УААН питома вага еродованих ґрунтів серед орних земель досягла більш як 30%.

Негативний техногенний вплив на природне середовище зумовлений відсутністю геоекологічної політики в розвитку промисловості й сільського господарства, різних видів будівництва, застарілими, неекологічними технологіями природокористування, недосконалою галузевою структурою і деформованою територіальною організацією промисловості.

Наслідком цього є надмірна концентрація промисловості в Донбасі та Придніпров'ї, забрудненість природного середовища цих регіонів.

Погіршення геологічних умов також зумовлюється зниженням сейсмостійкості порід на ділянках підтоплення. За даними Держкомгеології України та Інституту геологічних наук НАНУ, техногенний приріст сейсмічності на півдні України перевищує 1,5 бала. У зв'язку з цим до 30-50% житлових, промислових, енергетичних та інших об'єктів України за своєю сейсмостійкістю не відповідають сучасним вимогам за рівнями сейсмічного ризику. Як показують постійні спостереження, за останні десятиліття якість ґрунтів України істотно погіршилася внаслідок сільськогосподарського виробництва (безповоротні втрати гумусу і поживних речовин, забруднення агрохімікатами), водної та вітрової ерозії в результаті зрошувальної та осушувальної меліорації (перезволоження, заболочування, засолення, закислення, висушування), забруднення промисловими відходами. Адже щорічно для виробництва сільськогосподарської продукції використовується понад 4 млн т мінеральних добрив. Забруднення ґрунтів зумовлюється недосконалою технологією їх зберігання та використання. За результатами агрохімічних аналізів у 1973-1990 рр. залишки пестицидів виявляли в 54% зразків ґрунту, в тому числі в 15% з перевищенням ГДК. Найбільший вміст ДДТ встановлено в ґрунтах садів Запорізької області – 39 ГДК навесні й 43 ГДК восени. Ґрунти забруднюються також промисловими викидами. За їх обстеженнями в Луганській, Донецькій, Харківській областях у смугах впливу підприємств чорної і кольорової металургії, хімічної та вугільної промисловості, теплоенергетики та будівельної індустрії, виявлено техногенні геохімічні зони з аномально високим вмістом елементів-забруднювачів. Радіус таких зон змінюється від 3 до 30 км.

Так трикілометрова смуга Комунарського металургійного комбінату Луганської області площею понад 22 тис. га забруднена марганцем, хромом, залізом, свинцем, кобальтом, нікелем; трикілометрова смуга заводу "Укрцинк" Донецької області забруднена свинцем, цинком, кобальтом, хромом, міддю. Смуги забруднення Луганської та Зміївської ДРЕС, які працюють на вугіллі, досягають 30 км.

Значні земельні площі зайняті під звалища промислових і побутових відходів. Горіння териконів, пилоутворення над поверхнею шлакозвалищ, підвищення мінералізації ґрунтових вод є додатковими чинниками негативного впливу на якість ґрунтів України.

У південно-степовій (сухостеповій) підзоні України і прилеглих частинах Кримського півострова внаслідок інтенсивного зрошення земель виникла критична екоситуація: тут відбуваються процеси підтоплення і вторинного засолення зрошуваних земель, активізуються суфозійно-просадкові явища на ділянках, утворених супіщаними і суглинистими ґрунтами, а також посилюється загальне хімічне забруднення ґрунтів і води у зв'язку з внесенням великих доз мінеральних добрив та пестицидів.

Важливими заходами щодо збереження ґрунтів є гігієнічне регламентування їхнього забруднення. Нормування хімічних речовин в ґрунтах розпочалося лише в 1976 році. Розроблено методичні рекомендації щодо встановлення ГДК хімічних речовин у ґрунтах. Порухені землі підлягають рекультивації, під якою розуміють комплекс робіт, скерованих на відновлення продуктивності та господарської цінності земель, а також поліпшення якості навколишнього середовища згідно з інтересами суспільства.

Список використаних джерел

1. Маринич О. М., Шищенко П. Г. Фізична географія України: Підручник. – 3-е вид., стер. – К.: Знання, 2006. – 512с.
2. Гавриленко О.П. ЕКО-географія України: Навчальний посібник. – К. : Знання, 2008. – 646 с.

Влияние антропогенных факторов на состояние почвенного покрова сухостепных ландшафтов юго-востока Ростовской области

Сушко К.С.

Южный федеральный университет; Институт аридных зон Южного научного
центра Российской академии наук

kirrkka@yandex.ru

Юго-восток Ростовской области является важным районом сельскохозяйственного производства. Здесь сосредоточено до 60% пастбищных угодий региона, а также значительные площади пашен и сенокосов.

Почвенный покров является одним из важнейших компонентов природных ландшафтов, а также ключевым агропроизводственным ресурсом. Зональным типом почв в районе исследования является каштановый. Очень часто каштановые почвы залегают в комплексе с засоленными почвами (солонцами и солончаками). Комплексность почвенного покрова обусловлена как природными, так и антропогенными факторами. К природным факторам относятся сложный мезо- и микрорельеф, различный характер увлажнения,

развитие солонцового процесса, формирование солончаковых почв, изменяющийся уровень грунтовых вод и повышенная их минерализация. Среди антропогенных факторов основным является чрезмерный выпас скота, а также использование минерализованных вод для орошения и распашка залежных и целинных земель [2, 3].

За последние 10 лет в долине Маныча повсеместно отмечается рост количества неучтенного поголовья скота, в частности овец. Это фактор сегодня служит основной причиной усиления антропогенного воздействия на почвенный покров.

Изучение природных и антропогенных трансформаций почв проводились в 2010-2012 г.г. во время комплексных экспедиций на территории Орловского района Ростовской области в окрестностях научно-экспедиционного стационара ЮНЦ РАН «Маныч».

Исследования проводились методом эколого-географического профилирования. Профили закладывались с учетом форм мезорельефа (от водораздела до направления русла водотока) по направлению геохимического стока. В полевых условиях проводилось морфологическое описание почв (структура, гранулометрический состав, сложение, признаки засоления, наличие карбонатов и т.д.) по общепринятым методикам [1, 4].

Опорные почвенные разрезы закладывались на расстоянии 500 м друг от друга [5]. Также были заложены разрезы по периферии района исследований (рис. 1).



Рис. 1. Район исследований с точками профилей

В лабораторных условиях в почвенных образцах были определены:

- содержание гумуса методом Тюрина в модификации Орлова и Гриндель [7];
- карбонаты по Кудрину [1];
- анализ водной вытяжки в засоленных почвах [1];
- плотность, влажность, агрегатный состав общепринятыми физическими методами [1,5].

Определение плотности показало, что в почвах без пастбищной нагрузки и с минимальной степенью этот показатель составляет 0,75-1,01 г/см³ (в слое 0-20 см) и 1,24-1,31 г/см³ (в слое 20-50 см), с увеличением пастбищной нагрузки происходит уплотнение почвы и особенно верхних горизонтов до 1,35-1,37 г/см³, в нижележащих до 1,42-1,56 г/см³

По показателю влажности выявлено, что наиболее увлажнены почвы модельных участков, где слабее пастбищная нагрузка, а также со слабой и умеренной степенью, где в верхних горизонтах полевая влажность была 30,24 – 42,10%, а в нижележащих не превышала 52%.

При пастбищной нагрузке меняется химический состав почв, так как в выеваемых ветром, вследствие выпаса частицах почвы и агрегатах (менее 0,1 мм) содержится основная часть гумуса, поглощенных оснований, элементов питания для растений. Наиболее заметно в пастбищных почвах сокращение содержания гумуса.

Под влиянием выпаса происходит изменение плотности почвы, ее водно-воздушных свойств, температурного и питательного режимов, микрорельефа, динамики растительного покрова, качества микро- и макронаселения почвы. Также возрастает объемный вес почвы, снижается её влагоемкость, скорость проникновения воды. Пастбищная нагрузка изменяет растительный покров степи в сторону формирования рудеральных группировок растительности

Снижение содержания гумуса в почвах происходит за счет уменьшения биомассы растительности и нарушения физико-химических свойств почвы в результате выпаса скота. Перевыпас является одним из основных негативных антропогенных экологических факторов, оказывающих существенное влияние на биологическое разнообразие и состояние почв. Под влиянием интенсификации пастбищного животноводства происходит снижение биологической продукции сухостепных сообществ, биоразнообразия и, как следствие, развивается процесс опустынивания, ветровой и водной эрозии в долине Маныча.

Работа выполнена при частичной поддержке темы НИР №213.01-07-2014/14ПЧВГ

Список использованных источников

1. Александрова, Л. Н. Лабораторно-практические занятия по почвоведению./ Алескандрова Л. Н., Найденова, В. Е. – Л. : Агропромиздат, 1986. – 295 с.
2. Ильина Л. П. Особенности формирования и свойства почв заповедника «Ростовский» /Л.П. Ильина // Мониторинг природных экосистем долины Маныча: Труды ФГУ «Государственный природный заповедник «Ростовский»». Выпуск 4. Ростов н/Д: Изд-во СКНЦ ВШ ЮФУ, 2010. – С.5-15.
3. Ильина Л.П. Особенности формирования, состав и свойства сухостепных солонцевато-слитых почвенных комплексов Долины Маныча / Л.П.Ильина, И.В.Ковда, Д.Г.Невидомская, К.С. Сушко, Е.Г. Моргун // Вестник Южного научного центра. – 2014. – Т.10 – №4. – С. 61-72.
4. Кауричев, И. С. Практикум по почвоведению./ И.С. Кауричев – М. : Колос, 1980. – 280 с.
5. Лебедев П.П. Земельно-ресурсное картографирование./ П.П. Лебедев – М.: Недра, 1992. – 78 с.
6. Орлов Д.С., Гришина Л.А. Практикум по химии гумуса./ Д.С. Орлов, Л.А. Гришина – М.: Изд-во МГУ, 1981. – 271 с.

Напрями раціонального використання торф'яних боліт України

Тимощук І.І.

Інститут агроекології і природокористування НААН

ecoinvestcom@ukr.net

Багатофункціональна роль боліт визначає величезну відповідальність суспільства за їх раціональне використання. Болота відіграють важливу роль у підтримці складу атмосферного повітря: їх рослинність збагачує атмосферу киснем і засвоює вуглекислий газ, вилучаючи з планетарного циклу вуглець та консервуючи його в торфовищах на тисячоліття. В результаті часткового розкладання рослинних залишків в анаеробних умовах в атмосферу надходить також значна кількість метану. Співвідношення між потоками вуглекислого газу й метану (важливих компонентів атмосферного повітря, що регулюють прояви «парникового ефекту») визначає «внесок» болотного регіону в можливе потепління глобального клімату [1, 2, 3]. Кліматична функція боліт, крім їх впливу на склад атмосфери, проявляється у формуванні теплового і водного балансів території. Відбувається збільшення вологості повітря та ослаблення ступеня континентальності клімату [1, 3]. Крім того, болота забезпечують збереження генофонду рідкісних тварин, птахів і рослин. На неосушених торф'яних болотах ростуть рідкісні лікарські рослини та ягоди. Таким чином, болотні екосистеми мають дуже важливе значення для збереження екологічної рівноваги як на локальному рівні, так і в усій біосфері.

Торф служить сировиною для виробництва цінної продукції, і нині знайдені нові сфери його раціонального застосування. Як і будь-яку природну

систему, болото слід розглядати з позицій його життє- та ресурсовідтворювальних можливостей для людини [2, 3]. Однак, необхідно враховувати, що людство не може вирішити проблему охорони природи лише створенням заповідників. Відхилення оптимальних пропорцій може призвести до негативних господарських і екологічних наслідків. Становище ускладнюється ще й тим, що проблеми, пов'язані з управлінням природними процесами, перестали бути локальними. Раціональне природокористування – це шлях до сталого розвитку біосфери. Ставлячи завдання створення високопродуктивного та сталого ландшафту, треба бачити «цілу і нероздільну природу, а не окремі її частини» [3].

Нині єдиного методологічного підходу до розподілу торф'яних боліт за напрямками їх раціонального використання в Україні не існує. Тому необхідний системний підхід до дослідження перспектив раціонального природокористування на торфових болотах. В основі плану раціонального природокористування на торф'яних болотах повинна бути єдина методологія, що розкриває причини заболочування, визначає раціональні напрями природокористування та об'єктивно відображає динаміку сучасних болотних процесів.

Методологічний підхід має передбачати трирівневу систему у розробці стратегії охорони та раціонального використання торф'яних боліт при дотриманні положення про цілісність вологообміну.

Перший – макрорівень – впливає з середовищеутворюючої ролі болотних екосистем, що забезпечує екологічну рівновагу й еволюцію геосистем на значній території протягом століть. На цьому рівні передбачається вирішення наступних завдань: розробка еколого-біосферних моделей болотних регіонів, виділення зон екологічного ризику на підставі стану водного балансу території, прогнозування і регулювання напрямків та інтенсивності антропогенного впливу на екосистеми заболочених територій.

В основу наступного рівня – мезорівня – покладений басейновий підхід, тобто при розгляді ролі болотних екосистем у кругообігу речовин приймається до уваги підпорядкованість ландшафтних одиниць в річковому басейні, що є, враховуючи особливості вологообміну, функціонально-цілісною геосистемою. Мезорівень передбачає вирішення наступних завдань: розробку системи управління болотоутворюючим процесом і ландшафтними середовищеутворюючими функціями болотних систем; побудову регіональних (басейнових) еколого-економічних моделей стану болотних екосистем; створення критеріальної системи оцінки природного стану болотних екосистем

(екологічна сертифікація) і критеріальної системи прогнозу стану болотних екосистем при антропогенному впливі.

Третій рівень – мікрорівень – є локальним і стосується вивчення властивостей і процесів конкретних боліт і болотних фацій (мікроландшафтів). Дослідження цього рівня – основа вирішення завдань вищих рівнів [3].

На основі вирішення задач всіх трьох рівнів створюється раціональна структура торф'яного фонду країни з пріоритетним виділенням охоронного фонду та розробляються наукові основи моніторингу. Варто зазначити, що дослідження питань біосферної ролі боліт, у тому числі розробки критеріальної системи емісії парникових газів з торф'яних боліт для реалізації Кіотського протоколу до РКЗК, належить до сфери інвестиційної політики і повинні координуватися державою.

Розвиток торф'яної промисловості в умовах раціонального використання торф'яних боліт – одна з основних складових сировинної безпеки країни. Поліпшення стану торф'яної промисловості сприяло б розвитку сільськогосподарської меліорації і лісомеліорації, а також сільського господарства в цілому. Своєю чергою розвиток безпосередньо торф'яної промисловості дозволить істотно збільшити базу оподаткування, гарантувати повернення кредитів, а також зростання трудової зайнятості населення, пом'якшення соціальної напруженості. Особливе значення представляє залучення торф'яних боліт в сільськогосподарське виробництво.

Таким чином, розвиток торф'яної промисловості слід здійснювати на основі комплексного підходу, поєднуючи його з іншими супутніми виробництвами, які дають великий економічний ефект. Державна підтримка у вигляді різних інвестицій повинна бути спрямована на пріоритетні галузі торф'яної промисловості, продукція яких затребувана сучасним ринком, і надаватися, насамперед, тим регіонам, які здатні забезпечити швидку й високу віддачу таких вкладень.

Список використаних джерел

1. Болота – значення, використання та екологічні проблеми. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://ua.6соточек.рф/sadov-roslini/>
2. Використання торфу. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://bio.ukrbio.com/ua/articles/5263/>
3. Концепция охраны и рационального использования торфяных болот России. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.ltorf.tspu.ru/files/Konzeptcia.doc>

РЕАЛІЗАЦІЯ АКТИВНИХ ЗАХОДІВ ЗБЕРЕЖЕННЯ ПРИРОДНИХ КОМПЛЕКСІВ ТА ОБ'ЄКТІВ

Сучасний стан природно-заповідного фонду басейну річки Удай в межах Чернігівської області

Арищенко І.В.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка,
ННЦ «Інститут біології»
irinushka.mail@mail.ru

На Чернігівській землі створено чимало природно-заповідних територій і об'єктів, в яких охороняються ліси, водойми, типові рослинні угруповання і фауністичні комплекси. Загальна площа 656 об'єктів природно-заповідного фонду Чернігівської області станом на 01.01.2014 р. складала близько 253,6 тис. га, або 7,6% площі області (середній відсоток по Україні – 6,05%). Значна увага приділена охороні раритетних компонентів біорізноманіття – рідкісних видів рослин і тварин, рідкісних рослинних і тваринних угруповань. Найважливіші подальші завдання природоохоронців – створення на Чернігівщині національних природних парків, розробка екологічної мережі області, яка з'єднає екологічними коридорами природно-заповідні території для охорони генофонду. Перспективними в цьому плані є Варвинський, Ічнянський та Прилуцький райони, якими пролягає Удайський екологічний коридор регіонального значення.

Було досліджено три райони Чернігівської області, а саме: Варвинський, Ічнянський і Прилуцький через які протікає річка Удай. В долині річки Удай, що проходить у Варвинському районі лежать такі природно-охоронні території:

- «Антонівський» – гідрологічний заказник місцевого значення площею 162 га;
- «Кут» – гідрологічний заказник місцевого значення площею 36 га;
- «Сага» – гідрологічний заказник місцевого значення площею 38 га.

Всі інші об'єкти природно-заповідного фонду Варвинського району не лежать у заплаві цієї річки. Разом з тим є майже зовсім незахищена ділянка між «Антонівським» та «Сагою», гідрологічними заказниками місцевого значення. Її протяжність складає близько 10 км. Саме тут варто зосередити зусилля при створенні об'єктів природно-заповідного фонду.

У Прилуцькому районі, теж є природно-охоронні території, які лежать на річці Удай, а саме:

- «Кут» – ботанічний заказник місцевого значення площею 144 га;
- «Бунилівський» – гідрологічний заказник місцевого значення площею 1370 га;
- «Густинський» – гідрологічний заказник місцевого значення площею 857 га;
- «Заудаївський» – гідрологічний заказник місцевого значення площею 234 га;
- «Заїздівський» – гідрологічний заказник місцевого значення площею 1450 га;
- «Обичівський» – гідрологічний заказник місцевого значення площею 1038 га;
- «Пирогівський» – гідрологічний заказник місцевого значення площею 259 га;
- «Полівщина» – гідрологічний заказник місцевого значення площею 535 га;
- «Удайцівський» – гідрологічний заказник місцевого значення площею 1040 га.

У Прилуцькому районі також є декілька територій, які є менш захищеними. Ці території знаходяться між «Обичівським» та «Заїздівським», гідрологічними заказниками місцевого значення, протяжність яких становить біля 15 км.

Щодо Ічнянського району, то там такі теж є природно-охоронні території на річці Удай:

- «Дорогинський» – гідрологічний заказник загальнодержавного значення площею 1880 га;
- «Ічнянський» – гідрологічний заказник місцевого значення площею 90 га;
- «Мокре» – гідрологічний заказник місцевого значення площею 28 га;
- «Южний» – гідрологічний заказник місцевого значення площею 75 га.

Отже, всі вище згадані об'єкти є дуже важливими охоронними територіями, які відіграють важливу роль в екосистемі Чернігівської області, та власне і у новому Удайському екокоридорі, який ми можемо створити. Також ми забезпечимо комунікативну функцію Удайського екологічного коридору на ділянці між двома природними ядрами – двома національними природними парками: Ічнянським в Чернігівській та Пирятинським в Полтавській областях.

Список використаних джерел

1. Голубовська Т. Природно-заповідний фонд як складова рекреаційних ресурсів Чернігівської області // Матер. VII Всеукр. студент. наукової конфер. «Сучасні проблеми природничих наук». – Ніжин, 2012.-С.39
2. Природно-заповідний фонд Чернігівського краю [Електронний ресурс] // Міністерство екології та природних ресурсів України. – Режим доступу : <http://www.menr.gov.ua/press-center/news/147-news25/2748-sohodni-17-chervnia-2014-roku-dvadtsiatoiu-sesiieiu-shostohosklykannia-chernihivskoi-oblasnoi-rady-za-podanniam-departamentu-ekolohii-ta-pryrodnykh-resursiv-chernihivskoi-oblderzhadministratsii-zatverdzheno-oblasnu-prohramu-okhorony-navkolyshnoho-pryrodn>;
3. Природно-заповідний фонд Чернігівської області. – Під загальною редакцією к.б.н., доц. Карпенка Ю.О. – Чернігів, 2002. – 240 с.

Назвався грибом – лізь у кошик

Довганич Я.О.

Карпатський біосферний заповідник

yadov@ukr.net

За Концепцією розвитку біосферних резерватів основним їх завданням є поєднання збереження природи і раціонального використання її ресурсів, іншими словами – гармонізація стосунків людини і природи. Звідси випливають і функції, які повинні виконувати біосферні резервати: 1) функція збереження генетичних ресурсів, видів, екосистем та ландшафтів; 2) функція сприяння сталому соціально-економічному розвитку; та 3) функція підтримки демонстраційних проектів, екологічної освіти та тренінгів, а також досліджень та моніторингу в контексті реалізації місцевих, національних та глобальних проблем збереження природного довкілля та сталого розвитку [1].

Для виконання своїх завдань і функцій територія біосферних резерватів включає три функціональні зони: 1) ядрову зону, яка може складатися з однієї або кількох ділянок, де надійно зберігається біологічне різноманіття, проводиться моніторинг за мінімально порушеними екосистемами та здійснюються неруйнівні (екологічно безпечні) дослідження та інші маловпливові на природне середовище види природокористування (такі як освіта); 2) буферну зону, яка зазвичай оточує або прилягає до ядрової зони (зон) та використовується для узгодженої діяльності, включаючи екологічну освіту, рекреацію, екологічний туризм, а також для прикладних та фундаментальних досліджень; 3) гнучку перехідну або транзитну зону, де може здійснюватись сільськогосподарська діяльність, існують поселення та здійснюється природокористування, і в якій місцеві громади, органи влади, науковці, неурядові організації, природо користувачі та інші групи населення

співпрацюють разом, щоб раціонально (невиснажливо) використовувати ресурси цієї території.

Як правило, ядрову зону формують природоохоронні території, буферну зону – прилеглі до них території з обмеженим природокористуванням, а перехідну зону – території, де зберігається традиційна людська діяльність, яка поступово переводиться на природозберігаючі технології з урахуванням потреб максимального збереження живої природи в межах території резервату. Така територіальна структура дозволяє пом'якшити антропогенний вплив на особливо цінні ділянки природи, забезпечуючи їм довготривале збереження, а також гармонізацію стосунків людини і природи, за допомогою знань, одержаних у процесі наукових досліджень на територіях з різним ступенем впливу людської діяльності. У Мадридському плані дій для біосферних резерватів (2008-2013 рр.) щодо перехідної зони сказано, що люди *тут живуть* (курсив наш – Я. Д.) і здійснюють свою діяльність на територіях, які характеризуються численними видами землекористування, а також, що перехідні території виконують центральну функцію щодо соціально-економічного розвитку [2].

Оскільки територія біосферного резервату включає ділянки, які знаходяться в руках різних користувачів (адміністрації природоохоронних територій, лісгоспів, фермерські та мисливські господарства, промислові підприємства, місцеві органи влади, приватні землевласники тощо), виникає нагальна потреба в координації їх дій. Для цього при біосферних резерватах створюються місцеві консультативні ради, в яких були б представлені усі заінтересовані сторони резервату, зокрема, представники сільських і лісових господарств, представники структур, відповідальних за полювання та добування мінеральних ресурсів, забезпечення водою та електроенергією, рибальство, туристичну діяльність, рекреацію та дослідження.

За Концепцією біосферних резерватів «біосферний резерват» не є природоохоронною категорією, хоча і включає зону суворої охорони природи в якості ядра (відповідає нашим природним заповідникам чи заповідним зонам національних природних парків або тих же біосферних заповідників).

У Передмові до видання в Україні документів, схвалених на конференції, що відбулася в рамках Програми ЮНЕСКО «Людина і біосфера» у м. Севільї (Іспанія) в 1995 р. сказано, що поняття «біосферного резервату» за Севільською стратегією принципово відрізняється від нашої природоохоронної категорії «біосферних заповідників», і не лише за назвою. В той же час там сказано, що нове бачення за Севільською стратегією не перекреслює напрацювань в

Україні, тобто уже створених біосферних заповідників, оскільки вони уже визнані ЮНЕСКО [3]. Насправді все далеко не так чудово, як видається.

Наші біосферні заповідники є жалюгідною пародією на біосферні резервати. Насправді – це природні заповідники, територію яких поділено на зони за зразком біосферних резерватів. Проілюструємо це на прикладі Карпатського біосферного заповідника, який утворений на базі Карпатського державного заповідника.

Щоб надати державному заповіднику статус біосферного, його територію поділили на чотири функціональні зони: ядрову, буферну, зону регульованого заповідного режиму і зону антропогенних ландшафтів. До зони антропогенних ландшафтів (аналог перехідної зони біосферних резерватів) долучили кілька ділянок прилягаючих лісгоспів, які не вилучені від користувачів. Це означає, що на цих ділянках і далі господарюють лісгоспи, але під пильним наглядом адміністрації заповідника. Усі заплановані на цих ділянках роботи лісгоспи зобов'язані погоджувати із заповідником. Якщо заповідник не дозволить на якійсь ділянці проводити рубку лісу, лісгосп не має права це робити.

У зоні антропогенних ландшафтів біосферного заповідника дозволені деякі види природокористування, наприклад, сінокосіння, рубка лісу, випас худоби, збір грибів і ягід, рекреація тощо. Однак, усі користувачі повинні йти «на поклон» до адміністрації заповідника, щоб одержати дозвіл на використання тих чи інших природних ресурсів. Таким чином вони не відчуваються господарями цих ресурсів, як це було раніше, і як це має бути у справжньому біосферному резерваті. Справжнім господарем на всій території біосферного заповідника є його адміністрація. Така система породжує напруженість між адміністрацією біосферного заповідника та іншими природокористувачами, що інколи може виливатися у стихійні вияви незадоволення місцевого населення.

Крім того, у межі біосферного заповідника не увійшов жодний населений пункт, жодна місцева громада, жодне сільськогосподарське підприємство, жодний орган місцевої влади, не увійшли всі ті, з ким адміністрація заповідника мала організувати співпрацю на рівноправних і взаємовигідних умовах, хто мав бути залучений у процес управління територією та ресурсами біосферного резервату. У сьогоденній ситуації залучення місцевих природокористувачів та органів влади до управління біосферним заповідником з юридичної точки зору виглядало б як втручання сторонніх осіб в управління державною установою. Саме через це ніяк не вдається знайти форму залучення місцевих громад до управління біосферним заповідником. А участь місцевих громад в управлінні

біосферним резерватом вимагається Міжнародною координаційною радою з програми ЮНЕСКО «Людина і біосфера», перед якою щорічно звітується Карпатський біосферний заповідник.

Через такі колізії Міжнародна координаційна рада з програми ЮНЕСКО «Людина і біосфера» у 2014 році визнала п'ять біосферних заповідників України такими, що частково або повністю не відповідають вимогам Севільської стратегії ЮНЕСКО [6]. Зокрема зонування українських біосферних заповідників не відповідає критеріям, визначеним у Положенні всесвітньої мережі біосферних резерватів [5]. Проблема у перехідній зоні, яка має включати землі інших природокористувачів зі збереженням їх прав. Співпраця між ними і адміністрацією ядрової зони має відбуватися на рівноправній взаємовигідній основі.

Якщо Україна не приведе свої біосферні заповідники у відповідність з вимогами, що висуваються до біосферних резерватів, то може скластися анекдотична ситуація, коли наші біосферні заповідники де факто перестануть бути біосферними, оскільки їх виключать з міжнародної мережі біосферних резерватів, в той же час зберігаючи цей статус де юре в межах України.

Щоб вирішити цю проблему, в Україні необхідно прийняти закон про біосферні резервати, в якому прописати порядок їх утворення, та умови і напрямки співпраці між усіма природокористувачами, які увійдуть до їх складу відповідно до Концепції біосферних резерватів ЮНЕСКО, Севільської стратегії [4] та Мадридського плану дій [2]. Категорію «біосферні заповідники» слід вилучити із Закону «Про природно-заповідний фонд України» як таку, що втратила сенс. Існуючі біосферні заповідники шляхом встановлених ЮНЕСКО процедур можуть увійти у склад новостворених біосферних резерватів як заповідні ядра (ядрова зона).

Список використаних джерел

1. Концепція розвитку біосферних резерватів // Основи управління біосферними резерватами в Україні. Збірник нормативно-правових актів та науково-практичних статей, підготовлених у рамках проведення Міжнародного науково-практичного семінару «Розвиток системи біосферних резерватів в Україні» (01-03 жовтня 2014 року, Ужанський національний природний парк, Закарпатська область), [за ред. Ф. Д. Гамора, Г. В. Парчука.] – Ужгород: КП «Ужгородська міська друкарня», 2014. – с. 23-24.
2. Мадридський план дій для біосферних резерватів (2008-2013 рр.) // <http://www.unesco.org/mab>
3. Передмова до видання в Україні документів, схвалених на конференції, що відбулася в рамках Програми ЮНЕСКО «Людина і біосфера» у м. Севільї (Іспанія) в 1995 р. – 2 с.
4. Севильская стратегия для биосферных резерватов – М.: Изд-во ЦОДП, 2000. – 30 с.
5. Статутні рамки (Положення) всесвітньої мережі біосферних резерватів // Основи управління біосферними резерватами в Україні. Збірник нормативно-правових актів та науково-практичних статей, підготовлених у рамках проведення Міжнародного науково-

практичного семінару «Розвиток системи біосферних резерватів в Україні» (01-03 жовтня 2014 року, Ужанський національний природний парк, Закарпатська область), [за ред. Ф. Д. Гамора, Г. В. Парчука.] – Ужгород: КП «Ужгородська міська друкарня», 2014. – с. 37-41.

6. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. International Co-ordinating Council of the Man and the Biosphere (MAB) Programme. Twenty-sixth Session. Jönköping, East Vättern Landscape Biosphere Reserve, Sweden. 10-13 June 2014 – 56 p.

Генетичне різноманіття фертильності клонів та продукowanego ними насіння на клонових насінних плантаціях лісових видів

¹Яцик Р.М., ²Гайда Ю.І., ¹Гудима В.М.

¹ Прикарпатський національний університет імені Василя Стефаника

² Український НДІ гірського лісівництва ім П.С.Пастернака

На ефективність використання клонових насінних плантацій (КНП), в першу чергу на її генетико-селекційну складову, у великій мірі впливає комплекс господарських заходів, спрямованих на отримання найбільшого генетичного ефекту від використання плантаційного насіння. Методика оцінки фертильності клонів та генетичної мінливості насіння дозволяє проводити симулятивні дослідження (комп'ютерне моделювання) наслідків застосування таких заходів (варіантів менеджменту) на плантації. Найбільш поширеними опціями менеджменту КНП можуть бути формування клонової та пропорційної структури партій насіння з плантації та регулювання клонового представництва на плантації шляхом видалення як усіх рослин деяких клонів, так і їх окремих рамет.

Нами проведено симулятивне дослідження наслідків застосування таких заходів на КНП ялини європейської, ялиці білої та модрини європейської в Передкарпатті (ДП "Коломийське ЛГ"). На плантації ялини європейської ми оцінювали наслідки формування партії насіння із однакової кількості шишок кожного клону та видалення із плантації трьох клонів із найменш інтенсивним жіночим цвітінням. Кандидатів на видалення визначено на основі багаторічних спостережень за цвітінням клонів. Для плантацій ялиці білої та модрини європейської вивчали ймовірні наслідки також двох варіантів заходів – формування партії насіння із рівномірним представництвом клонів та генетичне зріджування, шляхом видалення рамет п'яти маловрожайних клонів. При цьому, за методиками Д. Ліндгрена [1], А. Біла [2], К. Канга [3] та Н. Біліра [4] визначалися наступні параметри кількісної генетики: сібсовий коефіцієнт (ψ), ефективну чисельність батьків (N_p), відносну ефективну чисельність батьків

(N_r), очікуваний коефіцієнт інбридингу (F), показник відносної генетичної мінливості (GD).

Як свідчать дані таблиці 1, на усіх трьох плантаціях у 2010 та 2012 рр. формування партії насіння із рівномірним представництвом кожного клону сприяло б підвищенню очікуваного рівня генетичної мінливості в майбутньому потомстві цих плантацій. Для ялини європейської це зростання більш помітне у 2010 р. (з 0,958 до 0,972), ніж для ялиці білої (з 0,981 до 0,983). При такому способі формування партії насіння прогнозується зниження в потомстві інбридингу (для ялини знову ж таки більш суттєво). У 2012 р., коли інтенсивність цвітіння усіх порід була значно вищою, такий захід також сприяв підвищенню генетичної мінливості насіння з плантацій, але уже в меншій мірі.

Таблиця 1

Вплив господарських заходів на генетичну мінливість насінного матеріалу, який заготовляють на КНП шпилькових видів (чисельник – 2010 р., знаменник – 2012 р.)

КНП	Господарський захід	Параметри мінливості фертильності клонів та генетичної мінливості насінного матеріалу									
		до проведення заходів					після проведення заходів				
		Ψ	N_p	N_r	F	GD	Ψ	N_p	N_r	F	GD
ялини європейської (19 клонів)	„заготівля однакової кількості насіння з кожного клону“	<u>1,599</u>	<u>11,9</u>	<u>0,625</u>	<u>0,042</u>	<u>0,958</u>	<u>1,056</u>	<u>18,0</u>	<u>0,947</u>	<u>0,028</u>	<u>0,972</u>
		1,124	16,9	0,890	0,030	0,970	1,045	18,2	0,957	0,028	0,972
	„генетичне зріджування плантації“						<u>1,478</u>	<u>10,8</u>	<u>0,676</u>	<u>0,046</u>	<u>0,954</u>
							1,092	14,6	0,916	0,034	0,966
ялиці білої (30 клонів)	„заготівля однакової кількості насіння з кожного клону“	<u>1,114</u>	<u>26,9</u>	<u>0,897</u>	<u>0,019</u>	<u>0,981</u>	<u>1,030</u>	<u>29,1</u>	<u>0,970</u>	<u>0,017</u>	<u>0,983</u>
		1,188	25,2	0,842	0,020	0,980	1,011	29,7	0,989	0,017	0,983
	„генетичне зріджування плантації“						<u>1,082</u>	<u>22,2</u>	<u>0,924</u>	<u>0,023</u>	<u>0,977</u>
							1,164	20,6	0,859	0,024	0,976
модрини європейської (20 клонів)	„заготівля однакової кількості насіння з кожного клону“	<u>1,116</u>	<u>17,9</u>	<u>0,895</u>	<u>0,028</u>	<u>0,972</u>	<u>1,047</u>	<u>19,1</u>	<u>0,955</u>	<u>0,026</u>	<u>0,974</u>
		1,060	18,9	0,943	0,026	0,974	1,022	19,6	0,978	0,026	0,974
	„генетичне зріджування плантації“						<u>1,109</u>	<u>13,5</u>	<u>0,902</u>	<u>0,037</u>	<u>0,963</u>
							1,056	14,2	0,947	0,035	0,965

В 2010 році на КНП модрини європейської спостерігалася досить низька мінливість фертильності клонів, що підтверджується значенням сібсового коефіцієнта, який є близьким до 1. Міжклонові варіації інтенсивності як жіночого, так і чоловічого цвітіння також були відносно невисокими (53% для жіночого і 43% – для чоловічого) за досить високих значень кількості наявних жіночих і чоловічих стробіл. Симулятивне дослідження засвідчило, що формування партії насіння із рівномірним представництвом кожного клону сприяє дуже незначному підвищенню очікуваного рівня генетичної мінливості в майбутньому потомстві плантації модрини європейської (з 0,972 до 0,974). Це насамперед пояснюється відносно рівномірним внеском усіх клонів модрини у

формування загального пулу чоловічих і жіночих гамет. За такого способу формування партії насіння прогнозується дуже незначне зниження в потомстві і так невисокого значення коефіцієнта інбридингу. При збільшенні інтенсивності цвітіння на КНП модрина, яке спостерігалось в 2012 р., суттєво зменшується мінливість фертильності клонів і внаслідок формування партії насіння з однаковим представництвом кожного клону ефект зростання генетичної мінливості в цій партії не є помітним.

Дослідження показало, що видалення із плантації маловрожайних клонів усіх порід загалом може привести не лише до зниження мінливості фертильності клонів, але й одночасно – до зниження чисельності ефективних батьківських особин (кількості клонів, які зробили істотний внесок у формування урожаю насіння на плантації). Тому, внаслідок такого генетичного зріджування плантації варто очікувати підвищення коефіцієнта інбридингу та певного зниження показника генетичного різноманіття насіння плантації.

З генетичної точки зору, в межах одного клону не повинно б бути значної варіації в цвітінні окремих рамет, адже репродукція їх генетично обумовлена та й вплив зовнішнього природного середовища на них практично однаковий. Але збір шишок показав, що навіть у межах одного клону врожайність рамет різна. Це свідчить про те, що тут можуть проявлятися вплив різних запилювачів (схема змішання клонів розсіяно-збалансована і біля рослин одного клону кожен раз розміщені інші клони), напрямки дії переважаючих вітрів під час запилення тощо. Очевидно, що в майбутньому варто оцінити довгострокову внутрішньоклонову мінливість (її багаторічну динаміку) фертильності окремих рамет, визначити ті з них, які не з генетичних причин є маловрожайними, а потім досліджувати наслідки видалення із плантацій не цілих клонів, а лише окремих рамет з низькою насінною продуктивністю.

Дані щодо фертильності клонів на КНП дугласії Мензіса та очікуваних змін показника відносного генетичного різноманіття її насіння у 2010 та 2012 рр. дозволили і для цієї породи провести симулятивні дослідження впливу можливих господарських заходів на генетичну якість врожаю насінних плантацій.

Формування партій насіння дугласії Мензіса з однаковою часткою кожного із усіх клонів, представлених на насінній плантації, забезпечує зниження мінливості загальної фертильності клонів (з 1,262 до 1,083 у 2012р., з 1,284 до 1,101 у 2013 р.), збільшення як абсолютної (з 15,1 до 17,5 у 2012 р., з 14,8 до 17,3 у 2013 р.), так і відносної (з 79,2% до 92,4%, та з 77,9 до 90,8%) кількості ефективних клонів, і як наслідок цього, зниження коефіцієнта

інбридингу (з 0,033 до 0,028 у 2012 р., з 0,034 до 0,029 у 2013 р.) та зменшення втрати генетичної мінливості в насінному матеріалі (з $\Delta GD = 0,033$ до $\Delta GD = 0,028$ у 2012 р. та відповідно з 0,034 до 0,029 у 2013 р.) (табл.2). Таким чином, цей спосіб формування партій насіння на КНП є перспективним з позиції збереження лісових генетичних ресурсів. Однак, цілком зрозуміло, що зібрати партію насіння за такими критеріями можливо лише в урожайні роки. В мало- та середньоврожайні роки, коли частина клонів плодоносить дуже слабо, можна розраховувати лише на наближення до рівного представництва клонів в партії насіння.

Видалення з плантації, на якій висаджено рамети незначної кількості клонів (на КНП дугласії їх тільки 19), маловрожайних клонів, з одного боку, супроводжувався у 2012 р. зниженням мінливості фертильності клонів (сібсовий коефіцієнт зменшився від 1,262 до 1,083) та підвищенням частки клонів, які приймають участь у формуванні насіння на плантації (на 2,7%). З іншого боку проведене „генетичне зріджування“ зменшує загальну кількість клонів на плантації, збільшує ймовірність інбридингу та загалом може привести до зниження генетичного різноманіття у насінні, яке зібране на клоновій насінній плантації дугласії Мензіса. Такі ж закономірності динаміки показників генетичної мінливості насіння КНП дугласії Мензіса проявилися і у 2013 р. (див. табл. 2).

Таблиця 2

Вплив господарських заходів на генетичну мінливість насінного матеріалу, який заготовляють на КНП дугласії Мензіса (чисельник – 2012 р., знаменник – 2013 р.)

КНП	Господарський захід	Параметри мінливості фертильності клонів та генетичної мінливості насінного матеріалу									
		до проведення заходів					після проведення заходів				
		Ψ	N_p	N_r	F	GD	Ψ	N_p	N_r	F	GD
дугласії Мензіса (19 клонів)	„заготівля однакової кількості насіння з кожного клону“	$\frac{1,262}{1,284}$	$\frac{15,1}{14,8}$	$\frac{0,792}{0,779}$	$\frac{0,033}{0,034}$	$\frac{0,967}{0,966}$	$\frac{1,083}{1,101}$	$\frac{17,5}{17,3}$	$\frac{0,924}{0,908}$	$\frac{0,028}{0,029}$	$\frac{0,972}{0,971}$
	„генетичне зріджування плантації“						$\frac{1,221}{1,274}$	$\frac{13,9}{13,3}$	$\frac{0,819}{0,785}$	$\frac{0,036}{0,037}$	$\frac{0,964}{0,963}$

Список використаних джерел

1. Lindgren D. Loss of genetic diversity monitored by status number / D. Lindgren, L. Gea, P. Jefferson // *Silvae Genetica*. – 1996. – 45 (3). – P. 186-193.
2. Bila A.D. Fertility variation in *Milletia stuhlmannii*, *Brachystegia spiciformis*, *Brachystegia bohemii* and *Leucaena leucocephala* and its effects on relatedness in seeds / A.D.Bila, D.Lindgren // *Forest genetics*, 1998. – 5(2). – P. 119-129.
3. Kang K. S. Fertility variation among clones of Korean pine (*Pinus koraiensis* S. et Z.) and its implications on seed orchard management / K. S. Kang, D. Lindgren // *Forest genetics*. – 1999. – №6 (3). – P. 191-200.
4. Bilir N. Fertility variation and gene diversity in clonal seed orchards of *Pinus brutia*, *Pinus nigra* and *Pinus sylvestris* in Turkey / N.Bilir, K.-S.Kang, H.Ozturk // *Silvae Genetica*, 2002. – 51 (2-3). – P. 112-115.

ЯКІСТЬ ДОВКІЛЛЯ ТА ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ

Радіаційне забруднення території Чернігівської області та його медико-демографічні наслідки

Барановський М.О., Барановська О.В.

Ніжинський державний університет імені Миколи Гоголя

brnm@ukr.net; olia_var@ukr.net

Наслідки аварії на ЧАЕС є настільки складними та багатоаспектними, що їх вивченням займається широкий загал науковців: географів, екологів, економістів, соціологів, біологів тощо. Актуальність дослідження радіаційного забруднення території залишається вагомою і зараз, оскільки з часом особливості поведінки радіонуклідів змінюються, трансформуються форми їх впливу на довкілля та населення.

До радіаційно забруднених регіонів належить і територія Чернігівщини. В області ґрунти сільськогосподарських угідь з понаднормативним вмістом радіоцезію займають 3%, а з понаднормативним вмістом стронцію – 92% території. Найвищі рівні радіаційного забруднення встановлені у придніпровській зоні (Ріпкинському, Козелецькому, Чернігівському районах) та у північно-східній частині області (Корюківському, Новгород-Сіверському, Семенівському, Сосницькому районах). Велика частка забруднених цезієм-137 сільськогосподарських угідь виявлена в Семенівському районі, де площі із щільністю забруднення понад 1 Кі/км² становлять 34% його території. Найбільшу щільність забруднення ґрунту стронцієм-90 мають сільгоспугіддя Козелецького району. Тут 31% їх площі має забруднення в межах 0,15-3 Кі/км².

За останні роки загалом вміст радіонуклідів у ґрунтах знизився. Але цей процес в різних ландшафтах відбувається з неоднаковою швидкістю. Це можна пояснити тим, що у результаті водного і повітряного переносів, шляхом трансформації радіонуклідів геохімічними та біохімічними процесами здійснюється явище їх вторинного перерозподілу. Тому радіаційне забруднення лучних угідь, які займають знижені ділянки, вище, ніж ріллі. Так, в Чернігівській області близько 2% ріллі забруднені цезієм понад 1 Кі/км², а відповідний показник для лучних угідь сягає 5%.

Залежно від фізико-хімічних властивостей ґрунтів забруднених територій здійснюється перехід радіонуклідів з ґрунту до рослин. Динаміка рівнів

забруднення цезієм-137 рослинної продукції вказує на те, що в останні роки на Чернігівщині не спостерігається їх суттєвого зниження, в основному вони стабілізувались.

Основними джерелами отримання радіоактивного опромінення людини на Чернігівщині є молоко з приватного сектору, дичина та продукти лісу з радіоактивно забруднених територій. За даними багаторічних досліджень вмісту радіонуклідів у коров'ячому молоці з приватного сектору, середній вміст радіоцезію у ньому знизився більше ніж у 5 разів (із 69 Бк/л у 1991 році до 13 Бк/л у 2008 році). Але до цих пір фіксуються випадки підвищеного вмісту радіонуклідів у молоці. Так, за 2006- 2009 роки виробництво молока з рівнем забруднення цезієм -137 вище 40 Бк/л виявлено в 47 населених пунктах області. Особливо забрудненими в регіоні є гриби, частка перевищень нормативних показників яких становить понад 50%.

Незаперечним є той факт, що радіоакційне забруднення території негативно впливає на стан здоров'я населення, особливо тих громадян, що продовжують проживати в районах, які постраждали від аварії на ЧАЕС. Так, якщо у 1995 р. частка визнаних здоровими громадян серед постраждалого дорослого населення становила 17,8%, то у 2005 р. – лише 8,9%. Серед дитячого населення ці показники становлять відповідно 23,5% та 10,8%. Найбільш класичним прикладом є зростання захворюваності населення гіперплазією щитовидної залози, яка проявилася у перші роки після аварії. Наприклад, рівень захворюваності щитовидної залози у дітей п'яти найбільш забруднених районів Чернігівської області майже у 10 разів перевищує пересічний для України показник (табл. 1). Крім цього, у зазначених районах мало місце зростання захворюваності населення на злоякісні новоутворення, гіпертонію, цукровий діабет тощо.

Таблиця 1

**Захворюваність щитовидної залози першого та другого ступенів дітей у контрольованих районах Чернігівської області за 1986-1998 рр.
(на 1000 дітей)**

Райони	Захворюваність	Райони	Захворюваність
Козелецький	480,7	Чернігівський	352,9
Корюківський	466,4	По області	268,1
Ріпкинський	501,1	По Україні	46,6
Семенівський	562,5		

Для встановлення залежності захворюваності населення від забруднення території Чернігівської області були проведені обчислення коефіцієнтів

рангової кореляції. У результаті було встановлено, що на захворюваність людини найбільше впливає цезій-137, головним чином, це стосується захворюваності ендокринної системи (коефіцієнт кореляції становить 0,71), захворюваності крові та кровотворних органів (0,59), а також захворюваності на новоутворення (0,52). Такі показники кореляційної залежності засвідчують значний негативний вплив радіаційного забруднення на стан здоров'я населення. Утім цей вплив має значні географічні варіації та різновекторний характер прояву.

У забруднених районах інтенсивно відбувається скорочення населення. Радіаційне забруднення обмежує розвиток традиційних для даної місцевості видів господарської діяльності, наприклад, землеробства чи пасовищного скотарства. Негативно позначилося забруднення і на діяльності торфовидобувних підприємств. Так, у Ріпкинському районі припинив свою діяльність найбільший на Чернігівщині Замглайський торфобрикетний завод. Радіаційне забруднення території накладає відбиток і на розвиток рекреаційного комплексу регіону.

Чорнобильська аварія загострила економічні проблеми, прискорила і поглибила демографічну кризу, спричинила соціально-психологічну напругу, погіршення стану здоров'я населення в зонах радіаційного забруднення.

Якість довкілля та здоров'я населення України

Гринь С.О., Разладова М.І.

НТУ «Харківський політехнічний інститут»

razladova.masha@mail.ru

В наш час довкілля грає велику роль у житті людини. Забрудненість довкілля стала екологічною проблемою сучасності. На сьогодні екологічна катастрофа сприяє встановленню багатьох захворювань. Вони відображають наслідки фізичного, хімічного, біологічного та психологічного впливу на людину. На першому плані з точки зору виявлення впливу забрудненого довкілля знаходяться хвороби органів дихання. Саме більше забрудненість довкілля визначають у 21 місті (Армянськ, Горлівка, Дзержинськ, Дніпродзержинськ, Дніпропетровськ, Донецьк, Єнакієве, Київ, та інші). На теперішній час 17млн осіб (це більше третини населення країни) страждає від забруднення атмосферного повітря.

У 1990-х роках коли було скорочення обсягів промислового виробництва в Україні, що стало наслідком зменшення загального обсягу викидів забруднювальних речовин в повітря від стаціонарних джерел. Але з 2001 року, знову зростається тенденція до збільшення обсягів викидів, котрі зараз перевищують 4 млн тонн на рік. Найбільш забрудненим з року в рік виявляється Донецько-Придніпровського регіону, де рівень забруднення становить 80% від загального валового викиду всіх основних промислових підприємств країни. Значним забруднювачем атмосфери у містах є автомобілі. Вантажні та легкові автомобілі щорічно викидають в атмосферу близько 2млн.тонн шкідливих речовин, в тому числі канцерогенні вуглеводні та формальдегідні, який негативно впливає на центральну нервову систему. Експерти ВООЗ вважають, що вихлопні гази автомобілів – це причина 70% дитячих і понад 60% захворювань дорослих.

На здоров'я кожної людини також впливають такі фізичні чинники, як іонізуюче випромінювання, електромагнітне забруднення та шум. На даний час в Україні не проводяться всеохоплюючі дослідження впливу електромагнітного випромінювання на здоров'я населення, особливо на внутрішньоутробний розвиток та подальшу захворюваність дітей, які підпадали під дію «нових» джерел випромінювання – мобільних телефонів, мікрохвильових печей, персональних комп'ютерів. Існуючі дослідження носять несистемний та нетривалий характер, хоча в країнах Європи та США вже накопичені данні за 25 років, які постійно обробляються та поповнюються. Звичайно, ми можемо користуватися цими даними, але вони не враховують географічні, національні та культурні особливості нашої країни – наприклад, тривалість розмов по мобільному чи радіотелефону, чи найпопулярніше місце розташування телефону відносно найважливіших органів тіла під час його використання чи повсякденної переноски. У деяких країнах телефони носять виключно у сумках, у деяких – в різних карманах одягу та інш.

Ще одним чинником фізичного забруднення є шум. Тривалий вплив шумів на організм людини може призвести до ушкодження слухової функції. В наших великих містах рівень шуму на вулицях перевищує допустимі у два-три рази. А ось в оселях (особливо квартирах багатоповерхових будинків) в останні роки рівень шуму є нижчим за допустимий. Наші дослідження показали, що таке покращення викликано кількома чинниками:

1) широке використання нових сучасних матеріалів для зовнішнього та внутрішнього утеплення стін, які також забезпечують звукоізоляцію»

2) спонукання до придбання великої побутової техніки з високим класом енергоспоживання «А+», така техніка є більш сучасною, а отже не тільки має менше енергоспоживання, а й весь комплекс властивостей, серед яких й рівень шуму під час роботи;

3) заміна старих дерев'яних вікон на сучасні металопластикові, більшість з яких забезпечують високий рівень шумоізоляції за умови їх правильного встановлення та знаходження у положенні «зачинено».

Наші дослідження цього питання знаходяться на початковому етапі та будуть продовжуватися.

Аналіз забруднення атмосферного повітря діоксидом азоту та його прогнозування в промислових містах України

***Кіптенко Є.М., Баштаннік М.П., Козленко Т.В., Жемера Н.С.,
Онос Л.М., Трачук Н.О.***

Український гідрометеорологічний інститут
milka.ua@mail.ru

Вступ. Атмосфера відіграє важливу роль у глобальному, регіональному та локальному перенесенні забруднюючих речовин. Сучасні екологічні умови характеризуються забрудненням навколишнього середовища та підвищеним рівнем антропогенного навантаження. На сьогодні важливою проблемою є дотримання екологічних вимог при експлуатації підприємств, споруд та при інших видах діяльності [1]. Зростаючі антропогенні навантаження послаблюють природний процес самоочищення атмосфери, що приводить до накопичення шкідливих домішок. В умовах великих промислових міст рівень забруднення атмосферного повітря залежить не тільки від кількості промислових та транспортних викидів, але й від їх вертикального та горизонтального розсіювання, яке в основному визначається метеорологічними умовами.

Актуальність теми. В сучасних умовах, коли важливим завданням є покращення екологічного стану в містах шляхом зниження викидів шкідливих речовин промисловими підприємствами та автотранспортом, прогноз забруднення атмосфери набуває все більшої актуальності. Викиди стаціонарних та пересувних джерел призвели до високого рівня забруднення атмосферного повітря в містах, що становить загрозу здоров'ю населення та довкіллю.

Мета роботи. Аналіз динаміки забруднення та прогнозування забруднення атмосферного повітря діоксидом азоту в промислових містах України.

Основний матеріал. Основними показниками забруднення атмосферного повітря є викиди забруднюючих речовин та їх концентрація. Підвищені концентрації згубно впливають на здоров'я людей та стан навколишнього середовища. В результаті постає питання постійного моніторингу вмісту шкідливих речовин в атмосфері та поглибленого аналізу отриманих даних [2].

Для аналізу використовувалися статистичні дані по м. Київ (табл.1) [3].

Таблиця 1

Динаміка викидів забруднюючих речовин у атмосферне повітря від стаціонарних та пересувних джерел м. Києва

Роки	Викиди в атмосферне повітря, тис.т		
	Всього	у тому числі	
		стаціонарними джерелами	пересувними джерелами
1995	123,1	54,7	68,4
2000	170,4	53,3	117,1
2005	220,5	33,6	186,9
2006	227,1	26,4	200,7
2007	230,5	26,5	204,0
2008	275,2	27,0	248,2
2009	277,9	43,9	234,0
2010	265,3	28,6	236,7
2012	259,2	32,9	226,3
2013	247,7	31,9	215,8

Джерелами забруднення атмосферного повітря діоксидом азоту є промислові підприємства і автотранспорт. Окисли азоту надходять в атмосферу у результаті неповного спалювання палива.

Стан забруднення атмосферного повітря міст України характеризується високими річними концентраціями діоксиду азоту, які знаходяться на рівні і вище ГДК.с.д. (0,04 мг/м³) [4].

Слід зауважити, що в останні роки однорідність розподілу концентрацій діоксиду азоту на території міст порушується. У районах, що розташовані поблизу інтенсивних автомагістралей, спостерігається різке збільшення вмісту NO₂ у літній період (рис. 1).

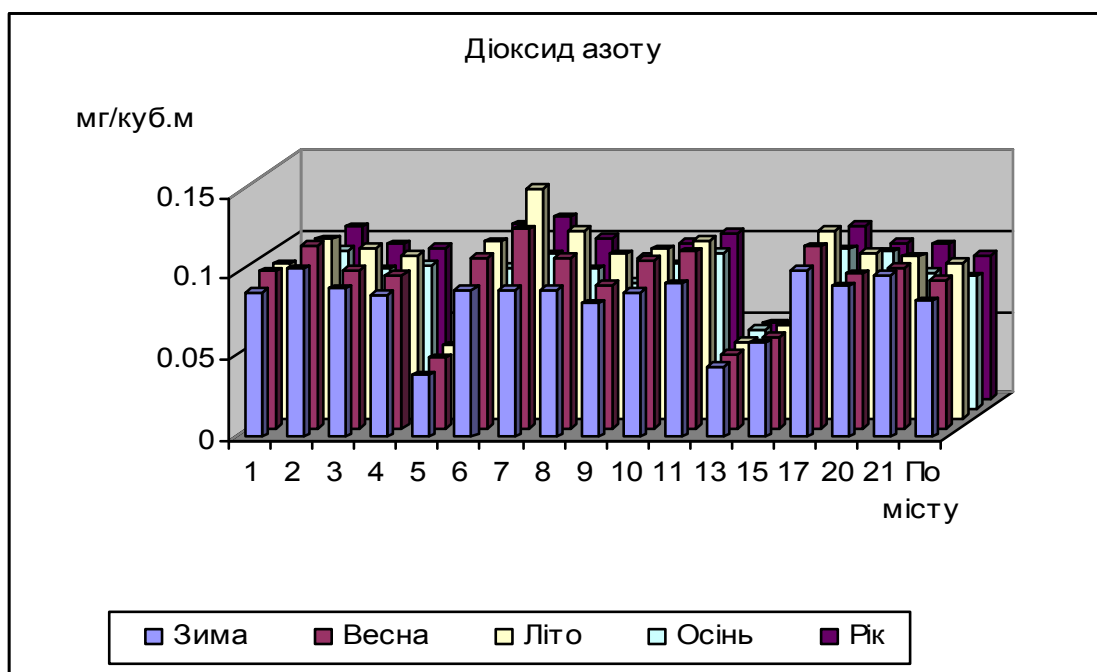


Рис. 1. Сезонні зміни концентрацій діоксиду азоту в місті Київ

У ряді міст область максимальних середніх концентрацій знаходиться у центральній частині і поступово зменшується у напрямку до околиць міста. Такий територіальний розподіл концентрацій спостерігається, коли промислові підприємства розосереджені по всьому місту. Як правило центр міста характеризується старою забудовою (вузькі вулиці і високі будинки), що сприяють застою забрудненого повітря. Така структура поля концентрацій домішок характерна для деяких міст України, для яких розроблена методика короткострокового прогнозу рівня забруднення повітря [2].

Для прикладу наведена схема короткострокового прогнозу для міста Луганськ. За останні роки високий рівень забруднення повітря у місті зумовлений перевищенням ГДК по діоксид азоту, відповідно і прогностична схема розроблена для діоксиду азота.

При розробці схеми в якості предикторів приймалися метеорологічні фактори за 03 і 15 год для зимового та літнього сезонів. У прогностичну схему включені такі фактори: температура повітря (t_{03} , t_{15}), напрям (d_{03} , d_{15}) та швидкість вітру (v_{03} , v_{15} м/с в строки 03 і 15 год, тип синоптичного процесу C_{03} , а також нормована концентрація домішки за попередню добу Q' , яка дозволяє врахувати інерційність процесу забруднення.

Для прикладу наведено прогноз на 25 липня. Показники, що прогнозуються, це середня по місту і за всі строки спостережень даного дня нормована концентрація діоксиду азоту. Коли усі предиктори перетворені і зроблено відповідний запис, виконуємо розрахунки рівняння регресії і визначаємо

прогностичні значення Q . У нашому прикладі 25 липня очікується відносно помірний рівень забруднення діоксидом азоту атмосфери у місті (табл. 2).

Метеорологічні величини, які прогножуються на 25 липня: $t_{03}=19,7^{\circ}\text{C}$; $\Delta t = 0,5^{\circ}\text{C}$; $d_{03}=80(^{\circ})$; $v_{03}=2\text{ м/с}$; $t_{15}=27,6^{\circ}\text{C}$; $d_{15}=\text{північний}(30^{\circ})$; $v_{15}=2\text{м/с}$; $C=2$.

Таблиця 2

Схема прогнозу забруднення атмосфери на 25 липня

Етапи розрахунку	Показник, який прогнозується (NO_2)
Середня по місту фактична концентрація q' , мг/м^3	0,073
Середня за сезон концентрація, q , мг/м^3	0,04
Нормована концентрація Q' (q'/q)	1,83
Перетворені пре диктори:	
t_{03}	
d_{03}	
v_{03}	
t_{15}	0,90
d_{15}	1,04
v_{15}	1,12
C	0,97
Q'	1,34
Параметри рівняння регресії:	
t_{03}	
d_{03}	
v_{03}	
t_{15}	0,60
d_{15}	0,61
v_{15}	0,54
C	0,61
Q'	0,84
t_{03}	
d_{03}	
v_{03}	
t_{15}	0,54
d_{15}	0,63
v_{15}	0,61
C	0,59
Q'	1,11
Вільний член	-2,21
Величина, яка прогнозується Q	1,27

Оцінка справджуваності прогнозів здійснюється у відповідності з групами забруднення повітря. Градації цих груп наведені у табл. 3.

Оцінка справджуваності прогнозів

Групи забруднення	Ступінь забруднення повітря	Градації	Допустима градація, при якій прогноз вважається справджуваним
I	Високе	$\geq 1,4$	$\geq 1,2$
II	Помірне	0,7-1,3	0,5-1,5
III	Знижене	$< 0,7$	$< 0,9$

При прогнозі за рівняннями, які запропоновані, величина допуску кожної градації складає 0,2.

Висновки. Негативну роль на навколишнє середовище здійснюють майже всі процеси, пов'язані з виробництвом, бо всі вони супроводжуються виділенням великої кількості забруднюючих речовин. Це дає поштовх до впровадження певних заходів, щодо зменшення цієї дії, а саме введення в дію нових очисних установок та модернізація існуючих.

При прогнозуванні, оцінка справджуваності, яка проведена на незалежному матеріалі показала, що метод, який використовується для прогнозування забруднення повітря, має загальну справджуваність високого рівня забруднення від 69 до 100%.

Список використаних джерел

1. Дичко А. О. Розробка рекомендацій щодо підвищення екологічної безпеки робочої зони малярного ділянки на заводі / А. О. Дичко, Л. М. Онос // Наукові праці НТУУ «КПІ», ІЕЕ. – Енергетика. Екологія. Людина. – 2013. – С. 512-517.
2. Кіптенко Є. М. Оцінка стану забруднення атмосферного повітря та його прогнозування в промислових містах України (на прикладі м. Луганськ) // Є. М. Кіптенко, М. П. Баштаннік, Т. В. Козленко // Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту. – 2013. – №265. – С. 78-79.
3. Осауленко А. Г. Статистичний щорічник України 2013. – К., 2014. – 48 с.
4. Кіптенко Є. М. Прогнозування рівнів високого забруднення атмосферного повітря в містах України // Є. М. Кіптенко Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту. – 2002. – №250. – С. 288-298.

**Оценка загрузки улицы автотранспортом, как условия формирования качества атмосферного воздуха города
(на примере просп. Московского г. Харькова)**

Осетинская К.И., Резник К.Ю.

Харьковский национальный университет имени В. Н. Каразина

Качество атмосферного воздуха в городе – одна из самых значимых экологических проблем урбанизированных территорий. Особенностью

формирования качественных и количественных показателей воздушной среды города является комплекс антропогенных факторов, который включает как стационарные, так и передвижные источники.

Например, в г. Харькове в настоящее время около 80% загрязнений воздушного пространства вызвано работой автомобильных двигателей. Известно, что автомобильный транспорт является поставщиком широкого спектра загрязняющих веществ в атмосферу, среди которых тяжелые металлы, углеводороды, в частности полициклические ароматические, оксиды углерода, азота и серы, твердые взвешенные вещества и т. д. (табл. 1).

Таблица 1

**Содержание основных компонентов в выбросах в зависимости
от вида двигателя [2]**

Вещество, мг/м ³	Бензиновый двигатель	Дизельный двигатель
Азот	74-77	76-78
Кислород	0,3-8	2-18
Водяной пар	3,5-5,6	0,5-4
Диоксид углерода	5-12	1-10
Угарный газ	1-10	0,02-0,5
Оксиды азота	0-0,8	0,4-0,6
Углеводороды	0,2-3	0,01-0,5
Сажа	0-0,002	0-0,5
Бензпирена	До 0,01	До 0,01

По этой причине, проблема загрязнения воздуха выбросами автомобилей является первоочередной для улучшения качества атмосферного воздуха больших городов. Первым шагом в решении данной проблемы является мониторинг уровня загруженности улиц автотранспортом, что позволяет выявить наиболее загрязненные участки автомобильных дорог, для которых необходимо разработать комплекс управленческих мероприятий по оптимизации режима движения транспорта.

Исследования уровня загруженности улиц автомобильным транспортом проводились на проспекте Московском – самой протяженной улице города с двумя полосами движения в каждом направлении. Подсчет транспортных средств производился в границах микрорайона ХТЗ по определенным временным промежуткам – с 08.00 до 08.20, с 13.00 до 13.20 и с 18.00 до 18.20 в будний день и в выходной (табл. 2).

Таблица 2

Количество автомобилей на участке просп. Московского (микрорайон ХТЗ)

Тип автомобиля	Количество автомобилей, шт.					
	8 часов		13 часов		18 часов	
	20 мин.	1 час	20 мин.	1 час	20 мин.	1 час
Будний день						
Малой грузоподъемности, до 3 т	339	1017	209	627	242	726
Средней грузоподъемности, до 5 т	61	183	45	135	22	66
Большой грузоподъемности, более 5 т	26	78	17	51	12	36
Микроавтобус	26	78	23	69	11	33
Автобус	14	42	8	24	4	12
Выходной день						
Малой грузоподъемности, до 3 т	413	1239	369	1107	297	891
Средней грузоподъемности, до 5 т	32	96	29	87	30	90
Большой грузоподъемности, более 5 т	6	18	11	33	3	9
Микроавтобус	34	102	15	45	12	36
Автобус	8	24	1	3	5	15

Используя полученные данные, было вычислено ориентировочное количество автотранспорта, который проезжает на данном участке улицы за сутки.

Оценку загруженности улиц автотранспортом определяют по интенсивности движения:

- низкая интенсивность движения – 2,7 – 3,8 тыс. автомобилей в сутки;
- средняя интенсивность движения – 3,8 – 17 тыс. автомобилей в сутки;
- высокая интенсивность движения – 18 – 27 тыс. автомобилей в сутки [1].

В результате, на исследуемом участке дороги ориентировочное количество автотранспорта в будний день составило 12708 автомобилей, в выходной – 15180, а значит интенсивность движения оценивается как средняя, что позволяет сделать вывод о средней степени антропогенной нагрузки, создаваемой автомобильным транспортом в данном районе.

Список использованных источников

1. Коновалова О. О. Екологія: методичний посібник для проведення лабораторних робіт / О. О. Коновалова, Г. П. Андрейко – Х. : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2014. – 56 с.

2. Гутаревич Ю.Ф. Екологічний та автомобільний транспорт: Навч. Посіб. / Ю.Ф. Гутаревич, Д.В. Зеркалов, А.Г. Говорун та ін. – К: Арістей, 2006. – 292 с.
3. Клименко М.О. Моніторинг довкілля / М.О. Клименко, А.М. Прищепа, Н.М. Вознюк Н.М.: Підручник – К.: Вид. центр «Академія», 2006. – 360 с.

Динаміка біохімічних показників плазми крові при гострих хірургічних захворюваннях органів черевної порожнини населення

Чортківського району

Ферару Ю.С.

Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича

cool.juls92@yandex.ru

Сучасний етап розвитку клінічної медицини характеризується швидким зростанням ролі лабораторної діагностики. На сьогодні за допомогою гематологічних та загальноклінічних аналізів представляється можливість глибокого проникнення в суть і механізм патогенезу захворювань, оцінки перебігу захворювань та результатів консервативного і оперативного методів лікування. В загальній структурі лабораторних досліджень в розвинутих країнах світу на долю біохімічних аналізів припадає близько 55–60%. В Україні даний показник складає третину від світового не тільки внаслідок недостатньої обладнаності та відсутності реактивів у лабораторіях, але й незнанням лікарів – клініцистів всієї глибини та корисності інформації, яка міститься в результатах біохімічних досліджень. Проблема забезпечення збереження здоров'я та життя пацієнта при гострих хірургічних захворюваннях органів черевної порожнини під час використання інвазивних та агресивних методів лікування багато в чому залежить від правильної оцінки біохімічних показників крові. На сьогодні лікувальна тактика стала більш цілеспрямованою та патогенетичнообґрунтованою, уніфіковані покази до окремих методів діагностики та різноманітних видів хірургічних втручань.

У Чортківському районі на «гострий живіт» страждає від 4,8% до 10,6% населення щороку, тому вміння лікарів адекватно та ефективно використовувати результати лабораторної діагностики (біохімічних показників плазми крові зокрема) для всебічної оцінки стану пацієнта при поступленні в стаціонар забезпечує швидку постановку точного діагнозу, а отже, і призначення раціонального лікування.

Мета роботи: аналіз динаміки біохімічних показників плазми крові при гострих хірургічних захворюваннях органів черевної порожнини населення Чортківського району за період 2010-2014 рр. Для досягнення мети

вирішувались наступні завдання: описати рівень захворюваності населення на гостру патологію органів травлення за досліджуваний період в Чортківському районі; встановити обсяг надання термінової хірургічної допомоги населенню при гострих нозологіях органів травлення; дослідити динаміку показників біохімічного аналізу крові при гострому панкреатиті, гострому холециститі та перитоніті різної етіології за період 2010-2014 рр.; проаналізувати характер змін основних біохімічних показників плазми крові в залежності від вікової групи пацієнтів хірургічного відділу Чортківської ЦКРЛ; встановити лабораторні біохімічні критерії при гострому панкреатиті, холециститі та перитоніті різної етіології за досліджуваний період.

Біохімічний аналіз крові є невід'ємним методом лабораторної діагностики різних захворювань, змін функціонального стану органів і систем людського організму. Завдяки цьому методу дослідження можна визначити функціонування печінки і нирок, виявити запальний процес у стадії розпалу, дисбаланс водно-сольового обміну або мікроелементів. За допомогою біохімічного аналізу можна уточнити діагноз, призначити лікування, потім його скорегувати, визначити стадію захворювання тощо [1].

Методи досліджень: в ході досліджень проведено ретроспективний статистичний аналіз динаміки основних біохімічних показників плазми крові при гострих хірургічних захворюваннях органів черевної порожнини в Чортківському районі за період 2010-2014 рр.

Об'єкт дослідження: біохімічні показники плазми крові у пацієнтів із встановленим діагнозом «гострий панкреатит або гострих холецистит без ускладнень або ускладнені перитонітом» та «перитоніт іншої етіології» на базі хірургічного відділу Чортківської центральної комунальної районної лікарні за період 2010-2014 рр. Дослідження проводилося із зразками крові пацієнтів різних вікових груп і статі. Здійснювався збір даних з біохімічних аналізів крові пацієнтів із зазначеними гострими хірургічними нозологіями. Було опрацьовано 403 біохімічні аналізи плазми крові за останні 5 років.

Результати досліджень та їх обговорення: аналіз рівня захворюваності населення на гостру патологію органів травлення та черевної порожнини показав, що у 2010 році загальна кількість пацієнтів, що поступили в стаціонар становила 234 особи, а в 2014 році – 302 особи, що свідчить про тенденцію до підвищення. Однак протягом досліджуваного періоду спостерігаються піки зростання та зниження даного показника. Показник захворюваності на 10 тис. населення найбільший у 2011 році – 41, а найменший – у 2012 році – 24,2.

Отже, за рівнем захворюваності населення чіткої закономірності не спостерігається (рис. 1).

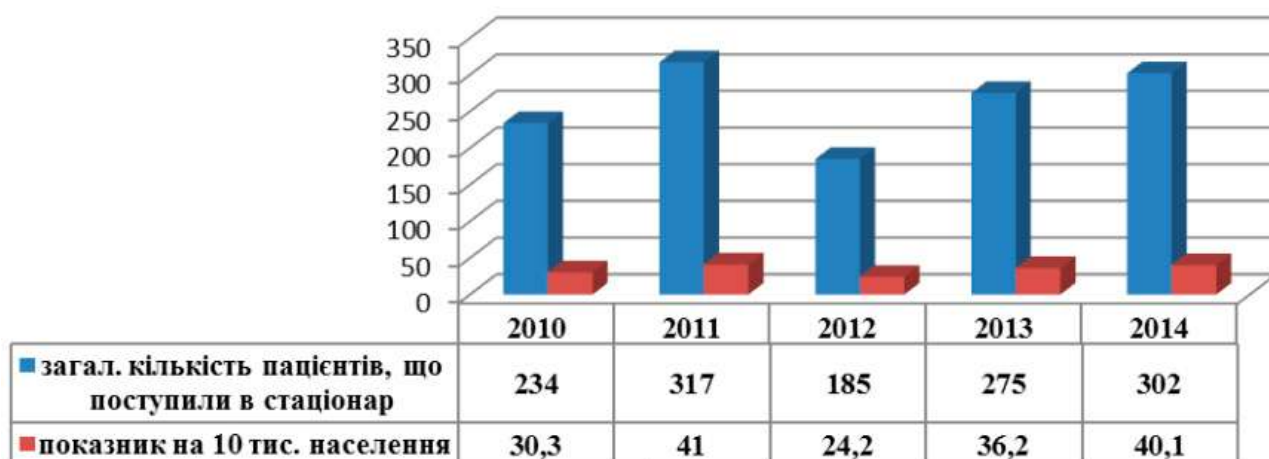


Рис. 1. Рівень захворюваності населення на гостру патологію органів травлення

Термінова хірургічна допомога – вагома і невід’ємна ланка хірургічної служби, що потребує від усього медичного персоналу злагодженості у роботі й негайності реагування. При гострій патології органів черевної порожнини вчасне надання невідкладної медичної допомоги та доставка в стаціонар закладає фундамент для ефективного лікування [2]. У таблиці 1 представлені результати дослідження надання термінової хірургічної допомоги населенню: спостерігається зниження її обсягу в 2014 році в порівнянні з 2010 роком (від 9,7% до 9%), проте наявний пік зростання у 2011 році (9,5%).

Таблиця 1

Обсяг надання термінової хірургічної допомоги

Роки	Доставлено	Нозології							
		Гостра непрохідність кишок	Гострий апендицит	Виразка шлунка і ДПК, усклад. перфорацією	Виразка шлунка і ДПК, усклад. кровотечею	Защемлена грижа	Гострий холецистит	Гострий панкреатит	Травми внутр. органів
2010	234 9,7%	20	93	10	18	1	42	22	28
2011	317 9,5%	32	112	9	24	4	64	44	28
2012	185 6%	21	77	8	15	1	34	13	16
2013	275 8,3%	34	91	19	21	4	49	37	20
2014	302 9%	30	105	8	25	2	62	41	29

При гострих хірургічних захворюваннях органів черевної порожнини проведення біохімічного аналізу плазми крові та його трактування є однією з основ первинного протоколу діагностики, що першочергово виконується у приймальному відділі стаціонару [3]. Встановлено, що за досліджуваний період при гострому панкреатиті (рис. 2): рівень альфа-амілази в плазмі крові досить високий у порівнянні з референтними величинами в нормі (12-32 г/л) – найвищий показник у 2012 році – 43,4 г/л, а найнижчий – у 2010 році – 39,27 г/л. Рівень загального білка найнижчий у 2012 році – 47,47 г/л, а найвищий у 2010 році – 56,13 г/л і виявлено, що при гострому панкреатиті він значно знижується (у нормі – 65-85 г/л). За даними показниками чіткої закономірності не спостерігається протягом досліджуваного періоду.

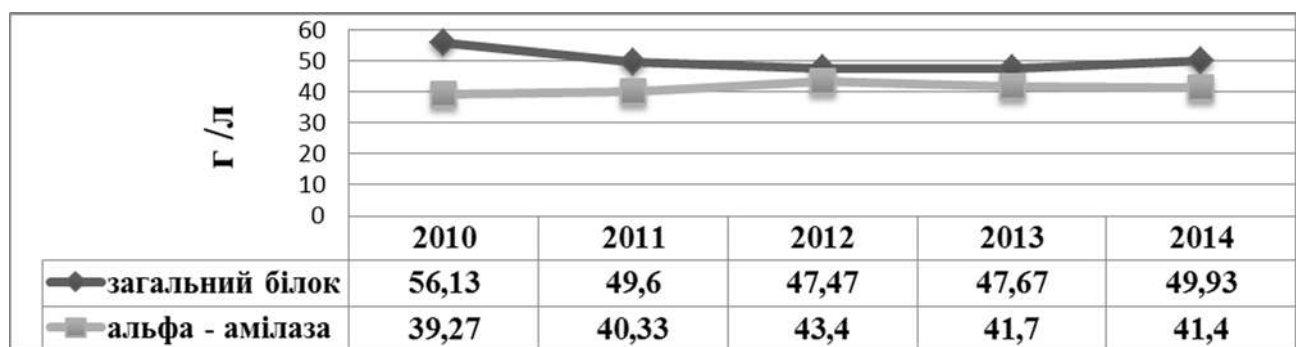


Рис. 2. Динаміка показників альфа-амілази та загального білка плазми крові при гострому панкреатиті

Встановлено, що за останні 5 років специфічними лабораторними біохімічними критеріями при гострому панкреатиті є підвищений рівень глюкози та альфа-амілази плазми крові, при гострому холециститі – підвищені показники амінотрансфераз, при перитоніті різної етіології – підвищення рівня альбуміну та сечовини плазми крові (табл. 2). Окрім того, рівень загального білка найвищий при перитоніті різної етіології, загального холестерину – при гострому холециститі, креатиніну – при перитоніті, загального білірубіну – при гострому холециститі.

Отже, можна зробити наступні висновки: за рівнем захворюваності населення чіткої закономірності не спостерігається протягом досліджуваного періоду; за обсягом надання термінової хірургічної допомоги в Чортківському районі не спостерігається чіткої закономірності за останні 5 років, а також за даний період найпоширенішою гострою нозологією є гострий апендицит, гострий холецистит займає друге місце, третє місце – гострий панкреатит; досліджено, що при гострому панкреатиті, гострому холециститі та перитоніті різної етіології за динамікою показників біохімічного аналізу плазми крові

чіткої закономірності не спостерігається за період 2010–2014 роки; проаналізовано, що біохімічні показники плазми крові пацієнтів хірургічного відділу мають тенденцію до підвищення за досліджуваний період (крім загального білка – він знижується при гострому панкреатиті і холециститі).

Таблиця 2

Біохімічні показники плазми крові

Біохімічні критерії	Референтні	Гострий	Гострий	Перитоніт різної
Глюкоза (ммоль/л)	4,4-6,6 ммоль/л	$9,97 \pm 0,54$	–	–
Заг. білок (г/л)	65-85 г/л	$50,16 \pm 3,51$	$40,12 \pm 5,89$	$118,72 \pm 17,86$
Альбумін (г/л)	35-50 г/л	–	–	$63,78 \pm 6,32$
Заг. холестерин (ммоль/л)	3,5-6,5 ммоль/л	$8,75 \pm 0,39$	$9,56 \pm 0,13$	–
Сечовина (ммоль/л)	3,3-8,8 ммоль/л	–	–	$11,31 \pm 0,41$
Креатинін (ммоль/л)	0,05-0,105 ммоль/л	$0,158 \pm 0,011$	$0,157 \pm 0,007$	$0,160 \pm 0,008$
Заг. білірубін (ммоль/л)	до 25 ммоль/л	$33,03 \pm 2,37$	$35,07 \pm 3,84$	–
АЛТ (ммоль/л)	0,1-0,68 ммоль/л	–	$0,91 \pm 0,05$	–
АСТ (ммоль/л)	0,1-0,45 ммоль/л	–	$0,98 \pm 0,05$	–
Альфа-амілаза (г/л)	12-32 г/л	$41,22 \pm 1,55$	–	–

У порядку зростання вікової групи пацієнтів; встановлено, що специфічними лабораторними біохімічними критеріями при гострому панкреатиті є підвищений рівень глюкози та альфа – амілази плазми крові, при гострому холециститі – підвищені показники амінотрансфераз, при перитоніті різної етіології – підвищений рівень альбуміну та сечовини плазми крові, крім того рівень загального білка найвищий при перитоніті, а найнижчий – при гострому холециститі, креатиніну – найвищий при перитоніті різної етіології, загального холестерину та білірубіну – при гострому холециститі.

Список використаних джерел

1. Кишкун А.А. Руководство по лабораторным методам диагностики / А.А. Кишкун – М. : ГЭОТАР – Медиа, 2009. – 800 с.
2. Мазуренко О.В. Потреба в організації термінової хірургічної допомоги при подоланні медико – санітарних наслідків надзвичайних ситуацій природного характеру / О.В. Мазуренко // Медицина неотложных состояний. – 2013. – № 2. – С. 25–28.
3. Емелина Л.П. Методика обследования больного / Л.П. Емелина, Н.Ю. Папшицкая, Н.С. Тома // Международный журнал экспериментального образования. – 2011. – №12. – С. 17-19.

**Оцінка стану захворювань серцево-судинної системи
жителів Чернівецької області за період 2010-2014 рр.**

Язловицька Л.С., Руснак Г.О.

Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича

l.yazlovitska@chnu.edu.ua

В останні роки хворобам системи кровообігу належить провідне місце у структурі захворюваності працездатного населення України. Зокрема, в 2013 році захворюваність населення становила 24,27%, а поширеність даного виду хвороб – 6,81% [1]. Внаслідок патологій серцево-судинної системи (ССС) Україна щорічно втрачає близько 500 тис. населення. Проблеми діагностики і лікування систем кровообігу стають пріоритетними через широке розповсюдження даних нозологій в Україні і в світі, відсутність тенденції до зниження захворюваності, вагомі економічні збитки [2].

На сучасному етапі спостерігається зростання захворюваності та поширеності найбільш соціально-значущих хвороб систем кровообігу: артеріальної гіпертензії, атеросклерозу, ішемічної хвороби серця. Даними захворюваннями спричинена первинна інвалідизація високого рівня, а також значна смертність, особливо серед осіб працездатного віку, що призводять до зменшення тривалості життя громадян. За даними Міністерства охорони здоров'я України Чернівецька область у 2013 році, як і в попередні роки, за станом здоров'я працездатного населення залишається проблемним регіоном [1].

Метою дослідження було провести ретроспективний аналіз захворюваності серцево-судинної системи серед дорослого населення Чернівецької області за 2010-2014 роки.

Експериментальні матеріали були отримані внаслідок аналізу обліково-звітних документів лікувально-профілактичних закладів Новоселицького району Чернівецької області. Об'єктом дослідження були хворі на хронічні та гострі патології ССС, що перебували на обліку у вище зазначених лікувально-профілактичних закладах. Проводились етіологічні дослідження в аспекті розповсюдженості таких хвороб: вегето-судинна дистонія, гіпертонічна хвороба, ішемічна хвороба серця, ішемічна хвороба серця з стабільною стенокардією напруги, стабільна стенокардія напруги з гіпертонічною хворобою.

Аналіз рівня захворюваності жителів Новоселицького району Чернівецької області за останні 5 років (в період з 2010 по 2014 рік) свідчить про збільшення кількості осіб з патологією серцево-судинної системи. Зокрема, даний показник збільшився на 18%, оскільки в 2010 році кількість людей з даними захворюваннями становила 27181,1 на 100 тис. населення, а в 2014 – 32752,4. Аналогічна картина спостерігається серед населення Європи, України та Чернівецької області зокрема. По Україні загальна кількість пацієнтів з захворюваннями серцево-судинної системи в 2013 зросла в порівнянні з 2009 роком на 6,01%. У 2013 році було зареєстровано 35767,9 звернень на 100 тис. населення працездатного віку [1].

Провівши порівняльний аналіз часток досліджуваних видів нозологій ССС, нами встановлено, що серед населення Чернівецької області найбільше пацієнтів з діагнозом ішемічна хвороба серця з гіпертонічною хворобою (33-35%) та гіпертонічна хвороба I-II стадії (31-32%). При цьому, кількість людей з гіпертонічною хворобою I стадії в 2010 – 2011 – 2012 – 2013 – 2014 роках складала: 4057,2 – 4004,1 – 4066,5 – 4376,6 – 4432,3 осіб на 100 тис. населення відповідно, а гіпертонічна хвороба II стадії 4495,1 – 4574,2 – 4667,5 – 4774,5 – 5051,3 осіб на 100 тис. населення. Слід звернути увагу на те, що кількість людей з різною стадією розвитку гіпертонічної хвороби протягом досліджуваного періоду суттєво не відрізнялась, що може свідчити про збереження тенденції до виникнення даного захворювання. У структурі захворюваності населення України на хвороби системи кровообігу питома вага гіпертонічної хвороби найбільша і становить 47,2% , а структура поширеності хвороб даного класу – 53,3% [3].

Найбільш стабільним показником є захворювання на стабільну стенокардію напруги, який в 2010, 2011, 2012, 2013 та 2014 роках становив 3091,2; 3015,7; 3133,0; 3220,8 та 3421,5 на 100 тис. населення відповідно. При цьому кількість людей з даною нозологією була в 3 рази меншою, ніж з вище проаналізованими хворобами протягом всього досліджуваного періоду.

В той же час, вегето-судинна дистонія (ВСД) та ішемічна хвороба серця зустрічається з найменшою частотою – 1-2 та 2-3% відповідно. При цьому показники ВСД за 2010, 2011, 2012, 2013, 2014 становили 373,5; 456,1; 486,0; 497,1; 506,5 на 100 тис. населення відповідно. Низький відсоток людей з ВСД можна пояснити тим, що даний діагноз ставиться людям віком до 30 років, а в подальшому їх переводять в іншу нозологію. Стосовно пацієнтів з діагнозом ішемічна хвороба серця за 2010, 2011, 2012, 2013, 2014 роки

показники становили 541,1; 570,1; 728,9; 987,1; 1213,1 на 100 тисяч населення відповідно. Слід звернути увагу на те, що за досліджуваний період зменшилась кількість людей з діагнозом ішемічна хвороба серця – стабільна стенокардія напруги – дифузний кардіосклероз – гіпертонічна хвороба на 3%, яка становила в 2010, 2011, 2012, 2013, 2014 роках 5783,1; 5512,0; 5677,4; 6026,0; 6130,0 на 100 тис. населення відповідно. Кількість людей з діагнозом ішемічна хвороба серця з гіпертонічною хворобою в 2010, 2011, 2012, 2013, 2014 роках складала 9054,7; 9059,8; 9514,1; 10480,1; 11031,5 на 100 тис. населення відповідно.

Провівши гендерний аналіз захворювань серцево-судинної системи встановлено, що поширеність даних нозологій суттєво не відрізняється у чоловіків та жінок Новоселицького району. Проте, слід звернути увагу на те, що діагноз ішемічна хвороба серця з гіпертонічною хворобою зустрічається майже в 1,5 рази частіше у жінок, ніж у чоловіків протягом всього досліджуваного періоду. Зокрема, в 2014 році даний показник у жінок складав 6701,3, тоді як у чоловіків 4329,2 на 100 тис. населення.

Однією з можливих причин виявленої особливості є порушення роботи статевих залоз у жінок віком старше 50 років. Жіночий клімакс провокує зміни серцево-судинної системи. Естрогени сприяють оптимальному балансу ліпопротеїнів. Зі зниженням і припиненням вироблення цих гормонів рівень ліпопротеїнів високої щільності падає, а низької щільності – зростає. Крім того, підвищується і рівень тригліцеридів, які сприяють розвитку атеросклерозу, що може призводити до ризику виникнення ішемічної хвороби серця з артеріальною гіпертензією [4].

Отже, незважаючи на те, що показники захворюваності по нозологіям не зазнали значних коливань, загальна кількість хвороб серцево-судинної системи суттєво збільшилась (на 18%). Щодо гендерних особливостей, поширеність нозологій істотно не відрізнялась у чоловіків та жінок Новоселицького району Чернівецької області, за винятком діагнозу ішемічна хвороба серця з гіпертонічною хворобою, де показник захворюваності серед жіночого населення був вищий, ніж у чоловічого приблизно в 1,5 рази.

Список використаних джерел

1. Щорічна доповідь про стан здоров'я населення, санітарно-епідемічну ситуацію та результати діяльності системи охорони здоров'я України. 2013 рік / за ред. О.С. Мусія. – К., 2014. – 438 с. – Режим доступу: <http://www.uiph.kiev.ua/vidavnicha-diyalnist/shchorichna-dopovid>

2. Білецький С.В. Динаміка захворюваності на хвороби системи кровообігу у жителів м.Чернівці за 1991-2010 роки / С.В. Білецький, Л.В. Боднарюк, Т.В. Казанцева, Ю.М. Бондар // Буковинський медичний вісник. – 2011. – Т. 15. – № 4 (58). – С . 168-172.
3. Яценко Ю.В. Стратегія профілактики хвороб системи кровообігу у дітей та підлітків / Ю.В. Яценко, Л.В. Яценко, І.Е. Заболотна // Вісник проблемної біології медицини . – 2014. – Т.1.(110), вип.3.,– С. 401-405.
4. Rossi R. Metabolics syndrome affects cardiovascular risk profile and response to reatment in hypertensive postmenopausal women / R. Rossi, A. Nuzzo, G. Origliani, M.G. Modena // Hypertension. – 2008. – Vol. 52. – P. 865-872.

ПРОБЛЕМИ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЇ БІОЛОГІЇ

Особливості фенетичної структури популяцій *Leptinotarsa decemlineata* Say на географічно віддалених територіях Сумської області

Бобокало О.С., Торяник В.М.

Сумський державний педагогічний університет імені А.С.Макаренка

Для колорадського жука (*Leptinotarsa decemlineata* Say) характерна складність внутрішньовидової структури, яка дозволила йому пристосовуватись до різних умов існування та стресових ситуацій. Хоча генетична мінливість колорадського жука в природних популяціях набагато вища ніж це дозволяють зробити прості спостереження за морфологічною мінливістю, облік фенетичних особливостей дає змогу встановлювати межі внутрішньовидових угруповань, виникнення нових популяцій, тобто вивчати деякі особливості мікроеволюційних процесів, їх темпи та спрямованість. Структура будь-якої популяції колорадського жука представлена різними фенотипами, які узгоджуються з певними морфологічними ознаками. Найбільш характерною фенотипічною ознакою даного виду є рисунок пронотума імаго [3].

Нами проведене вивчення особливостей фенетичної структури популяцій колорадського жука за поліморфізмом рисунку пронотума імаго у м. Суми і с. Мала Павлівка Охтирського району Сумської області, відстань між якими 110 км. Місто Суми знаходиться у центрі Сумської області, с. Мала Павлівка – на південному заході Сумської області. Вибірки по 100 імаго для дослідження проводилися тричі у серпні 2014 р. на присадибних ділянках. Розподіл та аналіз фенів і морф здійснювався за методикою С. Р. Фасулаті [4] та Ф. С. Кохманюка [2], що, відповідно, виділяють 9 і 10 феноформ (морф) центральної частини рисунку пронотума імаго (рис.1). Не представлені у класифікаціях Фасулаті та Кохманюка морфи позначали як От.

Фенетичний аналіз внутрішньопопуляційної мінливості колорадського жука проводили за методикою Л. А. Животковського [1].

За результатами проведеного дослідження на територіях двох населених пунктів загалом було виявлено 153 морфи: 65 – у м. Суми, 88 – у с. Мала Павлівка. Переважна більшість морф в обох популяціях були оригінальними, внаслідок значного варіювання фенів групи А, С, D, E, F, G. Частота окремих морф змінювалась у популяції с. Мала Павлівка від 1% до 4%, а в популяції м. Суми – від 1% до 10%. Середнє число морф у досліджуваних популяціях

відображують відповідні показники внутрішньопопуляційного різноманіття: м. Суми – 50.5 ± 2.93 , с. Мала Павлівка – 85.6 ± 1.44 .

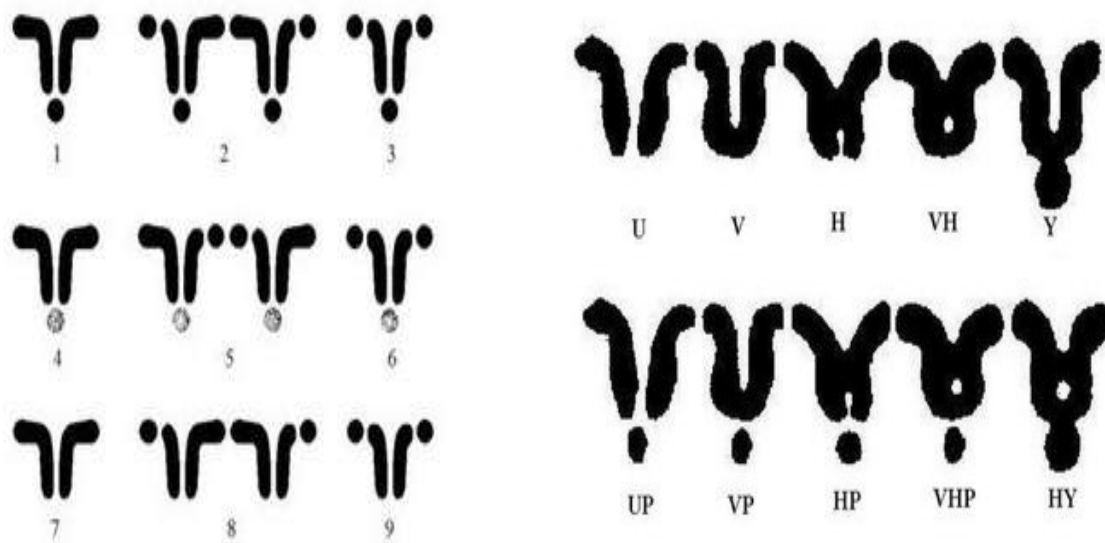


Рис. 1. Феноформи центральної частини рисунка пронотума імаго *Leptinotarsa decemlineata* Say за Фасулаті (зліва) та за Кохманюком (справа)

Серед 88 морф, виявлених в популяції с. Мала Павлівка, встановлено усі 9 морф, які класифікував Фасулаті, і 8 морф, класифікованих Кохманюком (U, UP, V, VP, H, HP, Y, HY). В популяції м. Суми серед 65 морф виявлено 5 морф, які класифікував Фасулаті (1, 3, 7, 8, 9), і 7 морф, які класифікував Кохманюк (U, UP, V, VP, H, HP, Y). В обох популяціях були виявлені морфи 1, 3, 7, 8, 9, U, UP, V, VP, H, HP, Y, От. За класифікацією Фасулаті в популяції с. Мала Павлівка найчастіше зустрічалися 3 і 9 морфи, в популяції м. Суми – 2 морфа, найрідше 4 і 8 морфи відповідно. За класифікацією Кохманюка в обох популяціях найбільшою була зустрічаємість морф U і UP, найменшою – в с. Мала Павлівка – морфи HY, в м. Суми – морфи H.

За структурою фенетичного різноманіття досліджувані популяції є стабільними, про що свідчать низькі показники частки рідкісних морф в них: м. Суми – 0.22 ± 0.044 , с. Мала Павлівка – 0.03 ± 0.017 . Специфічність фенетичної структури популяції колорадського жука м. Суми визначали 11 морф, а с. Мала Павлівка – 8 морф. Спільними, тобто такими, що зустрічалися в обох досліджуваних популяціях, були 12 морф.

Варіації рисунка чорних плям та смуг на пронотумі імаго у досліджуваних популяціях були представлені 33 фенами, що належать до груп А, В, С, D, E, G, K, L, M, I, P. Фени з груп А, В, D та E мали по декілька

модифікацій. Домінуючими групами фенів на досліджуваній території були А, В, С, D, E, F, G, P. Зокрема у вибірках колорадського жука м. Суми найбільш часто зустрічалися фени А₁, В, С, D₂, E₍₃₎, G, F, P, с. Мала Павлівка – А¹, В, С, D₂, E₍₃₎, F, P. Також у кожній з досліджених популяцій були виявлені фени, які не зустрічалися в іншій: в популяції м. Суми – K₄ та G, в популяції с. Мала Павлівка – В₂, (E₍₂₎), (A¹B₁)₁ та I.

Отже, фенетична структура за ристунком пронотума досліджуваних популяцій колорадського жука підкоряється еколого-географічній трансформації: за фенетичною структурою у м. Суми і у с. Мала Павлівка Охтирського району Сумської області наявні дві різні популяції. Для обох досліджених популяцій за даною ознакою характерний високий ступінь фенотипового різноманіття. У популяції колорадського жука с. Мала Павлівка порівняно з популяцією м. Суми різноманітність морф є більшою в 1,7 раза, а різноманітність фенів, що їх формують, у популяції м. Суми є у 7 разів більшою, ніж у с. Мала Павлівка.

Список використаних джерел

1. Животковский Л. А. Фенетика популяций. – М. : Наука, 1982. – С. 38-44.
2. Кохманюк Ф. С. Изменчивость фенетической структуры популяций колорадского жука (*Leptinotarsa decemlineata* Say) в пределах ареала // Сб. науч. тр. «Фенетика популяций». М. : Наука, 1982. – С. 233-243.
3. Удалов М. Б. Популяционная генетика колорадского жука: от генотипа до фенотипа / М. Б. Удалов Г. В. Беньковская // Вавиловский журнал генетики и селекции. – 2011. – Т. 15. – №1. – С. 7-9.
4. Фасулати С. Р. Микроэволюция и внутривидовая структура колорадского жука *Leptinotarsa decemlineata* Say (Coleoptera, Chrysomelidae) // Проблемы энтомологии в России: Сб. науч. тр. – 2. – Спб. – 1998. – С. 178-179.

Вплив сольового стресу на активність аскорбатпероксидази у нокаутної по каталазі лінії рослин *Arabidopsis thaliana* L.

Буздуга І.М., Рудь О.М.

Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича

e-mail: inna.doliba@gmail.com

Засолення ґрунтів є одним із абіотичних факторів, що лімітують продуктивність сільськогосподарських рослин у світі [1, 6]. Підвищення внутрішньоклітинної концентрації іонів натрію токсичне для рослинних клітин. Ці іони є причиною порушення їх клітинного циклу, структури мембран, сповільнення фотосинтезу і стимулювання утворення активних форм кисню

(АФК). АФК в свою чергу призводять до розвитку оксидативного пошкодження ДНК, білків та мембран [4, 6].

Фізіологічно оптимальний рівень АФК у клітині забезпечується функціонуванням антиоксидантної системи захисту. До її складу входять як ферменти (супероксиддисмутаза, каталаза, аскорбатпероксидаза, класичні пероксидази), так і низькомолекулярні протекторні сполуки [1].

Аскорбат пероксидаза (АРХ), як і каталаза (САТ) є важливими ферментами антиоксидантного захисту рослин, які знешкоджують надлишок пероксиду водню в клітині [1]. Відомо, що АРХ та САТ кодуються мультигенними родинами, що зумовлює їх присутність у різних клітинних компартментах [5, 7]. Проте, роль окремих ізоформ ферментів у захисті рослинної клітини від оксидативного стресу з'ясовано ще недостатньо. Зручною моделлю для таких вивчень є мутантні лінії у яких відсутня одна або декілька ізоформ ферменту, зокрема, каталази.

Метою нашого дослідження було з'ясувати роль АРХ у нокаутної по каталазі лінії *KO-Cat2 Arabidopsis thaliana* у ранній відповіді рослин на оксидативний стрес, викликаний підвищеними концентраціями хлориду натрію.

Для реалізації даної мети використовували 4,5-5-тижневі рослини *A. thaliana* (L.) Heynh дикого типу (ДТ) екотип Columbia 0 та гомозиготну лінію *KO-Cat2*, яка є нокаут-мутантом по гену *cat2* та несе вставку Т-ДНК у одному з екзотів даного гену. Рослини вирощували в ґрунті в культивацийній кімнаті за температури 20°C, освітленні 2,5 кЛк в умовах 16-годинного світлового дня.

Стресову обробку рослин проводили за умов швидкого надходження іонів хлориду натрію у клітину. Враховуючи, що коренева система є бар'єром, який перешкоджає надходженню іонів NaCl до пагонів, для експерименту було застосовано рослини із відокремленою кореневою системою. Для цього, рослинам у воді гострим лезом відокремлювали надземну частину від кореневої системи, і місцем зрізу занурювали у 0,5-кратне середовище Мурасіге-Скуга (0,5x MS), що містило різні концентрації хлориду натрію – 50; 100 та 200 mM.

Стрес проводили у темряві за температури 20°C протягом 4-х та 8-ми годин. Контролем слугували рослини, що інкубувались протягом зазначеного часу у 0,5x MS без додавання хлориду натрію. Після стресу рослини заморожували в рідкому азоті та зберігали в морозильній камері за температури -70°C.

Екстракцію нативних білків проводили в буфері, що містив 50 mM фосфат натрію (pH=7,0), 0,25 mM ЕДТА, 20% гліцерол, 0,5 mM аскорбат та 2%

полівінілпіролідон. Кількість білку в екстракті визначали за методом Бредфорда [3]. Активність АРХ вимірювали спектрофотометрично за описаним в літературі методом [2, 7]. Кожен експеримент виконувався в 5 біологічних та 3 аналітичних повторностях.

Отримані дослідження показали, активність АРХ у 5 тижневих інтактних рослин арабідопсису ДТ та нокаутної КО-*Cat2* лінії достовірно не відрізнялась. Це свідчить про те, що за оптимальних умов культивування АРХ не приймає участі у компенсації втрати ізоформи 2 каталази.

Дія короткотривалого 4 годинного сольового стресу за концентрацій хлориду натрію 50 та 100 мМ не викликала суттєвих змін активності АРХ, як у рослин ДТ, так і у нокаутної лінії арабідопсису. Проте, застосування найвищої концентрації хлориду натрію призводило до зниження активності ферменту на 16-19% у обох лініях рослин. Отже, можна зробити висновок, що АРХ не залучена у відповідь на дію короткотривалого сольового стресу у досліджуваних лініях рослин.

Збільшення тривалості стресової обробки до 8 годин у рослин ДТ призводило до зниження активності АРХ на 20% за дії найвищої концентрації хлориду натрію – 200 мМ. У нокаутної КО-*Cat2* лінії, на відміну від рослин ДТ, достовірних змін активності не спостерігалось, значення наближались до контрольних. Таким чином, за даних стресових умов АРХ може частково компенсувати відсутність ізоформ САТ у нокаутних рослин.

Список використаних джерел

1. Abogadallah G.M. Antioxidative defense under salt stress / G.M. Abogadallah // Plant Signal. Behav. – 2010. – 5. – P. 369-74.
2. Amako K. Separate assays for ascorbate peroxidase and guaiacol peroxidase and for the chloroplastic and cytosolic isozymes of ascorbate peroxidase in plants / K. Amako, G. Chen, K. Asada // Plant Cell Physiol. – 1994. – 35. – P. 497-504.
3. Bradford M.M. A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding / M.M. Bradford // Analyt. Biochem. – 1976. – 72. – P. 248-254.
4. Freinbichler W. Highly reactive oxygen species: detection, formation, and possible functions / W. Freinbichler, M.A. Colivicchi, C. Stefanini [et al.] // Cellul. and Mol. Life Sci.. – 2011. – 68, No.12. – P. 2067-2079.
5. Maruta T. Arabidopsis chloroplastic ascorbate peroxidase isoenzymes play a dual role in photoprotection and gene regulation under photooxidative stress / T. Maruta, A. Tanouchi, M. Tamoi [et al.] // Plant Cell Physiol. – 2010. – 51, No. 2. – P. 190-200.
6. Miller, G.A.D. Reactive oxygen species homeostasis and signalling during drought and salinity stresses / G.A.D. Miller, N. Suzuki, S. Ciftci-Yilmaz, R. Mittler // Plant, cell and environment. – 2010. – 33, N 4. – P. 453-467.
7. Panchuk I.I. Heat stress-and heat shock transcription factor-dependent expression and activity of ascorbate peroxidase in *Arabidopsis* / I.I. Panchuk, R.A. Volkov, F. Schöffl // Plant Physiol. – 2002. – 129. – P. 838-853.

Попередні результати дослідження екологічних особливостей рідкісного європейського гриба *Pleurotus calyptratus* (Lindbl.) Sacc.

Kim M.Ю., Прилуцький О.В., Савченко А.О., Морозова І.І.

Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна

maryna_kit@ukr.net

Розуміння процесів, що відбуваються в популяціях, є дуже важливими при вивченні живих організмів, у тому числі й для визначення соцологічної цінності видів та проведення природоохоронних заходів. Дослідження популяційної структури та динаміки грибів ускладнюється деякими особливостями цієї групи організмів. Про присутність певного виду макроміцетів судять за наявністю плодового тіла на поверхні або всередині субстрату. Формування плодових тіл у грибів часто нерегулярне і залежить від умов навколишнього середовища [4]. Крім того, це напряму пов'язано із екологічною стратегією, притаманною виду. Так, види, для яких характерна ендотрофна та гемібіотрофна стратегія, формують плодові тіла тільки тоді, коли їх рослина-хазяїн ослаблена або відмирає. У грибів, що заселяють деревні рослини, між колонізацією субстрату та формуванням плодових тіл можуть проходити десятки років. Нестача даних про популяційну структуру та часову динаміку виду може призвести до використання неправильної стратегії його збереження [2].

В якості модельного об'єкта для дослідження механізмів підтримання популяції соцологічно цінних видів ми використали базидієвий гриб *Pleurotus calyptratus* (Lindb.) Sacc. з родини Pleurotaceae Kühner, що розвивається на деревині видів роду *Populus* L., здебільшого осики (*P. tremula* L.). Завдяки характерному габітусу – плодове тіло у вигляді шапинки на сильно редукованій латеральній ніжці, пластинки знизу прикриті півчастим покривалом, яке при дозріванні розривається, – вид легко ідентифікувати в польових умовах [1].

P. calyptratus занесено до Червоних списків Австрії, Естонії, Латвії, Нідерландів, Норвегії, Польщі, Угорщини, Фінляндії, Хорватії, Чехії та Швеції [3]. В Україні соцологічний статус виду не оцінено.

Протягом 2013 та 2014 років на території Національного природного парку “Гомільшанські ліси” ми описали та закартували 63 потенційні оселища гриба (топольники) загальною площею 24.6 га. Також ми описали 179 субстратів, заселених *P. calyptratus*. Для кожного описаного субстрату було визначено таксономічну приналежність, стадію деструкції (для відмерлих дерев), площу

січення (показник класу розміру), відсоток проективного покриття кори у різних частинах та географічні координати; крім того, вони були позначені спеціальними мітками для подальшого моніторингу (рис.1).

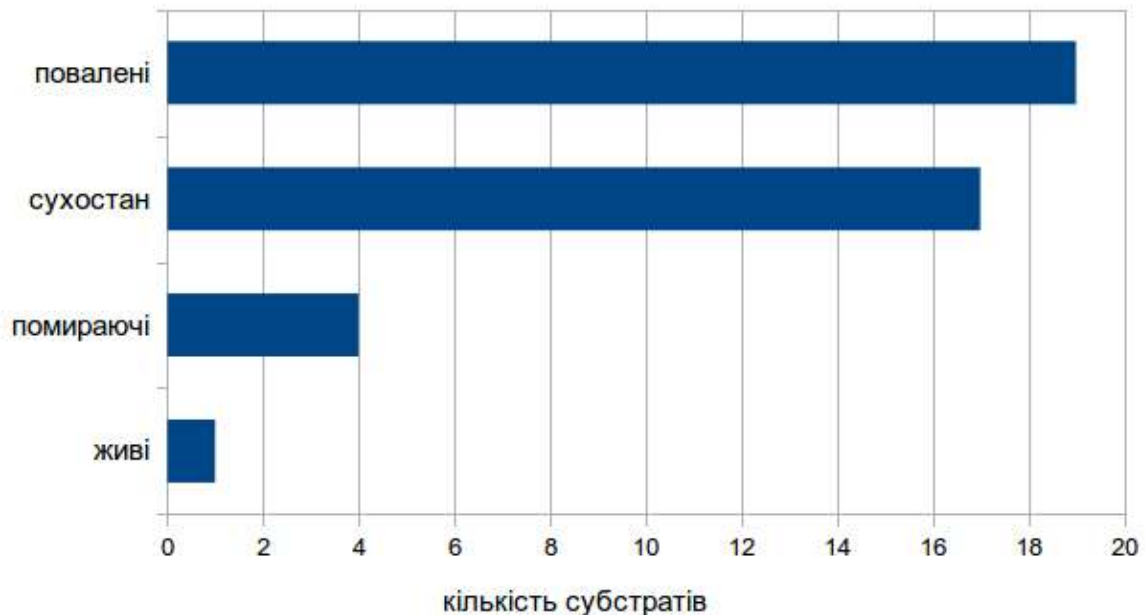


Рис. 1. Стан субстратів *P. calyptratus* у 2013 та 2014 роках

Виявлено, що незалежно від погодних умов, гриб утворює плодові тіла в короткий період, який припадає на кінець квітня – травень.

У вказаний період 2013 та 2014 року ми ретельно обстежили чотири топольники і встановили, що повторно базидіями утворилися тільки на 12% субстратів. Разом із тим на цих же ділянках було виявлено майже еквівалентну кількість нових субстратів, заселених *P. calyptratus* (рис.2). Враховуючи таку інтенсивну заміну субстратів та відсутність відомостей про механізми, які могли б її забезпечувати (наприклад, рясне конідійне спороношення), ми припускаємо, що гриб заселяє дерево задовго до формування плодових тіл і розвивається в ньому безсимптомно.

Для перевірки цієї гіпотези було взято 13 зразків деревини з дерев, які відповідають характеристикам субстратів *P. calyptratus*, але на яких за період спостереження базидіями не було виявлено, для того, щоб перевірити наявність міцелію за допомогою молекулярно-генетичних методів. Наразі ці дослідження не завершено.

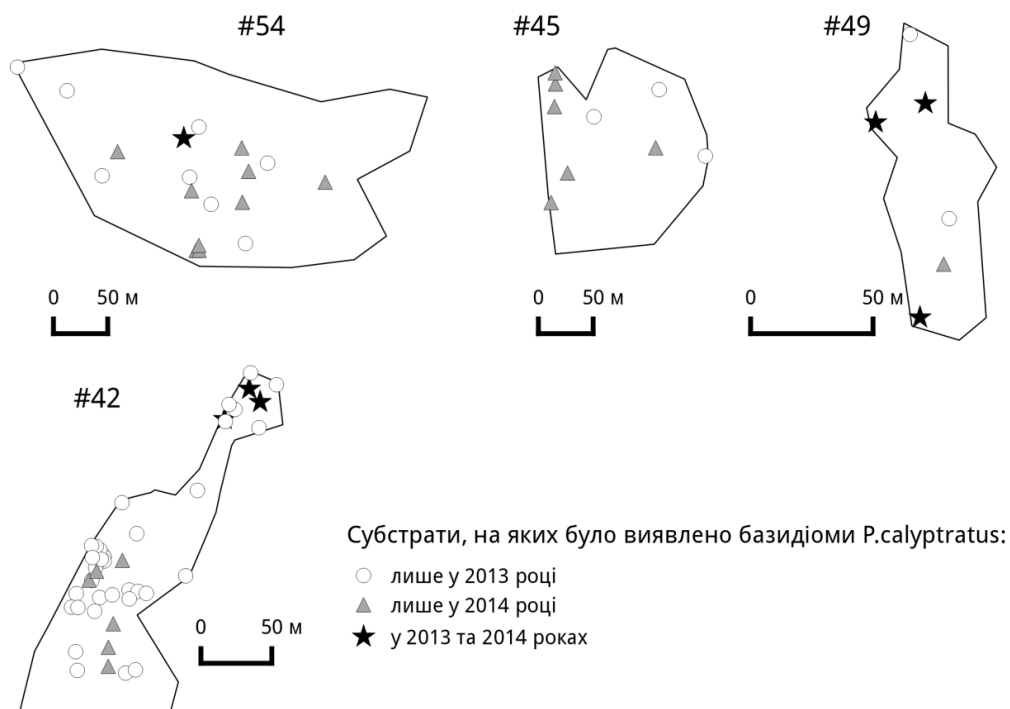


Рис. 2. Заміна субстратів *P. calyptratus* у 2013 та 2014 роках

Список використаних джерел

1. Змитрович И.В., Малышева В.Ф., Малышева Е.Ф., Спирин В.А. Плевротоидные грибы Ленинградской области (с заметками о редких и интересных восточноевропейских таксонах). – СПб.: Изд-во ВИЗР, 2004. – 124 с.
2. Светашева Т.Ю. Охрана грибов: особи, популяции, территории // Высшие базидиальные грибы: индивидуумы, популяции, сообщества: материалы конференции, посвященной 100-летию со дня рождения М.В. Горленко. - М., 2008. - С. 149-156.
3. European Red List of endangered macrofungi. Режим доступа до сайту: <http://www.wsl.ch/eccf/activities-en/ehtml>
4. Watling R. Assessment of fungal diversity: macromycetes, the problems // Canadian Journal of Botany, 1995, Vol. 2, pp. 15-24.

Поширеність вродженої патології серед новонароджених

Путивльського району Сумської області

Краснюкова А.В., Торяник В.М.

Сумський державний педагогічний університет імені А.С. Макаренка

Згідно з даними МОЗ в Україні щорічно народжується близько 10 тисяч дітей з вродженою патологією, що становить 5–8% від усіх новонароджених. Із них близько 2% мають тяжку патологію, нерідко несумісну з життям. Медичне значення проблеми поглиблюється її соціальним значенням, оскільки ця патологія веде до інвалідизації: з 20 тисяч дітей, які щороку стають інвалідами,

близько 5 тисяч мають вроджені аномалії розвитку. Лікування пацієнтів з такою патологією дороге, в багатьох випадках малоефективне та безперспективне. Серед чинників, що обумовлюють цю сумну статистику, виділяють демографічні, соціально-економічні, материнсько-плодові та неонатальні. Однак, в кожному конкретному випадку на 40–60% причини вроджених вад розвитку залишаються не з'ясованими [1].

Актуальність проблеми посилюється також тим, що відмінності в показниках частоти вроджених вад розвитку (ВВР) мають регіональні особливості, залежать від повноти обліку, чіткості поняття, чисельного, національного і вікового складу досліджуваної популяції, історичних, етнічних факторів, географічних умов [2]. Така ситуація сприяє підтриманню інтересу до популяційного моніторингу ВВР з метою наукового аналізу причин їх виникнення та профілактики.

На основі офіційної документації реєстрації випадків вроджених вад розвитку: протоколів засідань координаційної ради з контролю та управління якістю медичної допомоги в Сумській області «Про стан пренатальної діагностики та малюкової смертності від вроджених вад розвитку», документації, що висвітлює та регламентує роботу пологово-гінекологічного відділення Путивльської центральної районної лікарні (журналу обліку новонароджених, журналу обліку пологів, історій розвитку новонароджених, «Повідомлення про народження дитини та обстеження на наявність вроджених вад розвитку, хромосомної і спадкової патології» (форма № 149-1/0, затверджена МОЗ України від 31.12.2003 р. № 641/84) нами проведене вивчення поширеності ВВР серед новонароджених/живонароджених Путивльського району у 2009-2013 роках.

Результати дослідження показали, що впродовж 2009-2013 рр. у Путивльському районі Сумської області середня частота випадків ВВР у живонароджених становила 45,2 ‰ і перевищувала відповідний показник за той самий період у Сумській області майже у 2 рази. Динаміка частоти ВВР у живонароджених району була негативною: з 2009 по 2013 рр. включно показник частоти зріс майже на 22%.

Загальна частота випадків ВВР протягом досліджуваного періоду серед живонароджених дівчаток була на 16% більшою, ніж серед хлопчиків. Випадки ВВР у середньому за п'ять років майже у 2,5 рази частіше фіксувалися у живонароджених, матері яких проживали у м. Путивль.

Спектр окремих видів ВВР за системами органів був представлений 23-ма нозологіями, 22 з яких належали до не синдромних форм патологій кістково-

м'язової, серцево-судинної, дихальної, травної, сечостатевої, видільної, нервової систем. Синдромна форма ВВР (Синдром Штурге-Вебера) була діагностована лише у одного живонародженого у 2012 році.

Найбільша кількість (10 нозологій) різних видів ВВР була виявлена у новонароджених/живонароджених району у 2010 році. Найчастіше протягом досліджуваного періоду у них фіксувалися вроджені вади серцево-судинної системи. Їх відносна частота в середньому за п'ять років перевищувала значення відносної частоти ВВР інших систем органів у 2–20 разів. Найбільша різноманітність нозологій спостерігалася серед вроджених вад сечостатевої системи. За відносною частотою ВВР сечостатевої системи у живонароджених району знаходилися на другому місці. До першої трійки за відносною частотою входили також множинні вроджені вади розвитку.

Вроджені вади розвитку кістково-м'язової системи (вроджений вивих стегна, полідактилія, вроджена плоско-вальгусна деформація стопи) були зафіксовані у живонароджених Путивльського району лише у 2012 р., а вроджені вади розвитку нервової системи – лише у 2013 році.

Вроджені вади розвитку серцево-судинної системи у новонароджених/живонароджених району виявлялися кожного року протягом досліджуваного періоду. Для вроджених вад серцево-судинної системи характерним було поєднання окремих нозологій, зокрема відкритого овального вікна з дефектом міжшлуночкової перегородки або двох цих патологій серця зі стенозом легеневої артерії. Загальна динаміка випадків ВВР серцево-судинної системи, виявлених у новонароджених/живонароджених району протягом 2009–2013 рр., мала коливальний характер типу «зниження-зростання».

Поодинокими у досліджуваній період у живонароджених району були випадки вродженої патології органів дихання (у 2013 р. – гіпоплазія легень) та шлунково-кишкового тракту (у 2011 р. – атрезія стравоходу), подвоєння органів (у 2010 р. – нирки, у 2011 р. – селезінки).

Вроджені вади розвитку сечостатевої системи (полікістоз нирок пієлоектазія, дисплазія нирки, гідронефроз, крипторхізм, сінехія малих статевих губ) виявлялися у новонароджених/живонароджених району у 2010, 2011 та 2013 роках. Кожного року фіксувалися випадки пієлоектазії.

Висновки. Для з'ясування дійсних причин негативної динаміки ВВР у новонароджених/живонароджених Путивльського району Сумської області необхідне проведення ґрунтовних комплексних медико-генетичних досліджень. Першочерговою задачею є удосконалення діяльності районної служби пренатальної діагностики: забезпечення служби ультразвукового дослідження

кваліфікованими кадрами та сучасними технічними ресурсами; забезпечення обов'язкового проведення масового ультразвукового скринінгу вагітних у належні терміни.

Список використаних джерел

1. Генетичний моніторинг – основа профілактики природженої та спадкової патології / О. Я. Гречаніна, О. П. Здибська, Ю. Б. Гречаніна та ін. // Педіатрія, акушерство та гінекологія. – 2001. – № 2. – С. 64.
2. Рудень В. В. Профілактика природжених вад розвитку / Рудень В. В. – Львів : Ліга- Прес, 2002. – С. 125.

Обмежено поширені і потенційно небезпечні хвороби і шкідники рослин огірка та помідора в закритому і відкритому ґрунті Східного Лісостепу України

¹ *Марютін О.Ф.*, ² *Семендяєв М.А.*

¹ Державна фітосанітарна інспекція Харківської області

² Харківський національний аграрний університет імені В.В. Докучаєва

Аналіз інформації про фітосанітарний стан рослин огірка і помідора в агроценозах закритого і відкритого ґрунту показує, що він має змішаний характер, представлений одночасно шкідниками і хворобами різної етіології [1, 2, 4, 5, 6, 7, 8].

Фітопатологічний комплекс включає традиційні хвороби й обмежено поширені. Перші вивчені достатньо всебічно, проти них обґрунтовані заходи захисту. Друга група викликає науковий і практичний інтерес щодо вивчення їхньої поширеності, біології розвитку організмів і умов, які зумовлюють їхнє господарське значення. Звідси впливає доцільність вивчення цих питань у конкретних ґрунтово-кліматичних умовах.

Огірок і помідор як овочеві культури в межах України вирощують повсюдно в агроценозах відкритого і закритого ґрунту. Залежно від цього на відповідних культурах розвиваються шкідники і хвороби, які спричиняють значні втрати врожаю.

Так, щодо стовбура рослин помідора інформація має обмежений характер. У своїй монографії Б.Г. Кривий [3] повідомляє про високу шкідливість і значний ареал хвороби. Вперше хвороба була виявлена і визначена її етіологія в 30-х роках ХХ ст. Але, як повідомляє автор, до сьогодні питання етіології стовбура рослин помідора серед науковців має дискусійний характер. Одні з них вважають, що проявленню і розвитку хвороби сприяють

висока температура і низька відносна вологість повітря, їхні різкі добові коливання. Інші науковці з такою версією не згодні. Свої погляди вони аргументують тим що екстремальний гідротермічний фон притаманний для південних регіонів, у тому числі й України. Спекотну температуру повітря, відповідно низьку його відносну вологість у цих регіонах спостерігаємо щорічно, але хвороба проявляється епізодично по роках. Питання симптоматики хвороби також тлумачать неоднозначно. Переважна більшість дослідників повідомляють, що в різних екологічних умовах і залежно від сорту рослин помідора симптоми хвороби бувають різними, не мають постійних типових діагностичних ознак.

Відомий вірусолог Ю.І. Власов [3] пропонує для обмеження поширення стовбура помідорів декілька агротехнологічних заходів. Одним з таких заходів у зонах епіфітотій хвороби є вирощування сортів ранніх строків дозрівання. Для обмеження можливого зараження рослин помідора від інших дикорослих рослин слід дотримуватися між ними просторової ізоляції (50-100 м). Для зменшення вірусного інфекційного навантаження на полях вирощувати культуру, варто за допомогою інсектицидів, контролювати чисельність цикадок – переносників збудника хвороби. Період їхньої міграції з дикорослих рослин короткий. Появу комах фіксують за допомогою використання клейових жовтих пасток.

Наукові і практичні погляди щодо видового складу обмежено розповсюджених шкідників доволі неоднозначні. На нашу думку, господарсько небезпечні шкідники і хвороби рослин огірка і помідора в ґрунтово-кліматичних умовах України обумовлюють потребу їхнього моніторингу та вивчення особливостей симптоматики їхніх хвороб.

Основним завданням фітосанітарного моніторингу є організація симптоматичних обстежень рослин огірка і помідора щодо поширеності і розвитку шкідливих організмів і з'ясування обумовлювальних причин і обґрунтування заходів захисту від них [7, 8].

Враховуючи обмежену інформацію про стовбур рослин помідора, ми дослідили динаміку проявлення хвороби, особливості її симптоматики і проаналізували вплив гідротермічного фактора на її розвиток у фази активного росту рослин і формування плодів. Наші дослідження і спостереження за проявленням хвороби і формуванням її симптомів показали, що хвороба, як правило, проявляється у фазу інтенсивного цвітіння рослин помідора. Перші ознаки хвороби були зареєстровані на верхніх листках, які мали безбарвний вигляд, що засвідчує руйнування в них процесу фотосинтезу. Листки росли

вертикально і мали деформовану форму. Такі зовнішні ознаки дають змогу відрізнити здорові рослини від інфікованих. Згодом на деформованих листках проявлялося їхнє характерне забарвлення – бурувато-блакитний відтінок. Генеративні органи також деформувалися. Плоди, сформовані на рослинах помідора з ознаками стовбура через недорозвиненість втрачають свою господарську цінність. Вони мають дерев'янисту консистенцію, деформуються, мають незадовільний смак. За кольором вони відрізняються від здорових своїм характерним жовто-оранжевим забарвленням з проявленням сітчастості на нижній частині плодів. Повного відмирання рослин із симптомами стовбура не помічали. Під час аналізу кореневої системи таких рослин патологічних змін не зареєстровано. Згідно з літературними даними, розвитку хвороби сприяють температура в межах 25-30°C і відносна вологість повітря 50-60%. Аналіз аналогічних гідротермічних показників за роки досліджень показує, що середньододекадна температура у червні становила 17,3-24,3°C, а відносна вологість повітря – 51-71%. Таким чином, вони були близькі до літературних показників. Слід зазначити, що температурний фон у період інтенсивного росту рослин помідора зберігався протягом тривалого періоду. Часткове зниження температури спостерігали тільки за наявності опадів. Це дає підстави вважати, що основними причинами виникнення стовбура рослин помідора є висока температура повітря і низька його вологість.

Хвороба зареєстрована і в агроценозах закритого ґрунту. В окремі роки в блокових теплицях поширеність досягає 4-5,5%.

Щодо верхівкової гnilі плодів помідора ми виконали низку досліджень і спостережень за динамікою проявлення хвороби і проаналізували умови, які можуть впливати на її розвиток. Аналізуючи дослідження із цього питання, можна передбачити, що це хвороба неінфекційної етіології. Про це свідчить фітопатологічний моніторинг рослин помідора на богарному фоні і ділянках з різними способами поливу. У першому випадку в спекотні дні спостерігали дефіцит вологи в ґрунті, в інших варіантах вологи було достатньо, але відсоток плодів із симптомами хвороби був ідентичний. Слід зазначити, що серед плодів, сформованих на одному суцвітті, були плоди із симптомами хвороби і здорові. Незважаючи на тривалий період їхнього сумісного перебування і впливу на них погодних умов, плоди із симптомами верхівкової гnilі не загнивали, а здорові залишались такими до їхнього збирання. Таке явище непоодиноким, і його відмічають щорічно. Ідентичний характер проявлення хвороби притаманний для умов закритого ґрунту.

Щодо шкідників рослин огірка встановлено що, в закритому ґрунті мали обмежене розповсюдження слимаки, біла подура, огірковий комарик, пасльоновий трипс. На рослинах помідора в умовах відкритого ґрунту мали обмежене поширення звичайний павутинний кліщ, іржавий помідорний кліщ, тютюновий трипс. На особливу увагу заслуговує помідорна совка – поліфаг, що може живитися понад 120 видами культурних і дикорослих рослин. В закритому ґрунті не зафіксовано.

Встановлено, що в умовах Східного Лісостепу України шкідник розвивається в першому – другому поколіннях. Зимує лялечка в ґрунті. Навесні, коли середньодобова температура на глибині їх залягання досягає +18...+20°C, вилітають метелики. За наявності 18% рослин з яйцекладками або 6-8% рослин з гусеницями I-II віків слід застосовувати інсектициди для їхнього знищення або агенти біологічного контролю.

Науковці З.М. Адухов та ін. [1] вивчали можливість використання для обмеження щільності помідорної совки агентів біологічного контролю шляхом сезонної колонізації трихограми і застосування препаратів бактеріального походження. Науковці встановили, що випуск трихограми у кількості 200 тис. особин/га з інтервалом п'ять-шість діб (по 20 тис. особин на кожний випуск) забезпечує технічну ефективність на 70-95%. Для знищення гусениць, які відродилися з яєць, що залишилися, використовують дендробацилін або інші препарати біологічного походження.

Таким чином фітосанітарний моніторинг рослин огірка і помідора показав обмежене розповсюдження хвороб і шкідників в умовах відкритого і закритого ґрунту.

Щодо шкідників можна зазначити, що для умов відкритого ґрунту для рослин помідора обмежено розповсюдженими можна вважати таких, як: звичайний Варто вказати, що ці види для умов закритого ґрунту є традиційними, проявляються щорічно (за винятком помідорної совки). Водночас вони здатні шкодити і рослинам огірка. Особливої екологічної, господарської й економічної шкоди овочевим культурам в умовах закритого ґрунту, завдають теплична білокрилка і галові нематоди. Враховуючи біотичні й абіотичні фактори, можна передбачити господарську небезпеку обмежено поширених шкідників і хвороб різної етіології, що розвиваються на рослинах огірка і помідора в агроценозах відкритого і закритого ґрунту.

Список використаних джерел

1. Адухов З.М. Биологическая защита томатов от хлопковой совки. З.М. Адухов, А.И. Боярский, К.С. Воронин.-Пущин, 1994. – С. 117-118.

2. Білик М.О. Захист овочевих культур від хвороб і шкідників у закритому ґрунті (М.О. Білик, М.Д. Євтушенко, Ф.М. Марютін; за ред. Ф.М. Марютіна).-Харків, 2002. – С. 8-12.
3. Власов Ю.И. Экологически безопасные методы защиты томатов от столбура. Экологически безопасные технологии получения растениеводческой продукции. Ю.И. Власов.- Пушкин, 1994. – С. 116-117.
4. В.О. Казаков, Ф.М. Марютін, Ю.В. Рибченко, Г.І. Яровий. Захист рослин у ХХІ столітті: проблеми та перспективи: матеріали Міжнародн. конф. студ., асп. і молодих учених, 24-25 жовт. 2013 р. – Х., 2013. – С. 42-44.
5. Кривін Б.Г. Столбур томатов и меры борьбы с ним. Б.Г. Кривін. М., 1957. – 54 с.
6. Марютин А.Ф. Белокрылка – опасный вредитель овощных культур в закрытом грунте и проблемы защиты. (А.Ф. Марютін) – Актуальні проблеми довкілля: зб. наук. пр. (за матеріалами міжнародн. наук. конф.). – Суми, 2013. – С. 196-200.
7. Прогноз фітосанітарного стану агроценозів та рекомендації щодо захисту сільськогосподарських рослин від шкідників, хвороб та бур'янів у господарствах Харківської області у 2008 – 2013 рр. – К, 2008. – С. 11-29.
8. Прогноз фітосанітарного стану агроценозів України та рекомендації щодо захисту рослин у 2008 – 2013 рр. – К, 2008. – С. 10-37.

Стоматографія епідерми листків деяких представників

Liliopsidata Magnoliopsida

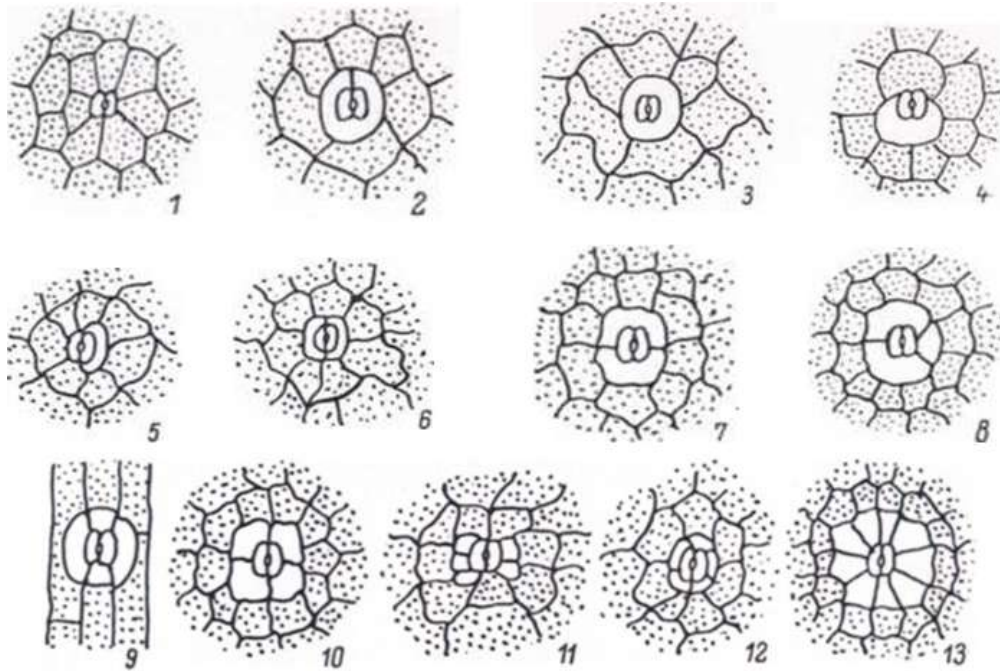
Нога І.О.

Сумський державний педагогічний університет ім. А.С.Макаренка

Дослідження поверхні листка, зокрема її мікроструктури, із застосуванням методу порівняльно-стоматографічного аналізу мають важливе значення для опису видів, встановлення їх діагностичних критеріїв, з'ясування екологічних особливостей. Низкою авторів аргументоване доведення важливості порівняльно-стоматографічного методу для фармакогнозії, палеонтології, фізіології рослин, лісівництва, овочівництва, тутівництва, виноградарства, плодівництва, агрономії та судово-медичної експертизи [1, 3].

За допомогою порівняльно-стоматографічного методу нами у 2013–2014 рр. було проведене вивчення особливостей будови епідерми деяких представників класу *Liliopsida* (*Ruscusaculenatus*, *Dracaenamarginata*, *Hippeastrumhybridum*, *Tradescantiaalbiflora*) та *Magnoliopsida* (*Pedilanthustithymaloides*, *Sedummorganianum*, *Kalanchoeblossfeldiana*, *Hibiscus rosasinensis*). Вивчалася поверхня адаксіальної та абаксіальної сторін листової пластинки живих листків за допомогою методики Klein, Klein (1970) та Hilu, Randall (1984), що ґрунтується на застосуванні звичайного безбарвного лаку для нігтів з нітроцелюлозною основою [4]. Кратність вибірки складала 5 повторностей. Отримані мікропрепарати епідерми листка досліджувалися за допомогою світлового мікроскопу компанії Ningbo Sunni Instruments Co LTD

«XSM-40» (об'єктиви $\times 10$, $\times 40$) за такими параметрами, як кількість фонових (основних) клітин епідерми на одиницю площі (1 мм^2), довжина та ширина основних клітин епідерми, форма основних клітин епідерми, кількість продихових апаратів на одиницю площі (1 мм^2), тип продихового апарату за морфологічною класифікацією М. А. Баранової (рис. 1.) [2], довжина та ширина продихових апаратів.



1 – аномоцитний, 2 – десмоцитний, 3 – перицитний, 4 – полоцитний, 5 – геміпарацитний, 6 – парацитний, 7 – діацитний, 8 – анізоцитний, 9 – тетрацитний, 10 – ставроцитний, 11 – латероцитний, 12 – енциклоцитний, 13 – актиноцитний.

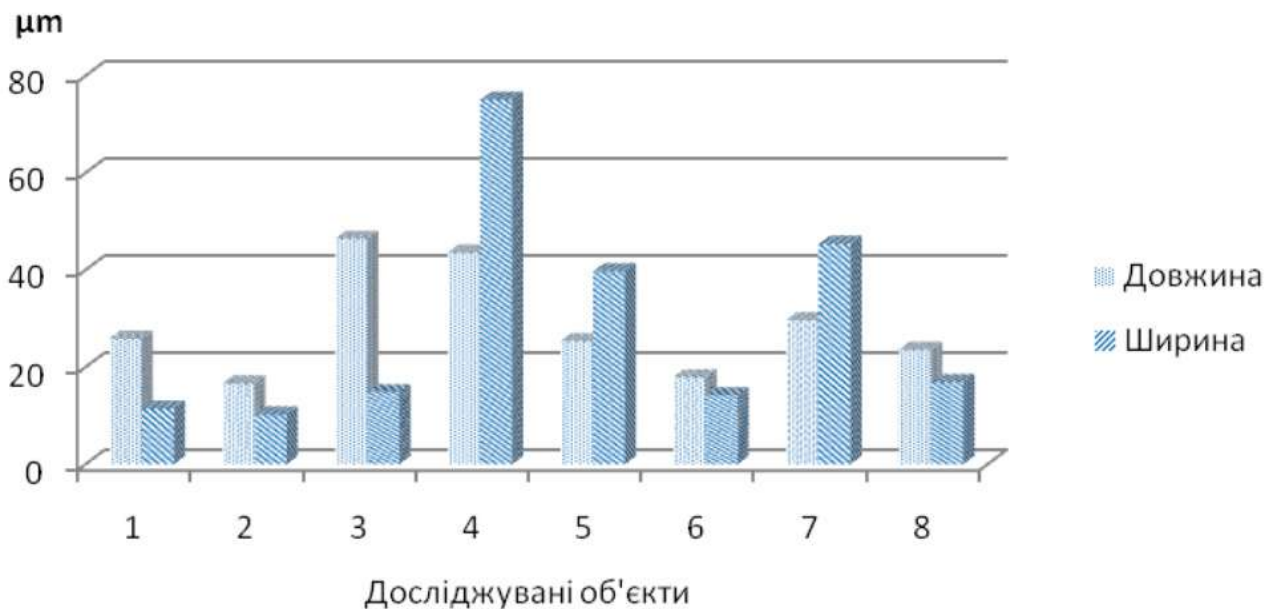
Рис. 1. Морфологічні типи продихових апаратів (за Барановою М.А.)

Результати дослідження показали, що для переважної більшості вивчених представників класу *Liliopsida* (*Ruscus aculeatus*, *Dracaena marginata*, *Hippeastrum hybridum*) характерний тетрацитний тип продихового апарату, а у *Tradescantia albiflora* наявний нетиповий діацитний тип. У *Ruscus aculeatus*, *Dracaena marginata*, *Hippeastrum hybridum* основні клітини епідерми мають витягнуто-гостровидну форму, для *Tradescantia albiflora* характерна гексагональна форма цих клітин.

Морфологічних відмінностей між клітинами епідерми та продиховими апаратами з адаксіальної та абаксіальної сторін листка вивчених представників класу *Liliopsida* не спостерігається. У *Ruscus aculeatus*, *Dracaena marginata*, *Hippeastrum hybridum* кількість продихових апаратів та кількість основних клітин епідерми з адаксіальної та абаксіальної сторін суттєво не відрізняється, в

той же час у *Tradescantia albiflora* з адаксіального боку листкової пластинки продихи взагалі відсутні.

Морфометричні показники (рис. 2–3) вказують на переважання довжини продихового апарату над його шириною як з абаксіальної, так і з адаксіальної сторони у видів *Ruscus aculeatus*, *Dracaena marginata*, *Hippeastrum hybridum*.



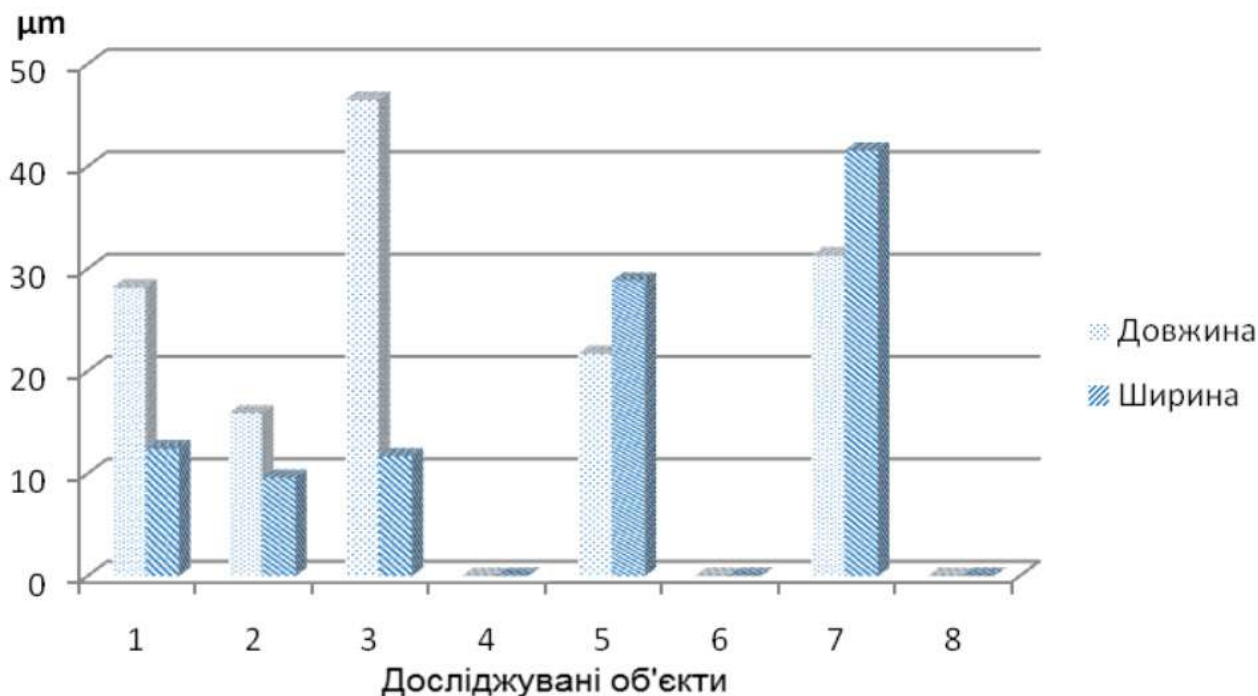
1 – *Ruscus aculeatus*, 2 – *Dracaena marginata*, 3 – *Hippeastrum hybridum*, 4 – *Tradescantia albiflora*, 5 – *Pedilanthus tithymaloides*, 6 – *Sedum morganianum*, 7 – *Kalanchoe blossfeldiana*, 8 – *Hibiscus rosa-sinensis*.

Рис. 2. Співвідношення «довжина–ширина» продихових апаратів з абаксіальної сторони листка

У *Tradescantia albiflora* у ширина продихового апарату з абаксіальної сторони майже вдвічі перевищує його довжину.

У вивчених представників класу *Magnoliopsida* виявлена більша різноманітність типів продихових апаратів: анізоцитний тип у *Sedum morganianum* та *Hibiscus rosa-sinensis*, типовий перицитний – у *Pedilanthus tithymaloides*, типовий полоцитний – у *Kalanchoe blossfeldiana*, специфічний анізоцитний тип – у *Sedum morganianum*, що є нетиповим для рисунку побічних клітин для родини *Crassulaceae*. Морфологічні відмінності між клітинами епідерми та продиховими апаратами з адаксіальної та абаксіальної сторін листка відсутні у *Pedilanthus tithymaloides* та *Kalanchoe blossfeldiana*. У *Sedum morganianum* та *Hibiscus rosa-sinensis* з адаксіальної сторони листка продихи відсутні, що пов'язано з амфістоматичним типом їх листкової пластинки. Як з абаксіальної, так і з адаксіальної сторін листкової пластинки у *Sedum*

morganianum та *Hibiscus rosa-sinensis* спостерігається переважання довжини продихового апарату над його шириною, у *Pedilanthus tithymaloides* та *Kalanchoe blossfeldiana* навпаки – ширина продихового апарату переважає над його довжиною (рис. 2-3).



1 – *Ruscus aculeatus*, 2 – *Dracaena marginata*, 3 – *Hippeastrum hybridum*, 4 – *Tradescantia albiflora*, 5 – *Pedilanthus tithymaloides*, 6 – *Sedum morganianum*, 7 – *Kalanchoe blossfeldiana*, 8 – *Hibiscus rosa-sinensis*.

Рис. 3. Співвідношення «довжина–ширина» продихових апаратів з адаксіальної сторони листка

Таким чином, у досліджених видів спостерігається чітко виражена типологічна відмінність продихових апаратів, що може бути надійним діагностичним критерієм при розмежуванні таксону «Родина», як для класу *Liliopsida*, так і для класу *Magnoliopsida*.

Список використаних джерел

1. Анелли Н.А. Атлас эпидермы листа / Н.А. Анелли. – Тбилиси: «Мецниереба», 1975. – 110 с.
2. Баранова М.А. Классификация морфологических типов устьиц / М. А. Баранова // Ботанический журнал. – 1985. – Т. 70, № 12. – С. 1585-1595.
3. Баранова М. А. Принципы сравнительно-стоматографического изучения цветковых растений / М. А. Баранова. – Л.: Наука, 1990. – 67 с.
4. Барыкина Р. П. Справочник по ботанической микротехнике. Основы и методы / Р. П. Барыкина. – М.: Издательство МГУ, 2004. – 312 с.

Активність пероксидази у нокаутної *KO-Cat2* лінії *Arabidopsis thaliana* за дії сольового стресу

Панчук І.І., Підлатюк М.М.

Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича

e-mail: i.panchuk@chnu.edu.ua

Рослини протягом життєвого циклу перебувають під впливом різноманітних чинників природного й антропогенного походження, таких як дефіцит чи надлишок вологи, інтенсивне сонячне світло, температурні зміни, вплив важких металів, засолення. Підвищення концентрації солей у ґрунті є стресовим фактором, що згубно діє на рослини [1, 5]. Досліджено, що за дії сольового стресу в рослинних клітинах відбуваються порушення іонного та осмотичного гомеостазу [5]. Порушення останнього призводить до утворення активних форм кисню, пошкодження мембран та макромолекул [1, 4, 6].

За дії на рослини стресових чинників, зокрема засолення, змінюються метаболічні процеси та активуються захисні механізми рослинної клітини [5, 6]. Представником ферментативної ланки антиоксидантного захисту рослин є класичні пероксидази (POD) та каталази (CAT), які здійснюють утилізацію надлишку пероксиду водню в клітині [4]. Ці ферменти представлені декількома ізоформами у рослинній клітині. Проте роль окремих ізоформ у захисті рослини від дії сольового стресу не вивчена. Метою даної роботи було дослідити активність пероксидази у нокаутної лінії рослин *Arabidopsis thaliana* з порушеною експресією ізоформи CAT2 за дії сольового стресу.

Для реалізації поставленої мети використовували 4,5-5-тижневі рослини *A. thaliana* (L.) Heynh дикого типу (ДТ) екотип Columbia 0 та гомозиготну лінію *KO-Cat2*, яка є нокаут-мутантом по гену *cat2* та несе вставку Т-ДНК. Рослини вирощували в ґрунті в культивацийній кімнаті за температури 20°C, освітленні 2,5 кЛк в умовах 16-годинного світлового дня.

Для дослідження ранньої відповіді рослин на дію стресового фактора, необхідно було забезпечити швидке надходження іонів хлориду натрію у клітину. Для цього, рослинам у воді гострим лезом відокремлювали надземну частину від кореневої системи, і місцем зрізу занурювали у 0,5-кратне середовище Мурасіге-Скуга (0,5x MS), що містило різні концентрації хлориду натрію – 50; 100 та 200 мМ.

Стрес проводили у темряві за температури 20°C протягом 4-х та 8-ми годин. Контролем слугували рослини, що інкубувались протягом зазначеного

часу у 0,5х MS без додавання хлориду натрію. Після стресу рослини заморожували в рідкому азоті та зберігали в морозильній камері за температури -70°C.

Активність POD вимірювали спектрофотометрично за зміною оптичної густини при 470 нм за описаним в літературі методом [2]. Кількість білку в екстракті визначали за методом Бредфорда [3]. Кожен експеримент виконувався в 5 біологічних та 3 аналітичних повторностях.

Вимірювання активності POD показало, що активність цього ферменту у інтактних рослин арабідопсису ДТ та нокаутної лінії *КО-Cat2* достовірно не відрізнялась. Отже, за оптимальних умов культивування у 5 тижневих рослин арабідопсису POD не приймає участі у компенсації втрати ізоформ каталази CAT2.

Короткотривала 4 годинна стресова обробка рослин дикого типу не викликала суттєвих змін активності ферменту у ДТ. В той же час, у нокаутних *КО-Cat2* рослин було виявлено тенденцію до зростання активності POD зі збільшенням концентрації NaCl в інкубаційному середовищі. Так, максимальне зростання активності POD, відповідно на 38% було виявлено за найвищої концентрації хлориду натрію – 200 мМ. Таким чином, отримані дані свідчать, що у нокаутної лінії рослин *A. thaliana* відбувається активація POD, яка є компонентом відповіді на 4 годинну дію іонів NaCl.

За 8 годинного сольового стресу у рослин ДТ зі збільшенням концентрацій солі у середовищі активність POD зростала. Максимальну активацію ферменту на 41% було відмічено за дії 200 мМ хлориду натрію. Ці дані свідчать про те, що збільшення тривалості стресової обробки у рослин ДТ супроводжується розвитком клітинної відповіді на стрес, в тому числі призводить до перебудови роботи антиоксидантної системи, зокрема зростання активності POD.

На відміну від рослин ДТ, у нокаутних *КО-Cat2* рослин за даних стресових умов не відбувалось достовірних змін активності ферменту, порівняно з контролем. Таким чином, можна припустити, що у цих нокаутних *КО-Cat2* рослин відбувається адаптація до стресового чинника та перехід до наступної стадії клітинної відповіді рослин.

З отриманих нами даних можна зробити висновок, що POD залучена у відповідь рослинної клітини на дію сольового стресу. У нокаутної лінії реакція на дію сольового стресу спостерігається раніше ніж у ДТ, що свідчить про перебудову антиоксидантної системи у *КО-Cat2*.

Список використаних джерел

1. Avery S.V. Molecular targets of oxidative stress / S.V. Avery // Biochem. J. – 2011. – 434. – P. 201-210.
2. Amako K. Separate assays for ascorbate peroxidase and guaiacol peroxidase and for the chloroplastic and cytosolic isozymes of ascorbate peroxidase in plants / K. Amako, G. Chen, K. Asada // Plant Cell Physiol. – 1994. – 35. – P. 497-504.
3. Bradford M.M. A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding / M.M. Bradford // Analyt. Biochem. – 1976. – 72. – P. 248-254.
4. Miller G. Reactive oxygen signaling and abiotic stress / G. Miller, V. Shulaev, R. Mittler // Physiol. Plantarum. – 2008. – 133, No. 3. – P. 481-489.
5. Sanchez D.H. Plant metabolomics reveals conserved and divergent metabolic responses to salinity / D.H. Sanchez, M.R. Siahpoosh, U. Roessner, M. Udvardi, J. Kopka // Physiol. Plantarum. – 2008. – 132, N 2. – P. 209-219.
6. Suzuki N. ROS and redox signalling in the response of plants to abiotic stress/ N. Suzuki, S. Koussevitzky, R. Mittler [et al.] // Plant Cell, Environment. – 2012. – 35, No. 2. – P. 199-484.

Мейотична мутація томату *dsm2* із передчасним розпадом бівалентів

Федорук Н.В., Лісовська Т.П.

Східноєвропейський національний університет імені Лесі Українки

nadinfedoruk@gmail.com

Статеве розмноження еукаріотичних організмів стало можливим після виникнення в процесі еволюції редукційного поділу. Мейоз забезпечує регулярне розходження гомологічних хромосом під час першого поділу і сестринських хроматид – під час другого поділу та забезпечує широкий спектр комбінаційної мінливості в наступному поколінні.

Успіх у дослідженні генетичного контролю елементарних подій, які забезпечують синапсис хромосом, репарацію і рекомбінацію генетичного матеріалу, регулярний розподіл хромосом в гамети, пов'язаний із вивченням мейотичних мутантів – організмів із порушенням нормального перебігу мейозу [6]. До генетичного контролю мейозу залучена велика кількість генів, про що свідчить існування багатьох неалельних мутацій, які впливають на нормальний перебіг мейозу, так званих мейотичних мутацій. У виду, мейоз якого досліджений найкраще – *Saccharomices cerevisiae* встановлено 200 мейотичних мутацій, у дрозофіли – більше 80-ти [2, 5]. У кукурудзи і арабідопсису – видів із найбільш значними колекціями мейотичних мутантів серед рослин – встановлено близько 50 неалельних генів, які контролюють окремі ланки мейозу – від вступу в мейоз до закінчення цього процесу [6, 7].

У лабораторії генетики та селекції біологічного факультету СНУ імені Лесі Українки зібрана колекція мейотичних мутантів томата (*Lycopersicon esculentum* Mill.), яка на сьогодні інтенсивно досліджується [3].

В роботі наведений цитологічний аналіз мейотичної мутації dsm_2 , виділеної за стерильністю серед рослин – регенерантів, одержаних із культури калюсу томату сорта Вікторина. Рослини морфологічно не відрізнялися від інших рослин цього сорту. Квіти були звичайної будови, відбувалося нормальне цвітіння, але плоди не зав'язувалися. Через майже повну чоловічу стерильність мутація підтримується у вигляді популяції ВС від схрещування гомозиготних за мейотичною мутацією рослин в якості материнської форми із фертильними гетерозиготами в якості батьківської форми.

Бутони розміром 2-3 мм фіксували в суміші етанол : крижана оцтова кислота у співвідношенні 3:1, зберігали у 70% етанолі, фарбували ацетокарміном згідно загальноприйнятої методики [4]. Для цитологічних досліджень готували давлені препарати пиляків на різних стадіях мейозу. Фертильність пилку визначали ацетокарміновим методом.

Статистичну обробку даних здійснювали за методом χ^2 і t-критерієм Стьюдента.

Мейоз у гетерозиготних за мутацією dsm_2 рослин відбувався нормально, відсоток мейоцитів з порушеннями був незначний. В мейоцитах гомозиготних рослин dsm_2 / dsm_2 спостерігали типову лептотену із букетом хромосом. На стадії зиготени у гомозиготи відмічали неспарені ділянки гомологічних хромосом, переважно теломерні, що, можливо, означає, що зиготена ще триває, адже синапсис гомологічних хромосом завершується по всій довжині до кінця зиготени. Стадія пахітени у гомозигот dsm_2 / dsm_2 характеризується відсутністю неспарених ділянок гомологічних хромосом, видимих під світловим мікроскопом.

На стадії диплотени у гомозиготи хромосоми вкорочуються, що дає змогу побачити порушення, а саме: кількість бівалентів не відповідає нормі, чітко видно хроматинові тяжі між унівалентними хромосомами, також наявні біваленти з хіазмами (1 – 2 хіазми на бівалент), у гетерозиготи ми спостерігаємо 12 бівалентів з хіазмами, що відповідає нормі.

На стадії діакінезу середня частота бівалентів на мейоцит для гомозиготи дорівнює $8,10 \pm 0,35$ порівняно із $11,95 \pm 0,05$ у гетерозиготи за мутацією dsm_2 . Різниця цих показників є статистично істотна ($t=10,89$). Середня частота унівалентів на мейоцит дорівнювала $0,10 \pm 0,01$ і $7,60 \pm 0,66$ для гетеро- і гомозигот за мутацією dsm_2 , відповідно ($t=11,36$).

Частота хіазм на клітину у гомозиготи становила $9,95 \pm 0,61$, у гетерозиготи – $16,95 \pm 0,41$, тоді як частота хіазм на бівалент у гомозиготи дорівнює $1,22 \pm 0,05$, у гетерозиготи – $1,40 \pm 0,04$.

Метафаза I в мейоцитах мутантних рослин характеризується розміщенням частини унівалентів і бівалентів поза веретенем поділу, забіганням і відставанням хромосом (рис. 1).

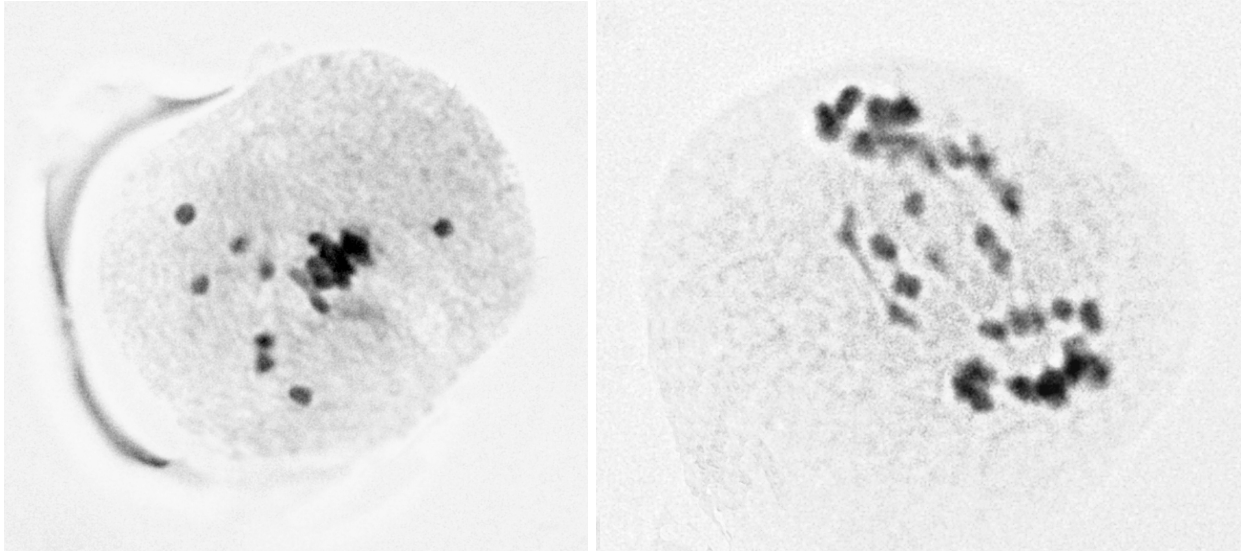


Рис. 1. Метафаза I (зліва) і анафаза I (справа) у гомозигот за мейотичною мутацією dsm_2

На стадії анафази I у гомозиготи ми спостерігали несинхронне розходження хромосом, передчасний розпад окремих із них на хроматиди, деякі хромосоми значно відставали, частина залишилась поза веретенем поділу і так і не розійшлись до полюсів (див. рис. 1).

Телофаза I у мутантних рослин характеризується розміщенням хромосом біля полюсів і наявністю унівалентів в центрі клітин. У томата не відбувається цитокінез між першим і другим мейотичних поділом в мікроспорогенезі.

Порушення у другому мейотичному поділі є наслідком процесів, які відбулися в мейозі I. Метафаза II і анафаза II характеризувалися чисельними забіганнями і відставаннями сестринських хроматид та їх нерівномірним розподілом, з утворенням мікроядер на стадії спорад.

Стадія спорад у гомозиготи представлена переважно нерівними тетрадами (59,7%), тетрадами з мікро ядрами і тріадами (17%). Отже, розподіл хромосом у мікроспори є нерівномірним, про що свідчать попередні дані і, що, в свою чергу, в подальшому викликає формування стерильного пилку.

Досліджена мейотична мутація томату dsm_2 істотно знижує фертильність пилку рослин, які містять її у гомозиготному стані – в середньому із

93,78±1,16% у гетерозиготних за даною мутацією рослин до 1,47±0,55% у гомозиготних за даною мутацією рослин.

Генетичний аналіз встановив, що мейотична мутація dsm_2 томату носить рецесивний характер успадкування і визначається одним геном (χ^2 3:1 = 2,64).

Переважає більшість цитологічно досліджених на сьогодні мейотичних мутантів рослин представлені синаптичними мутантами, які впливають на розпізнавання і синапсис гомологічних хромосом, формування синаптонемного комплексу, кросинговер та підтримання хіазм до анафази [8]. Це свідчить про важливість процесів, що відбуваються під час профазі I мейозу і велику кількість генів, які задіяні в їх генетичному контролі. Вирівнювання і синапсис гомологічних хромосом до диплотени профазі I забезпечує синаптонемний комплекс [1]. Для регулярного розходження гомологічних хромосом в першому поділі мейозу важливе значення має, в першу чергу, кросинговер. Гомологи утримуються разом до анафази I за рахунок хіазм – наслідків кросоверних обмінів, отже хоча б один обмін на бівалент є обов'язковим. Сестринські хроматиди утримуються разом в ділянці центромери білками – когезинами, які захищає від дії сепарази білок – шугошин, до анафази II мейозу.

Отже дослідження якомога більшої кількості мейотичних мутацій різних організмів дасть змогу з'ясувати процеси, які забезпечують регулярний перебіг мейозу.

Висновки: початок мейозу у досліджуваного мутанту відбувається очевидно нормально, порушення у вигляді неспарених ділянок гомологічних хромосом спостерігали у зиготені профазі I мейозу.

В діакінезі спостерігали передчасний розпад бівалентів гомологічних хромосом на уніваленти. Середня частота бівалентів у гомозиготних за мутацією dsm_2 рослин дорівнює 8,10±0,35 у порівнянні з 11,95±0,05 у гетерозиготних за мутацією dsm_2 рослин. На стадії метафази і анафази першого і другого мейотичного поділу спостерігаються чисельні відставання хромосом і хроматид, що призвело до формування дефектних спорад і значної стерильності пилку.

Список використаних джерел

1. Богданов Ю. Ф. Изменчивость и эволюция мейоза / Ю. Ф. Богданов // Генетика. – 2003. – Т. 39, №4. – С. 453-473.
2. Гришаева Т. М. Генетический контроль мейоза у дрозофилы / Т. М. Гришаева, Ю.Ф. Богданов // Генетика. – 2000. – Т.36, № 10. – С. 1301-1321.
3. Лисовская Т. П. Мейотические мутации томата / Т. П. Лисовская, В. П. Войтюк, И. И. Кузьмишина, Л. А. Коцун // Синтетическая теория эволюции: состояние, проблемы, перспективы: Международная научная конференция, посвященная 200-летию со дня рождения Чарльза Дарвина и 150-летию выхода книги «Происхождение видов путем

- естественного отбора или сохранения благоприятствуемых пород в борьбе за жизнь». – Луганск, 2009. – С. 107-108.
4. Паушева З.П. Практикум по цитологии растений / З.П. Паушева. – М.: Колос, 1974. – 287 с.
5. Dawes I. W. Genetic Control and Gene Expression During Meiosis and Sporulation in *Saccharomyces cerevisiae* / I. W. Dawes // In: Yeast Genetics. Springer Series in Molecular Biology. – New York: Springer-Verlag. – 1983. – P. 29–64.
6. Golubovskaya I. N. The cytogenetic evidence of the gene control of meiosis: maize meiosis and mei-genes / I. N. Golubovskaya, N.B. Khristolyubova // In: Plant Genetics [Freeling M (ed)]. – New York: Alan R. Liss, 1985. – P. 723–738.
7. Mercier R. Meiosis in plants: ten years of gene discovery / R. Mercier M. Grelon. // Cytogenet. Genome Res. – 2008. – V.120. – P. 281–290.
8. Murphy Sh. P. Genetics and Cytology of Meiotic Chromosome Behavior in Plants / Sh. P. Murphy, H. W. Bass // Plant Cytogenetics, Plant Genetics and Genomics: Crops and Models. – 2012. – V.4. – P. 193-229.

Молекулярний поліморфізм генів COI бджоли медоносної

Череватов О.В., Стрілецький Д.С., Волков Р.А.

Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича

e-mail: ra.volkov@gmail.com

Вид *Apis mellifera* включає в себе 26 підвидів, що аборигенні для територій Європи, Африки та Азії, проте на сьогодні поширені по всьому світу. Потік генів між цими підвидами іноді переривався з наступним утворенням географічних рас, що пристосовані до конкретних географічних районів [1]. В зв'язку з великою кількістю таких підвидів та рас бджоли медоносної, систематика що опиралась лише на морфо-анатомічні дані знаходиться уже кілька десятиліть в хаотичному стані [2]. Тому, для підтвердження чистих ліній та для ідентифікації гібридних форм сьогодні використовують молекулярні маркери. Для встановлення географічного поширення бджіл та їх підвидів з поміж різних ділянок геному набула широкого використання ділянка першої субодиниці цитохром оксидази (COI) [3]. Наразі, на території України існує безліч міжрасових гібридних форм. Існування такої кількості гібридів можливо пов'язано з чисельними, штучними, інтродукціями різних підвидів бджіл, починаючи ще з радянських часів.

Для досліджень були взяті бджоли з околиць м. Бар, Вінницької обл. ДНК виділяли зі свіжопійманих та заморених комах. Загальну ДНК екстрагували з тіл досліджуваних видів згідно стандартного протоколу з використанням в якості детергенту додецилсульфату натрію [4]. Полімерність виділеної ДНК перевіряли за допомогою 1% агарозного гелю. Для ампліфікації ділянки COI методом полімеразної ланцюгової реакції (ПЛР) використовували полімеразу

Maxima Hot Start Taq (“Qiagen”, США) та програму з двома типами циклів. Продукти ПЛР розділяли методом електрофорезу в 2% агарозному гелі. Сиквенування проводили напрямую.

Для порівняння, нами були взяті послідовності ДНК аналогічних ділянок геному інших бджіл, що містилися в базі даних Genbank. Виявилось, що у різних підвидів та рас, які присутні в базі даних, ця ділянка порівняно гомогенна і характеризується в залежності від ступеня спорідненості наявністю кількох точкових замін. Подібність складає 99-100%. Тоді, як порівняння отриманої нами послідовності показало 16 точкових нуклеотидних заміни та дві делеції, і як результат: максимальну подібність із аналогічними ділянками бджіл – 97%. З попередніх робіт інших дослідників відомо, що такі точкові заміни в певних ділянках COI є визначальними при встановленні підвидової або расової приналежності. Аналіз таких ділянок виявив послідовність, яка одночасно є сайтом впізнавання ендонуклеази рестрикції *HinfI*. Присутність такої ділянки вважається на сьогодні характерною ознакою лише підвиду бджіл *A. m. lamarkii* як нового так і старого світу [5].

Отже, при аналізі маркерної ділянки COI у місцевих бджіл спостерігається значне накопичення мутацій, що є свідченням інтенсивної, «безконтрольної» еволюції різних міжпідвидових форм бджоли медоносної принаймні на досліджуваній території.

Список використаних джерел

1. Ashokan K.V. Molecular phylogenetic study on *Apis mellifera* subspecies inferred from cytochrome oxidase 1 sequence. / K.V. Ashokan // Indian Journal of Fundamental and Applied Life Sciences. – 2011. – Vol. 1. – P. 193-202.
2. Özdil F. Phylogenetic relationship of Turkish *Apis mellifera* subspecies based on sequencing of mitochondrial cytochrome C oxidase I region / F. Özdil, F. İlhan // Genetics and Molecular Research. – 2012. – Vol. 11 (2). – P. 1130-1141.
3. Avise J. Molecular markers, Natural History and Evolution. / J. Avise // Journal of Evolutionary Biology. – 1994. – Vol. 7(6). – P. 766-767.
4. Маниатис Т., Фрич Э., Сэмбрук Дж. Молекулярное клонирование. Методы генетической инженерии / пер. с англ. – М.: Мир, 1984. – 479 с.
5. Nielsen D.I. Improved polymerase chain reaction-based mitochondrial genotype assay for identification of the africanized Honey Bee (Hymenoptera: Apidae) / D. I. Nielsen, P. R. Ebert, R. E. Page, Jr., G. J. Hunt, E. Guzman-nova // Annals of the entomological society of America. – 2000. – Vol. 93. – P. 1-6.

ХІМІКО-ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ДОВКІЛЛЯ

Міжрічна динаміка вмісту діоксиду азоту за даними наземних та супутникових спостережень

¹Дворецька І.В., ¹Савенець М.В., ²Савченко В.М.

¹ Український гідрометеорологічний інститут, ² Київський національний університет імені Тараса Шевченка

Серед усіх малих газових складових атмосфери діоксид азоту (NO_2) характеризується одним з найбільш небезпечних впливів на здоров'я і діяльність живих організмів та людини [1, 5]. Найбільшу небезпеку NO_2 справляє в промислових містах, де розташовуються потужні джерела емісії газу та спостерігається значне підвищення концентрацій у порівнянні з фоновими. Хімічна активність діоксиду азоту є причиною протікання великої кількості вторинних реакцій та утворення смогу у містах [1, 2, 5]. Оскільки високі концентрації NO_2 формуються в результаті антропогенної діяльності (спалювання викопного палива, горіння біомаси тощо), моніторинг та аналіз вмісту діоксиду азоту в атмосфері повинен відбуватися постійно. У попередніх дослідженнях [3] було проаналізовано сезонну (короткострокову) динаміку NO_2 та наголошено на необхідності визначення тенденцій у змінах концентрацій газу та дослідженні міжрічної (довготермінової) динаміки, що є особливо актуальним враховуючи темпи розвитку та постійні зміни в індустріальному секторі.

Аналізувати вміст NO_2 , як і більшості малих газових складових, потрібно із залученням як наземних, так і супутникових даних. Наземні дані добре відображають динаміку викидів з точкових джерел та характеризують ті концентрації, що впливають на здоров'я людини. Більш того, як було згадано у [3], для супутникових даних алгоритм розрахунку концентрацій у підшмарному шарі несе в собі похибки. Проте загальний вміст діоксиду азоту формується до висот 30 км [4], а отже необхідно аналізувати і супутникові дані для отримання повної картини просторово-часового розподілу NO_2 .

Вихідними даними наземних спостережень стали пости у 53 населених пунктах, географічне розташування яких наведено у [3]. Супутникові дані, отримані з приладу OMI [6], представлені за період 2005 – 2013 рр. та виокремлені для координат, що відповідають пунктам наземних спостережень.

Аналіз середньорічних концентрацій NO_2 , осереднених за всією територією України, показав незначне зростання вмісту за супутниковими даними. Для наземних спостережень характерний максимум у 2012 р., проте в інші роки концентрації діоксиду азоту залишаються практично сталими (рис.1).

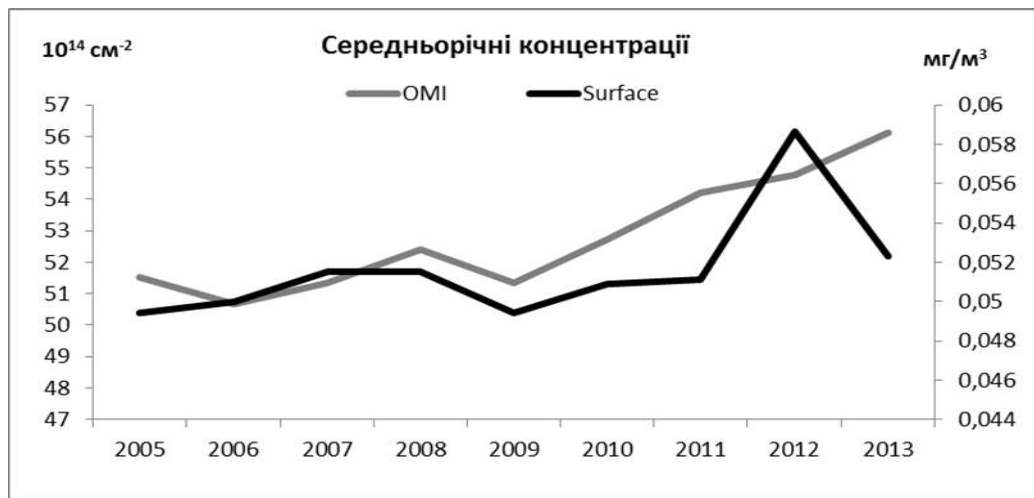


Рис. 1. Середньорічні концентрації NO_2 за даними наземних та супутникових спостережень

Як видно з рис. 1 дані супутникових спостережень змінюються більш плавно, порівняно із наземними, що може бути пов'язано із самою характеристикою цих даних, адже всі супутникові спостереження осереднюються у вузлах сітки, що істотно згладжує внесок точкових джерел.

Порівняння просторового розподілу трендів та їх значимості за даними супутникових (рис. 2, 4) та наземних (рис. 3, 5) спостережень показало, що довгострокова динаміка на території України є дуже нерівномірною.

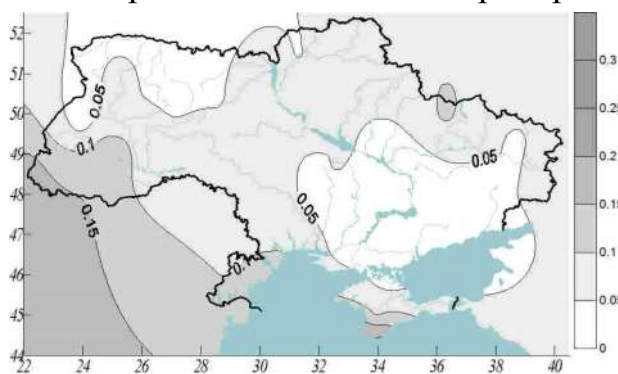


Рис. 2

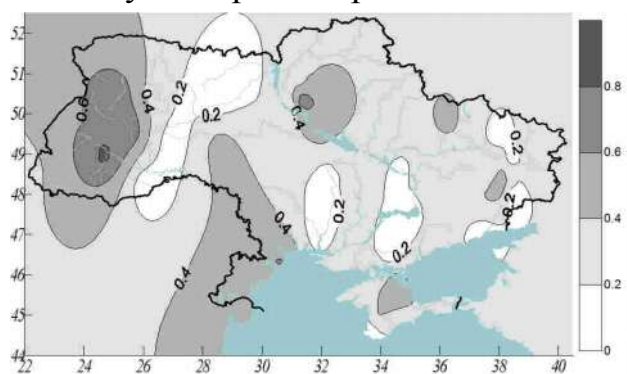


Рис. 3

Рис. 2-3. Географічний розподіл коефіцієнтів детермінації трендів за даними супутникових (рис. 2) та наземних (рис. 3) спостережень

За даними коефіцієнтів детермінації трендів виявлено, що за даними супутникових спостережень (рис. 2) тренди є незначущими по всій території

України, тоді як за даними наземних спостережень (рис. 3) території зі значущими трендами спостерігаються в районі міст Київ, Донецьк, Харків, Одеса, Львів та Калуш. Саме в районах цих міст спостерігаються найсуттєвіші зміни трендів: позитивні в районі міст Київ, Львів та Калуш і негативні в районі Харкова та Донецька (рис. 5), що може свідчити про зменшення викидів NO_2 з точкових джерел в цих містах.

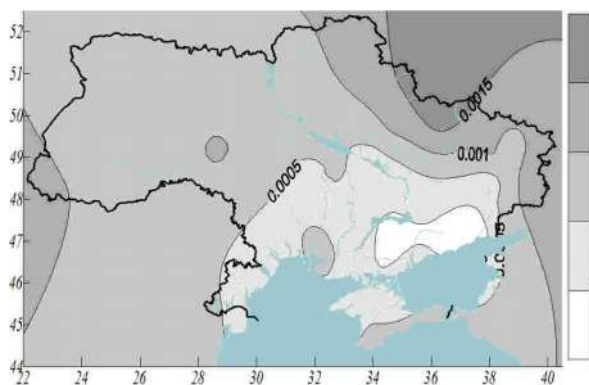


Рис. 4

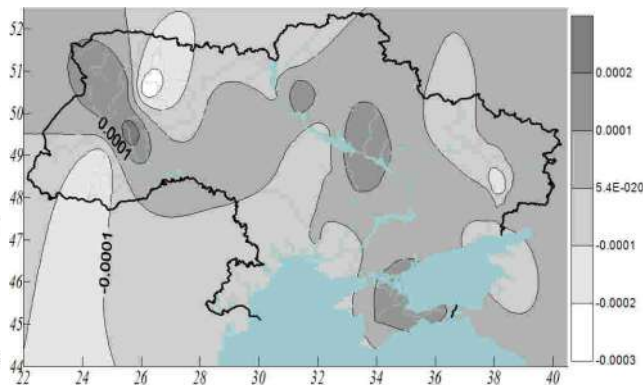


Рис.5

Рис. 4-5. Географічний розподіл трендів NO_2 за даними супутникових (рис.4) та наземних (рис.5) спостережень

За супутниковими даними тренди змінюються більш плавно (рис. 4), що узгоджується із попередніми висновками.

При сумісному дослідженні сезонної та міжрічної динаміки для різних станцій спостерігається як збільшення, так і зменшення вмісту діоксиду азоту в останні роки, а також зміни у сезонній динаміці (рис. 6-7). Необхідно відмітити, що у великих промислових центрах з постійною емісією діоксиду азоту часто спостерігається його зменшення в останні роки, що пов'язано зі зменшенням виробництва.

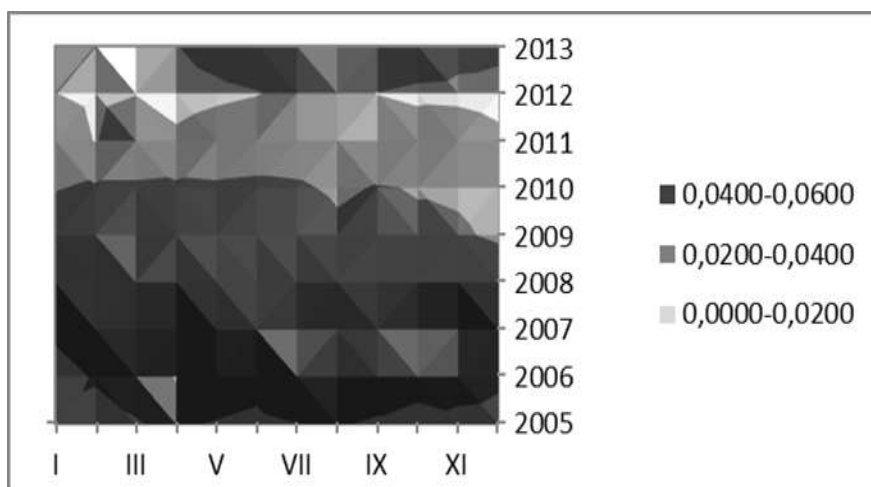


Рис. 6. Зміна концентрації NO_2 на станції Івано-Франківськ за наземними даними

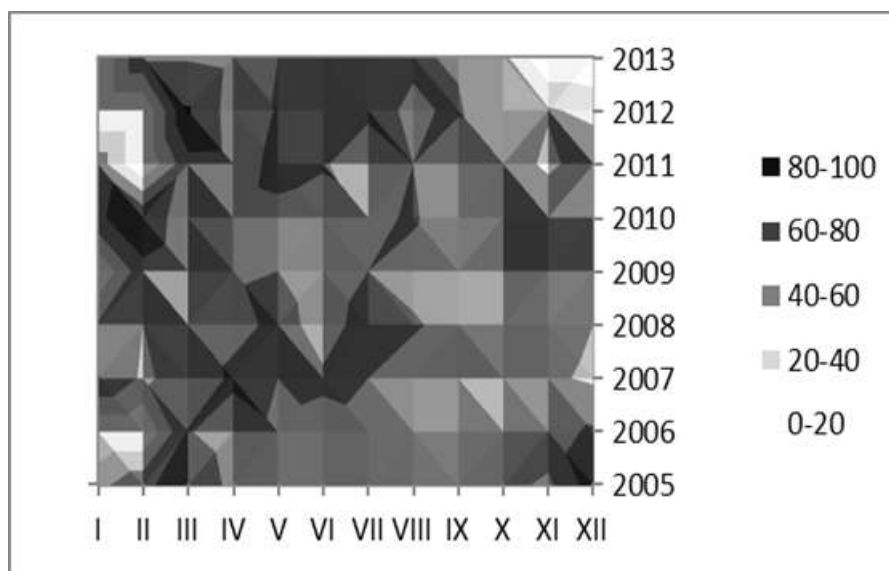


Рис. 7. Зміна концентрації NO₂ на станції Донецьк за супутниковими даними

У багатьох промислових центрах (рис. 7) починають спостерігатися сезонні коливання у порівнянні з попередніми роками, що свідчить про зменшення впливу антропогенних та збільшення впливу природних факторів формування концентрацій NO₂.

Загалом по території України суттєві зміни в динаміці вмісту діоксиду азоту спостерігаються лише за даними наземних спостережень, що характеризують концентрації в приземному шарі. Ці зміни є більш строкатими та різкими, особливо в промислових центрах. Аналіз довгострокової динаміки за супутниковими даними показав деяке збільшення вмісту NO₂, проте це збільшення є незначним практично на всій території України.

Список використаних джерел

1. Chemistry of the Lower Atmosphere/ edited by S.I.Rasool. – Plenum Press, New York, 1973. – 335 p.
2. Detlev Moller/ Chemistry of the Climate System/ Walter de Gruyter GmbH & Co. KG, Berlin/New York, 2010. – 722 p.
3. Дворецька І.В., Савенець М.В., Савченко В.М. Основні характеристики сезонно-широтного розподілу діоксиду азоту над територією України за даними наземних та супутникових вимірювань. – Фізична географія та геоморфологія. – 2014.
4. Иванов В.А., Елохов А.С., Постыляков О.В. О восстановлении вертикального профиля двуокиси азота в атмосфере Земли по сумеречным измерениям рассеянного в зените солнечного излучения. – Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. – 2011. Т.8. №3. С. 263 – 268.
5. Химия загрязняющих веществ и экология: монография / В.Н. Вернигорова, Н.И. Максимова. – М.: Из-во «Палеотип», 2005. – 240 с.
6. OMI, NASA site (електронний ресурс). – Режим доступу: http://www.nasa.gov/mission_pages/aura/spacecraft/omi.html

О состоянии подземных вод в Орловской области РФ

Джавадов А.К., Резник Л.Е.

Мценский филиал ФГБОУ ВО «Госуниверситет – УНПК», г. Мценск
Орловской области
abulfat@inbox.ru

Подземные воды – это воды, находящиеся в верхней части земной коры в жидком, твердом и парообразном состояниях. Основная масса их образуется вследствие просачивания с поверхности дождевых, талых и речных вод. Известно, что подземные воды постоянно перемещаются как в вертикальном, так и в горизонтальном направлениях. Глубина их залегания, направление и интенсивность движения зависят от водопроницаемости пород [1, 2, 4].

Хозяйственная деятельность, развитие водоснабжения населения подземными водами, освоение месторождений полезных ископаемых неизбежно приводят к изменению состояния подземных вод. Значительный отбор подземных вод при несоблюдении установленного режима эксплуатации водозаборов в ряде случаев обуславливает истощение их запасов и загрязнение. В результате отбора больших объемов воды формируются обширные депрессионные воронки, происходит перетекание подземных вод из смежных водоносных горизонтов и привлечение в питание подземных вод поверхностных водотоков, что сказывается на качестве добываемых вод [3].

В 70-х годах XX века орловские гидрогеологи провели уникальное и сложное научное исследование – смоделировали на компьютере характер поведения двух депрессионных воронок, которые образовались в подземных водах на границе Орловской и Брянской областей. Тогда эксперты сделали заключение о том, что обе депрессионные воронки – Орловская и Брянская – со временем должны соединиться. Чтобы снизить нагрузку на подземные воды, в этом районе была рекомендована построить альтернативный источник водоснабжения Орла. Так в начале 90-х годов появился Кромской водозабор, за счет которого обеспечивается половина централизованного водоснабжения областного центра. Но депрессионные воронки все же соединились. Это произошло в 80-е годы прошлого века где-то под территорией Карачевского района, и теперь часть пресной воды, которую потребляют жители Брянщины, – это вода из подземных источников, расположенных на территории Орловской области.

Орловская область имеет значительные ресурсы подземных вод. По данным комитета природных ресурсов Орловской области величина

разведенных запасов на 01.01.2009 г составляет 2590,7 тыс м³/сутки. При этом степень разведанности прогнозных ресурсов подземных вод по состоянию на 01.01.2011 год составляет 29,8%. На территории Орловской области разведано 55 месторождений и участков пресных подземных вод, запасы семи из них утверждены ГКЗ РФ в 2010 г.

В Орловской области изучено только двадцать процентов водоносных подземных источников. По мнению специалистов то, что находится на глубине сотен метров, можно схематично представить в виде нескольких огромных подземных лабиринтов, каждый из которых величиной во всю Орловскую область. Все эти лабиринты заполнены пресной водой. Вода в этих лабиринтах не стоит на месте, а находится в постоянном движении – как в реке, создавая тем самым так называемые «водоносные системы». Несмотря на то, что эти лабиринты формировались в разные геологические периоды и продолжают формироваться до сих пор, все водоносные системы находятся в постоянном взаимодействии между собой и с поверхностными водами.

По мнению гидрогеологов централизованное водоснабжение Орла питается от водоносных систем, которые сложились около трехсот миллионов лет назад, а западные районы области питаются из водоносных систем образовавшихся более позднего времени (200-60 млн лет назад).

Множество водоносных систем профессиональные гидрогеологи объединяют в комплексы подземных вод. Считают, что их в Орловской области более двадцати, но вода добывается только из двух: Задонско-Оптуховского (Мценск, Болхов) и Воронежско-Ливенского (Орел, Кромы, Ливны). Подводные реки этих комплексов текут в сторону Москвы.

В настоящее время в Орловской области из 55 исследованных месторождений подземных вод, получают 715,6 тысячи кубических метров пресной воды в сутки. А потенциально Орловская область может выбирать ежедневно из подземных источников в пять раз больше – 3591,7 тысячи кубических метров. Но даже возможности уже разведанных и используемых источников эксплуатируются не в полной мере – работают всего шестнадцать водозаборов, ежедневно выкачивая из-под земли всего 210,6 тысячи кубометров воды (данные на 2010 год).

Одним словом, запасов пресной питьевой воды в Орловской области много. Питьевая вода – вода, в которой показатели бактериальных, органолептических свойств и степени токсичности химических веществ находятся в пределах норм питьевого водоснабжения.

Если с количеством пресной воды в области проблем нет, то над ее качеством еще нужно серьезно поработать.

Установлено, что в водозаборе на качество воды глубина скважины не особенно влияет, так как подземные воды всегда имеют в своем составе какие-либо примеси солей. Однако качество воды в разных водозаборах отличается. В питьевой воде по российскому стандарту допускается содержание минеральных веществ не более одного грамма на литр. В тоже время в Европе требование к питьевой воде жестче – минералов в ней должно быть не более 0,5 грамма на литр.

Сейчас, по словам специалистов в Орловской области вода лишь обеззараживаются путем хлорирования. В настоящее время для нормализации концентрации железа в воде, перед подачей потребителю разную по жесткости воду из нескольких водозаборов смешивают и таким образом доводят до разрешаемого стандарта. Однако при кипячении воды на стенках посуды остается бурый осадок – это карбонаты и закисное железо. В данный момент в г Орле строится станция обезжелезивания воды, которая в будущем позволит нормализовать содержания железа в питьевой воде.

Кроме того в Орловской области практически в каждом районе есть подземные источники минеральной воды. Минеральная вода – солоноватая подземная вода, содержащая вещества, которые обладают полезными для человека свойствами. Однако в области разведано всего несколько источников с общими эксплуатационными запасами 700 кубических метров в сутки. Данных, каков объем эксплуатации этих источников на настоящий момент, «ПР» найти не удалось, но судя по цифрам пятилетней давности, не используется и десяти процентов. Самые известные источники расположены под Орлом в санатории «Дубрава» и в Хотынецком районе («Орловское Полесье»).

В Орловской области немало участков загрязнения подземных вод. Специалисты путем замеров установили, что в период с 1970 по 2000 годы жесткость и общая минерализация воды – например, в Мценском районе – увеличилась в полтора раза, а по системе водозаборов Орла – в два раза. Высокий уровень загрязнения подземных вод в районах нефтебаз, железнодорожных предприятий, сахарных заводов и промышленных предприятий.

В области практически не ведутся контроль и режимные наблюдения на территориях многих животноводческих комплексов и птицефабрик, а также за соблюдением норм и правил утилизации животноводческих стоков. Целый ряд животноводческих комплексов (Залегощенский, Даниловский, Ломовский и др.) построены на участках, где подземные воды не имеют достаточной водоупорной защиты в кровле. Загрязнению поверхностных вод и верхних горизонтов

почвогрунтів, а відповідно, інфільтрації в водоносні комплекси сприяють порушення в зберіганні шкідливих речовин і утилізації різних відходів, порушення санітарних норм і правил будівництва. Низька якість питної води в сільському секторі пов'язана з поганим станом скважин: не виділені зони санітарної охорони, часто не огорожені навіть зони суворого режиму, погане стану павільйонів і водонапірних веж.

Таким чином, якість питної води в Орловській області також залишає бажати кращого. Повністю ймовірно, що запаси прісних підземних вод Орловської області – це майбутнє благополуччя наших дітей і всього регіону в цілому. Тому саме зараз необхідно приймати заходи по покращення якості питної води в місті і області.

Список використаних джерел

- 1.Бондарев В.П. Геологія. Курс лекцій: Учебное пособие для студентов учреждений среднего профессионального образования. – М.: Форум: Инфра М., 2002. – 224 с.
- 2.Черданцев В.А., Пивон Ю.И. Методические указания по дисциплине: «Гидрология». – Новосибирск: НГАЭиУ, 2004. - 112 с.
- 3.Качество подземных вод России и их загрязнение. Режим доступа: www.protown.ru/information/hide/2832.html.
- 4.Стадницкий Г.В., Родионов А.И. Экология и промышленная безопасность. - М., 2008. - 206 с.

Вміст мінерального нітрогену в ґрунті та у рослинах конюшини лучної за дії нафтового забруднення

Довгаюк-Семенюк М.В., Величко О.І., Терек О.І.

Львівський національний університет імені Івана Франка

maria.dovgauk@rambler.ru

Потрапляння вуглеводнів нафти до ґрунту спричинює негативні зміни його фізико-хімічних властивостей. Зокрема, метанові та ароматичні вуглеводні чинять пряму токсичну дію на ґрунтову екосистему, смоли й асфальтени – закупорюють пори ґрунту, чим перешкоджають проникненню у ґрунт кисню і води [5]. Природне очищення нафтозабрудненого ґрунту відбувається упродовж тривалого часу і визначається діяльністю мікроорганізмів – деструкторів нафти [2]. Встановлено, що відновленню властивостей нафтозабрудненого ґрунту сприяють рослинні організми: вони покращують фізико-хімічні властивості ґрунту, що інтенсифікує процеси мікробіологічної деградації нафти [4]. Встановлено, фіторе mediaційну здатність у нафтозабрудненому ґрунті рослин осоки шорстковолосої [3, 4]. Потенційними ремедіантами нафтозабрудненого ґрунту можуть бути також

бобові рослини [1, 3]. Проте, ріст рослин у нафтозабрудненому ґрунті суттєво інгібується. Відомо, що пригнічення ростових процесів рослин відбувається не лише через токсичну дію вуглеводнів нафти, а й внаслідок зміни ґрунтових умов, а саме: у ґрунті унаслідок забруднення нафтою змінюється окисно-відновний потенціал, виникають гідрофобні умови, змінюється співвідношення C:N, знижується вміст фосфору, калію, магнію та ін. У літературі наявні неоднозначні відомості щодо вмісту у нафтозабрудненому ґрунті доступних форм нітрогену, в той час, як від кількості нітрогену залежить інтенсивність ростових процесів рослин. Недостатнє забезпечення нітрогеном може бути однією з причин інгібування росту рослин у нафтозабрудненому ґрунті. Тому метою досліджень було визначити вміст мінерального нітрогену у ґрунті та рослинах конюшини лучної за умов нафтового забруднення.

Як показали наші дослідження, через 30 діб від моменту забруднення ґрунту нафтою вміст нітратного нітрогену у ґрунті зменшувався приблизно у 35 разів, а вміст обмінного амонійного нітрогену знижувався утричі. У рослинах, вирощених у цьому ґрунті, виявлено на порядок менші кількості N-NO_3^- як у коренях так і у пагонах, а вміст амонійного нітрогену, навпаки, був більшим, але лише у коренях конюшини. Виявлено також, що якщо у нормі вміст N-NH_4^+ був вищим у листках рослин, то за дії нафтового забруднення ґрунту його кількості були вищими у коренях.

Встановлене збільшення вмісту амонійного нітрогену у коренях конюшини лучної під впливом нафтового забруднення ґрунту може бути наслідком того, що рослини, хоч і інтенсивно поглинають амонійний нітроген, проте позбавлені достатніх енергетичних ресурсів для його асиміляції, оскільки унаслідок нафтового забруднення ґрунту суттєво інгібуються процеси фотосинтезу рослин [7].

Зниження вмісту нітратного нітрогену в органах рослин конюшини за дії нафтового забруднення може бути спричинене гострим дефіцитом NO_3^- у забрудненому ґрунті. Дефіцит нітратного нітрогену у забрудненому ґрунті, очевидно, є наслідком змін чисельності та функціональної здатності мікроорганізмів кругообігу нітрогену. Відомо, що внаслідок забруднення ґрунту відбувається зниження кількості нітрифікаторів та зростання чисельності денітрифікуючих бактерій [6]. Причиною цьому є те, що у нафтозабрудненому ґрунті виникають анаеробні умови, які пригнічують діяльність облігатних аеробів – нітрифікаторів та сприяють перетворенню NO_3^- у N_2 анаеробними денітрифікаторами.

Таким чином, у результаті проведених досліджень встановлено, що унаслідок забруднення нафтою у ґрунті зменшується вміст доступних для рослин форм нітрогену, і особливо – нітратної форми. Дефіцит N-NO_3^- у нафтозабрудненому ґрунті компенсується за рахунок інтенсивного поглинання коренями рослин конюшини лучної амонійної форми нітрогену. Для рослин, вирощених у нафтозабрудненому ґрунті, характерний перерозподіл вмісту N-NH_4^+ : виявлено менші його кількості у листках порівняно з коренями, тоді як у нормі вміст N-NH_4^+ був більшим у листках.

Список використаних джерел

1. Величко О.І. Морфологічна будова коренів люцерни та здатність до формування симбіозів з бульбочковими бактеріями у нафтозабрудненому ґрунті / О.І. Величко // Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи). – 2011. – Т. 3. – Вип. 4. – С. 45-49.
2. Вільданова-Марцишин Р.І. Скринінг мікроорганізмів-деструкторів вуглеводнів із забруднених нафтопродуктами об'єктів Західної України / Р.І. Вільданова-Марцишин, Т.Я. Покинсьброд, О.Я. Карпенко [та ін.] // Вісник НУ "Львівська політехніка". Сер.: хімія, технологія речовин та їх застосування. – 2008. – С. 117-119.
3. Джура Н. М. Вплив рослин бобу кормового на функціонування мікробних асоціацій метаболізму азоту в забрудненому нафтою ґрунті / Н. М. Джура, О. М. Мороз, І. Б. Русин // Ґрунтознавство. – 2010. – Т. 11, № 3-4. – С. 105-112.
4. Джура Н.М.. Використання рослин для рекультиваци ґрунтів, забруднених нафтою і нафтопродуктами / Н.М. Джура, О.І. Романюк // Екологія та ноосферологія. – 2006. – Т.17, №1-2. – С.55-60.
5. Зеленько Ю.В. Изучение процессов проникновения тяжёлых нефтепродуктов через ґрунты при транспортных авариях с целью прогнозирования их экологических последствий / Ю.В. Зеленько, В.Н. Плахотник // Межрегиональные проблемы экологической безопасности: Сб. тр. симпозиума (17-20 сентября 2003 г.). – Сумы: СНАУ. – 2003. – С. 507-510.
6. Малиновська І.М., Зінов'єва Н.А., Спрямованість та інтенсивність мікробіологічних процесів у азабрудненому нафтопродуктами темно-сірому опідзоленому ґрунті // Вісник Полтавської державної аграрної академії – 4 –2010 – С.17-23.
7. Терек О.І. Фізіологічні аспекти адаптації рослин до нафтозабрудненого ґрунту / О.І. Терек, О.І. Величко, Н.М. Джура // Фізіологія рослин: проблеми та перспективи розвитку : зб. наук. пр. – К. : Логос, 2009. – Т. 1. – С. 217–225.

Розробка методики сорбційно-фотометричного визначення аніонних пар у гумусовмісних природних водах

Олексієнко О.Ю., Попова В.В.

Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України

alekseenko_elena@i.ua

У зв'язку з широким застосуванням поверхнево-активних речовин (ПАР) в різних галузях народного господарства, а також з їх здатністю погіршувати органолептичні властивості води і несприятливо впливати на процеси самоочищення водойм, проблема визначення ПАР, зокрема аніонних

поверхнево-активних речовин (АПАР), як найбільш поширених серед існуючих класів ПАР [1], у водах будь-якого типу є однією з найгостріших завдань в галузі охорони навколишнього середовища. На даний час існує велика кількість фізико-хімічних методів визначення АПАР. Це і електрохімічні, спектрофотометричні, титрометричні, хроматографічні. Однак слід зазначити, що, незважаючи на широкий спектр існуючих методів визначення АПАР масового використання при аналізі об'єктів довкілля вони не знайшли. Протягом багатьох десятиріч найбільш широко застосовується лише екстракційно-фотометричний метод з використанням метиленового синього (МС), який і лежить в основі стандартних методик визначення АПАР в багатьох країнах [2]. Однак тривалість і трудомісткість проведення аналізу з використанням даного методу, обумовлена необхідністю застосування багаторазової екстракції (кратність екстракції досягає 3 і вище) створюють деякі незручності при масових визначеннях. Крім того екстракційно-фотометричні методики не враховують заважаючий вплив гумінових (ГК) та фульвокислот (ФК), що містяться у природних водах і можуть як занижувати, завдяки здатності зв'язувати АПАР, так і завищувати результати визначення, виступаючи як великий органічний аніон [3]. Тобто, проблема визначення АПАР у гумусовмісних водних середовищах є актуальною і потребує розробки нових селективних по відношенню до гумусових кислот методик.

Мета даної роботи полягала в розробці та адаптації до гумусовмісних природних вод сорбційно-фотометричної методики визначення АПАР. Для цього в роботі запропоновано використовувати комбінований метод визначення аніонних ПАР у водних розчинах, що об'єднує екстракцію органічним розчинником і сорбцію іонних асоціатів АПАР з основним барвником на твердому носії з наступним виміром інтенсивності забарвлення носія методом спектрофотометрії дифузного відбиття.

В ході проведених досліджень було встановлено, що добавки фульвокислот до 200 мг/дм³ майже не впливають на величину аналітичного сигналу як самого барвника, так і його іонного асоціату з АПАР, які було виділено на таблетках з ППУ. Проте введення у розчин вже 2 мг/дм³ ГК завищує значення аналітичного сигналу іонного асоціату МС-АПАР. Такий результат експерименту є наслідком збільшення сорбції МС у присутності ГК. Сорбція МС на ППУ в присутності ГК різко збільшується до концентрації останніх ≈ 5 мг/дм³, яка відповідно до [3] є критичною концентрацією агрегування (ККА), а потім дещо знижується. Це обумовлено тим, що до ККА негативно заряджені молекули ГК (рН 4) існують в незв'язаному стані, завдяки

чому вони утворюють з МС іонний асоціат, подібно до АПАР, тим самим збільшуючи сорбцію МС на ППУ. При досягненні ККА відбувається втрата активності частки функціональних груп внаслідок їх входження до внутрішньота міжмолекулярних комплексів, що призводить до зменшення зв'язування катіона МС молекулами ГК і, відповідно, до зменшення їх виділення на таблетках ППУ.

Для уникнення негативного впливу ГК при визначенні АПАР запропоновано вводити у розчин додатковий катіон, який би виступав у ролі маскуючого агента. В даній роботі в якості такого агента запропоновано використовувати Fe(III), який характеризується достатньо високою стійкістю комплексів з ГК. Встановлено, що введення добавок Fe(III) до розчину МС у присутності ГК до концентрації FeCl₃ ~ 2 мкМ призводить до суттєвого зменшення забарвлення таблеток ППУ.

Подальше збільшення концентрації FeCl₃ призводить, навпаки, до різкого збільшення забарвлення таблеток ППУ з виходом на плато. Починаючи з ~ 2 мкМ хлориду заліза спостерігається також збільшення інтенсивності забарвлення таблеток ППУ самого барвником у відсутності ГК. Це може бути обумовлено окисненням білої форми барвника МС, яка майже завжди присутня у розчині, і, відповідно збільшенням концентрації синьої форми барвника, що і призводить до збільшення забарвлення таблеток ППУ. Отже встановлено, що оптимальна концентрація іонів заліза дорівнює ~ 2 мкМ, яку і було подалі використано в дослідженнях.

Встановлено оптимальні параметри визначення АПАР за розробленою методикою: концентрація МС – 5,2 мкМ, тривалість контакту фаз – 3 хв, рН складає 3,9-4,3; достатньою кількістю екстрагенту є 0,5 см³.

На основі отриманих даних було розроблено методику визначення АПАР на прикладі визначення ДДСН при використанні ППУ. Розроблена методика дозволяє визначати ДДСН у питних та поверхневих водах, що містять ГК < 6 мг/дм³ і ФК < 300 мг/дм³.

Список використаних джерел

1. Миголь В.И., Ковалев В.М., Шульце К. Рынок поверхностно-активных веществ в Украине // Материалы Международного симпозиума "Дни ПАВ Киев-2002", 22–23 мая 2002 г. – К., 2002. – 21 с.
2. ISO 7875-1:1996/Cor 1:2003. Water quality – Determination of surfactants – Part 1: Determination of anionic surfactants by measurement of the methylene blue index (MBAS).
3. Доленко С.А. Связывание анионных поверхностно-активных веществ водорастворимыми гуминовыми кислотами / С.А. Доленко, Е.Ю. Алексеенко, Н.Ф. Кущевская // Химия и технология воды. – 2011. – Т. 33, №4. – С. 433 – 442.

**Оцінка буферності міських ґрунтів щодо забруднення
важкими металами в системі екологічного моніторингу**

Яковишина Т.Ф., Соболев Т.О., Тур А.І.

Державний вищий навчальний заклад

“Придніпровська державна академія будівництва та архітектури”

t_yakovyshyna@ukr.net

При проведенні екологічного моніторингу вмісту важких металів в ґрунтах урбоєкосистем оцінка забруднення здійснюється шляхом нормування їх валової концентрації. Проте небезпеку становлять рухомі форми важких металів, адже саме вони здатні поглинатися кореневою системою та накопичуватись в рослинному організмі, призводячи до проявів токсичності. Рухомість металу обмежується за рахунок буферності ґрунту до забруднення, тобто його здатності зменшувати концентрацію хімічних елементів у техногенних геохімічних потоках розсіювання. Тому при проведенні спостережень за станом забруднення важкими металами ґрунтів урбоєкосистем виникає необхідність включення показників їх буферної здатності в програму екологічного моніторингу.

Мета роботи полягала в оцінці буферності міських ґрунтів до забруднення важкими металами шляхом встановлення здатності до міграції безпосередньо самих катіонів металів, аналізу природи буферної здатності та існуючих систем оцінок і бальним визначенням останньої за методикою В.Б.Ільїна (1995) [1] на прикладі ґрунтів промислової зони південно-західної групи заводів м. Дніпропетровська.

Досліджуваний ґрунт був представлений хемоземом з техногенними поверхневими нанесеннями, який утворився на основі зонального ґрунту для Північного Степу України – чорнозему звичайного малогумусного важкосуглинкового на лесі, шляхом трансформації останнього при будівництві промислових підприємств та забруднення важкими металами в процесі їх функціонування. Згідно класифікації, яку запропонував Ґрунтовий інститут ім. В.В.Докучаєва РАСГН, техногенні поверхневі утворення, представлені будівельним сміттям і гранульованими шлаками, за морфологічною будовою насипної товщі, штучним походженням, та хімічним складом відносяться до артиіндустратів – нетоксичного матеріалу промислової переробки природних матеріалів з групи артіфабрикатів, що здебільшого залягають на поверхні частково порушеного ґрунту. Тому оцінку буферної здатності хемозему здійснювали порівняно до зонального ґрунту – чорнозему звичайного.

Визначальною ознакою важких металів від інших техногенних забруднювачів педосфери є їх здатність не підлягати фізико-хімічній та біологічній деградації, накопичуватись в поверхневому кореневмісному шарі ґрунтів, порушувати родючість останніх та протягом тривалого часу залишатись доступними для кореневого поглинання рослинами, отже активно включатись у процеси біогенної міграції по трофічним ланцюгам.

Рухомість важких металів залежить, по-перше, від хімічної природи безпосередньо самого металу, яку оцінюють за допомогою показника Картленджа, як відношення заряду іону до його радіусу, та, по-друге, від фізико-хімічних характеристик ґрунту, що зумовлюють його буферність. Показник Картленджа, котрий визначає потенційну рухомість важких металів в природних екосистемах, змінюється в ряді: Cr^{2+} (1,09) < Pb^{2+} (1,52) < Cd^{2+} (1,94) < Co^{2+} (2,44) < Zn^{2+} (2,47) < Cu^{2+} (2,50) < Ni^{2+} (2,70). Згідно групування за картлями значення показників у всіх досліджуваних елементів < 3, тобто катіони важких металів легко переходять у розчин, комплексні іони майже не утворюються, отже дальність міграції зростає прямо пропорційно заряду іона, та зворотно пропорційно – показнику Картленджа. У природному середовищі міграцію важких металів корегують якісні особливості конкретного ґрунту, як то наявність органічних та неорганічних лігандів, ґрунтових колоїдів, значення рН, що, в свою чергу, за Н. А. Макаренка (2002) обумовлює їх здатність до комплексоутворення, сорбції, утворення слабо розчинних сполук – сульфідів, карбонатів та фосфатів.

Критерієм якісної екологічної оцінки захисних властивостей ґрунту виступає його буферність, яка за рахунок обмеження рухомості забруднювачів зумовлює зниження рівня токсичності їх для біоти. Коефіцієнт буферності (K_b) рядом авторів запропоновано визначати прямо пропорційно сорбційній ємності ґрунтово-вбирного комплексу (СЕ) і зворотно пропорційно зміні рН, тобто $K_b = \text{CE} / \Delta \text{pH}$ [2]. Отже, чим вище значення цього показника, тим більшим ступенем буферності володіє ґрунт по відношенню до важких металів. Проте природа буферності більш складна і її не можна звести до кількості іонів металу, які здатен утримувати ґрунт. Слід зазначити, що ґрунт виступає гетерогенною системою, що постійно знаходиться в стані гомеостазу завдяки своїй буферності, яка на думку Г. В. Мотузової (1994), відбивається через здатність зберігати власну організацію, тобто послідовність, рівні та співвідношення ґрунтових компонентів за рахунок постійної підтримки процесів, зумовлюючих взаємозв'язок між цими компонентами [3].

Р. С. Трускавецький (2003) пропонує визначати буферну ємність площею, що утворюється між кривими зміни концентрацій важких металів під впливом поступово зростаючих навантажень у чистого безбар'єрного піщаного субстрату та досліджуваного ґрунту [4]. Схема дії механізму буферності по відношенню до важких металів доводить, що надлишкове надходження їх катіонів в ґрунт не призводить до підвищення концентрації в ґрунтовому розчині, якщо метали не поглинаються ґрунтом, а, навпаки, виносяться водним потоком, або, в іншому випадку, закріплюються твердими фазами шляхом утворення осадів, хемосорбції та включення до ґрунтового-вбирного комплексу [3]. В. Б. Ільїним (1995) встановлено, що в інактивації надлишкових кількостей важких металів здебільшого приймають участь гумус, фізична глина, полуторні оксиди, карбонати та реакція ґрунтового середовища, на основі чого розроблена бальна шкала оцінки буферності, де 1 балу відповідає закріплення металу 1% гумусу, а стосовно решти показників введено поправочні коефіцієнти.

В місті за умов строкатості антропогенного перетворення ґрунтів, порушення будови їх профілів внаслідок будівельної діяльності та різних рівнів забруднення важкими металами доцільно не тільки визначити буферну здатність, а й те за рахунок яких показників вона досягається.

Валовий вміст важких металів та мікроелементів в незабрудненому чорноземі звичайному становить: Zn – 38,8; Mn – 473,0; Cu – 12,5; Co – 8,1; Fe – 845,0; Pb – 32,4; Cd – 0,38; Ni – 26,8; Cr – 78,3 мг/кг ґрунту і, відповідно, рухомих форм, що складають невеликий відсоток від валових: рухомого Zn – 0,96; Cu – 0,12; Co – 0,42; Mn – 57,5; Fe – 27,6; Pb – 0,05; Cd – 0,10 мг/кг. Аерогенне забруднення досліджуваного хемозему важкими металами здійснюється протягом століття, і як результат спостерігається перевищення їх концентрацій в ґрунті значень ГДК в 1,2-3,6 раз, за умов збільшення рухомості, в деяких випадках, до 70-75% від валового вмісту.

Таблиця 1

Буферна здатність ґрунтів щодо забруднення важкими металами

Показник	Чорнозем звичайний		Хемозем	
	Значення	Бал	Значення	Бал
Гумус, %	4,0	3,5	1,5	2,0
Фізична глина, %	57,7	15,0	43,8	10,0
R ₂ O ₅ , %	4,1	7,0	2,4	4,0
Карбонати, %	0,4	1,5	0,6	3,5
pH	6,75	10,0	6,5	7,5
Сума балів		37,0		27,0

За вмістом гумусу в кореневмісному шарі чорнозем звичайний відноситься до родючих ґрунтів (ГОСТ 26213-84), в той час як хемозем – до слабо забезпечених, адже його втрати становлять 62,5% порівняно до зонального ґрунту (табл. 1). Хоча в міського ґрунту і спостерігається зменшення фізичної глини, однак він також входить до категорії важкосуглинкових. Зменшення полуторних оксидів у хемоземі порівняно до зонального ґрунту відбувається майже вдвічі. Збільшується кількість карбонатів за рахунок включення в ґрунт будівельного сміття, відносно якого відбувається диспергація. У чорнозема звичайного реакція ґрунтового розчину близька до нейтральної, в хемозема переважають процеси підкислення над лужністю при збільшенні вмісту карбонатів, за рахунок осадження на його поверхні викидів промислових підприємств, які представлені фізіологічно кислими сполуками. Чорнозем звичайний малогумусний важкосуглинковий на лесі за сумою набраних балів відноситься до ґрунтів з підвищеним ступенем буферності до забруднення важкими металами, в той час як хемозем її частково втратив – тільки середній ступінь.

Підсумовуючи вище викладене, слід зазначити, що хоча хемозем м. Дніпропетровська й наслідував ознаки зонального ґрунту – чорнозему звичайного його буферність, встановлена за методикою В. Б. Ільїна, була значно нижча щодо забруднення важкими металами, котрі слід віднести до елементів з високою потенційною міграційною здатністю. Включення показників буферної здатності до програми екологічного моніторингу якості міських ґрунтів надає можливість оцінити в повній мірі загрозу їх забруднення важкими металами.

Список використаних джерел

1. Ильин В. Б. Оценка буферности почв по отношению к тяжелым металлам / В. Б. Ильин // Агрохимия. – 1995. – № 10. – С. 109-113.
2. Самчук А. И. Формы нахождения тяжелых металлов в почвах Украинского Полесья / А. И. Самчук, Т. В. Огарь, К. Э. Дмитренко // Пошукова та екологічна геохімія. – 2007. – № 1 (6). – С. 43-45.
3. Мотузова Г. В. Природа буферности почв к внешним химическим воздействиям / Г. В. Мотузова // Почвоведение. – 1994. – № 4. – С. 46-52.
4. Трускавецький Р. С. Буферна здатність ґрунтів та їх основні функції / Трускавецький Р. С. – Харків: Нове слово, 2003. – 225 с.

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА

Екологічне оцінювання сортів пшениці за впливом на формування популяцій фітопатогенних грибів

Благініна А.А., Безноско І.В., Опришко Н.О.

Інститут агроекології і природокористування НААН

В умовах розвитку органічного сільського господарства виникає необхідність удосконалення екологічних основ вирощування культурних рослин.

Однією з головних причин виникнення епіфітотій в агроекосистемах є інтенсивне застосування різних засобів захисту без врахування біоекології життєвого циклу фітопатогенних мікроміцетів, що призводить до порушення природних механізмів саморегулювання біоценозів.

Системно-екологічний підхід до оздоровлення агроекосистем в умовах органічного землеробства можливий за рахунок оптимізації фітосанітарного стану агроценозів за використання сорту рослин – як трофічного фактору впливу на популяції фітопатогенних грибів. Адаптивна епіфітотіологія є новим напрямком в екології, який розкриває механізми формування популяцій фітопатогенних грибів в агроценотичних популяціях різних сортів пшениці [2, с. 4].

Критеріями адаптації видів живих організмів, які обумовлюють неперервну циркуляцію їх життєвого циклу в різних умовах існування, слугує їх здатність до розмноження (Р), виживання (В), трофічних зв'язків (Т) в агроекосистемах [3, с. 7]. Важливість та необхідність враховувати ці фундаментальні процеси життєвого циклу шкідливих організмів вперше науково обґрунтували сибірські вчені – Чулкина В.А, Торопова Е.Ю, Стецов Г.Я. [4].

Оцінювання змін, що відбуваються з фітопатогенними грибами під впливом різних сортів пшениці озимої, дає можливість виявляти сорти, які обумовлюють створення оптимальних умов співіснування фітопатогенів та рослин-живителів, і при яких зберігається вид гриба, проте фітопатогенний фон залишається нижчим від рівня екологічного ризику.

Метою нашої роботи було вивчити особливості формування популяцій фітопатогенних грибів в агроценозах сортів пшениці озимої, що вирощувалися за органічною та інтенсивною технологіями. Для цього, за розробленою нами методикою, проводили екологічне оцінювання впливу рослин сортів Столична та Фіделіус на видовий склад, ріст і розвиток збудників кореневих гнилей [2].

Встановлено, що кількість уражених рослин сорту Столична за умов інтенсивної технології досягала 80%, в той час як за органічної технології їх кількість була меншою і становила 50%. Результати досліджень свідчать, що кількість видів грибів, які паразитують на прикореневій частині стебел рослин пшениці за умов органічної технології більша у порівнянні із інтенсивною технологією вирощування. В посівах пшениці обох технологій вирощування, домінуючим видом був гриб *Fusarium oxysporum* Schltdl., який належить до класу Ascomycota, порядку Hypocreales. Але якщо в умовах інтенсивної технології це був єдиний вид, що стабільно переважав серед ізолятів, то з рослин які вирощувалися за органічної технології крім *F. oxysporum* також часто виділяли фітопатогенні гриби видів *Bipolaris sorokiniana* Subram. та *Ophiobolus graminis* Sacc. Це можна пояснити тим, що в умовах інтенсивної технології вирощування із застосуванням засобів захисту рослин, витримують лише високо патогенні види грибів, які за відсутності природної конкуренції з іншими видами мають інтенсивний розвиток та поширення.

Результати порівняльного аналізу репродуктивної здатності ізолятів гриба *F. oxysporum*, виділених з рослин сорту Столична різних технологій вирощування, свідчать що за органічної технології інтенсивність спороутворення патогенна дорівнювала 0,55 млн. шт./мл. За інтенсивної технології вирощування кількість спор гриба зростала до 1,33 млн. шт./мл, а їх розмір зменшувався. Крім того, відмічали різницю у співвідношенні пропагативних та спочиваючих спор патогенна. Так, у варіанті з інтенсивною технологією вирощування кількість хламідоспор становила 1,16 млн.шт/мл. Слід відмітити, що за органічної технології спостерігали протилежну залежність, де кількість хламідоспор була більшою за кількість конідій і дорівнювала 0,88 млн.шт/мл. Отриманні данні свідчать, що за комплексом екологічних показників фітопатогенний гриб *F. oxysporum* у варіанті з органічною технологією вирощування набував ознак К-стратегії життєвого циклу. В умовах інтенсивної технології вирощування фітопатоген набував ознак r- стратегії життєвого циклу, про що свідчать такі показники як висока репродуктивна здатність гриба, більша кількість пропагативних структур ніж спочиваючих, зменшення розміру спор патогенна. Відомо, що більшість аноморфних грибів є гаплоїдними r-стратегіями [1]. Якщо гриб переходить до К-життєвої стратегії, це свідчить про гнучкі адаптаційні процеси, за яких створюються оптимальні умови співіснування фітопатогену та рослини-живителя, що з одного боку, забезпечує зберігання виду гриба, а з іншого стримує його поширення в агрофітоценозах.

Ізоляти гриба *F. oxysporum*, виділеного з рослин пшениці озимої сорту Фіделіус також характеризувались низьким рівнем спороутворення, з відносно більшою кількістю спочиваючих структур. Кількість конідій гриба дорівнювала 0,62 млн.шт/мл, а кількість хламідоспор становила 0,72 млн.шт/мл. Отже, органічна технологія вирощування є екологічною не лише за рахунок зменшення фізико-хімічного антропогенного навантаження на агроєкосистему, але й з точки зору природних механізмів взаємодії всіх живих об'єктів у системі «грунт-рослина-мікроміцет».

Таким чином, за результатами аналізу рослин, як трофічного фактору фітопатогенних мікроміцетів, можна оцінювати еколого-адаптаційні процеси в популяціях грибів, які виникають при їх пристосуванні до умов певної технології вирощування за використання того чи іншого сорту пшениці озимої. Екологічне оцінювання сортів пшениці за впливом на формування популяцій фітопатогенних грибів дає можливість виявляти сорти, які придатні для вирощування в органічному виробництві та отримання екологічно чистої та безпечної продукції рослинництва.

Список використаних джерел

1. Дьяков Ю.Т. Популяционная биология фитопатогенных грибов. – М.: “Муравей”, 1998. – 384 с.
2. Екологічне оцінювання сортів пшениці за впливом на формування популяцій фітопатогенних грибів: Методичні рекомендації / А.І. Парфенюк, А.А.Благініна, Т.М. Горган та ін. – К., 2014. – 39 с.
3. Фитосанитарная оптимизация агроэкосистем плодовых и ягодных культур / под. ред. В.А. Чулкиной, В.И.Усенко – М.: Колос, 2006. – 240 с.
4. Чулкина В.А. Эпифитолтиология (экологические основы защиты растений) / В.А. Чулкина, Е.Ю. Торопова, Г.Я. Стецов. Под. ред. академика РАСХН А.А. Жученко. – Новосибирск, 1998. – 226 с.

Синтез мікробного екзополісахариду етаполану на промислових відходах

Івахнюк М.О., Вороненко А.А., Пирог Т.П.

Національний університет харчових технологій

Ivahniuk@mail.ru

Мікробні екзополісахариди (ЕПС) – це високомолекулярні полімери вуглеводної природи, що широко використовуються у харчовій, парфумерній, нафтовидобувній та текстильній промисловості завдяки своїм властивостям змінювати реологічні характеристики водних систем [1, 2].

Переважну більшість відомих ЕПС одержують на основі вуглеводних субстратів (меляса, цукровий сироп, сахароза, крохмаль, глюкоза). І лише в

останні роки почали з'являтися поодинокі повідомлення по використанню промислових відходів для одержання практично цінних мікробних полісахаридів [3–8].

У попередніх роботах було показано можливість синтезу ЕПС етаполану (продуцент – *Acinetobacter* sp. IMB B-7005) на різноманітних субстратах, в тому числі й соняшниковій олії [9]. Проте при реалізації біотехнологічного виробництва у промисловому масштабі перевага віддається дешевим джерелам вуглецю, які, як правило, є відходами інших виробництв.

У зв'язку з цим метою роботи було дослідження синтезу етаполану на відпрацьованій соняшниковій олії, а також на суміші меляси та олії.

Культивування штаму IMB B-7005 здійснювали на рідкому мінеральному середовищі, що містило як джерело вуглецю моносубстрати (рафінована, нерафінована та пересмажена соняшникова олія (2–5%, об'ємна частка), меляса (2–4%, за вуглеводами)), а також суміш соняшникової олії (0,5–1,5%, об'ємна частка) і меляси (0,5–1,5%, за вуглеводами). Як посівний матеріал використовували культуру з експоненційної фази росту, вирощену на середовищі, що містило як джерело вуглецю та енергії 0,5% олії різного типу, 0,5% меляси і суміш меляси (0,25%) та олії (0,25%).

Синтез етаполану оцінювали за концентрацією ЕПС, яку визначали ваговим методом після осадження ізопропіловим спиртом і показником ЕПС-синтезувальної здатності (г ЕПС/ г біомаси).

На першому етапі досліджували можливість заміни рафінованої соняшникової олії («Олейна», Дніпропетровський олійно-екстракційний завод) на олію після смаження картоплі, м'яса (мережа ресторанів швидкого харчування Mcdonald's) та нерафіновану.

Встановлено, що при культивуванні штаму IMB B-7005 в середовищі, що містить 5% нерафінованої та відпрацьованої після смаження м'яса олії, з використанням інокуляту, вирощеного на рафінованій олії, кількість синтезованого ЕПС становила 14,4–15,5 г/л, що в 1,2 рази більше, ніж за умов росту *Acinetobacter* sp. IMB B-7005 на рафінованій олії (табл.1).

У разі використання інокуляту, вирощеного на відповідних олієвмісних субстратах, показники синтезу етаполану зменшувалися на 30–50% (див. табл. 1).

Дослідження синтезу етаполану на суміші меляси та олії показало, що концентрація ЕПС і ЕПС-синтезувальна здатність залежали від концентрації моносубстратів у суміші і природи джерела вуглецю для одержання посівного матеріалу.

Таблиця 1

Синтез етаполану залежно від способу отримання інокуляту на різних типах олії

Соняшникова олія в середовищі для		ЕПС, г/л	г ЕПС/ г біомаси
отримання інокуляту	біосинтезу ЕПС		
Рафінована	рафінована	13,1±0,66	7,5±0,38
	нерафінована	15,5±0,78	4,9±0,25
	відпрацьована після смаження м'яса	14,4±0,72	6,3±0,32
	відпрацьована після смаження картоплі	4,2±0,21	3,3±0,17
Нерафінована	нерафінована	10,7±0,54	3,8±0,19
Відпрацьована після смаження м'яса	відпрацьована після смаження м'яса	9,7±0,49	5,9±0,29
Відпрацьована після смаження картоплі	відпрацьована після смаження картоплі	8,1±0,41	4,3±0,22

Примітка. Концентрація субстрату – 5%.

Найвища концентрація полісахариду (10,4 г/л) спостерігалася за умов росту *Acinetobacter* sp. IMB B-7005 на суміші 1,5% меляси і 1,5% олії з використанням інокуляту, вирощеного на мелясі (табл. 2). За таких умов культивування концентрація етаполану була в 1,7–5 разів вищою порівняно з такою на відповідних моносубстратах.

Таблиця 2

Показники синтезу етаполану на суміші меляси та соняшникової олії

Концентрація субстрату для синтезу етаполану, %	Субстрат для одержання інокуляту, %	Показники синтезу		
		ЕПС, г/л	біомаса, г/л	г ЕПС / г біомаси
Меляса, 1,5 + олії, 1,5	меляса, 0,5	10,4±0,52	7,3±0,37	1,4±0,07
	олія, 0,5	8,7±0,44	8,0±0,40	1,1±0,06
	меляса, 0,25 + олія, 0,25	6,6±0,33	6,9±0,35	0,9±0,05
Меляса, 3,9	меляса, 0,5	2,0±0,10	3,0±0,15	0,7±0,04
Олія, 2,4	олія, 0,5	6,0±0,30	1,6±0,08	3,6±0,18

Примітка. Концентрація моно- і змішаних субстратів еквімолярні за вуглецем.

Отже, у результаті проведеної роботи встановлено можливість синтезу етаполану на промислових відходах, зокрема пересмаженій соняшковій олії та мелясі. Заміна традиційних субстратів для мікробного синтезу відходами промислових виробництв дасть змогу здешевити собівартість технологій у кілька разів, а також утилізувати непотрібні відходи і зняти з підприємств харчової промисловості та сільськогосподарського сектору проблему

зберігання або знешкодження значної маси відходів, на що витрачається велика кількість енергії та коштів.

Список використаних джерел

1. Audy J., Labrie S., Roy D. Sugar source modulates exopolysaccharide biosynthesis in *Bifidobacterium longum* subsp. *longum* CRC002 // *Microbiology*. – 2010. – Vol 156, N 3. – P. 653 – 664.
2. Sirajunnisa A. R., Vijayagopal V., Viruthagiri T. Medium optimization and in vitro antioxidant activity of exopolysaccharide produced by *Bacillus subtilis* // *Korean J. Chem. Eng.* – 2014. – Vol. 31, №2. – P. 296–303.
3. Razack A.S., Velayutham V., Thangavelu V. Medium optimization for the production of exopolysaccharide by *Bacillus subtilis* using synthetic sources and agro wastes // *Turk. J. Biol.* – 2013. – Vol. 37, № 6. – P 280–288. – doi:10.3906/biy-1206-50.
4. Gilani S.L., Heydarzadeh H.D., Mokhtarian N. Effect of preparation conditions on xanthan gum production and rheological behavior using cheese whey by *Xanthomonas campestris* // *Aust. J. Basic Appl. Sci.* – 2011. – Vol. 5, № 10. – P 855 –859.
5. Freitas F, Awes V. Production of a new exopolysaccharide by *Pseudomonas oleovorans* NRRL B-14682 grown on glycerol // *Bioresour. Technol.* – 2010. – Vol. 45, № 12. – P. 297–305.
6. Arli S. D., Trivedi U. B., Patel K. C. Curdlan-like exopolysaccharide production by *Cellulomonas flavigena* UNP3 during growth on hydrocarbon substrates // *World J. Microbiol. Biotechnol.* – 2011. – Vol. 27, № 6. – P. 1415–1422.
7. Gowdhaman D, Padmapriya S. Effect of citric acid inducer on xanthan gum production from cassava bagasse, a potential agro-industry waste // *Res. J. Pharm. Biol. Chem. Sci.* – 2013. – Vol. 4, № 3. – P. 370–374.
8. Chandrasekaran M., Bahkali A. H. Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera*) fruit processing by-products and wastes using bioprocess technology – Review // *Saudi J. Biol. Sci.* – 2013. – Vol 20, № 3. – P. 105–120. – doi.org/10.1016/j.sjbs.2012.12.004.
9. Ivahniuk M.O., Pirog T.P. Intensification of microbial exopolysaccharide ethapolan synthesis under *Acinetobacter* sp. IMV B-7005 cultivation on sunflower oil // *Ukrainian Food Journal*. – 2014. – Vol.3, № 2, P. 257–262.

Фізичні властивості ґрунту рекультивованих територій

Ізюмова О.Г.

Житомирський державний технологічний університет

oksanaas1@rambler.ru

Видобуток ільменітових руд та їх збагачення має на Житомирщині вже понад піввікову історію. Іршанський гірничо-збагачувальний комбінат є одним із найбільших у Європі гірничих підприємств з видобутку ільменітового концентрату з ільменітових пісків відкритим способом. Підприємство щорічно випускає більше 200 тис. тонн ільменітового концентрату, який використовується для подальшого виробництва діоксиду титану, а також металевого титану.

Відомо, що при проведенні відкритих гірничих робіт використовуються значні площі продуктивних земель, руйнується рельєф земної поверхні, докорінно змінюються еволюційно врівноважені природні процеси та зв'язки в екосистемах [1]. У зв'язку з цим підприємством значна увага приділяється рекультивації порушених земель. Це один із основних методів відновлення екологічної рівноваги у природі [2]. Роботи з відновлення земель і повернення їх землекористувачам розпочаті на комбінаті ще з 1971 року. Тому досить актуальним є питання дослідження процесів формування фізичних властивостей ґрунту на рекультивованих після відкритих гірничих розробок територіях, як запоруки ефективного землекористування в умовах техногенезу.

Результати вивчення фізичних властивостей ґрунту наведено за підсумками наших досліджень, проведених на дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах Володар-Волинського району Житомирської області, розміщених у територіальних межах Іршанського гірничо-збагачувального комбінату. Рекультивована у середині 80-х років минулого століття промислова ділянка площею понад 80 га не перебувала у сільськогосподарському використанні, що створювало передумови для дослідження процесів відновлення агрофізичних характеристик ґрунту рекультивованих територій під впливом природних чинників.

Проведені нами дослідження показали, що 30-річний період перебування рекультивованої ділянки у непорушеному стані виявився недостатнім для повного відновлення щільності складення ґрунту (рис. 1). Як видно із наведених даних, щільність складення для орного (0-20 см) шару ґрунту за вказаний період стабілізувалась на рівні 1,14 г/см³ і залишалась істотно нижчою від показника на контрольній ділянці (1,24 г/см³).

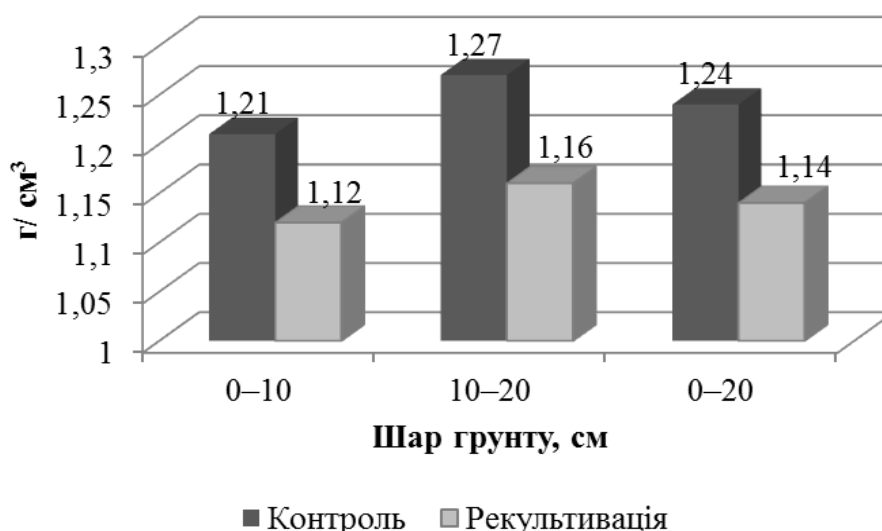


Рис. 1. Щільність складення дерново-підзолистого ґрунту, (г/см³)

Аналогічним чином змінювались і показники загальної пористості ґрунту. По всій глибині орного шару вони істотно перевищували контрольні значення і для орного шару ґрунту склали 58,0%, що на 5,2% вище контрольного рівня (рис. 2). Загальна пористість складається із пор самої різної форми і розмірів, від яких залежать водні, повітряні, теплові і біологічні властивості ґрунту. За результатами наших досліджень встановлено, що показники капілярної пористості, на відміну від некапілярної, є більш стабільними і мало змінилися по глибині орного шару ґрунту для обох ділянок. Некапілярна пористість помітно змінювалась із глибиною. Більш високі її показники притаманні для верхніх шарів ґрунту. З глибиною вона помітно знижувалась. Найбільш виражено закономірність такого розподілу проявлялась на рекультивованій ділянці території. На рисунку 2 наведені узагальнені дані для орного (0–20 см) шару ґрунту показники розподілу видів пористості для дослідних ділянок. Із наведених гістограм видно, що 30-річний період перебування ґрунту після рекультивації є цілком достатнім для відновлення фізичної будови ґрунту за показником капілярної пористості. Її показник на порушеній ділянці склав 36,5% і фактично не відрізнявся від контрольних значень (36,9%).

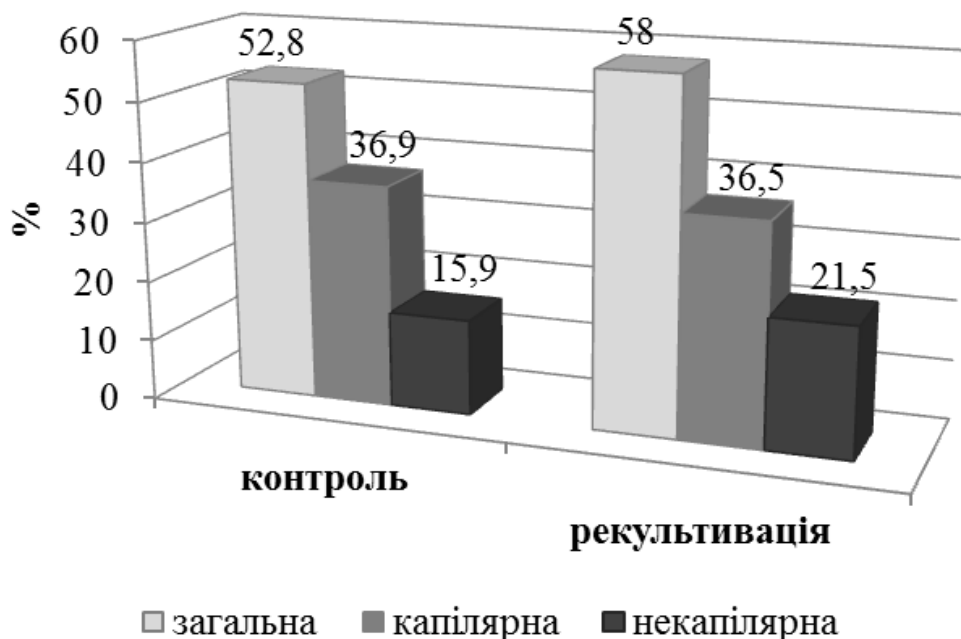


Рис. 2. Показники пористості 0–20 см шару ґрунту

Некапілярні пори, в свою чергу, відіграють вирішальну роль у повітрообміні та аерації активного шару ґрунту, оскільки пори такого розміру не можуть тривалий період утримувати вологу, внаслідок чого вони зайняті ґрунтовим повітрям. На відміну від капілярної пористості ґрунту некапілярні її

форми для орного шару рекультивованої ділянки, як видно із рисунка, в 1,4 рази перевищували контрольні показники і склали 21,5%.

Отже, рекультивація територій задіяних гірничими розробками на тривалий період істотно змінює еволюційно врівноважені фізичні характеристики дерново-підзолистого ґрунту. 30-річний період є недостатнім для відновлення фізичної будови ґрунту. Наслідки проведеної рекультивації проявляються у зниженні показників щільності складення та зростанні показників пористості ґрунту.

Список використаних джерел

1. Бакка М.Т. Екологія гірничого виробництва / М.Т.Бакка, І.Л. Гуменюк., В.С. Редчиць. – Житомир: ЖДТУ, 2004.- 307с.
2. Панас Р.М. Рекультивація земель / Р.М. Панас. – Львів: Новий Світ-2000, 2007. – 223 с.

Мікроскопічні гриби на органічних та неорганічних субстратах дощових колекторних систем міста Києва

Мартиненко С. В., Кондратюк Т.О., Буланчук Ю.М.

ННЦ «Інститут біології» Київського національного університету
імені Тараса Шевченка

Одним з результатів потужної техногенної трансформації природних ландшафтів є створення систем підземних колекторів, які штучно переспрямовують русла рік, струмків та тимчасових дощових потоків. В місті Києві тільки постійних, непересихаючих річок – більше трьох десятків [1]. Більшість їх русел частково або повністю відведено в колектори, наприклад як у річок Либідь, Дарниця, Нивка, Совка, Глибочиця, Кловиця, Любка та інших. Частіше за все тунелі дощових колекторних систем (ДКС), що вміщують русла відведеної під землю ріки та її приток, а також суміжних тунелів дощової каналізації, мають вигляд розгалуженої системи ходів круглого (труби), яйцевидного або прямокутного профілю (висотою від 30 см до 4,5 м; шириною від 30 см до 15 м). Для відведення ґрунтових вод з-під схилів пагорбів та для захисту від зсувів слугують розгалужені дренажні системи невеликої протяжності, які складаються з ходів висотою та шириною не більше 2-х м. Стіни обох типів об'єктів зроблені з цегли і штукатурки (ходи XVIII – початку XX століть), бетону, окремі елементи виконані з чавуну, кераміки та дерева. З поверхнею об'єкти сполучаються початком та кінцем тунелів, зливовими та люковими камерами, які відводять дощові потоки з поверхні. Київські ДКС і дренажні системи характеризуються певним температурним режимом протягом

року (0-15° C), відсутністю освітлення, активними повітряними потоками, високими значеннями відносної вологості (до 100%), місцями – стійким туманом у повітрі, що спричиняється зливом в русло гарячої води з пошкоджених ділянок теплотрас. Рівень води у руслах коливається від 10 см до 3 м в залежності від режиму конкретної системи та погодних умов у визначений момент часу (дощі викликають різке хвилеподібне підвищення рівня води). На дні часто зустрічаються мулові відкладення, подекуди в тунелі проростають кореневі системи дерев, які слугують субстратом для розвитку різних організмів. Інтенсивність забруднення дощових стоків часто наближається до показників господарсько-побутових відходів [2]. Ситуація часто погіршується скидом до русла дощових колекторних систем неочищених відходів, що за діючими нормативами [3] мають проходити очистку перед зливанням до водойм. До таких зливів належать рідкі побутові стоки, вода, забруднена синтетичними миючими засобами та паливно-мастильними продуктами тощо. Це сприяє засміченню русел підземних річок та евтрофікації водойм, з якими пов'язані колекторні системи, що може призвести до порушення режиму функціонування об'єкту.

Вивчення сукупностей живих організмів у підземних об'єктах завжди було важливим питанням, оскільки такі дослідження міських колекторів і дренажних систем дозволяють не тільки відкрити науці особливості існування живих організмів під землею, а й знайти шляхи вирішення великої кількості проблем, пов'язаних з антропогенним впливом.

У зв'язку з вищезазначеним, метою нашої роботи було встановлення видового складу мікроскопічних грибів дренажних та річкових колекторних систем міста Києва у зразках органічних субстратів з ознаками пошкодження міцелієм грибів та в пробах пошкоджених будівельних конструкцій. Під час виконання цієї роботи було проведено обстеження п'яти ДКС загальною довжиною близько 20 кілометрів, які входять до трьох незалежних водозборів найбільших річок міста Києва (Нивка, Либідь, а також безпосередні підземні притоки Дніпра).

Нами проаналізовано 26 проб органічних субстратів, що мали ознаки ураження міцелієм гриба, та 4 проби біологічно пошкодженого бетону з дощових колекторних систем міста Києва. В ході досліджень проводили виділення чистих культур мікроскопічних грибів на агаризовані поживні середовища (Чапека-Докса, Сабуро і картопляно-глюкозний агар). Ізольовані культури грибів ідентифікували за допомогою визначників [4-7].

В результаті проведених досліджень встановлено наступне. Найбільш розповсюдженим субстратом для розвитку мікроскопічних грибів в досліджених ДКС виявились залишки безхребетних (двокрилих комах, декапод, павуків та кільчатих червів). Із досліджених зразків нами виділено такі види грибів: *Beauveria bassiana* (Bals.) Vuill., *Fusarium poae* (Peck.) Wollenw., *Fusarium solani* (Mart.) Sacc., *Trichoderma koningii* Oudem., *Mucor strictus* Wehmer., *Engyodontium album* (Limber) de Hoog. Щодо останнього представника мікобіоти ДКС треба відмітити, що нашими попередніми дослідженнями встановлено факти активного поширення *E. album* на залишках павуків (частіше за все родів *Pholcus* і *Achaearanea* spp.) як в колекторних системах Києва, так і в приміських підвалах [6]. В усіх досліджених нами колекторах Києва, в яких відмічено розвиток великих популяцій павукоподібних, трапляються як мінімум поодинокі випадки зараження їх міцелієм гриба *E. album*, а в двох великих колекторах (Прозорівському та Оріхуватському) кількість уражених грибами павуків сягала 75% від їх загальної чисельності. Враховуючи широку екологічну амплітуду *Engyodontium album* та його здатність викликати у людини такі захворювання, як кератит, абсцес головного мозку, інфекційний ендокардит [7], стає зрозумілою потенційна загроза розвитку і розповсюдження цих мікроскопічних грибів в підземних комунікаціях, а також необхідність подальших досліджень у даному напрямку.

Аналіз результатів досліджень зразків пошкоджених будівельних матеріалів, відібраних у ДКС, свідчить про існування певних комплексів видів мікроскопічних грибів, що пошкоджують вказані матеріали в антропогенно змінених умовах ДКС.

В мікобіоті пошкоджених будівельних матеріалів ДКС домінують темнозабарвлені мікроміцети та види роду *Aspergillus*. В досліджених нами зразках було виявлено такі види мікроскопічних грибів: *Alternaria alternata* (Fr.) Keissl., *Aspergillus flavus* Link, *Aspergillus versicolor* (Vuill.) Tirab., *Cladosporium sphaerospermum* Penz., *Fusarium sambucinum* Fuckel. Ці види грибів трапляються більш ніж у 50% культур, виділених з проб.

Таким чином, за результатами досліджень дощових колекторних систем міста Києва було встановлено, що мікобіота органічних субстратів та пошкоджених будівельних конструкцій об'єктів представлена мікроскопічними грибами родів *Aspergillus*, *Alternaria*, *Beauveria*, *Cladosporium*, *Engyodontium*, *Fusarium*, *Mucor*, *Trichoderma* spp. з переважанням представників рр. *Aspergillus*, *Fusarium*, *Mucor* spp. Провідне місце в мікобіотах ДКС займають гриби, відомі як ґрунтові. Мікроскопічні гриби, які визначені нами в процесі

дослідження, можуть бути потенційно небезпечними для здоров'я людини у відповідності до СП 1.3.2322-08 [10]. Масовий розвиток патогенних і умовно патогенних мікроміцетів в умовах підземних тунелів (в колекторах, малих підземних річках, теплотрасах) може призвести до їх розповсюдження у інших типах міських об'єктів завдяки потокам повітря (у підвалах будинків, тунелях метро та вентиляційних системах). Продовження досліджень та вивчення мікобіоти у дощових колекторних системах міст вважаємо перспективним та актуальним.

Список використаних джерел

1. Вишневецький В.І. Малі річки Києва. – К.: «Інтерпрес ЛТД», 2007. – 28 с.
2. Хільчевський В. К. Водопостачання і водовідведення: гідроекологічні аспекти. – К.: ВПЦ «Київський університет», 1999. – 319 с.
3. ДСТУ 3013-95 Система стандартів у галузі охорони навколишнього середовища та раціонального використання ресурсів. Гідросфера. Правила контролю за відведенням дощових і снігових стічних вод з території міст і промислових підприємств [Електронний ресурс] – Режим доступу http://ksv.do.am/publ/dstu/dstu_3013_95/3-1-0-153
4. Аспергиллы / Билай В.И., Коваль Э.З. – Киев : Наук.думка. 1988. – 204с.
5. Саттон Д., Фотергилл А., Ринальди М. Определитель патогенных и условно-патогенных грибов / Пер. с англ. К.Л. Тарасова, Ю.Н. Ковалева / Под ред. д-ра мед. наук И.Р. Дорожковой. – М. : Мир, 2001. – 468 с.
6. Коваль Е. З. Мікологічне обстеження музейних пам'яток / Е. З. Коваль, Т. І. Митківська ; М-во культури і туризму України, ННДРЦУ. – К., 2011. – 232 с.
7. Hoog de G. S., Guarro J., Gené J., Figueras M.J. Atlas of clinical fungi. 2nd edition. Utrecht: CBS, 2001.
8. Мартиненко С.В., Кондратюк Т.О., Сухомлин М.М. Гіфоміцет *Engyodontium album* (Limber) deHoog як збудник ураження павуків у підземних колекторах м. Києва // Укр. Бот. Журн. – 2012. – Вип. 69. – № 3. – С. 423-433.
9. Augustinsky J., Kammeyer P., Husain A., Hoog de G.S., Libertin C.R. Engyodontium album endocarditis J. Clin. Microbiol. – 1990. – №28 (6). – p. 1479 – 1481.
10. Санитарные правила СП 1.3.2322-08 "Безопасность работы с микроорганизмами III-IV групп патогенности (опасности) и возбудителями паразитарных инфекций" [Електронний ресурс] – Режим доступу http://www.lytech.ru/articles_29.htm

Можливості використання морфологічних аномалій безхвостих амфібій (*Amphibia*, *Anura*) в якості індикаторів забруднення навколишнього середовища на прикладі п'яти областей України

****Марущак О.Ю., **Муравинець О.А.***

ННЦ «Інститут біології» Київського національного університету
імені Тараса Шевченка

**vse_okei@bigmir.net; **ramota1022@meta.ua*

Матеріал було зібрано у березні – серпні 2013 та у квітні – серпні 2014 рр.
у Київській, Рівненській, Чернігівській, Черкаській та Волинській областях

України методом рандомізованої вибірки. Київська область: *Bufo bufo* Linnaeus 1758 (n=302, ad-302), *Bufo viridis* Laurenti 1768 (n = 215, juv-117, ad-98), *Rana temporaria* Linnaeus, 1768 (n = 147, ad-147), *Hyla arborea* Linnaeus 1758 (n=19, ad-19), *Pelophylax ridibundus* Pallas 1771 (n=5, ad-5), *Pelobates fuscus*, Laurenti 1768 (n=70, juv-9, ad-61), *Bombina bombina* Linnaeus 1761 (n=200, juv -100, ad-100). Рівненська область: *B. bufo* (n=6, juv-2, ad-4), *B. viridis* (n=51, ad-51), *Rana arvalis*, Nilsson 1842 (n=164, juv-28, ad-136), *R. temporaria* (n=5, ad-5), *H. arborea* (n=8, ad-8), *Pelophylax lessonae* Camerano, 1882 (n=167, juv-65, ad-102), *P. fuscus* (n=13, juv-8, ad-5), *B. bombina* (n=4, ad-4). Черкаська область: *B. bufo* (n=1, ad-1), *R. temporaria* (n=34, juv-34), *R. arvalis* (n=5, ad-5), *P. ridibundus* (n=54, juv-21, ad-33), *Pelophylax esculentus* Linnaeus 1758 (n=7, ad-7), *B. bombina* (n=2, ad-2). Волинська область: *P. lessonae* (n=174, juv-63, ad-60), *B. bombina* (n=51, juv-50, ad-1). Чернігівська область: *P. lessonae* (n=59, juv-58, ad-1), *H. arborea* (n=1, ad-1), *P. fuscus* (n=5, juv-5), *B. bombina* (n=4, juv-4). За аномалію вважалося будь-яке відхилення від середнього значення чи показника для даного виду, що виходить за межі ознак мінливості (Присний, 2009) та помітні неозброєним оком. При визначенні й описанні аномалій використовувалася класифікація О.Д. Некрасової (Некрасова, 2008), а також методичні рекомендації Л.Я. Боркіна із співавторами (Боркін та ін., 2012). В якості кількісної характеристики зустрічальності аномалій розраховували зустрічальність особин з аномаліями ($P_{as},\%$) (частка усіх особин з різними відхиленнями (N_{as}) від усіх особин у вибірці (N), $P_{as} = N_{as}/N$) та загальний спектр аномалій (S_{ap}) (загальний набір варіантів аномалій в одній вибірці).

Морфологічні аномалії зустрічаються майже у всіх популяціях земноводних на території України, що обумовлено особливостями біотопічної приуроченості даної групи хребетних. За результатами узагальнених власних досліджень та літературних даних вибірок безхвостих земноводних було відзначено масовість аномалій ($P_{as} > 5\%$) не лише в промислових районах Дніпропетровської ($P_{as}=47,3\%$, $P_{as}=33,0\%$, $P_{as}=6,3\%$, $P_{as}=63,0\%$) (Flyaks and Borkin, 2004) та Закарпатської ($P_{as}=66,3\%$) області (Куртяк, 2005), де поява аномальних амфібій носить регіональний характер, а й на території Київської ($P_{as}=60,0\%$, $P_{as}=42,0\%$ (Некрасова та ін. 2007), $P_{as}=19,33\%$ та $P_{as}=8,65\%$) та Волинської ($P_{as}=11,11\%$), де аспект прояву масової аномальності є локальним, оскільки райони, де зібрано вибірки, не відносяться до промислових. Найбільша зустрічальність аномальних особин з генеральної сукупності амфібій по областях визначена для Київської області ($P_{as}=10,86\%$) (власні дані).

За період з березня 2013 року по серпень 2014 року було досліджено та перевірено на наявність морфологічних відхилень загалом 1722 особини безхвостих амфібій, що відносяться до 10 видів 6 родин та 5 родів. Серед них виявлено 153 екземпляри (8,88%), що мали різноманітні аномалії та їх комбінації. Загалом було виявлено 199 аномалій (40% з яких було виявлено у виду часничниця звичайна) серед вірогідних причин виникнення яких можна виділити генетичні та травматичні або набуті протягом життя вже після метаморфозу. Серед аномалій було виявлено аномалії кінцівок: брахідактилію (вкорочення пальців (див. рис. 2.), відсутність дистальних фаланг), ектродактилію або аномалію типу «клешня» (відсутність кількох цілих пальців), олігодактилію (відсутність кількох цілих пальців (див. рис. 4.), що не утворює «клешні»), аномальну шкірну складку (надмірне мішкувате розростання шкірного покриву на кінцівках), хемімелію (укорочення проксимальних частин кінцівки), ектромелію (дистальне вкорочення кінцівки), повернутий сегмент кінцівки (перекручування різних частин кінцівки у місці суглоба), полідактилія (поява зайвих пальців на кінцівці (див. рис. 3.), поліфалангію (часткове дублювання фаланг пальців), синдактилію, клінодактилію (зміна напрямку росту пальця); аномалії голови: «крокодиляче рило» (збільшення верхньої щелепи), аномалії очей (розтікання зіниці (див. рис.1.), недорозвинення зіниці, сліпоту); інші морфологічні спотворення: аномалії покривів (спотворення малюнка, поява нетипових плям, що за кольором сильно відрізняються від загального малюнка тварини, пошкодження шкіри), поранення та порізи, бородавкоподібні утворення, виразкові ураження в районі резонаторів.



Рис. 1. Аномалія ока (розтікання зіниці) у *B. bufo*



Рис. 2. Брахідактилія у *P. lessonae*

Найвищий загальний спектр аномалій ($S_{ap} = 9$) відмічено для вибірки *B. bufo* у Голосіївському районі м. Києва. Загальний відсоток аномальних особин, має тенденцію бути вищим в місцях зі значним антропогенним навантаженням,

що слід пов'язувати з комплексом причин: хімізм води, просторова обмеженість та ізоляція угруповань амфібій через фрагментацію, зменшення і розмежування ареалів їх існування та інбридингові депресії (Вершинин, 1989).



Рис. 3. Полідактилія у *R. temporaria*



Рис. 4. Ектродактилія або аномалія типу «клешня» у *R.*

Було відмічено видоспецифічність прояву морфологічних аномалій, що пов'язана з біологічними особливостями видів: відсоток аномальних особин для видів, що мешкають у воді перевищує норму в 6, 9 та 12 разів, тоді як суходольні представники з тієї ж місцевості перевищують норму на 1,3%, що робить водних амфібій кращими біотестерами. У кожній групі безхвостих земноводних є певні відмінності у зустрічальності різних типів аномалій, проте тенденція до збільшення сумарного відсотка морфологічних аберацій з ростом урбанізації збільшується. Ці факти дозволяють використовувати амфібій, як засіб біоіндикації та біомоніторингу стану екології навколишнього середовища.

Подяки

Ми висловлюємо свою вдячність Пєскову В.М. за наукове керівництво роботою та допомогу у написанні статті, Коцержинській І.М., Синявській І.О., Петренко Н.А., Давиденку С.В., Вівару Е.Е., Чернусі А.О., Стецун Г.А., Кієнко Т.В., Ющенко В.М., Марушаку М.Ю., Джигірей А.А., Марголіну О.Г., Павловському В.В. та Тригубу І.М., які допомагали збирати матеріал, Лопарьову С.О. за керівництво роботою під час проходження навчальної практики у Канівському Природному Заповіднику та М. Борисенку за надання якісних фотографій амфібій.

Список використаних джерел

1. Присный Ю. А. Классификация морфологических аномалий жесткокрылых насекомых (Coleoptera) // Научные ведомости Белгородского государственного университета. Серия: Естественные науки. – 2009. – вып. 9, т.11. – С. 72-81.

2. Некрасова О. Д. Классификация аномалий бесхвостых амфибий // Праці Українського герпетологічного товариства. – 2008. – №1. – С. 55-58.
3. Боркин Л. Я., Безман-Мосейко О.С., Литвинчук С.Н. Оценка встречаемости морфологических аномалий в природных популяциях(на примере амфибий) // Труды Зоологического Института РАН. – 2012. – Т. 316, №4. – С.324-343.
4. Flax N.L., Borkin L.J. Morphological abnormalities and heavy metal concentrations in anurans of contaminated areas, eastern Ukraine // Applied Herpetology. – 2004.- №1. – P. 229-264.
5. Куртяк Ф. Ф. Особливості популяційної структури західнопалеарктичних зелених жаб *Rana esculenta* complex рівнинного Закарпаття // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія: Біологія. – 2005. – Вип. №16, – С. 172-175.
6. Некрасова О. Д., Межжерин С.В., Морозов-Леонов С.Ю. и др. Случай массовой полимелии у озерных лягушек (*Rana ridibunda* Pall., 1771) Киева // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія: Біологія. – 2007. – вип. №21. – С. 92-95.
7. Вершинин В. Л. Морфологические аномалии амфибий городской черты // Экология. – 1989. – № 3. – С. 58-66.

Вміст важких металів в осадах побутових стічних вод

Марченко О.М.

Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В.Думанського НАН України

marchenkoolm@gmail.com

Існує велика кількість підходів до розв'язку задачі утилізації осадів побутових стічних вод, але більшість з них є економічно недоцільними, щоб їх реалізація могла відповідати масштабам проведення процесів очистки стічних вод. Згідно даних, наданих «Київводоканалом», на даний час в м. Києві на мулових майданчиках Бортницької станції аерації (розташованих поза містом) накопичено близько 8 млн. м³ осадів, при цьому щорічно утворюється на тверду речовину близько 65 тис. т аеробно стабілізованих осадів, тобто 180 т на добу.

До класу осадів побутових стічних вод відносять різні речовини, що утворюються на станціях очистки, та найбільше значення серед них має аеробно чи анаеробно стабілізований надлишковий активний мул, який зрештою мусить бути єдиним відходом роботи станцій. Такий осад містить велику кількість поживних речовин (елементи N, P, K), та має цінність як комплексне добриво, а в перспективі – як ґрунтоутворююча речовина, що виходить з класичного погляду на розвиток процесів очистки стічних вод [1]. Але його використання заборонено законодавчо або небажане через підвищений вміст в ньому важких металів.

Існує точка зору, що великі концентрації важких металів в осадах пов'язані з обробкою промислових стічних вод, проте це не пояснює високі концентрації металів в містах без розвиненої промисловості та в котеджних містечках [2, 3].

Мета роботи – дослідити вміст важких металів в осадах стічних вод та зробити припущення щодо механізму їх накопичення.

В табл. 1 приведено вміст елементів в осадах стічних вод Бортницької станції аерації м. Києва, а також кларки елементів в земній корі [4] та значення ГДК елементів в ґрунтах згідно діючих Санітарних норм і правил №№ 226-80, 4433-87, 3210-85.

З точки зору екології [5] потік речовини, що збирається в детритному ланцюзі урбаністичної екосистеми, неодмінно буде мати великий вміст важких металів через їх акумуляцію в екосистемах та місця людини в трофічному ланцюзі. Якщо продуценти екосистеми акумулюють важкі метали з умовно чистого ґрунту, то побутові стічні води, в перерахунку на тверду речовину, будуть вже мати концентрації металів вищі, ніж в ґрунтах. А оскільки детритний ланцюг урбаністичної екосистеми розвивається саме на цій речовині, то концентрації металів будуть тільки збільшуватись з розвитком активного мулу та споживанням в ньому органічних речовин.

Таблиця 1

Вміст елементів в зневоднених та аеробно стабілізованих осадах стічних вод в порівнянні з кларками елементів в земній корі та ГДК в ґрунті

Елемент, мг/кг	Зневоднений осад, утворений в 2009 р.	Зневоднений осад, утворений в 2010 р.	Тверда фаза аеробно стабілізованого осаду	ГДК в ґрунті	Кларки елементів в земній корі
Sr	280 ± 140	280 ± 70	135 ± 95	-	350
Ba	620 ± 240	750 ± 150	225 ± 170	-	500
Fe	12000 ± 3500	15500 ± 5800	7100 ± 2100	-	42000
Cu	650 ± 75	550 ± 110	175 ± 60	3*	100
Ni	80 ± 20	90 ± 30	26 ± 9	4*	200
Mn	420 ± 150	550 ± 200	130 ± 50	-	1000
Zn	1250 ± 120	1380 ± 270	990 ± 420	23	200
Cr	1150 ± 190	840 ± 160	150 ± 50	6*	300
Co	4.8 ± 3.5	7.3 ± 1.5	2.4 ± 1.9	5*	20
Ga	21 ± 8	25 ± 5	7.5 ± 5.8	-	1
As	2.8 ± 1.3	3.9 ± 1.1	2.4 ± 1.7	2	5
Se	3.2 ± 0.8	3.8 ± 1.1	-	-	0.08
Rb	6.4 ± 3.1	6.7 ± 4.6	4.8 ± 3.6	-	80
Ag	20.2 ± 3.7	32 ± 20	-	-	0.1
Cd	26 ± 10	18 ± 8	6.2 ± 3.6	-	5
Tl	0.14 ± 0.05	0.18 ± 0.04	-	-	0.1
Pb	335 ± 55	255 ± 50	57 ± 22	32**	16
U	8 ± 1	11 ± 2	4.3 ± 2.5	-	4

*) значення ГДК відносяться до рухливих форм елементів;

**) ГДК Рb 20 мг/кг ґрунті без врахування середнього фону, рівного 12 мг/кг, згідно Санпін 2264-80.

Результати вказують, що високі концентрації важких металів в осадах побутових стічних вод є актуальною проблемою, яку розумно розв'язувати на станціях очистки стічних вод, оскільки саме там концентрації металів найбільші, зокрема в потоках стабілізованих осадів. Хоча практикується періодичне використання осадів з високими концентраціями металів в якості комплексного добрива, це скоріше обхід проблеми, ніж її розв'язок. Через схожість стабілізованих осадів та ґрунту було б раціонально досягати видалення металів з осадів для забезпечення можливості утилізації очищених осадів в якості добрива в таких кількостях, які необхідні за поживною цінністю або для формування нового шару ґрунту. Тому вкрай необхідно проведення дослідницьких робіт з вилуговування важких металів з осадів стічних вод.

Список використаних джерел

1. The New Encyclopædia Britannica. 15-th ed. – Chicago, etc.: Encyclopædia Britannica, 1994. – Vol. 26. Macropædia. – 1036 p.
2. Couillard D. Optimum Residence Time (in CSTR And Airlift Reactor) For Bacterial Leaching Of Metals From Anaerobic Sewage Sludge / D. Couillard, G. Mercier // Water Research. – 1991. – 25, N 2. – P. 211-218.
3. Westerhoff P. Characterization, Recovery Opportunities, and Valuation of Metals in Municipal Sludges from U.S. Wastewater Treatment Plants Nationwide / P. Westerhoff, S. Lee, Y. Yang, G. W. Gordon, K. Hristovski, R. U. Halden, P. Herckes // *Environ. Sci. Technol.* – 2015. Електронний ресурс: <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es505329q>
4. Справочник химика: В 6 т. – 2-е изд. / Гл. ред. Б. П. Никольский. – М.-Л.: «Химия», 1966. – Т. 1. – 1072 с.
5. Одум Ю. Экология: В 2-х т. Т. 1./ Ю. Одум. – М.: Мир, 1986. – 328 с.

Бактеріальне вилуговування важких металів з осадів побутових стічних вод

Марченко О.М.

Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України

marchenkoolm@gmail.com

Осади побутових стічних вод мають велику цінність в якості комплексного сільськогосподарського добрива, але їх використання часто неможливе через великий вміст важких металів. Реагентні методи вилуговування важких металів з осадів гарантовано результативні, але супроводжуються значною втратою поживних речовин (елементів N, P, K), і дуже витратні [1]. Бактеріальне вилуговування (біовилуговування) металів з осадів здійснюється за допомогою бактерій *Acidithiobacillus ferrooxidans* та *Acidithiobacillus thiooxidans*, які успішно використовуються для біовилуговування металів з руд [2].

Вилуговування є тривіальною назвою екстракції речовин з твердої фази в рідку. У випадку вилуговування металів це досягається обробкою водними розчинами мінеральних кислот.

Механізм процесу біовилуговування металів з осадів стічних вод з допомогою *A. thiooxidans* при додаванні елементної сірки полягає в окисненні бактеріями останньої з утворенням сірчаної кислоти, яка переводить метали в розчинну форму сульфатів [1]. Існує дві точки зору відносно механізму вилуговування металів за допомогою *A. ferrooxidans* при додаванні сполук двовалентного заліза [3], а саме: а) окиснення бактеріями Fe(II) до Fe(III), яке хімічно окиснює сірку присутніх в осадах сульфідів металів до сірчаної кислоти; б) окиснення бактеріями Fe(II) до Fe(III), яке через OH-іони взаємодіє з водою і утворює малорозчинний гідроксид, випадаючи в осад, при цьому на один іон Fe^{3+} утворюється три H^+ -іони.

Мета роботи – дослідити процеси біовилуговування важких металів з осадів побутових стічних вод.

Було проведено експерименти з бактеріального вилуговування важких металів з аеробно стабілізованого надлишкового активного мулу Бортницької станції аерації м. Києва при додаванні 1 об.% $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ як стимулятора активності нативних залізоокиснюючих бактерій (рис. 1а) та, окремо, при додаванні 0.5 об. % елементної сірки як стимулятора активності нативних тіонових ацидофільних бактерій (рис. 1б). Показано, що зниження рН осадів впродовж процесу визначає ефективність вилуговування важких металів.

Спочатку отримували накопичувальну культуру нативних бактерій в осаді при додаванні одного з вказаних реагентів, яку далі використовували як інокулят. Власне біовилуговування проводиться як періодичне культивування бактерій в осаді з додаванням 10 об./об.% інокуляту та вищевказаних реагентів. Оброблений осад слугує інокулятом для наступного періоду культивування.

Перевіряли наявність бактерій, які окиснюють неорганічні сполуки, в рідких середовищах Летена та Ваксмана [4] та на твердих середовищах з силікагелем, і в обох випадках спостерігали ріст бактерій. Мікроскопічні дослідження показали, що бактерії є грам-негативними паличками розміром не більше 2-3 мкм. Колонії, що утворювались на одному з вказаних середовищ, не давали росту на іншому, з чого зробили висновок про участь в цих процесах різних бактерій.

Для процесу з додаванням Fe(II) підтверджено механізм, що полягає в його окисненні бактеріями з наступним утворенням $\text{Fe}(\text{OH})_3$, що супроводжується зниженням рН осадів і призводить до вилуговування важких

металів. Підтвердження засновується на збільшенні зольності в оброблених осадах та на низькій концентрації загальної сірки в необроблених (0.0031 моль/л), якої буде недостатньо для подолання буферної ємності осадів (~ 0.07 моль H^+ /л до рН 2-3).

Знаючи кількість доданого заліза та його залишкову загальну концентрацію в рідкій фазі після біовилуговування, вираховували необхідний приріст зольності, який співпадав з експериментальними даними.

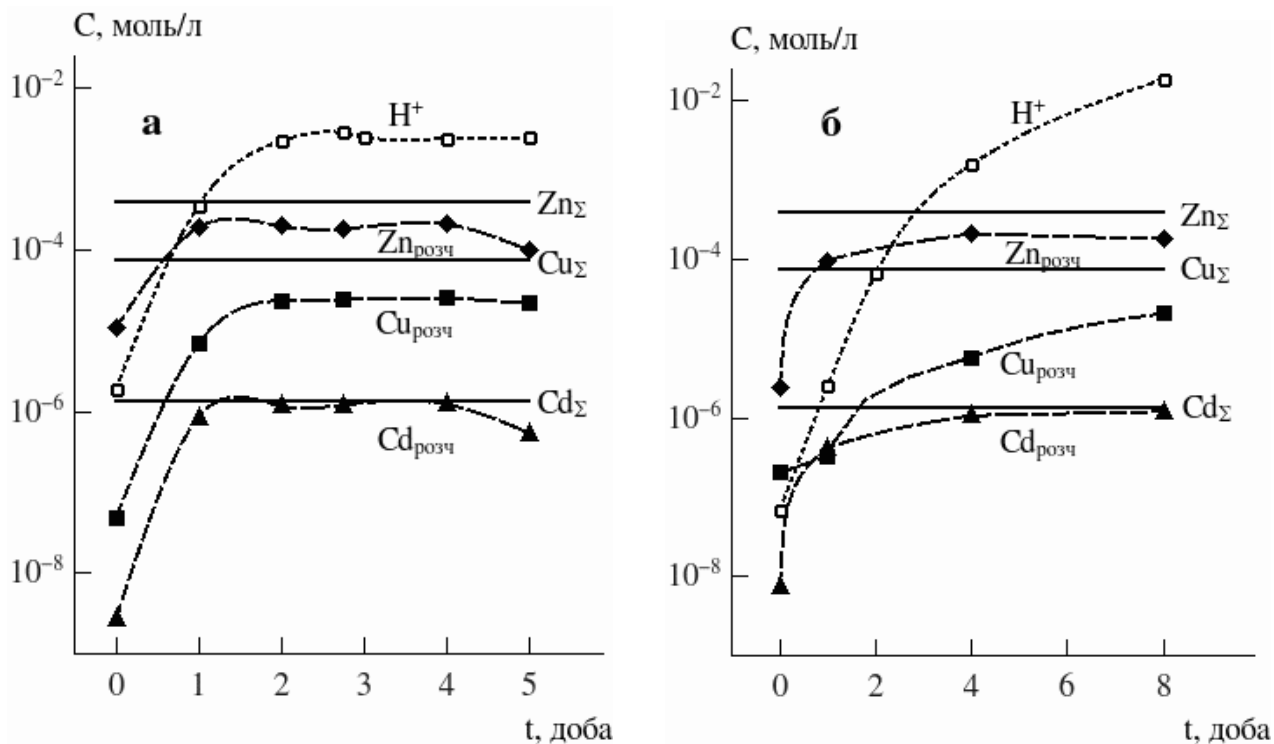


Рис. 1. Зміни концентрацій H^+ -іонів, міді ($\text{Cu}_{\text{розч}}$) та цинку ($\text{Zn}_{\text{розч}}$) в рідкій фазі осадів стічних вод при проведенні біовилуговування з додаванням двовалентного заліза (а) та елементної сірки (б). Cu_{Σ} та Zn_{Σ} позначено загальні концентрації міді та цинку

Підтверджено механізм для процесу з додаванням елементної сірки, для чого виміряли концентрацію загальної сірки в оброблених осадах, яка склала 0.039 моль/л, чого, в перерахунку на сірчану кислоту, достатньо для подолання буферної ємності осадів.

Список використаних джерел

1. Babel S. Heavy metal removal from contaminated sludge for land application: A review / S. Babel, D.D. del Mundo // Waste Management. – 2006. – 26. – P. 988-1004.
2. McGraw-Hill encyclopedia of science & technology. – 10th ed. / N.Y., etc.: McGraw-Hill, 2007. – Vol. 9. – 780 p.
3. Couillard D. Removal Of Metals From Aerobic Sludges By Biological Solubilization In Batch Reactors / D. Couillard, M. Chartier // J. of Biotechnology. – 1991. – 20. – P. 163-180.
4. The Prokaryotes: In 7 vol. – 3-d ed. / Ch. ed. M. Dworkin. – Syngapore: Springer, 2006. – Vol. 5: Proteobacteria: Alpha and Beta Subclasses. – 919 p.

**Біотрансформація соняшникової олії в поверхнево-активні речовини
Acinetobacter calcoaceticus IMB B-7241 і *Nocardia vaccinii* IMB B-7405**

Никитюк Л.В., Павлюковець І.Ю.

Національний університет харчових технологій

Liya.nikityuk@mail.ru

На сьогодні синтетичні поверхнево-активні речовини (ПАР) є лідерами на ринку хімічних сполук. Проте істотним їх недоліком є токсичність і стійкість до біологічної деструкції. Альтернативною заміною синтетичним ПАР можуть стати мікробні поверхнево-активні речовини, позбавлені цих недоліків [1, 3].

Раніше [4] із забруднених нафтою зразків ґрунту були виділені нафтоокиснюючі бактерії, ідентифіковані як *Acinetobacter calcoaceticus* IMB B-7241 і *Nocardia vaccinii* IMB B-7405 та встановлено їх здатність синтезувати метаболіти з поверхнево-активними і емульгувальними властивостями на вуглеводневих і гідрофільних (етанол, гліцерин) субстратах.

На сьогоднішній день перспективними субстратами для отримання мікробних ПАР є різні рослинні олії, в тому числі і відпрацьовані (пересмажені) [1-3]. Так, *Candida bombicola* ATCC22214 і *Candida antarctica* синтезували 15,25 і 13,86 г/л софороліпідів на олії ятрофи (100 г/л) і соєвій олії (65 г/л) відповідно [1, 2]. Культивування *Pseudomonas aeruginosa* ATCC 27853 на середовищі з соняшниковою олією (3,5%) супроводжувалося утворенням 4,07 г/л ПАР [3].

У той же час в літературі, нам не вдалося знайти відомостей про синтез ПАР на олієвмісних субстратах бактеріями родів *Acinetobacter* і *Nocardia*.

Раніше [5] ми встановили можливість синтезу поверхнево-активних речовин *A. calcoaceticus* IMB B-7241 і *N. vaccinii* IMB B-7405 на відходах олійно-жирової промисловості (фузи).

Зазначимо, що в Україні викиди відпрацьованої соняшникової олії в навколишнє середовище не регламентуються, а одним із шляхів утилізації цього токсичного відходу є використання його як субстрату в біотехнологічних процесах. У зв'язку з викладеним вище мета даної роботи – дослідити можливість синтезу ПАР *A. calcoaceticus* IMB B-7241 і *N. vaccinii* IMB B-7405 на соняшниковій олії.

Об'єкти дослідження – штами *A. calcoaceticus* IMB B-7241 і *N. vaccinii* IMB B-7405 культивували в рідкому поживному середовищі, що містило як джерело вуглецю соняшникову олію в концентрації 2–5% (об'ємна частка). В одному з

варіантів у середовищі культивування збільшували вміст джерела азоту в 2–3 рази для *N. vaccinii* IMB B-7405 та 2–4 рази для *A. calcoaceticus* IMB B-7241.

Здатність до синтезу ПАР оцінювали за такими показниками: умовна концентрація ПАР (ПАР*, безрозмірна величина), а також кількість синтезованих ПАР (г/л), яку визначали ваговим методом після трьохкратної екстракції супернатанту сумішшю Фолча (метанол:хлороформ, 1:2) [4-6, 8].

Показники синтезу ПАР при культивуванні *A. calcoaceticus* IMB B-7241 і *N. vaccinii* IMB B-7405 на середовищі з різними концентраціями соняшникової олії наведено в табл. 1.

Таблиця 1

Синтез ПАР *A. calcoaceticus* IMB B-7241 і *N. vaccinii* IMB B-7405 на середовищі з різною концентрацією олії

Штам	Концентрація соняшникової олії, %	Умовна концентрація ПАР (ПАР*)	Концентрація ПАР, г/л
<i>A. calcoaceticus</i> IMB B-7241	2	9,1±0,45	5,2±0,26
	3	8,7±0,43	5,1±0,25
	4	7,7±0,38	4,9±0,24
	5	7,3±0,36	3,7±0,18
<i>N. vaccinii</i> IMB B-7405	2	3,9±0,19	3,3±0,16
	3	3,0±0,15	2,8±0,14
	4	2,9±0,14	2,3±0,11
	5	2,1±0,10	1,7±0,08

Примітка. Концентрація сечовини та нітрату натрію в середовищі культивування *A. calcoaceticus* IMB B-7241 і *N. vaccinii* IMB B-7405 0,35 г/л і 0,5 г/л відповідно.

Результати досліджень показали, що максимальна концентрація ПАР *A. calcoaceticus* IMB B-7241 і *N. vaccinii* IMB B-7405 (5,2 і 3,3 г/л відповідно) спостерігалася за концентрації соняшникової олії в середовищі 2%. Подальше збільшення концентрації субстрату в середовищі до 4 і 5% супроводжувалося зниженням показників синтезу (як показника ПАР*, так і концентрації ПАР).

Одним з факторів, що визначають ефективність синтезу, є співвідношення С/Н в середовищі культивування продуцентів практично цінних метаболітів [6]. У попередніх дослідженнях [6] нами було встановлено оптимальне співвідношення С/Н для біосинтезу ПАР штамми IMB B-7241 і IMB B-7405 на середовищах, що містять 1-2% етанолу та гліцерину. У даній роботі, підвищуючи до 5% концентрацію соняшникової олії в середовищі культивування *A. calcoaceticus* IMB B-7241 і *N. vaccinii* IMB B-7405, не змінювали вміст у ній джерела азоту.

Тому на наступному етапі досліджували синтез ПАР на середовищі з підвищеною концентрацією сечовини та нітрату натрію у вихідному середовищі (табл. 2 і 3).

Дані, наведені у табл.2, свідчать про те, що підвищення концентрації джерела азоту до 1,0–1,5 г/л в середовищі культивування *N. vaccinii* ІМВ В-7405, що містить 3–4% соняшникової олії, не супроводжувалося підвищенням концентрації ПАР порівнянно з показниками на базовому середовищі з 0,5 г/л нітрату натрію.

Таблиця 2

Вплив концентрації нітрату натрію на синтез ПАР штамом ІМВ В-7405

Концентрація соняшникової олії, %	Концентрація NaNO_3 , (г/л)	Концентрація ПАР, (г/л)
3	0,5	$3,2 \pm 0,16$
	1,0	$2,6 \pm 0,13$
	1,5	$2,2 \pm 0,11$
4	0,5	$2,1 \pm 0,10$
	1,0	$2,0 \pm 0,10$
	1,5	$1,8 \pm 0,09$

Таким чином, оптимальна концентрація олії в середовищі культивування штаму ІМВ В-7405, що забезпечує максимальний синтез ПАР, становить 2–3%, і подальше підвищення вмісту ростового субстрату є недоцільним.

Інші закономірності спостерігали для штаму *A. calcoaceticus* ІМВ В-7241 (табл. 3). Підвищення вмісту сечовини в середовищі супроводжувалося збільшенням кількості синтезованих ПАР. Максимальна концентрація ПАР (11,2 г/л) досягалася на середовищі, що містить 1,35 г/л л сечовини і 6% соняшникової олії.

Таблиця 3

Синтез ПАР штамом ІМВ В-7241 на середовищі з різними концентраціями сечовини і соняшникової олії

Концентрація соняшникової олії, %	Концентрація $(\text{NH}_2)_2\text{CO}$, (г/л)	Концентрація ПАР, (г/л)
4	0,35	$4,9 \pm 0,24$
	0,7	$6,3 \pm 0,31$
	1,0	$7,3 \pm 0,36$
5	0,35	$3,7 \pm 0,18$
	0,7	$4,7 \pm 0,24$
	1,0	$5,7 \pm 0,28$
6	1,0	$9,2 \pm 0,46$
	1,35	$11,2 \pm 0,56$
7	1,0	$7,9 \pm 0,39$
	1,35	$9,2 \pm 0,46$

Таким чином, отримані результати свідчать про можливість синтезу поверхнево-активних речовин при культивуванні *A. calcoaceticus* IMB B-7241 і *N. vaccinii* IMB B-7405 на середовищі з підвищеним вмістом соняшникової олії. Ці дані є основою для розробки технології отримання ПАР з використанням як субстрату відпрацьованої (пересмаженої) олії.

Список використаних джерел

1. Joshi-Navare K., Khanvilkar P. and Prabhune A. Jatropha oil derived sophorolipids: production and characterization as laundry detergent additive // Biochem. Res. Int. – 2013. – doi: 10.1155/2013/169797.
2. Accorsini F.R., Mutton M.R., Lemos E.M., Benincasa M. Biosurfactants production by yeasts using soybean oil and glycerol as low cost substrate // Braz. J. Microbiol. – 2012. – V. 43, № 1. – P. 116–125.
3. Rikalovic M.G., Gojgic-Cvijovic G., Vrvic M.M. and Karadzic I. Production and characterization of rhamnolipids from *Pseudomonas aeruginosa* strain-ai // J. Serb. Chem. Soc. – 2012. – V. 77, № 1. – P. 27–42.
4. Пирог Т. П., Софилканич А. П., Покора К. А., Шевчук Т. А., Иутинская Г. А. Синтез поверхностно активных веществ *Rhodococcus erythropolis* ИМВ Ac-5017, *Acinetobacter calcoaceticus* ИМВ B-7241 и *Nocardia vaccinii* ИМВ B-7405 на промышленных отходах // Микроб. журн. – 2014. – Т. 76, № 2. – С. 17–23.
5. Pirog T., Sofilkanych A., Konon A., Shevchuk T., Ivanov S. Intensification of surfactants' synthesis by *Rhodococcus erythropolis* IMV Ac-5017, *Acinetobacter calcoaceticus* IMV B-7241 and *Nocardia vaccinii* K-8 on fried oil and glycerol containing medium // Food Bioprod. Proces. – 2013. – V. 91, № 2. – P. 149–157.
6. Подгорский В.С., Иутинская Г.О., Пирог Т.П. Интенсификация технологий микробного синтеза. – Киев: Наук. думка, 2010. – 327 с.

Влияние тяжелых металлов на организм животных

Петровци Ю.И.

Национальный университет пищевых технологий

К основным антропогенных загрязнителей окружающей среды относят тяжелые металлы, отравления которыми занимает третье место после отравлений пестицидами и нитратами. Загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами в основном происходит за счет атмосферных выбросов предприятий (при добыче, сжигания и термической переработки угля), работы биотехнологических предприятий, отходов животноводческих ферм и в результате применения минеральных удобрений и ядохимикатов. На крупных промышленных комплексах зоны загрязнения отдельных предприятий могут перекрываться, а токсичные выбросы переноситься в отдаленные районы, расширяя территорию загрязнения [1, 3].

В составе промышленных выбросов насчитывают до 10-20 химических элементов. Но в наибольших количествах встречаются и наибольший вред

наносят 4-6 элементов. С химических элементов наиболее токсикологическое и санитарное значение имеют тяжелые металлы – ртуть, кадмий, свинец, медь, цинк, никель, хром и др., а также металлоиды – мышьяк, фтор, сурьма и селен. К тяжелым металлам относятся металлы с удельным весом более 5,02/см³ и молекулярной массой более 40. Всемирная организация здравоохранения (ВОЗ) опасными среди тяжелых металлов считает кадмий, ртуть и свинец [1].

Тяжелые металлы очень ядовиты, их ионы и некоторые соединения растворимы в воде и даже в небольшом количестве могут вызвать тяжелые физиологические последствия, которые в дальнейшем при поступлении в организм тяжелых металлов образуются свободные радикалы, ускоряя процесс перекисного окисления, истощением системы антиоксидантной защиты организма, изменениями азотного, углеводного обмена и интенсивности биоэнергетических процессов [2].

Список использованных источников

1. Шепельова І.А., Деркач Є.А., Мельникова Н.М. Вплив кадмію сульфату на вуглеводний обмін в організмі щурів різного віку // Укр. біохім. журн. – 2007. – Т.79, № 2. – С.92-96.
2. Дубиніна О.Ю. Окиснювальний стрес і окиснювальна модифікація білків //Мед. хімія. – 2001. – Т. 3, №2. – С. 5-12.
3. Чедвик Д.Ж. Мировая промышленность // Уголь. – 2002. № 12, – С. 19-21.

Утилізація ароматичних сполук біоконверсією у поверхнево-активні речовини *Rhodococcus erythropolis* IMB Ac-5017, *Acinetobacter calcoaceticus* IMB B-7241 і *Nocardia vaccinii* IMB B-7405

Пирог Т.П., Савенко І.В., Скроцька О.І.

Національний університет харчових технологій

tapirog@nuft.edu.ua

Ароматичні сполуки вперше знайшли практичне використання у хімічній промисловості у 50-х роках ХХ ст. [1, 2]. Враховуючи пластичність, адгезивність, виражені діелектричні властивості, стійкість до дії хімічних і фізичних факторів, вони одразу ж стали незамінними у нафтопереробній, коксохімічній, фармацевтичній, будівельній, деревообробній галузі та сільськогосподарському секторі [3]. Згідно статистичних даних [4] попит на сполуки ароматичної природи щороку підвищується. Так, з 1976 по 2008 рр. потужність виробництва бензолу у світі зростає з 19 до 46 млн т/рік, при цьому аналітики прогнозують, що до 2020 р. даний показник становитиме близько 57 млн т/рік [4, 5]. Проте, слід зазначити, що ксенобіотики ароматичної природи

(пестициди, діоксини та поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ) належать до групи найнебезпечніших забруднювачів довкілля [6].

Уже в 1950-х роках були опубліковані роботи, присвячені вивченню участі мікроорганізмів у процесах розкладу вуглеводнів, зокрема й ароматичних [1, 2]. Починаючи з 70-х років XX ст., увагу дослідників усього світу привернула проблема пошуку ефективних методів очищення довкілля від сполук ароматичної природи [3, 7, 8]. Спочатку технології знешкодження ароматичних сполук ґрунтувалися на використанні фізичних, хімічних та фізико-хімічних способів, заснованих на сорбції, екстракції, коагуляції, флотації, тепловій адсорбції та окисненні органічних сполук [7]. На рубежі XX–XXI ст., з розвитком науково-технічного прогресу [9–11] було показано, що біотехнології можуть стати альтернативою вище згаданим розробкам завдяки безпечності, дешевизні та високому потенціалу штамів-деструкторів сполук ароматичної природи.

Аналіз літературних даних [6, 12, 13] показав, що здатність мікроорганізмів використовувати водонерозчинні субстрати зумовлюється поглинанням в результаті прямої або сурфактант-опосередкованої взаємодії клітин з гідрофобними сполуками. У деяких випадках можуть функціонувати обидва шляхи, проте все ж таки в основному у процесах залучення до метаболізму ароматичних сполук беруть участь поверхнево-активні речовини, які здійснюють солюбілізацію та емульгування важкодоступних субстратів.

Оскільки *R. erythropolis* IMB Ac-5017, *A. calcoaceticus* IMB B-7241 та *N. vaccinii* IMB B-7405 є продуцентами поверхнево-активних речовин [16], метою даної роботи було дослідження синтезу ПАР штамми IMB Ac-5017, IMB B-7241 та IMB B-7405 на ароматичних субстратах.

Культивування бактерій *A. calcoaceticus* IMB B-7241 проводили на рідкому мінеральному середовищі такого складу (г/л): NaCl – 1,0; Na₂HPO₄ – 0,6; (NH₂)₂CO – 0,35; KH₂PO₄ – 0,14; MgSO₄·7H₂O – 0,1; рН 6,8–7,0. У середовище додатково вносили дріжджовий автолізат – 0,5% (об'ємна частка) і розчин мікроелементів – 0,1% (об'ємна частка). Розчин мікроелементів містив (г/100 мл): ZnSO₄·7H₂O – 1,1; MnSO₄·H₂O – 0,6; ЕДТА (Трилон Б) – 0,5; FeSO₄·7H₂O – 0,1; CoSO₄·7H₂O – 0,03; H₃BO₃ – 0,006; CuSO₄·5H₂O – 0,004; KI – 0,0001.

Культивування бактерій *N. vaccinii* IMB B-7405 здійснювали на рідкому мінеральному середовищі такого складу (г/л): NaNO₃ – 0,5–1,0; KH₂PO₄ – 0,1; MgSO₄·7H₂O – 0,1; CaCl₂·2H₂O – 0,1, рН 6,8–7,0. У середовище додатково вносили дріжджовий автолізат – 0,5% (об'ємна частка) і FeSO₄·7H₂O – 0,001 г/л.

R. erythropolis IMB Ac-5017 вирощували на мінеральному поживному середовищі (г/л): NaNO_3 – 1,3; Na_2HPO_4 – 0,6; KH_2PO_4 – 0,14; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0,1; NaCl – 0,1; $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0,001; pH 6,8–7,0.

Як єдине джерело вуглецю та енергії використовували фенол, гексахлорбензол, нафталін, бензойну, сульфанілову та N-фенілантранілову кислоту у концентрації 0,3–1,5% (масова частка) та бензол і толуол у концентрації 0,3–1,5% (об'ємна частка). Фенол та сульфанілову кислоту розчиняли у дистильованій воді і стерилізували в автоклаві 40 хв при 120°C, а наважки гексахлорбензолу, нафталіну, бензойної та N-фенілантранілової кислоти попередньо кварцували упродовж 30 хв. Як посівний матеріал використовували добову культуру, вирощену на МПА.

Культивування бактерій здійснювали в колбах об'ємом 750 мл із 100 мл середовища на качалці (320 об/хв) при 28–30 °C упродовж 96 год.

Для оцінки кількісного вмісту ПАР в культуральній рідині використовували показник, названий «умовна концентрація ПАР». Цей показник визначали як ступінь розведення супернатанту культуральної рідини в точці різкого збільшення поверхневого натягу на кривій залежності поверхневого натягу (σ_s) від логарифму показника розведення. Абсциса точки перетину дотичних до гілок кривої відповідає значенню умовної концентрації ПАР. Умовна концентрація ПАР виражається в безрозмірних одиницях і позначається надалі нами як ПАР*. Вимірювання поверхневого натягу здійснювали на напівавтоматичному аутотензіометрі TD1C LAUDA (Німеччина).

Для визначення індексу емульгування ($E_{24}, \%$) до 2 мл постферментаційної культуральної рідини додавали 2 мл субстрату для емульгування (соняшникову олію) та струшували упродовж 2 хв. Вимірювання індексу емульгування проводили через 24 год як величину відношення висоти шару емульсії до загальної висоти рідини в пробірці і виражали у відсотках.

Дані про синтез ПАР за умов росту *R. erythropolis* IMB Ac-5017, *N. vaccinii* IMB B-7405 та *A. calcoaceticus* IMB B-7241 на середовищі з різними ароматичними субстратами наведено у табл. 1.

Результати досліджень, наведені у табл., показують, що штам IMB Ac-5017 може використовувати фенол і толуол у концентрації 0,5% як джерело вуглецю та енергії для біосинтезу поверхнево-активних речовин (умовна концентрація ПАР становила 3,3 та 1,3, відповідно). Вищі концентрації фенолу та толуолу виявилися токсичними для *R. erythropolis* IMB Ac-5017. Бензол та нафталін навіть у невисоких концентраціях інгібували біосинтез ПАР (ПАР* не перевищувала 0,6).

Як демонструють дані, наведені у табл., утилізація ароматичних сполук *N. vaccinii* ІМВ В-7405 супроводжувалася утворенням позаклітинних метаболітів з поверхнево-активними та емульгувальними властивостями. Максимальні показники синтезу ПАР (ПАР* 2,3–2,6 та E₂₄ 70–75%) спостерігалися за умов росту штаму ІМВ В-7405 на середовищі, що містили 0,5% нафталіну, N-фенілантранілової кислоти та фенолу.

Таблиця 1

Синтез поверхнево-активних речовин *R. erythropolis* ІМВ Ас-5017, *N. vaccinii* ІМВ В-7405 і *A. calcoaceticus* ІМВ В-7241 на ароматичних субстратах

Субстрат (0,5%)	<i>R. erythropolis</i> ІМВ Ас-5017		<i>N. vaccinii</i> ІМВ В-7405		<i>A. calcoaceticus</i> ІМВ В-7241	
	ПАР*	E ₂₄ ,%	ПАР*	E ₂₄ ,%	ПАР*	E ₂₄ ,%
Фенол	3,3±0,2	43	2,5±0,01	70	3,6±0,18	75
Нафталін	0,6	48	2,6±0,13	70	–	–
Бензол	0,5	48	2,0±0,1	60	1,5±0,08	50
Толуол	1,3±0,1	40	0,9±0,04	55	1,2±0,06	50
N-фенілантрані- лова кислота	–	–	2,3±0,11	75	2,0±0,1	50
Гексахлорбензол	–	–	2,0±0,1	55	1,7±0,09	53
Бензойна кислота	–	–	–	–	2,8±0,14	52
Контроль	4,8±0,2	70	2,0±0,1	60	1,0±0,05	43

Примітки: «–» – показники на рівні нуля; у якості контрольного всубстрату при культивуванні *R. erythropolis* ІМВ Ас-5017 використовували гексадекан (2%), *N. vaccinii* ІМВ В-7405 – гліцерин (0,5%), *A. calcoaceticus* ІМВ В-7241 – етанол (0,5%).

Штам *A. calcoaceticus* ІМВ В-7241 характеризувався здатністю до синтезу ПАР за умов росту на ширшому наборі ароматичних субстратів, ніж *R. erythropolis* ІМВ Ас-5017 і *N. vaccinii* ІМВ В-7405 (див. табл.). Найвищі значення умовної концентрації ПАР (2,8–3,6) та індексу емульгування (до 75%) досягалися у процесі культивування штаму ІМВ В-7405 на середовищі з 0,5% фенолу та бензойної кислоти.

Отже, у результаті проведеної роботи встановлено можливість біоконверсії токсичних ароматичних сполук у поверхнево-активні речовини штамми *R. erythropolis* ІМВ Ас-5017, *A. calcoaceticus* ІМВ В-7241 та *N. vaccinii* ІМВ В-7405, що робить привабливим використання цих штамів у природоохоронних технологіях для очищення довкілля від ксенобіотиків ароматичної природи.

Список використаних джерел

1. ZoBell C.E. Action of microorganisms on hydrocarbons / C.E. ZoBell // Bacteriol. Rev. – 1946. – Vol. 10, № 1–2. – P. 1–49.
2. ZoBell C.E. Assimilation of hydrocarbons by microorganisms / C.E. ZoBell // Adv. Enzymol. Relat. Subj. Biochem. – 1950. – Vol. 10. – P. 443–486.
3. Alexander M. Effect of chemical structure on microbial degradation of substituted benzenes / M. Alexander, B.K. Lustigman // J. Agric. Food Chem. – 1966. – Vol. 14. – P. 410–413.
4. Tyagi M. Bioaugmentation and biostimulation strategies to improve the effectiveness of bioremediation processes / M. Tyagi, M.M. de Fonseca, C.C. de Carvalho // Biodegradation. – 2011. – Vol. 22, № 2. – P. 231–241.
5. Yang-Chun Y. Recent advances in biodegradation in China: New microorganisms and pathways, biodegradation engineering, and bioenergy from pollutant biodegradation / Y. Yang-Chun, Z. Jian-Jiang // Process Biochemistry. – 2010. – Vol. 45. – P. 1937–1943.
6. Haritash A.K. Biodegradation aspects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): a review / A.K. Haritash, C.P. Kaushik // J. Hazard. Mater. – 2009. – Vol. 169, №1–3. – P. 1–15.
7. Bacterial metabolism of 4-chlorophenoxyacetate / W.C. Evans, B.S. Smith, P. Moss, H.N. Fernley // Biochem. J. – 1971. – Vol. 122, №4 – P. 509–517.
8. Formation of (1)-*cis*-2,3-dihydroxy-1-methylcyclohexa-4,6-diene from toluene by *Pseudomonas putida* / D.T. Gibson, M. Hensley, H. Yoshioka, T.J. Mabry // Biochemistry. – 1970. – Vol. 9, №7. – P. 1626–1630.
9. Coates J.D. Oxidation of polycyclic aromatic hydrocarbons under sulfate-reducing conditions / J.D. Coates, R.T. Anderson, D.R. Lovley // Appl. Environ. Microbiol. – 1996. – Vol. 62, №3. – P. 1099–1111.
10. Kastner M. Impact of inoculation protocols, salinity, and pH on the degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and survival of PAH-degrading bacteria introduced into soil / M. Kastner, M. Breuer-Jammali, B. Mahro // Appl. Environ. Microbiol. – 1998. – Vol. 64, № 1. – P. 359–362.
11. Sandrin T.R. Rhamnolipid biosurfactant reduces cadmium toxicity during naphthalene biodegradation / T.R. Sandrin, A.M. Chech, R.M. Maier // Appl. Environ. Microbiol. – 2000. – Vol. 66, № 10. – P. 4585–4588.
12. Novel application of cyclolipopeptide amphisin: feasibility study as additive to remediate polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) contaminated sediments / A. Groboillot, F. Portet-Koltalo, F. Le Derf, M.J. Feuilloley, N. Orange, C.D. Poc // Int. J. Mol. Sci. – 2011. – Vol. 12, № 3. – P. 1787–1806.
13. Influence of rhamnolipids and Triton X-100 on adsorption of phenol by *Penicillium simplicissimum* / Z. Liu, Z. Zeng, G. Zeng, J. Li, H. Zhong, X. Yuan, Y. Liu, J. Zhang, M. Chen, Y. Liu, G. Xie // Bioresour. Technol. – 2012. – Vol. 110. – P. 468–473.

Деструкция нефтяных загрязнений в присутствии поверхностно-активных веществ *Acinetobacter calcoaceticus* IMB B-7241, *Rhodococcus erythropolis* IMB Ac-5017 и *Nocardia vaccinii* IMB B-7405

Пирог Т.П., Софилканич А.П., Антонюк Н.А.

Национальный университет пищевых технологий, г. Киев, Украина

tapirog@nuft.edu.ua

На сегодняшний день нефть является основным источником энергии во всем мире, вместе с тем повышается вероятность попадания этого

ксенобиотика в окружающую среду, что сопровождается негативными последствиями [1]. Начиная с 1992 г., в мире произошло более 20 аварийных разливов нефти [<http://www.endgame.org/oilspills.htm>], что привело к значительному экономическому ущербу и нарушению экологического равновесия. Для устранения последствий таких аварий обычно используются физические и механические методы, однако они не всегда являются эффективными.

Согласно данным Управления оценки технологий (Office of Technology Assessment, США) механические методы позволяют удалить не более 10–15% нефти после широкомасштабной аварии [1]. Перспективными для ликвидации нефтяных загрязнений считаются биологические методы, включающие непосредственное внесение нефтеокисляющих микроорганизмов (биоаугментация) или использование различных веществ, стимулирующих природную (автохтонную) микробиоту (биостимуляция), например, микробных поверхностно-активных веществ (ПАВ) [2, 3]. Известно, что в присутствии тяжелых металлов эффективность деструкции нефти может снижаться, поэтому важной задачей является поиск методов очистки экосистем от таких комплексных загрязнений [4].

Ранее мы сообщали о выделении нефтеокисляющих бактерий *Acinetobacter calcoaceticus* К-4, *Rhodococcus erythropolis* ЭК-1, *Nocardia vaccinii* К-8 и использовании иммобилизованных на керамзите клеток штаммов ЭК-1 и К-8 для очистки воды от нефти (100 мг/л) [5]. В дальнейших исследованиях была установлена способность *A. calcoaceticus* К-4 (IMB В-7241), *R. erythropolis* ЭК-1 (IMB Ас-5017) и *N. vaccinii* К-8 (IMB В-7405) к синтезу поверхностно-активных веществ.

Цель работы – исследовать влияние ПАВ *A. calcoaceticus* IMB В-7241, *R. erythropolis* IMB Ас-5017 и *N. vaccinii* IMB В-7405 на эффективность деструкции нефти в почве и воде, а также комплексных с тяжелыми металлами нефтяных загрязнений.

Эксперименты показали, что в присутствии препаратов ПАВ в виде культуральной жидкости и супернатанта степень деструкции нефти в воде (2,6 г/л) через 30 сут составляла 80–94%. Максимальное разложение нефти (92–94%) наблюдалась при использовании невысоких (5%) препаратов ПАВ всех исследуемых штаммов в виде культуральной жидкости. Дальнейшие исследования показали, что общее количество микробиоты воды к концу эксперимента увеличивалось на один–два порядка. Такие результаты могут

свидетельствовать о том, что основным механизмом, обеспечивающим активную деструкцию нефти в воде в присутствии препаратов ПАВ *A. calcoaceticus* IMB B-7241, *R. erythropolis* IMB Ac-5017 и *N. vaccinii* IMB B-7405, является активация ими природной нефтеокисляющей микробиоты воды. Установлено, что при повышении концентрации нефти в воде до 6 г/л степень деструкции нефти в присутствии препаратов ПАВ всех исследуемых штаммов в виде культуральной жидкости (5%) снижалась незначительно (на 2–3%) по сравнению с показателями очистки воды, содержащей 2,6 г/л нефти.

В отличие от разложения нефти в воде, при обработке загрязненной почвы препаратами ПАВ в виде культуральной жидкости степень деструкции нефти была существенно выше (80–88%), чем при использовании для этой цели соответствующих супернатантов (55–65%).

Данные по деструкции нефти в воде, содержащей различные концентрации катионов меди, после обработки культуральной жидкостью, содержащей ПАВ, представлены в таблице 1.

Таблица 1

Деструкция нефти в воде (3,0 г/л) в присутствии катионов меди и культуральной жидкости *A. calcoaceticus* IMB B-7241, *R. erythropolis* IMB Ac-5017 и *N. vaccinii* IMB B-7405

Продуцент ПАВ	Деструкция нефти (%) при наличии Cu^{2+} (мМ)					
	0	0,01	0,05	0,1	0,5	1,0
IMB B-7241	76	98	98	95	91	88
IMB Ac-5017	77	98	92	90	89	85
IMB B-7405	75	90	90	87	85	80

Через 20 сут деградация нефти была существенно выше в вариантах, содержащих Cu^{2+} . Анализ микробиоты воды в течение эксперимента показал увеличение численности клеток во всех вариантах, однако в присутствии катионов меди и препаратов ПАВ исследуемых штаммов количество клеток было в 1,3–1,5 раза выше, чем без Cu^{2+} .

На следующем этапе исследовали возможность использования препаратов ПАВ в виде культуральной жидкости для очистки воды, содержащей нефть и катионы нескольких токсичных металлов. Установлено, что наиболее низкая эффективность деструкции нефти (60–65%) наблюдалась в присутствии в загрязненной нефтью воде смеси катионов кадмия и свинца.

Отметим, что при наличии катионов меди в смеси металлов степень разложения нефти в воде повышалась.

Анализ микробиоты воды показал, в присутствии катионов меди и ПАВ общее количество клеток было более, чем в три раза выше, чем без Cu^{2+}

Аналогичные результаты получены по влиянию катионов меди и культуральной жидкости исследуемых штаммов на разложение комплексных с тяжелыми металлами нефтяных загрязнений в почве (21,4 г/кг). Показано, что в присутствии невысоких концентраций Cu^{2+} (0,01–0,05 мМ) степень деструкции нефти в почве через 20 сут была на 15–25% выше, чем без катионов меди.

Мы предполагаем, что одним из механизмов, обуславливающих увеличение деструкции нефти в присутствии невысоких концентраций катионов меди, может быть стимуляция Cu^{2+} активности алкангидроксилаз (первых ферментов катаболизма углеводов) как штаммов-продуцентов ПАВ, так и природной нефтеокисляющей микробиоты. Такое предположение базируется на данных литературы о том, что активаторами монооксигеназ являются катионы меди [6].

Таким образом, в результате проведенной работы показана высокая эффективность применения невысоких концентраций препаратов ПАВ *A. calcoaceticus* IMB B-7241, *R. erythropolis* IMB Ac-5017 и *N. vaccinii* IMB B-7405 в виде культуральной жидкости для очистки воды и почвы от нефти, в том числе и в присутствии катионов токсичных металлов.

Список использованных источников

1. Zaki M.S., Fawzi O.M., Abd EL-Zaher M.F. Bioremediation of contaminants // Life Sci. J. – 2013. – 10, N 1. – P. 3329–3332.
2. Tyagi M., da Fonseca M.M., Carvalho C.C. Bioaugmentation and biostimulation strategies to improve the effectiveness of bioremediation processes // Biodegradation. – 2011. – 22, N 2. – P. 231–241.
3. Jawniczak J., Marecik R., Chrzanowski J. Contributions of biosurfactants to natural or induced bioremediation // Appl. Microbiol. Biotechnol. – 2013. – 97, N 6. – P. 2327–2339.
4. Olaniran A.O., Balgobind A., Pillay B. Bioavailability of heavy metals in soil: impact on microbial biodegradation of organic compounds and possible improvement strategies // Int. J. Mol. Sci. – 2013. – 14, N 5. – P. 10197–10228.
5. Пирог Т.П., Шевчук Т.А., Волошина И.Н., Гречирчак Н.Н. Использование иммобилизованных на керамзите клеток нефтеокисляющих микроорганизмов для очистки воды от нефти // Прикл. биохимия и микробиология. – 2005. – 41, N 1. – С. 58–63.
6. Torres Pazmino D.E., Winkler M., Glieder A., Fraaije M.W. Monooxygenases as biocatalysts: classification, mechanistic aspects and biotechnological applications // J. Biotechnol. – 2010. – 146, N 1–2. – P. 9–24.

**Сорбційне вилучення урану (VI) з водних середовищ шаруватим
подвійним гідроксидом цинку та алюмінію, інтеркальованим
гексаціаноферат(II)-іоном**

Пузирна Л.М., Яцик Б.П.

Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України
puzyrna@ukr.net

Одним з найбільш небезпечних радіоактивних елементів є уран через його токсичність, обумовлену хімічним та радіаційним факторами, а також для нього характерна висока комплексоутворююча здатність, і, як наслідок, інтенсивна міграція в довкіллі. В поверхневих водах U(VI) знаходиться переважно в вигляді аніонних форм за рахунок утворення розчинних ди- та трикарбонатуранільних комплексів, фульватних сполук та ін. Тому пошук нових дешевих та селективних сорбційних матеріалів, що дозволяють за рахунок високих ємкісних та кінетичних характеристик здійснювати вилучення U(VI), особливо його аніонних форм, є надзвичайно актуальним завданням екологічної безпеки.

Достатньо ефективними в процесах сорбційного очищення води від токсичних компонентів є шаруваті подвійні гідроксиди (ШПГ) або аніонні глини, побудовані з позитивно заряджених бруситоподібних шарів (позитивний заряд зумовлений ізоморфним заміщенням двохвалентних металів (Mg(II), Ni(II), Zn(II), Cu(II), Mn(II) та ін.) на трьохвалентні (Al(III), Fe(III), Cr(III) та ін.)), зв'язаних між собою обмінними аніонами [1]. Перевагою ШПГ в порівнянні з іншими шаруватими сорбентами є лабільність аніонів у міжшаровому просторі без руйнування структури матеріалу.

Мета даної роботи – визначення ефективності сорбенту на основі синтетичного ШПГ цинку та алюмінію, інтеркальованого гексаціаноферат(II)-іоном (Zn/Al-FeCN), щодо сорбційного очищення водних середовищ від U(VI).

Для досліджень використовували зразки сорбенту Zn/Al-FeCN, отримані шляхом осадження з розчинів стехіометричних сумішей $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$ та $\text{Al}(\text{NO}_3)_3$ у присутності $\text{K}_4\text{Fe}(\text{CN})_6$ при pH $9 \div 10$ згідно [2]. Водні розчини U(VI) готували розчиненням наважки $\text{UO}_2\text{SO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ «х.ч.». Сорбційні експерименти проводили в статичних умовах при безперервному струшуванні протягом 3 год, об'єм водної фази – 50 см^3 , наважки сорбентів – $0,1 \text{ г/дм}^3$, фракція сорбенту – $\leq 0,25 \text{ мм}$, вихідна концентрація U(VI) у модельних розчинах – $1 \cdot 10^{-4} \text{ моль/дм}^3$. Після встановлення адсорбційної рівноваги водну фазу відокремлювали центрифугуванням (5000 об/хв), та за допомогою спектрофотометричного

методу у видимій області спектру ($\lambda=656$ нм) з використанням арсеназо III (азобарвником на основі хромотропної та *o*-амінофеніларсонової кислот) у сильноокислому середовищі (5-12 М HNO_3), де відсутній вплив заважаючих компонентів, визначали рівноважну концентрацію U(VI). Іонну силу розчинів (I) встановлювали за допомогою фонового розчину NaClO_4 .

Сорбційні властивості досліджуваного сорбенту оцінювали величиною сорбції (a_s), мкмоль/г, яку розраховували наступним чином: $a_s = (C_0 - C_p)V/m$, де C_0 , C_p – вихідна та рівноважна концентрації U(VI) у водному розчині, мкмоль/дм³; V – об'єм водної фази, см³; m – наважка сорбенту, г.

Проведено дослідження впливу рН розчину на величини сорбції U(VI) на зразках досліджуваного сорбенту з використанням модельного водного середовища з $I=0,01$ М. Встановлено, що в інтервалі рН вихідного розчину 3,0÷9,0 (рН розчину після сорбції 6,0÷7,3) досягаються максимальні значення величин сорбції U(VI), що становлять 47÷42 мкмоль/г. Це свідчить про високу ефективність вказаних сорбційних матеріалів для вилучення не тільки катіонних, але й аніонних форм U(VI), зокрема, карбонатних, що утворюються при більш високих значеннях рН при контакті розчину з повітрям. Висока ефективність сорбції зумовлена, ймовірно, як переважаючою роллю зв'язування U(VI) з гексаціаноферат(II)-іоном, так і механізмом аніонного обміну $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}$ -аніонів з аніонними формами уранілу $[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2]^{2-}$, $[(\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3)]^{4-}$ в міжшаровому просторі Zn/Al-FeCN при більш високих значеннях рН.

Варто зазначити, що вказані аніонні форми U(VI), адсорбуючись на зовнішній спочатку позитивно зарядженій поверхні бруситоподібних шарів ШПГ, надають їй негативний заряд. Можливий також частковий обмін $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}$ -аніонів в міжшаровому просторі сорбенту на OH^- -аніони з водного розчину. Вказані фактори спричиняють, ймовірно, незначне зниження сорбційної здатності Zn/Al-FeCN до 42 мкмоль/г.

Зсув значень рН розчину після сорбції в слабкоокислій та лужній областях рН свідчить про буферні властивості сорбенту, зумовлені наявністю в його структурі амфотерних елементів – цинку та алюмінію.

Враховуючи високу схильність U(VI) до комплексоутворення та знаходження його в природних та стічних водах переважно в аніонних формах, було досліджено вплив концентрації таких основних макрокомпонентів вод, як катіонів натрію, калію та кальцію, а також гідрокарбонат- та сульфат-аніонів на вилучення U(VI) гексаціанофератною формою ШПГ.

Встановлено, що іони Na^+ , K^+ , Ca^{2+} та SO_4^{2-} в широкому діапазоні їх концентрацій (25÷200 мг/дм³) не зменшують сорбційну здатність Zn/Al-FeCN

щодо U(VI). При концентраціях до 3 мг-екв/дм³ гідрокарбонат-іони практично не впливають на вилучення U(VI). Тільки при збільшенні концентрації HCO₃⁻-іонів до 5÷15 мг-екв/дм³ в водному середовищі відбувається поступове зниження величин сорбції U(VI), що пов'язано з утворенням аніонних ди- та трикарбонатуранильних комплексів U(VI).

Таким чином, в роботі показано можливість ефективного застосування дослідженого сорбенту на основі ШПГ цинку та алюмінію, інтеркальованого гексаціанофератом(II)-іоном, для вилучення сполук U(VI) у широкому діапазоні рН з водних середовищ.

Список використаних джерел

1. Cavani F. Hydrotalcite-type anionic clays: preparation, properties, and applications / F. Cavani, F. Trifiro, A. Vaccari // Catal. Today. – 1991. – N 11. – P. 173–301.
2. Béres A. Layered double hydroxides and their pillared derivatives – materials for solid base catalysis; synthesis and characterization / A. Béres, I. Pálkó, I. Kiricsi et al. // Appl. Catalysis A: General. – 1999. – 182, N 2. – P. 237–247.

Радіоактивне забруднення недеревної сировини (на прикладі березового соку) лісів Житомирської області

Слюсар Н.С., Турубара О.В.

Національний педагогічний університет імені М.П.Драгоманова

Заготівля березового соку до аварії на Чорнобильській АЕС була прибутковим та поширеним видом побічного користування лісом [2]. У після аварійний період внаслідок радіоактивного забруднення частини лісових площ та певних економічних причин заготівля березового соку в Поліссі України різко зменшилася. Проте, більшість дослідників відмічають, що в цілому концентрація ¹³⁷Cs у березовому соку є досить низькою. Було встановлено, що при однаковій величині щільності забруднення ґрунту радіонуклідом, концентрація ¹³⁷Cs значно вище на більш зволжених ґрунтах.

Процес весняного соковиділення у берези має чіткий сезонний характер, який визначається багатьма факторами, зокрема метеорологічними умовами та типом едотопу. Тривалість періоду підсочки берези в середньому дорівнює 16-20 днів. При повторній підсоцці берези через 14 днів концентрація ¹³⁷Cs у березовому соці значно зростала – на 28-50%.

Вивчення багаторічної динаміки концентрації ¹³⁷Cs у березовому соку продемонструвало, що за останні 7 років спостережень середні значення коефіцієнту переходу ¹³⁷Cs у системі “ґрунт-березовий сік” істотно не

змінилися, що вказує на стабілізацію надходження ^{137}Cs до даного продукту. Дослідниками встановлено, що між щільністю радіоактивного забруднення ґрунту та концентрацією ^{137}Cs у березовому соку існує досить тісний кореляційний зв'язок. Тому були створені для практичного використання відповідні довідниково-нормативні таблиці для умов радіоактивного забруднення [2]. Заготівля березового соку може дозволятися при щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs до 370 кБк/м² (10Ки/км²). Одночасно було заборонено заготовляти березовий сік у дощову погоду – для запобігання зростання вмісту радіонуклідів із-за змиву їх з кори берези.

Регіон наших досліджень характеризується наявністю у лісовому фонді держлісгоспів великої кількості березових насаджень, на значній площі яких можна проводити підсочку берези [1]. Вміст ^{137}Cs в березовому соку вивчалася шляхом аналізу виробничих зразків держлісгоспів регіону досліджень. Вони відбирались на ділянках, на яких велась або планувалась підсочка берези з щільністю радіоактивного забруднення ґрунту до 10,0 Ки/км². Так, середнє значення питомої активності ^{137}Cs в найбільш забрудненому радіонуклідами Овруцько-Народицькому спецдержлісгоспі у 2014 році склало 48 Бк/кг при мінімальному та максимальному значеннях 23 і 57 Бк/кг. Цей лісгосп має значні площі та рівні радіоактивного забруднення лісів. В ньому відсутні лісові насадження з щільністю радіоактивного забруднення ґрунту менше 37 кБк/м², а переважають з рівнями 185-1369 кБк/м².

Зменшення вмісту ^{137}Cs у березовому соку пов'язане з зменшенням рівнів радіоактивного забруднення ґрунту, а також з збільшенням віддалі від джерела аварійних викидів у західному та південному напрямках. Так, середня питома активність ^{137}Cs в соку у розташованому у північно-західній частині Житомирської області Олевському держлісгоспі у 2,1 рази менша, ніж у Овруцько-Народицькому, що розташований у північно-східній частині області.

Отже, заготівля березового соку можлива в Луганському, Олевському та Ємільчинському держлісгоспах Житомирської області.

Список використаних джерел

1. Короткий довідник по лісовому фонду України (за матеріалами чергового Державного обліку лісів України станом на 01.01.96). – Київ: Держкомлісгосп, 1998. – 103 с.
2. Краснов В.П. Рекомендации по ведению лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения / Краснов В.П., Орлов А.А., Иркиенко С.П. – Киев: Аграрна наука, 1995. – 62 с.
3. Лесопользование и лесовосстановление в Полесье Украины / [Бузун В.А., Краснов В.П., Приступа Г.К., Турчак Ф.Н.]. – М.: ВНИИПИЭИлеспром. 1989. – 56 с.

**Перспективи використання поверхнево-активних речовин *Nocardia vaccinii*
ІМВ В-7405 для контролю чисельності фітопатогенних бактерій
Тимошук К.В.**

Національний університет харчових технологій
katia.panasyuk@mail.ru

Бактерії є збудниками хвороб рослин (фітобактеріозів), які щорічно призводять до значних втрат врожаю. Останнім часом спостерігається посилення резистентності багатьох патогенних мікроорганізмів до існуючих біоцидів, що зумовило пошук альтернативних препаратів, якими можуть бути поверхнево-активних речовин (ПАР) мікробного походження [1].

Продукт ПАР *Nocardia vaccinii* ІМВ В-7405 вирощували на рідкому поживному середовищі, що містило як джерело вуглецю та енергії гліцерин (1,5%), рафіновану соняшникову, а також відпрацьовану після смаження картоплі та м'яса олію у концентрації 2%.

У роботі використовували фітопатогенні бактерії: *Pectobacterium carotovorum* УКМ В-1095, *Pseudomonas syringae* pv. *atropaciens* УКМ В-1015, *P. syringae* pv. *coronafaciens* – УКМ В-1154, *Xanthomonas campestris* pv. *campestris* УКМ В-1049, *Pseudomonas corrugate* 9070, *Xanthomonas vesicatoria* 7790.

Встановлено, що препаратам ПАР *N. vaccinii* ІМВ В-7405 притаманні антимікробні властивості щодо досліджуваних фітопатогенних бактерій. Показано, що антимікробні властивості ПАР залежали від природи джерела вуглецю в середовищі культивування продуцента, тривалості процесу та ступеня очищення ПАР (супернатант культуральної рідини, розчин ПАР). Найвищу антимікробну дію проявляли розчини ПАР, синтезованих на відпрацьованій після смаження картоплі олії (зниження виживання фітопатогенних бактерій на 50-95%), а також утворених упродовж 7 діб культивування штаму ІМВ В-7405 на всіх досліджуваних субстратах.

Показано, що усі досліджувані розчини ПАР виявилися ефективнішими антимікробними агентами, ніж відповідні супернатанти. Так, після обробки розчинами ПАР виживання тест-культур фітопатогенних бактерій родів *Pseudomonas*, *Xanthomonas* та *Pectobacterium* було на 15–20% нижчим ніж за дії супернатанту.

Критерієм ефективності того чи іншого препарату з антимікробними властивостями є мінімальна інгібуюча концентрація (МІК) – найменша концентрація препарату, що викликає повне придушення помітного неозброєним оком зростання тест-культури [2]. МІК є незалежним показником, за допомогою якого можна одночасно порівняти між собою ефективність

багатьох антимікробних агентів. У порівнянні з іншими методами аналізу активності відповідних препаратів, визначення МІК має ряд переваг: простота і швидкість аналізу, можливість одночасного визначення для декількох тест-культур, дослідження ефективності різних концентрацій препарату, можливість порівняння ефективності різних препаратів або препаратів різного ступеня очищення [2]. Встановлено, що найбільш ефективним антимікробним агентом є ПАР, синтезований при культивуванні штаму ІМВ В-7405 в середовищі з відпрацьованим після смаження картоплі соняшниковою олією протягом 7 діб: мінімальна інгібуюча концентрація по відношенню до досліджуваних фітопатогенних бактерій становила 7-20 мкг/мл.

Таким чином, отримані результати показують перспективність використання мікробних ПАР *N. vaccinii* ІМВ В-7405 для розробки екологічно безпечних препаратів для контролю чисельності фітопатогенних бактерій.

Список використаних джерел

1. Sachdev D.P., Cameotra S.S. Biosurfactants in agriculture // Appl. Microbiol. Biotechnol.– 2012. – Vol. 97, № 3. – P. 1005–1116.
2. Andrews J.M. Determination of minimum inhibitory concentrations. J. Antimicrob. Chemother. – 2001. – Vol. 48, № 1. – P. 5–16.

Екологічна безпека під час транспортування небезпечних відходів

Турчик П.М., Петрук В.Г., Бабенко І.В., Сторожа І.В.

Вінницький національний технічний університет

tpm1983@ukr.net

Вступ. Рух небезпечних відходів (НВ) починається і завершується в багатьох пунктах мережі відвантажень у світі, тому транспортування НВ являє загрозу для життя, здоров'я, майна, і навколишнього середовища внаслідок можливості ненавмисного витоку небезпечних компонентів відходів. У той час, як транспортування небезпечних відходів є необхідним процесом, вчені усе більш стурбовані ризиками, пов'язаними із цими переміщеннями і катастрофічними наслідками можливих надзвичайних ситуацій.

1. Постановка проблеми. Джуринський отрутомогильник, який побудований в 1978 році, розташований в Шаргородському районі Вінницької області. На його території захоронено 1023,7 т. невизначених та непридатних до використання пестицидів, завезених із сусідніх областей (Житомирської, Івано-Франківської, Закарпаської, Львівської, Рівненської, Тернопільської та Хмельницької).

Роботи по перезатаренню небезпечних відходів із Джуринського отруто могиляника було розпочато 31.07.2012 р. Тверді відходи із секцій бункерів затарено в подвійні поліетиленові мішки, рідкі – в пластмасові бочки. За даними оперативного обліку станом на 22.08.12 затарено 23316 мішків, загальною вагою 929 тонн, 1830 бочок, загальною вагою 102,5 тонн. Загальна вага затарених відходів складає 1031,5 тонн. Згідно із наявною інформацією (в тому числі матеріали інвентаризації), в могилянику захоронено 1023,7 тонн непридатних хімічних засобів захисту рослин (ХЗЗР) [1].

2. Оцінювання ризику транспортування небезпечних відходів. Ризик характеризується двома аспектами: ймовірність виникнення події та наслідками цієї події. У контексті транспортування НВ небажані події – це надзвичайні ситуації, які можуть призвести до викиду (витоку) небезпечних компонентів відходів (НКВ). Оскільки дослідження, зазвичай, зосереджуються на викидах (витоках), які відбуваються на дорозі чи, рідше, вздовж залізниць, вони оцінюють ризик із врахуванням різних чинників, таких як густота населення, тип управління, матеріал, який буде перевозитись. Кількісний аналіз ризику передбачає наступні ключові кроки: 1) ідентифікація небезпеки і рецептора небезпеки; 2) частотний аналіз подій; 3) моделювання наслідків. Крім того, дослідження ризиків на різних типах рецепторів важливе для того, щоб охопити різні характеристики при оцінюванні ризику.

Ризик транспортування небезпечних відходів, як правило, обчислюються за допомогою оціночної функції шляху. Розглянемо шлях r , що складається із послідовного набору ділянок $\{1, 2, \dots, n\}$, і, припустимо, що в кожній ділянці є дві важливі та відомі ознаки: P_i – ймовірність виникнення аварійної ситуації на ділянці i , та C_i – величина, що характеризує наслідки на ділянці i . Наслідки можна визначити кількісно, наприклад, числом людей, що живуть в межах 1 км від місця виникнення НС. Відтак, найпоширеніша оціночна функція шляху носить назву “традиційна модель ризику” [2]:

$$TR(r) = \sum_{i=1}^n p_i C_i. \quad (1)$$

Висновки. Отже, на даний час в літературі, в якій аналізується питання оцінки ризику ТНВ, наявна значна неоднорідність підходів до визначення ризику, що пояснюється специфічністю проблеми та складністю врахування всіх впливових факторів. Оцінка ризику для соціоекосистем під час ТНВ є досить складною задачею через обмеженість отримання точних даних

(метеоумови, кількість населення) на різних ділянках маршруту перевезення, а тому потребує подальших досліджень.

Список використаних джерел

1. Офіційний портал Державної екологічної інспекції у Вінницькій області. – Режим доступу: <http://vindei.gov.ua>.
2. Турчик П. М. Моделі кількісної оцінки ризиків перевезення небезпечних відходів / П. М. Турчик, В. Г. Петрук, Л. В. Гикавчук. – Вісник Вінницького політехнічного інституту. – 2014. – № 6. – С. 46-51.

Фероціанідний сорбент на основі шаруватого подвійного гідроксиду Zn і Al для вилучення ^{137}Cs із водних середовищ

Федорова В.М., Кобець С.О.

Інститут колоїдної хімії і хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, м. Київ

Серед великої кількості радіонуклідів техногенного походження ^{137}Cs є одним із основних дозоутворюючих компонентів водних середовищ, для якого характерна висока міграційна здатність – знаходиться переважно у вигляді водорозчинних катіонних форм. У зв'язку з цим важливою і актуальною проблемою постає пошук ефективних сорбентів для дезактивації значних об'ємів водних розчинів, що містять довгоживучі радіонукліди, у т.ч. і ^{137}Cs .

У якості сорбційних матеріалів досить перспективними є шаруваті подвійні гідроксиди (ШПГ) – синтетичні аналоги гідроталькіта, узагальнену формулу яких можна представити у вигляді: $[(\text{Me}^{2+})_{1-x} (\text{Me}^{3+})_x (\text{OH})_2]^{x+} [(\text{A}^{n-})_{x/n} \cdot m\text{H}_2\text{O}]$, де Me^{2+} і Me^{3+} – катіони, A^{n-} – практично будь-який аніон або аніонний комплекс, n – валентність аніону, x – стехіометричний коефіцієнт, значення якого знаходяться в діапазоні: $0 < x < 1$ [1].

Метою даної роботи є оцінка можливості використання інтеркальованого гексаціаноферат(II)-іонами цинк-алюмінієвого ШПГ для сорбційного вилучення радіонуклідів цезію з водних середовищ.

Експериментальна частина. Сорбцію ^{137}Cs досліджували на синтетичних зразках цинк-алюмінієвих ШПГ фероціанідної форми (Zn/Al-FeCN) і для порівняння – карбонатної (Zn/Al- CO_3). У роботі використовували розчини стабільного та радіоактивного цезію (вихідна активність ^{137}Cs складала $5 \cdot 10^3$ Бк/дм³). Величину сорбції цезію (a_s , Бк/г або мг/г), коефіцієнт розподілу (K_d , см³/г) і ступінь його очистки (CO , %) розраховували за формулами:

$$a_s = (C_0 - C_p) \frac{V}{m}, \quad K_d = \left(\frac{C_0 - C_p}{C_p} \right) \cdot \frac{V}{m}, \quad CO = \frac{(C_0 - C_p)}{C_0} \cdot 100,$$

де C_0 , C_p – вихідні і рівноважні концентрації цезію, Бк/дм³ або мг/дм³; V – об'єм водної фази (при розрахунку a_s і K_d відповідно в дм³ або см³); m – наважка сорбенту, г.

Результати та їх обговорення. Досліджено вплив величини рН водного розчину на сорбцію ¹³⁷Cs зразками Zn/Al-FeCN і Zn/Al-CO₃ (рис. 1). Для Zn/Al-FeCN в кислому середовищі вилучення ¹³⁷Cs інгібуються конкуруючим впливом іонів H⁺; максимальні коефіцієнти розподілу зазначеного радіонукліда досягаються в області рН₀ = 9–11, що відповідає рН_{рівн.} = 7,4–8,1. Встановлено, що ¹³⁷Cs слабо сорбується на Zn/Al-CO₃: K_d цезію мають значення на порядок нижчі, ніж на ШПГ, інтеркальованому гексаціаноферат(II)-іонами.

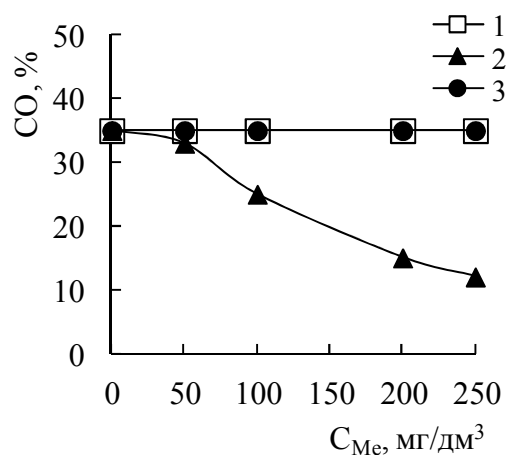
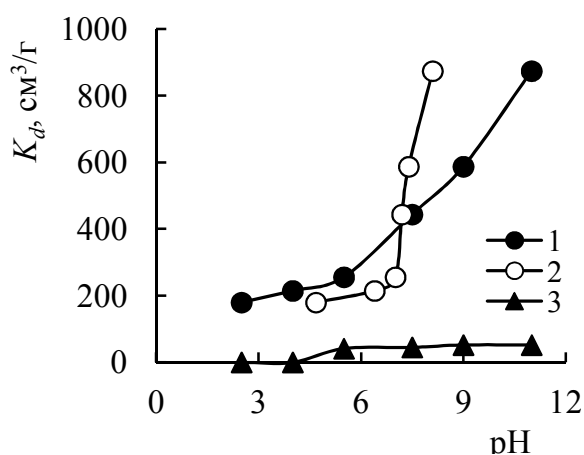


Рис. 1. Вплив рН на сорбцію ¹³⁷Cs на Zn/Al-FeCN (1, 2), Zn/Al-CO₃ (3).
 Рис. 2. Вплив концентрації Na⁺ (1), K⁺ (2), Ca²⁺ (3) на сорбцію Cs⁺ на Zn/Al-FeCN. C_0 (Cs⁺) = 50 мг/дм³, рН₀ = 6.

$V_{p-ну} = 50$ см³, $m_{сорб} = 0,100$ г, $t_{сорб} = 1$ год.

Для оцінки селективності Zn/Al-FeCN щодо Cs⁺ досліджено вплив катіонів Na⁺, K⁺ і Ca²⁺ на сорбційне вилучення Cs⁺ з водних розчинів (рис. 2). Показано, що катіони Na⁺ і Ca²⁺ не впливають на сорбцію Cs⁺ у широкому діапазоні концентрацій (до 250 мг/дм³). При концентрації катіонів K⁺ > 50 мг/дм³ простежується їхній конкурентний вплив на вилучення цезію. Встановлено, що концентрації Na⁺, Ca²⁺ і K⁺ у досліджуваному розчині до і після сорбції залишаються незмінними, тому утворення змішаних гексаціанофератів зазначених іонів металів та іонів цезію у міжшаровому просторі ШПГ не відбувається.

Також досліджено вплив тривалості сорбції ¹³⁷Cs на зразку Zn/Al-FeCN на коефіцієнти розподілу зазначеного радіонукліда (табл. 1). Зі збільшенням часу сорбції значення K_d зростають і при 144 год. (6 діб) становлять > 20000 см³/г. Це свідчить про вузький інтервал ефективних розмірів пор сорбенту щодо іонів

цезію. Слід зазначити, що для досягнення рівноваги потрібна тривала сорбція (протягом декількох діб), яка лімітується внутрішньою дифузією, зумовленою фізичними властивостями ШПГ (розмірами міжшарового простору) і відстанню до інтеркальованого гексаціаноферат(II)-іона, а також витісненням іонами цезію молекул води, які заповнюють фероціанідні канали.

Таблиця 1

Вплив тривалості сорбції на коефіцієнти розподілу ^{137}Cs на сорбенті Zn/Al-FeCN. $\text{pH}_0 = 6$, $A_{\text{Cs-137}} = 5 \cdot 10^3$ Бк/дм³, $V_{\text{р-ну}} = 50$ см³, $m_{\text{сорб}} = 0,100$ г.

$t_{\text{сорб}}, \text{ГОД.}$	$\text{pH}_{\text{рівн}}$	$K_d, \text{см}^3/\text{г}$	$t_{\text{сорб}}, \text{ГОД.}$	$\text{pH}_{\text{рівн}}$	$K_d, \text{см}^3/\text{г}$
1	7,2	300	15	6,9	2500
2	7,2	600	24	6,8	3300
3	7,1	850	48	6,8	6500
4	7,0	1300	72	6,8	10000
5	7,0	1500	144	6,8	20000

Для оцінки ефективності вилучення ^{137}Cs із водних розчинів сорбентом на основі ШПГ, інтеркальованого гексаціаноферат(II)-іонами, досліджено вплив дози сорбенту. Отримані результати свідчать, що при кількості Zn/Al-FeCN >2 г/дм³ і тривалості сорбції 72 год. ступінь очистки води від ^{137}Cs досягає 99,8%.

Висновки. Zn/Al-ШПГ, інтеркальований гексаціаноферат(II)-іонами, є перспективним високоселективним сорбентом для дезактивації водних середовищ від радіонуклідів цезію.

Список використаних джерел

1. Auerbach S.M. Handbook of Layered Materials / S.M. Auerbach, K.A. Carrado, P.K. Dutta. – New York: CRC Press, 2004. – 646 p.

Забруднення продуктів харчування радіонуклідами ХАЕС

Шага К.О., Вовк В.С., Войтко Д.С., Васильківський І.В.

Вінницький національний технічний університет

katja.shaga@gmail.com

Ступінь радіоактивного забруднення агропромислової продукції і величина дозових навантажень на сільськогосподарські рослини, тварини і в кінцевому підсумку на людину по харчовому ланцюжку визначається: загальною кількістю радіонуклідів, що викидаються в навколишнє середовище; характером розсіювання цих радіонуклідів; фізико-хімічними властивостями радіонуклідів; властивостями забрудненого ґрунтового і рослинного покриву.

Основний внесок у загальну кількість газо-аерозольних викидів енергоблоків ХАЕС вносять інертні радіоактивні гази, які безпосередньо не беруть участі в міграції по ланках агроєкосистем, а відповідно і у формуванні дози по харчових ланцюгах. Очікуваний внесок у сумарну потужність викиду радіоізотопів йоду, інших продуктів поділу та активованих продуктів корозії дуже малий, причому багато з них мають періоди напіврозпаду в кілька годин. При розгляді міграції радіонуклідів у компонентах агроєкосистем, слід приділяти основну увагу радіоізотопам біогенних хімічних елементів і радіонуклідів, для яких стабільні носії-аналоги є біогенними елементами. При цьому, для оцінки наслідків впливу, поряд з даними про ґрунтово-кліматичні умови території, особливості ведення сільськогосподарського виробництва і т.д. в якості одного з основних критеріїв повинні бути використані оцінки ймовірних значень щільності забруднення території радіонуклідами.

Значна частина радіонуклідів, що надходять в атмосферу, утворюють аерозолі і під впливом гравітаційних сил, а також під впливом дощу, туманів, снігу випадають на поверхню землі. Осідання радіонуклідів на рослинність відбувається і в дні без опадів, іноді частка сухого осадження досить висока (визначається станом атмосфери). Випадання радіоактивних аерозолів на поверхню рослин призводить до накопичення їх в надземних частинах рослини. Затримування радіоактивних аерозолів та їх подальше трансформування залежать: від щільності фітомаси на одиницю площі, виду рослин, розмірів частинок аерозолу, що осідає, відносної вологості до і після випадіння та ін. Безпосередньо після осадження починається і процес видалення радіоактивних часток з поверхні рослин. В середньому для різних культур до 70-90% втрат радіонуклідів відбувається протягом перших 7-10 діб. Середній період напіввтрат лучно-пасовищною рослинністю дещо більший і може коливатися від 7 до 17 діб. Інтенсивність випадінь радіонуклідів при очікуваній потужності викидів дуже низька (наприклад, рівноважна інтенсивність випадань для ^{137}Cs має порядок 10^{-10} Бк/(м²·с)) і відповідно аеральне забруднення рослинності буде дуже мале. При безперервних випаданнях постійно йде забруднення ґрунтової поверхні радіоактивними речовинами з атмосфери. Частина радіонуклідів безпосередньо потрапляє на ґрунтовий покрив, а частина затримується рослинністю. Процес очищення рослинності є дуже динамічним, і протягом декількох тижнів після радіоактивних випадінь радіонукліди практично повністю потрапляють на ґрунтовий покрив і включаються у подальші процеси міграції по ланках біоценозу. Ці процеси включають в себе: вертикальну і горизонтальну міграцію радіонуклідів, перехід їх у рослини. До рушійних сил,

що викликають міграцію радіонуклідів у ґрунтах, відносяться: фільтрація атмосферних опадів вглиб ґрунту, капілярний підтік води до поверхні в результаті випаровування під дією градієнта температури, рух води по поверхні ґрунту, перенесення радіонуклідів на мігруючих колоїдних частинках, перенесення кореневими системами рослин, процеси сорбції та десорбції речовиною ґрунту. Інтенсивність процесу міграції залежить від фізико-хімічних властивостей радіонуклідів і ґрунтових умов. Якщо радіонукліди потрапляють у водоносні горизонти, то подальша їх горизонтальна міграція відбувається дуже повільно з причини низьких швидкостей пересування ґрунтових вод.

Ґрунт має значну ємність поглинання радіонуклідів і обмежує просторовий перерозподіл і кореневе надходження в рослини. Коренева система рослин виступає в ролі селективного бар'єру, який виключає попадання в надземну фітомасу біологічно інертних радіоактивних елементів. З одного боку сорбція радіонуклідів ґрунтом обмежує їх надходження в рослини, а з іншого – утримує в шарі землі, де вони довгий час є джерелом надходження в рослини. Інтенсивність переходу радіонуклідів у рослини залежить від багатьох факторів, основні з яких – агрохімічні властивості ґрунтів, фізико-хімічні властивості радіонуклідів та біологічні особливості рослин.

Існує кілька шляхів надходження радіонуклідів в раціон харчування людини. Один з них – це ланцюжок «орні угіддя – рослини – продукція рослинництва». Інтенсивність міграції радіонуклідів по цьому ланцюжку в першу чергу визначається типом ґрунтів під орними угіддями, культурою, фізико-хімічними властивостями радіонукліда і щільністю забруднення поверхні ґрунту. Найбільш високі рівні забруднення рослинності спостерігаються на дерново-підзолистих ґрунтах, особливо легкого гранулометричного складу, менші – на сірих лісових ґрунтах і сероземах, найнижчі на чорноземах. Інший шлях надходження радіонуклідів в раціон людини пов'язаний з ланцюжком корми – тварини – продукція тваринництва – людина. Радіонукліди можуть надходити в організм тварин через органи дихання, шлунково-кишковий тракт (ШКТ) і поверхню шкіри. Якщо в період радіоактивних випадів велика рогата худоба знаходиться на пасовищі, то надходження радіонуклідів у відносних одиницях може скласти: через ШКТ 1000, органи дихання 1 і шкіру 0,0001 [1]. Також, є ще один, дуже важливий шлях надходження радіоцезію в організм людини, який пов'язаний з особливостями регіону розташування ХАЕС. Це гриби, ягоди та м'ясо диких тварин. Шляхи надходження радіонуклідів в раціон людини, які пов'язані з водокористуванням ХАЕС не мають великого значення, оскільки: вода з

відкритих водойм не використовується для пиття; промислове виробництво риби відсутнє; зрошення в сільському господарстві не використовується.

Отже, з точки зору міграційної рухливості, найбільш критичним ланками агробіоценозу для досліджуваного регіону є ланцюжок корми – тварини – молоко.

В процесі експлуатації всіх АЕС і ХАЕС зокрема, обов'язково передбачається виникнення різних видів аварійних ситуацій, спричинених відмовами системи безпеки, помилками персоналу, тощо, які супроводжуються певною кількістю додатково викинутих радіонуклідів. Критичним шляхом міграції радіонуклідів, як на ранній фазі ймовірної аварії, так і на наступних, буде ланцюжок пасовища – тварини – продукція тваринництва – людина. Аналіз забруднення сільськогосподарської продукції при максимально проектованій аварії (МПА) на енергоблоці ХАЕС представлений в таблиці 1.

Таблиця 1

Максимальне забруднення сільськогосподарської продукції аерозольними радіонуклідами (Бк/кг), внаслідок МПА, в залежності від відстані до джерела викиду (км)

Радіонуклід, Бк/кг	Відстань, км						
	2,7	4	6	10	15	20	25
Хліб¹							
I ¹³¹	7,4E+02	3,4E+02	1,6E+02	8,4E+01	5,1E+01	3,4E+01	2,5E+01
Cs ¹³⁷	6,9E+02	3,5E+02	1,9E+02	1,1E+02	7,4E+01	5,0E+01	3,6E+01
Sr ⁹⁰	5,5E+02	2,8E+02	1,5E+02	9,1E+01	6,0E+01	4,1E+01	2,9E+01
Молоко							
I ¹³¹	7,2E+03	3,3E+03	1,6E+03	8,2E+02	4,9E+02	3,3E+02	2,4E+02
Cs ¹³⁷	4,9E+02	2,5E+02	1,4E+02	8,1E+01	5,3E+01	3,6E+01	2,6E+01
Sr ⁹⁰	6,2E+01	3,1E+01	1,7E+01	1,0E+01	6,7E+00	4,5E+00	3,2E+00
М'ясо							
I ¹³¹	6,4E+03	2,9E+03	1,4E+03	7,3E+02	4,4E+02	3,0E+02	2,2E+02
Cs ¹³⁷	1,3E+03	6,7E+02	3,7E+02	2,2E+02	1,4E+02	9,6E+01	6,9E+01
Sr ⁹⁰	1,8E+01	9,0E+00	4,9E+00	2,9E+00	1,9E+00	1,3E+00	9,3E-01
Овочі							
I ¹³¹	1,2E+04	5,5E+03	2,6E+03	1,4E+03	8,2E+02	5,5E+02	4,1E+02
Cs ¹³⁷	9,6E+02	4,9E+02	2,7E+02	1,6E+02	1,0E+02	7,0E+01	5,0E+01
Sr ⁹⁰	7,7E+02	3,9E+02	2,2E+02	1,3E+02	8,3E+01	5,7E+01	4,0E+01
Фрукти (грушки, яблука)							
I ¹³¹	3,0E+02	1,4E+02	6,6E+01	3,4E+01	2,1E+01	1,4E+01	1,0E+01
Cs ¹³⁷	2,4E+01	1,2E+01	6,5E+00	3,9E+00	2,5E+00	1,7E+00	1,2E+00
Sr ⁹⁰	1,9E+01	9,6E+00	5,3E+00	3,1E+00	2,0E+00	1,4E+00	9,9E-01

¹ Період часу від збору врожаю до споживання кінцевого продукту 30 діб.

Якщо до вихідної події аварії та одиничної відмови обладнання додаються додаткові відмови обладнання, така аварія розглядається як поза проектна (приклад – аварія на ЧАЕС). Для випадку поза проектних аварій аналіз забруднення встановлюється за допомогою ймовірнісного аналізу. При цьому, за умови своєчасного проведення невідкладних природоохоронних заходів радіонуклідне забруднення сільськогосподарської продукції на територіях прилеглих до ХАЕС може бути істотно нижче наведених оцінок.

Отже, незважаючи на оптимістичний прогноз радіонуклідного забруднення продуктів харчування на територіях прилеглих до ХАЕС, потрібно зробити висновок, чи варто сьогодні нарощувати потужності ядерної енергетики.

Список використаних джерел

1. Інформаційний бюлетень «Хмельницька АЕС – розвиток заради майбутнього» до проведення громадських слухань щодо добудови Хмельницької АЕС шляхом спорудження енергоблоків №3 та №4.

МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ СТАНУ ДОВКІЛЛЯ

Математичне моделювання емісій парникових газів при коксуванні кам'яного вугілля у Польщі

Галушчак М.О.

Національний університет «Львівська політехніка»

Halushchak.m@gmail.com

Глобальна зміна клімату на нашій планеті – одна з найбільш серйозних екологічних проблем сьогодення, яка зумовлює негативні наслідки для довкілля, економіки і суспільства. Весь світ шукає способи її подолання. Для цього було створено Міжнародну групу експертів зі зміни клімату (МГЕЗК), яка розробила універсальні методики інвентаризації парникових газів на глобальному рівні. Така інвентаризація використовується для моніторингу, а не скорочення емісій. Тому для кожної країни є корисно розробляти власні методики, які б змогли оцінити емісії парникових газів [1]. Створення математичної моделі, яка описує емісії при коксуванні є актуальним завданням.

Згідно з методиками МГЕЗК [2] при коксуванні виникають леткі емісії метану і вуглекислого газу, а також мають місце емісії основних парникових газів від спалювання викопного палива. З врахуванням доступних даних, було створено математичний опис досліджуваних процесів, який можна представити у вигляді:

$$E_{\text{лет.,кокс},CH_4,i} = \frac{P_{\text{кокс},i}}{\sum_{j=1}^N P_{\text{кокс},j}} \cdot K_{\text{кокс},CH_4}, \quad (1)$$

$$E_{\text{лет.,кокс},CO_2,i} = \frac{P_{\text{кокс},i}}{\sum_{j=1}^N P_{\text{кокс},j}} \cdot K_{\text{кокс},CO_2}, \quad (2)$$

$$E_{n.,i,\text{кокс}} = \frac{A_{\Sigma i} \cdot P_{\text{кокс},i}}{\sum_{j=1}^N P_{\text{кокс},j}} (K_{i,\text{кокс},CO_2,n} + W_{CH_4} \cdot K_{i,\text{кокс},CH_4,n} + W_{N_2O} \cdot K_{i,\text{кокс},N_2O,n}) \quad (3)$$

де $E_{\text{лет.,кокс},CH_4,i}$, $E_{\text{лет.,кокс},CO_2,i}$ – леткі емісії CH_4 і CO_2 на i -му заводі при переробці кам'яного вугілля; $E_{n.,i,\text{кокс}}$ – сумарні емісії парникових газів на i -му підприємстві при переробці вугілля з використанням палива; $P_{\text{кокс},i}$ – обсяги виробництва коксу на i -му заводі; $K_{i,\text{кокс},CO_2,n}$ – коефіцієнт емісії вуглекислого

газу при використанні палива n -го типу для виробництва коксу; $K_{i, \text{кокс}, \text{CH}_4, n}$ – коефіцієнт емісії метану при використанні палива n -го типу для виробництва коксу; $K_{i, \text{кокс}, \text{NO}_2, n}$ – коефіцієнт емісії закису азоту при використанні палива n -го типу для виробництва коксу; $K_{\text{кокс}, \text{CO}_2}$, $K_{\text{кокс}, \text{CH}_4}$ – коефіцієнти емісій метану та вуглекислого газу при коксуванні; W – коефіцієнти глобального потепління.

Результати застосування математичних моделей (1)-(3) з використанням статистичних даних Польщі представлено у табл. 1.

Таблиця 1

Емісії парникових газів, які виникають при коксуванні у Польщі (2010 р.)

№ п/п	Назва підприємства	Сумарні емісії парникових газів від спалювання палива, Гг	Леткі емісії CO_2 , Гг	Леткі емісії CH_4 , Гг
1.	Koksownia Przyjaźń	615,57	346,49	1,04
2.	Koksownia Jadwiga	66,29	37,32	0,11
3.	Koksownia Dębieńsko	71,03	39,98	0,12
4.	Koksownia Radlin	177,57	99,95	0,3
5.	Koksownia Przyjaźń	177,57	99,95	0,3
6.	Koksownia Częstochowa Nowa	307,78	173,25	0,52
7.	Koksownia Makoszowy	284,11	159,92	0,48
8.	S.A. Oddział w Zdzeszowicach	994,38	559,72	1,68
9.	Huta im. Sendzimira	189,4	106,61	0,32

На основі створеного математичного опису розроблено геоінформаційну технологію, яка дає можливість будувати різноманітні тематичні карти, за допомогою яких можна візуалізувати отримані результати. Такі дані є корисним для владних структур для прийняття зважених рішень щодо скорочення емісій парникових газів.

Список використаних джерел

1. Бунь Р. А. Інформаційні технології формування кадастру емісій парникових газів Львівщини / [Бунь Р. А., Шпак Н. О., Матолич Б. М. та ін.]. – Львів : Укрпол, 2010. – 272 с.
2. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories / Eggleston H. S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K. (eds). – IPCC, IGES, Japan, 2006.

Оцінка впливу змін клімату на розвиток і активізацію ЕГП (на прикладі зсувів Івано-Франківської області)

Касіянчук Д.В.

Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу
dima_kasiyanchuk@ukr.net

Глобальні зміни клімату викликають активізацію стихійних лих, у тому числі тих, що стосуються екзогенних геологічних процесів (ЕГП). У зв'язку з цим, оцінка небезпеки цих процесів, що необхідна для перспективного планування та сталого розвитку земель, стає дуже актуальною.

Важливість такого дослідження пов'язане, перш за все, необхідністю вивчення взаємозв'язку між такими кліматоутворюючими факторами як глобальна зміна температури, кількості опадів, активності Сонця тощо. Основною метою дослідження є аналіз, обґрунтування та виявлення тісних зв'язків між кліматоутворюючими факторами та основними факторами розвитку зсувів.

Для цього необхідно: по-перше, провести аналіз існуючих глобальних змін кліматоутворюючих факторів, по-друге, обґрунтувати наявність зв'язків між групами факторів шляхом проведення кореляційного аналізу.

Важливість досліджень впливу змін клімату на розвиток і активізацію зсувів демонструють такі заходи, як Міжнародна програма зсувів і Світові форуми зсувів (Токіо (2008р.), Рим (2011р.), Пекін (2014р.)), де розглядались не тільки теоретичні основи зсуву як процесу, а пропонувалось досліджувати його з точки зору фізики процесів, які впливають на його розвиток і активізацію з побудовою складних моделей взаємозв'язків та прогнозу.

На базі університету Салерно (Італія) у Міжнародній школі LARAM (Оцінка ризиків зсувів та їх пом'якшення) щорічно проходять навчання з вивчення зсувів, їх аналізу, моделювання. Основні планетарні дослідження з аналізу природних змін клімату відображаються Всесвітньою метеорологічною організацією.

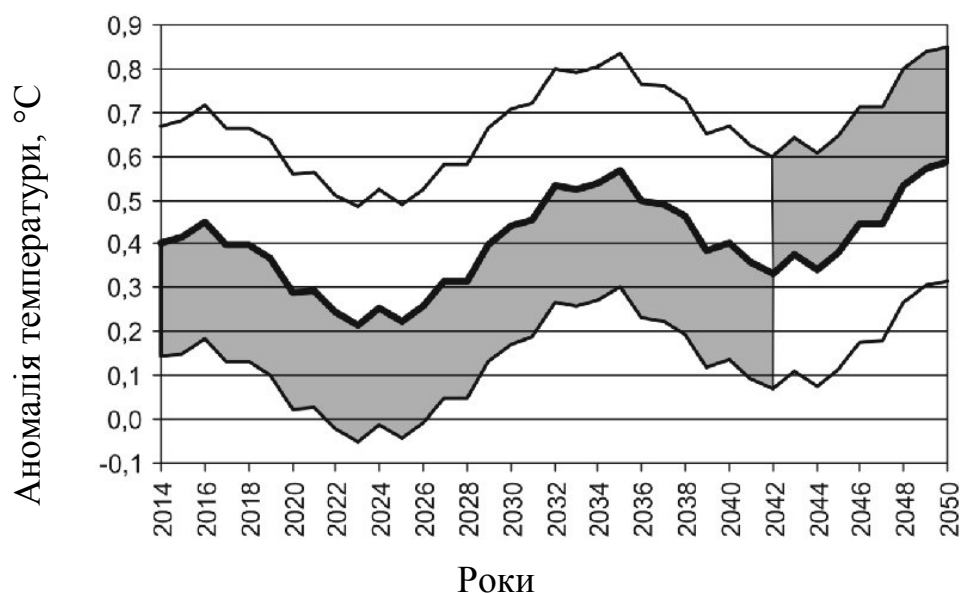
Зокрема, в роботах [1-3], порушуються питання взаємозв'язку циклічності сонячної активності та землетрусів, як часових факторів розвитку зсувів [4], обґрунтована необхідність роздільного прогнозування факторів розвитку зсувів на природну та техногенну складові [5].

Розвиток і активізація зсувних процесів зумовлюють ряд просторових та часових факторів [4,5]. Розглянемо деякі з них, врахувавши при цьому базові фактори, такі як [6]:

- опади;
- сейсмічна активність;
- сонячна активність.

Опади. Вода є основною причиною зсувів, оскільки при значних її кількостях, вона насичує поверхневі схилі шари ґрунту і змушує їх ковзати вниз під дією гравітації. Інтенсивні опади або танення снігу призводять до зміни рівнів ґрунтових вод, зміни рівня води уздовж берегових ліній річок, озер, земляних гребель, каналів, водосховищ – усе це може викликати активізацію зсувопроявів.

Температура. Не менш важливим фактором, який визначає глобальні коливання є зміна температурного режиму. Зокрема, очікувана зміна значень аномалії приповерхневої температури Землі (1961-1990 рр.) з урахуванням 90% інтервалу для періоду з 2014 по 2050^орр. представлена [9] на рис. 1.



**Рис. 1. Зміна аномалії глобальних приповерхневих температур Землі.
«Теплі» і «холодні» епохи виділені сірим фоном**

Сейсмічна активність. Більшість гірських районів уразливі до сейсмічної активності. Сейсмічна хвиля, утворена землетрусом дозволяє ґрунтовим водам швидко проникнути в міжґрунтові пласти, зробивши їх ковзаючими один відносно одного.

Івано-Франківську область відносять до помірно активної сейсмоактивної зони України. Однак, на незначних глибинах залягання вогнищ землетрусів, навіть незначна інтенсивність ($I=3-4$ бали) сейсмічних струшувань може завдати значних пошкоджень спорудам в епіцентральній зоні завдяки виникненню вторинних інженерно-геологічних явищ, таких як зсуви, нерівномірні просадки ґрунту тощо. Сонячна активність. Щодо сонячної активності сейсмічна

активність спостерігається в протифазі, тобто зростання кількості та енергії землетрусів припадає на час сонячного затишшя в ряду чисел Вольфа, що доведено у працях [4,5] для Карпат і Карпатського регіону.

У якості аналізу часових багаторічних спостережень обрані: число Вольфа, енергія землетрусів $Ig(\sum E)$, N (кількість землетрусів), температура (середньорічна), опади (річні), річна температура (світова), середньорічна світова температура (за 5 років), середньорічна температура у межах 44°-64°Пн.ш. Для аналізу опадів та температури (у межах досліджуваної території) було вибрано результати багаторічних спостережень по метеопостах «Івано-Франківськ», «Долина» та «Коломия».

Кореляційний аналіз даних опадів та температури показує існування тісного кореляційного зв'язку між наборами даних, що підтверджує взаємозв'язок між даними групами факторних характеристик. Це дозволяє робити припущення, що даний зв'язок може мати місце і у світовому масштабі.

Тому, при виборі світових температурних змін, було проведено аналіз між основними групами розрахункових температур, а саме: річна температура (світова), середньорічна світова температура (за 5 років), середньорічна температура у межах 44°-64°Пн.ш. (фактично відображена зміна за кліматичними поясами). Основною при розгляді світових температурних коливань безперечно виступає зміна середньорічної температури у межах 44°-64°Пн.ш., яка виступає зв'язковою ланкою при розгляді впливу світових кліматичних (температурних) циклів (рис. 1) на імовірність розвитку і активізації зсувів чи будь-яких інших ЕГП.

При розгляді кореляційних залежностей базових факторних характеристик (табл. 1), була виявлена взаємозалежність між значеннями «число Вольфа» та температурними змінами як у межах досліджуваної ділянки, а й світовому спостереженні.

Наявність, хоч і не дуже сильного, але достатнього, для підтвердження теорії про вплив кліматичних (температурних) змін на розвиток і активізацію ЕГП, рівня кореляційного зв'язку дозволяє в подальшому виробити чітку послідовність просторово-часового розподілу змін температури та можливості активізації ЕГП на окремих ділянках. Сформовані результати для «Опадів» не несуть кореляційного зв'язку по відношенню до інших факторів, оскільки, на мою думку, це викликане незначним вибором даних по опадах. У процесі аналізу така вибірка охоплювала тільки частину досліджуваної території, де явних, значних проявів зсувів не спостерігається, а ті що є мають переважно

техногенний характер. Однак, як зазначалось вище, існує значний зв'язок у межах досліджуваної території як для опадів так і температури.

Шляхом побудови автокореляційних функцій було встановлено основні періоди коливань, роки: число Вольфа – 10-11; енергія землетрусів $\lg(\sum E)$ – 5, 10-12; температура (середньорічна) – 5, 10-11; опади (річні) – 5, 7 10-13; річна температура (світова) – 26-28; середньорічна світова температура (за 5 років) – 18-20; середньорічна температура у межах 44°-64°Пн.ш. – 25-60; активізації зсувів – 6, 8-10, що підтверджено результатами відповідного аналізу [4, 7]. Тому можна стверджувати про правильність підходу до вибору факторів при аналізі можливих впливів кліматичних змін, а саме глобальних змін температурного режиму на розвиток і активізацію зсувів.

Таблиця 1

Коефіцієнти кореляції базових факторних характеристик

	Число Вольфа	Енергія землетрусів $\lg(\sum E)$	N (кількість землетрусів)	Температура (середньорічна)	Опади (річні)	Річна температура (світова)	Середньорічна світова температура (за 5 років)	Середньорічна температура у межах 44°-64°Пн.ш.
Число Вольфа	1,00	-0,28	-0,26	0,38	-0,01	0,38	0,35	0,38
Енергія землетрусів $\lg(\sum E)$	-0,28	1,00	0,71	0,05	-0,02	-0,37	-0,30	-0,37
N (кількість землетрусів)	-0,26	0,71	1,00	0,05	0,07	-0,15	-0,11	-0,14
Температура (середньорічна)	0,38	0,05	0,05	1,00	-0,14	0,45	0,49	0,55
Опади (річні)	-0,01	-0,02	0,07	-0,14	1,00	-0,10	-0,20	-0,11
Річна температура (світова)	0,38	-0,37	-0,15	0,45	-0,10	1,00	0,93	0,87
Середньорічна світова температура (за 5 років)	0,35	-0,30	-0,11	0,49	-0,20	0,93	1,00	0,77
Середньорічна температура у межах 44°-64°Пн.ш.	0,38	-0,37	-0,14	0,55	-0,11	0,87	0,77	1,00

* курсивом виділено істотні кореляційні зв'язки

Виходячи із даних результатів автокорелограм (рис. 4), можна говорити про існування не тільки тісного кореляційного, а й зв'язку у часових формах прояву аналізованих базових факторів. Зміщення по роках між факторами становлять (по відношенню до числа Вольфа, як основного часового фактора який використовується при прогнозуванні [4]): енергія землетрусів $\lg(\Sigma E) - \pm 6$; опади (річні) – -3; усі температурні показники є синфазними.

Висновки. Використовуючи багаторічні дані зміни температури, опадів, сейсмічності, сонячної активності у процесі аналізу динаміки світових змін температури та розвитку й активізації зсувів статистично обґрунтовано зв'язок між даними процесами. Зміна аномалій глобальних температур та сонячної активності доводить існування циклічності між «теплыми» – 2,5 цикла сонячної активності та «холодними» – 3 цикла сонячної активності епохами що підтверджено останніми дослідженнями [9]. Тому слід запропонувати використовувати нові підходи при просторово-часовому аналізі процесів активізації зсувних процесів, шляхом включення до аналізу багаторічних змін клімату, що виражається насамперед глобальними довготривалими змінами температури.

Список використаних джерел

1. Шестопапов И.П., Харин Е.П. О связи сейсмичности Земли с солнечной и геомагнитной активностью // Сб. докладов III Междунар. совещания "Солнечно-земные связи и электромагнитные предвестники землетрясений. – с. Паратунка Камчатской обл.: Ин-т космофизических исслед. и распространений радиоволн ДВО РАН. – 2004.
2. Кузьменко Э.Д., Крыжановский Е.И., Пронышин Р.С., Карпенко А.Н., Чепурный И.В. О цикличности Карпатских землетрясений и их связи с солнечной активностью // Геофизический журнал, №4 (29), 2007. – С. 66-76.
3. Назаревич Л.С., Кендзера О.В., Назаревич А.В. Зв'язок землетрусів Карпатського регіону України та прилеглих територій із сонячною активністю // Геоінформатика, №2, 2011. – С. 61-67.
4. Кузьменко Е. Д., Журавель О. М., Чепурна Т.Б., Чепурний І.В., Штогрин Л.В. Прогнозування екзогенних геологічних процесів (частина 1) // Геоінформатика. – 2011. – №3. – С. 61-74.
5. Касіянчук Д.В. Статистичний аналіз факторів природної та техногенної складової розвитку зсувів // Збірник наукових праць «Вісник Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна. Серія «геологія – географія – екологія», №11(28), 2014р. – С. 30-47.
6. Матеріали 2-го Міжнародного форуму з вивчення зсувів [Електронний ресурс]// Режим доступу: <http://www.wlf2.org/8-landslide/4-three-main-factors-that-can-lead-to-a-disastrous-landslide>
7. Федоров В. М. Вековые тенденции изменения приповерхностной температуры и их вероятные причины. [Электронный ресурс] / В. М. Федоров // Научный сайт: «Солнечная радиация и климат Земли». Режим доступа: <http://www.solar-climate.com/geo/pripo.htm> Проверено 09.09.2014
9. McIntosh, S. W. *et al.* The solar magnetic activity band interaction and instabilities that shape quasi-periodic variability. *Nat. Commun.* 6:6491 doi: 10.1038/ncomms7491 (2015). Електронний

Моделирование миграции пестицидов в грунтовые воды с помощью модели PEARL и стандартных сценариев регионов России

Колупаева В.Н., Горбатов В.С.

ФГБНУ ВНИИФ, ogiyvita@rambler.ru

Моделирование является эффективным инструментом познания, прогнозирования и управления природными процессами. Основные преимущества моделирования – его экономичность и скорость. Ежегодно в мире регистрируются сотни новых пестицидов, сельскохозяйственные территории характеризуются огромным разнообразием почвенных, гидрологических, погодных условий, возделываемых культур и способов обработки почвы. Использование моделей позволяет прогнозировать подвижность пестицидов в почве в различных природных условиях, определять наиболее опасные с точки зрения миграции в грунтовые воды соединения и почвенно-климатические комбинации, и принимать по результатам компьютерного моделирования решение о необходимости дополнительных исследований.

С 1993 года начала работу рабочая группа FOCUS (FOrum for the Co-ordination of pesticide fate models and their Use), созданная по инициативе Европейской Комиссии, по разработке процедур оценки концентраций пестицидов и их метаболитов в различных объектах окружающей среды. Процедуры оценки риска миграции пестицидов в грунтовые воды вступили в силу в декабре 2000 года и с тех пор используются в ЕС при регистрации [1].

В России математическое моделирование, как инструмент оценки концентраций пестицидов в объектах окружающей среды, используется с 2007 года, когда приказом Министерства сельского хозяйства N 357 была утверждена форма “Сведений о пестициде”, представляемых при их регистрации в РФ. В настоящее время прогнозирование концентраций пестицидов с использованием модели PEARL является частью многоуровневой процедуры оценки экологических рисков новых пестицидов.

Целью данного исследования было: сравнить российские стандартные сценарии входных данных с европейскими; выявить наиболее уязвимые к загрязнению пестицидами грунтовых вод российские регионы; оценить концентрации 4-х тест-соединений в грунтовых водах 9-ти регионов РФ.

Объекты и методы. Модель PEARL

Краткая характеристика модели представлена в таблице 1.

Таблица 1

Характеристика модели PEARL [2,3]

Процесс	Движение воды и веществ	Потоки воды в почве рассчитываются согласно закону Дарси и уравнению Ричардса. Для определения основных гидрофизических функций используется уравнение Ван-Генухтена.
	Разложение пестицида в почве	Деградация вещества описывается уравнением кинетики I порядка. Влияние температуры описывается уравнением Аррениуса, влажности – степенной функцией Уолкера.
	Сорбция	Полагается, что одновременно протекают 2 типа сорбции: равновесная, которая происходит мгновенно и количество сорбированного вещества определяется уравнением Фрейндлиха и неравновесная (процесс описывается с помощью уравнения кинетики 1-го порядка и уравнения Фрейндлиха).
Входные данные моделей	Почва	$C_{орг.}$ (кг/кг), плотность почвы (кг/м ³), pH, гранулометрический состав, параметры уравнения Ван-Генухтена.
	Пестицид	K_{om} (л/кг), DT_{50} (сут.), давление пара (Па), растворимость в воде (мг/л), доза по д. в. (кг/га), способ обработки.
	Метеоданные	Файл метеоданных: максимальная и минимальная температуры воздуха, осадки, солнечная радиация, скорость ветра, давление пара.
Выходные данные модели	По водному режиму	Сток на нижней границе каждого слоя (мм), испарение с поверхности почвы (мм).
	По пестициду	Остаточные количества в почве послойно (мкг/кг), суммарный вынос с вертикальным стоком, концентрация в стоке, количество вещества, испарившегося с поверхности почвы, концентрация вещества в жидкой и твердой фазах в равновесно-сорбированном и неравновесно-сорбированном состояниях.

Стандартные сценарии входных данных.

Были разработаны стандартные сценарии девяти сельскохозяйственных регионов Российской Федерации, реализованные в качестве входных файлов и баз данных для имитационной модели PEARL [4, 5], краткая характеристика

которых представлена в табл. 2. Под стандартным сценарием следует понимать совокупность климатических, почвенных и агрономических условий, характеризующих определенный сельскохозяйственный регион и являющийся набором входных данных математической модели.

Таблица 2

Климатические и почвенные характеристики регионов РФ

Регион	Среднегодовая температура воздуха, °C (1986-2005гг.[6] /1900-1970гг.[7])	Среднегодовые осадки, мм (1986-2005гг. [6] /1900-1970гг.[7])	Гранулометрический состав почв	С орг, %
Московская обл.	6,1/3,6	717/548	Пылеватый суглинок	1,5
Курская обл.	6,6/5,0	654/571	Пылеватый суглинок	4,4
Саратовская обл.	7,3/5,2	474/467	Пылеватый суглинок	2,0
Краснодарский край	11,4/10,8	715/643	Пылевато-глинистый суглинок	2,5
Новосибирская обл.	1,5/0,3	468/442	Суглинок	3,0
Приморский край	5,7/2,8	829/634	Пылеватый суглинок	1,5
Псковская обл.	6,0/-	697/-	Супесь	0,2
Нижегородская обл.	4,9/-	658/-	Супесь	1,1
Курганская обл.	3/-	400/-	Легкий суглинок	4,1

Тест-соединения.

Четыре условных тест-соединения вшиты в модель. Пестицид А – (DT_{50} = 60 сут, K_{oc} = 103 dm^3/kg), нелетуч. Пестицид В – (DT_{50} = 20 сут, K_{oc} = 17 dm^3/kg), слаболетуч. Пестицид С – (DT_{50} = 20 сут, K_{oc} = 172 dm^3/kg), образует стойкий и подвижный метаболит (K_{oc} =52 и DT_{50} = 100 сут). Пестицид D – (DT_{50} = 20 сут, K_{oc} = 60 dm^3/kg).

Моделирование миграции тест-соединений в грунтовые воды

В расчетах пестициды А, В, С и D вносили путем опрыскивания почвы без сельскохозяйственной культуры (пар) в дозе 1 кг/га 1 июня ежегодно в течение 20-ти лет. В результате моделирования определяли средневзвешенные годовые концентрации тест-соединений на глубине 1 м за 20 лет, которые далее ранжировали в порядке возрастания – 17-е значение представляло 80% перцентиль погодных условий (или 90% перцентиль уязвимости всех возможных почвенных и погодных ситуаций, где 90% перцентиль почвенных свойств был определен экспертами при разработке стандартных сценариев).

Результаты и обсуждение. Сравнение российских сценариев с европейскими показало, что сельскохозяйственные районы России характеризуются более холодным климатом (рис. 1). Анализ диаграммы показывает, что 8 из 9 российских регионов имеют многолетние среднегодовые

температуры ниже $7,3^{\circ}\text{C}$, в то время как 8 из 9 европейских сценариев имеют среднегодовые температуры в диапазоне от $8,6$ до $16,2^{\circ}\text{C}$. Из этого следует, что скорость разложения пестицидов, попадающих в почву, на территории РФ ниже, величины предполагаемых остаточных количеств выше и вероятность миграции загрязняющих веществ в нижние горизонты почвы и далее в грунтовые воды.

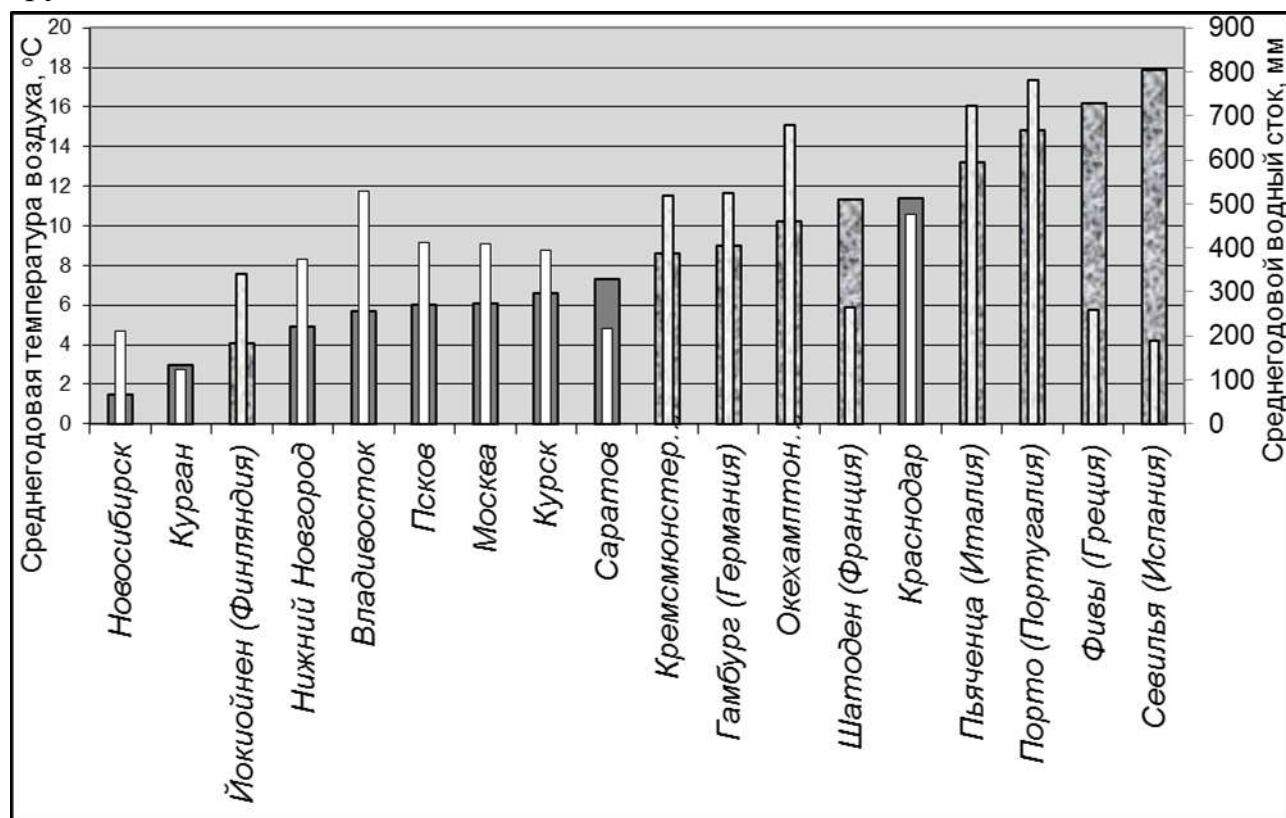


Рис. 1. Среднегодовые температура воздуха и водный сток основных сельскохозяйственных регионов ЕС и РФ

В четырех из девяти европейских сценариях выращивание сельскохозяйственных культур происходит с использованием искусственного орошения, поэтому европейские сценарии наряду с более высокими среднегодовыми температурами характеризуются также большими значениями сумм осадков. В качестве суммарного показателя движения влаги в почве могут быть использованы значения водного стока за пределы слоя почвы 1 м (рис. 1). Наибольший сток отмечен в средиземноморских странах и Великобритании, из российских регионов – в Приморском и Краснодарском краях. Среднее положение по водному стоку занимают две области Германии и российские Московская, Нижегородская и Псковская области. Размер стока составляет около 500 мм в год. Наиболее низкий водный сток отмечается в Курганской области (160 мм). Сопоставимые количества водного стока (порядка 250 мм в

год) отмечены в Саратовской и Новосибирской областях, во Франции и Греции. В российских сценариях наиболее уязвимыми с точки зрения опасности попадания в грунтовые воды средств защиты растений являются Псковская, Московская и Нижегородская области и Приморский край (Владивосток), где наряду с низкими температурами наблюдается значительное количество осадков (рис. 1). Эти же российские сценарии выделяются также низкими величинами содержания органического углерода.

Результаты прогноза миграции тест-соединений А, В, С и D и метаболита С в грунтовые воды приведены в табл. 3. Как и предполагалось, максимальная концентрация в стоке прогнозируется в Нижегородской, Московской и Псковской областях и Приморском крае.

Таблица 3

80% перцентиль концентрации тест-соединений (мкг/л) в стоке грунтовых вод на глубине 1 м при ежегодном внесении (пар)

	Вещество А	Вещество В	Вещество С	Вещество D	Метаболиты С
Московская обл.	53,040	26,378	0,447	10,105	77,250
Курская обл.	0,006	0,287	0,000	0,000	5,187
Саратовская обл.	0,000	0,058	0,000	0,000	2,072
Краснодарский край	0,607	1,415	0,000	0,007	15,115
Новосибирская обл.	4,678	9,096	0,000	0,107	49,826
Приморский край	30,184	29,791	0,079	5,429	56,467
Псковская обл.	26,890	19,845	0,030	3,116	58,622
Нижегородская обл.	57,380	33,593	0,902	11,433	84,123
Курганская обл.	0,000	0,008	0,000	0,000	0,430

Список использованных источников

1. FOCUS. FOCUS groundwater scenarios in the EU review of active substances. / Report of the FOCUS Groundwater Scenarios Workgroup, EC Document Reference Sanco/321/2000 rev.2, 2000. – 202pp.
2. Tiktak, A. Pesticide Emission at Regional and Local scales: Pearl version 1.1. / Tiktak, A., van den Berg, F., Boesten, J.J.T.I., Leistra, M., van der Linden, A.M.A. and van Kraalingen, D. // User Manual. RIVM report 711401008, Alterra report 29. 2000. – 144pp.
3. Leistra, M. PEARL model for pesticide behaviour and emissions in soil-plant systems. Description of processes. / Leistra, M., van der Linden, A.M.A., Boesten, J.J.T.I., Tiktak, A. and van den Berg, F. // Alterra report 13, RIVM report 711401009. – 2000. – 107 pp.
4. Колупаева В.Н.. Компьютерное моделирование миграции пестицидов в грунтовые воды. / Колупаева В.Н., Горбатов В.С. // Агрохимия. – 2011. – №6. – С. 88-96.
5. Колупаева В.Н. Стандартные российские сценарии моделей поведения пестицидов в окружающей среде. / Колупаева В.Н., Кокорева А.А., Горбатов В.С. // Сборник материалов Международной научно-практической конференции “Проблемы регистрации и использования пестицидов в Украине”. Киев, 2012. – С. 47-48.
6. Конюкова Л.Г. Климатические характеристики СССР по месяцам. / Конюкова Л.Г., Орлова В.В., Швер Ц.А. // Л., Гидрометеиздат, 1971, 144с.
7. <http://power.larc.nasa.gov/cgi-bin/cgiwrap/solar/agro.cgi?email=agroclim@larc.nasa.gov>.

МЕТОДОЛОГІЯ, МЕТОДИКА ТА ІСТОРІЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ ОСВІТИ

Экологический центр в реализации технологий экологического образования

¹Анищенко Л.Н., ²Серенко Е.В.

¹ Брянский государственный университет им. И.Г. Петровского

² МБОУ СОШ № 46 г. Брянска

eco_egf@mail.ru

Последние 20 лет решением ЮНЕСКО объявлены годами экологического образования и реализации курса устойчивое развитие [1, 3]. Интенсивное развитие экологического образования становится актуальной задачей всех стран и рассматривается как одно из средств преодоления глобального экологического кризиса. В статье 73 и 74 Закона Российской Федерации об охране окружающей природной среды (2005 г.) говорится: «В целях повышения экологической культуры общества устанавливается система всеобщего, комплексного и непрерывного экологического воспитания и обучения» [2]. Отмечается необходимость «овладения минимумом экологических знаний, необходимых для формирования экологической культуры граждан во всех дошкольных, средних и высших учебных заведениях, обязательное преподавание основ экологических знаний» [3].

В настоящее время основными положениями Федерального государственно образовательного стандарта (ФГОС) РФ обосновано преподавание на базовом уровне курса Экология. Основные компетенции, формируемые при изучении этого курса, обеспечивают развитие основных качеств личности выпускников: экологическое мышление, экологические знания, экологические ценности, экологически ориентированную социальную деятельность [4]. Экологический центр (ЭЦ) в учебном заведении призван внедрить семейное экологическое проектирование, создается в контексте непрерывного экологического образования.

Основными направлениями практической экологической деятельности ЭЦ являются следующие.

Деятельность по осуществлению экологического мониторинга – системы сбора, анализа, обобщения, оценки (с элементами прогнозирования) и распространения информации о состоянии среды и ее изменении. Объекты

мониторинга – экологические и санитарно-гигиенические условия школы, мест проживания и отдыха учащихся, наиболее важных прилегающих территориально-природных комплексов естественного или антропогенного происхождения. Экологический мониторинг подразделяется на следующие блоки: мониторинг ненарушенных (естественных) систем – состава, свойств и функционирования природных экосистем; мониторинг антропогенных сред – состава, структуры и свойств компонентов природных сред при ее загрязненности выше предельно-допустимых норм; санитарно-гигиенический мониторинг – мониторинг факторов, обеспечивающих здоровой психофизиологической среды и высокой умственной продуктивности образовательного процесса, здорового образа жизни.

Природоохранная деятельность ЭЦ направлена на восстановление, защиту, сохранение природных экосистем и их компонентов. Формы организации деятельности: уход за школьными растениями и животными, оформление территории учебного заведения, участие в отечественных и зарубежных экологических акциях, комплексные экологические экспедиции, проекты по исследованию и охране дикой природы. Приоритетное направление в области природоохранной деятельности – участие школьников в сохранении природных комплексов в районе, городе.

Художественно-эстетическая деятельность ЭЦ связана с изобразительным, музыкальным и другими видами творчества. Это направление актуально в развитии гуманитарного компонента экологического образования.

Просветительская и пропагандистская деятельность ЭЦ – основа для практического применения знаний и умений (компетенций), полученных школьниками в ходе теоретического обучения, развития общекоммуникативных качеств личности.

Эргономическая деятельность ЭЦ посвящена изучению совместимости человека с орудиями труда, изучению факторов экологической опасности на рабочем месте, способов их минимизации. Данное направление призвано развить экологическую культуру выпускников, адаптировать их к рабочей среде, создать предпосылки и условия для высокопроизводительного эффективного труда, полноценного восстановления и отдыха.

Основные функции экологического центра школы реализуются как совместно, так и развиваются в зависимости от направлений формирования универсальных учебных действий. Примеры функций ЭЦ следующие.

1. Образовательная – призвана формировать у школьников компетенции в области экологической культуры.

2. Развивающие: изменять и формировать личностную сферу учащихся, педагогов; способствовать накоплению положительного опыта в области природоохранной деятельности; развивать экологическое мировоззрение школьников, родителей и педагогов; совершенствовать коммуникативную культуру всех участников образовательного процесса; развивать убеждения в возможности решения экологических проблем.

3. Воспитательная – воспитывать потребности поведения и деятельности, направленных на соблюдение здорового образа жизни и улучшение качества окружающей среды.

4. Профориентационная: формирование общекультурной и профессиональной компетентности; осознание и осмысление универсальной ценности экологических связей, общих для человеческого общества и природной среды; формирование интересов к определенной области науки; знаний и навыков, позволяющих продолжить образование по естественнонаучному направлению.

5. Деятельностная – развивать и формировать умений, привычек экологически целесообразного поведения в природе.

6. Организационная – координировать общественное экологическое движение и обеспечение связей со средствами массовой информации, обмена идеями и информации об опыте работы.

Функционирование экологического центра учебного заведения для Брянска и Брянской области предполагает достижение следующих результатов:

1. Оказание помощи образовательным учреждениям города и области в организации экологического просвещения.

2. Расширение круга участников природоохранной деятельности.

3. Поэтапное решение вопроса непрерывного экологического образования.

4. Разработка региональной концепции непрерывного экологического образования, являющейся компонентом общего образования человека.

5. Внедрение экологического образования как компонента образовательного процесса в качестве важнейшего условия сохранения существования человечества.

Список использованных источников

1 Алексеев С.В. Экологическая культура и социализация подрастающего поколения // На пути к устойчивому развитию России. Бюллетень Центра экологической политики России. – № 44. 2008. – М.: 2008.

2 Закон Российской Федерации «Об охране окружающей среды» (с изменениями и дополнениями, внесенными Федеральным законом Российской Федерации от 31 декабря 2005 года № 199-ФЗ).

3 Захлебный А.Н. Образование для устойчивого развития – миф или реальность для российской школы? // Экологическое образование: до школы, в школе, вне школы. № 1. — 2005. – С. 45-47.

4 Захлебный А.Н. Новый статус школьного экологического образования. Режим доступа: URL: <http://greenlightint.org/files/Презентации%20Экоконференция/10 Захлебный.pdf/>

Здоров'язбереження в освітньому вимірі
Бібікова Ю., Волошина Н.О., Лазебна О.М.
НПУ імені М.П.Драгоманова

Здоров'я дітей – це майбутнє нації і найважливіший ресурс будь-якого суспільства.

Діяльність людини є одним із найвагоміших чинників, твірних відносно навколишнього середовища як основи існування живого. Проблема гармонізації взаємодії технічно високорозвиненого суспільства із природою залишається на часі. Очевидно, нині вимога безпеки життєдіяльності актуалізує грані наукового пізнання, сфокусовані на теорію й практику захисту людини від небезпечних і шкідливих факторів в усіх сферах її діяльності.

Освітні технології, орієнтовані на формування дієвого підходу до збереження здоров'я, активної громадянської позиції щодо захисту й поліпшення навколишнього середовища є доцільними у профілактичному та попереджувальному контексті.

Зростаюча актуальність проблеми біологічного забруднення у світі, а зокрема в Україні, на сьогоднішній день обумовлює необхідність ознайомлення широких верств населення з імовірними біологічними та екологічними ризиками, їх проявами та наслідками, а також з сучасними методами профілактики. Першочергова роль у профілактиці біологічної безпеки в освітніх закладах та поширенні знань про біологічне забруднення належить педагогам загальноосвітніх закладів, потребує розробки інноваційних навчально-методичних підходів для формування практичних навичок та екологічно-відповідної поведінки у школярів. Розв'язання практичних питань профілактики біологічного забруднення, що мають віддалені результати, а саме

зміна тактики та підходів у освітній діяльності, в рамках виховного та навчального процесів у загальноосвітніх навчальних закладів є пріоритетним і на часі.

Мета наукового дослідження за доцільне передбачає вивчення проблеми збереження здоров'я в освітній галузі як екологічної похідної.

Завданням публікації визначено вивчення ролі й місця, змістового навантаження основ екологічної епідеміології в шкільній практиці.

Проблема охорони навколишнього середовища й безпеки життєдіяльності складна, багатопланова та передбачає наукові, економічні, соціальні, правові, естетичні аспекти.

Людство «платить» за комфортне життя високу ціну. Реєструють негативну динаміку стану здоров'я населення. Негативні тенденції обумовлені впливом різних факторів: природних, антропогенних, генетичних. Пріоритетним при вивченні впливу чинників навколишнього середовища на здоров'я людини є виявлення причинно-наслідкових зв'язків і факторів, що породжують екологічно обумовлені захворювання. Як відомо, знання закономірностей і еколого-фізіологічних механізмів адаптації до навколишніх чинників дозволяє розробляти науково обґрунтовані засоби й заходи щодо профілактики захворювань, пов'язаних із середовищем існування індивіда, своєчасно здійснювати коригувальний вплив на певну ситуацію [6; 7].

На разі, профілактичний напрямок у всіх сферах діяльності займає чільне місце у доробку науковців, дослідників, практиків. В роботах визначаються можливості усунення негативного впливу екологічних факторів на здоров'я людини, насамперед, за допомогою:

лікувально-профілактичних заходів на основі аналізу, моделювання й прогнозування несприятливих ситуацій у середовищі перебування людини;

безпосереднього підвищення стійкості, вироблення «імунітету» людини до несприятливого впливу навколишнього середовища;

зменшення природних і техногенних навантажень, зумовлених довкіллям; інформаційного забезпечення та освіти населення щодо проблем екологічного характеру, можливостей їх подолання й попередження та безпеки життєдіяльності [4; 6; 7].

Доробок наукових праць, що прямо чи опосередковано стосуються здоров'язбереження в освіті, передбачає розробки в галузях валеології, фізичного, санітарно-гігієнічного виховання. Загалом поняття

«здоров'язбереження» використано дослідниками при вивченні проблем формування здоров'я, здорового способу життя (М.М. Безруких, Г.І. Власюк, І.І. Каплигіна, Л.С. Соколенко), культури здоров'я (С.О.Свириденко), валеологічної культури (Ю.Д. Бойчук, Т.Г. Шаповалова). Водночас, особливості структури та динаміки хвороб людини, їх виникнення і перебіг сьогодення безпосередньо пов'язують з глобальними трансформаціями природних екологічних систем та явищами у соціумі, що в кінцевому результаті призводить до реальних кризових ситуацій та потребує оперативної зміни акцентів в охороні здоров'я.

У світовій та вітчизняній науці розвивається новий напрямок – екологічна епідеміологія – наука, яка вивчає вплив природних, антропогенних, техногенних і соціальних чинників навколишнього середовища на здоров'я та добробут населення [3]. Стрімкий розвиток цієї дисципліни пов'язаний з нагальною необхідністю вирішувати завдання виявлення, ідентифікації й оцінки впливу цілого комплексу негативних чинників довкілля, їх медико-біологічних наслідків в динаміці та кількісному показнику. Для формування цілісного екологічного мислення необхідно враховувати епідеміологічні аспекти нашого життя не тільки з біологічної або медичної точки зору, а й з екологічної. Саме такий підхід для визначення головних причин інфекційних та неінфекційних захворювань в нашому суспільстві, дає змогу попередити погіршення епідеміологічного стану через вплив негативних антропогенних екологічних факторів у навколишньому середовищі.

Головною сучасною проблемою є популяризація цього напрямку серед населення, для їхнього розуміння проблем зі здоров'ям в екологічному аспекті. Саме для цього необхідне проведення освітньо-виховної роботи для дітей, починаючи з середньої школи.

Відомо, екологічні знання й вміння школярі здебільшого набувають під час вивчення дисциплін природничого циклу, зокрема, на уроках біології. Доцільно передбачити, що еколого-епідеміологічні проблеми мають бути представлені в програмних матеріалах та підручниках цієї дисципліни.

З метою вивчення стану проблематики екологічної епідеміології в загальноосвітніх школах проаналізовано підручники з біології, діючі й затверджені нормативними документами відповідних організацій. Проведення пошукової роботи та виділення основних відомостей щодо

екологічної епідеміології передбачало аналіз підручників з біології за 8 клас, а саме:

- Базанова Т.І. Біологія 8 клас: підр. для загальноосвітн. навч. закл. / Т.І.Базанова, Ю.В. Павіченко, О.Г. Шатровський. – Х.: Гімназія, 2008. – 320 с.

- Серебряков В.В., Балан П.Г. Біологія 8 клас: підр. для загальноосвіт. навч. закл. / В.В. Серебряков, П.Г. Балан. – К.: Генеза, 2008. – 288с.

- Запорожець Н.В. Біологія 8 клас: підр. для загальноосвіт. закладів / Н.В. Запорожець, С.В. Влащенко. – Х.: АН ГРО ПЛЮС, 2008. – 288 с.

Аналіз підручника з біології за 8 клас автора Т.І. Базанової засвідчив наступне:

- тільки один параграф (§ 5) містить відомості щодо екологічної епідеміології;

- ці відомості мають загальний характер та не розкривають сутність головних понять екологічної епідеміології, так як подані вони тільки із загальної біологічної точки зору;

- відомості займають, максимум, один абзац від змістового навантаження всього параграфу.

Варто звернути увагу також на те, що в досліджуваній інформації відсутній екологічний аспект. Основний акцент у подачі інформації спрямований на біологічну складову, розглянуто життєдіяльність та шляхи передачі паразитів від суб'єкта до суб'єкта. Згадується симптоматика захворювань, що викликають паразитичні організми. З точки зору екологічної інтерпретації, інформація не дозволяє повноцінно оцінити причини виникнення епідеміологічних захворювань, особливості їх протікання та встановити шляхи вирішення їх наслідків.

Аналіз підручника з біології за 8 клас автора В.В. Серебрякова визначив, що епідеміологічна проблематика була згадана у 8-ми параграфах, тобто у 1,5 рази більше ніж в попередньому підручнику. Водночас, інформацію подано в загально біологічному контексті, еколого-епідеміологічні відомості займають 1-2 абзаци від всього змістового навантаження параграфів. В підручнику висвітлено не лише загальну інформацію та розглянуто життєвий цикл паразитичних тварин, а й вказано на їх природну осередковість та характеристику як можливого джерела біологічного забруднення. Поданої інформації також недостатньо для ознайомлення з основами екологічної епідеміології як підґрунтя задля встановлення зв'язку екологічних факторів та епідеміологічних захворювань.

Аналіз підручника з біології за 8 клас автора Н.В. Запорожця вказав, що матеріал, пов'язаний з еколого-епідеміологічною тематикою висвітлений в 7-ми параграфах підручника. Інформація має виключно загально біологічний контекст подачі та міститься в 1-2 абзацах від об'єму параграфу.

На разі, аналіз трьох підручників з біології за 8 клас показав схожі проблеми нестачі відомостей щодо екологічної епідеміології. Всю інформацію стосовно проблеми екологічної епідеміології вміщено в середньому на 1-ну сторінку відносно всього змістового навантаження підручника. Порівняння змістового навантаження щодо екологічно-епідеміологічної проблематики усіх трьох видань вказало, що в підручнику автора Базанової Т.І. кількість параграфів, що містила загальні еколого-епідеміологічні відомості становить 5 з 57-ми, в підручнику автора Серебрякова В.В. – 8 параграфів з 59-ти, а в підручнику автора Запорожця Н.В. – 7 параграфів з 57-ми.

Отже, ознайомлення широких верств населення з імовірними біологічними ризиками, їх проявами та наслідками, а також з сучасними методами профілактики є важливим аспектом підвищення рівня здоров'я як окремої людини, так і суспільства загалом. Засвоєння основних уявлень про закономірності впливу комплексу природних та соціально-економічних чинників навколишнього середовища на здоров'я населення, в тому числі дитячого, виникнення й поширення хвороб, епідемій, пандемій людини доцільно започаткувати в шкільній практиці.

Список використаних джерел

1. Серебряков В.В. Біологія 8 клас: підр. для загальноосвіт. навч. закл. / В.В. Серебряков, П.Г. Балан. – К.: Генеза, 2008. – 288 с.
2. Базанова Т.І. Біологія 8 клас: підр. для загальноосвіт. навч. закл. / Т.І. Базанова, Ю.В. Павліченко, О.Г. Шатровський. – Х.: Гімназія, 2008. – 320 с.
3. Бойчук Ю.Д. Теоретико-методичні основи формування еколого-валеологічної культури майбутнього вчителя: автореф. дис. доктора педагогічних наук: спец. 13.00.04. «Теорія і методика професійної освіти» / Ю.Д. Бойчук. — Харків, 2010. – 46 с.
4. Гаснікова О.М. Організаційно-методичні умови формування ціннісного ставлення до репродуктивного здоров'я у підлітків загальноосвітньої школи: автореф. дис. кандидата педагогічних наук: спец. 13.00.07 «Теорія і методика виховання» / О.М. Гаснікова. – Київ, 2010. – 22 с.
5. Запорожець Н.В. Біологія 8 клас: підр. для загальноосвіт. закл. / Н.В. Запорожець, С.В. Влащенко. – Х.: АН ГРО ПЛЮС, 2008. – 288 с.
6. Устінов О.В. Стратегія формування здоров'я населення: європейський підхід до українських реалій [Електронний ресурс] / Устінов О.В. // Український медичний часопис. – 2011. – №6 (86). – С. 1- 4. – Режим доступу: <http://www.umj.com.ua>.
7. Щорічна доповідь НУО (ЩД НУО) «Громадська оцінка національної екологічної політики» за 2011 рік (включаючи аналіз за період з 2003 року) / під ред. В.Мельничука, О.Кравченко, Т.Малькової. – К.: 2012. – 339 с.

**Екологічне виховання молодших школярів засобами дидактичної гри
екологічного змісту**

Войтешенко М.Д., Міронець Л.П.

Сумський державний педагогічний університет імені А.С.Макаренка
mironets1976@yahoo.com

Необхідність подолання екологічних проблем сучасності поставила перед педагогічною теорією та шкільною практикою завдання: на основі біосферного підходу підготувати екологічно грамотну людину, яка розуміє значення життя як найвищої цінності, здатна визначати своє місце у світі, брати участь в охороні навколишнього середовища, раціонально використовувати природні багатства, приймати свідомі рішення у сферах життя, де перекриваються інтереси людини як живої істоти, суспільства і довкілля. У системі підготовки екологічно грамотної особистості важлива роль належить початковій школі, яку можна розглядати як початкову ланку збагачення людини знаннями про природне і соціальне середовище, ознайомлення її з цілісною картиною світу і формування науково обґрунтованого, гуманного ставлення до суспільства.

Однією з частин морального виховання школярів, що допомагає усвідомленню моральних норм суспільства і створенню моральних переконань, ідеалів та звичок поведінки, стимулює громадську і творчу активність людини, визначає мотиви її діяльності є екологічне виховання [3].

Різні аспекти екологічного виховання молодших школярів розроблені в працях сучасних вітчизняних учених (Т.Байбара, З.Плохтій, Г.Пустовіт, Н.Пустовіт та ін.) [1,4]. Аналіз наукового фонду показує, що екологічне виховання визначається дослідниками як складова морального виховання.

Екологічне виховання можна знайти й у структурі національно-патріотичного виховання молодших школярів, яке покликане формувати національний світогляд підростаючого покоління, глибоке розуміння основних засад держави, права та активну життєву позицію [3].

Екологічне виховання покликане забезпечити підростаюче покоління науковими знаннями про взаємозв'язок природи і суспільства, допомогти зрозуміти багатогранне значення природи для суспільства в цілому і кожної людини зокрема, сформувані розуміння, що природа – це першооснова існування людини, а людина – частина природи, виховати свідоме позитивне ставлення до неї, почуття відповідальності за навколишнє середовище як національну і загальнолюдську цінність, розвивати творчу активність щодо охорони та перетворення оточуючого середовища, виховувати любов до рідної природи.

На сьогоднішній день екологічне виховання у початкових класах не обмежується формуванням у дітей уявлень про природу та її компоненти. Зміст екологічного виховання складає «система взаємопов'язаних понять, засвоєння учнями кожного з яких потребує спеціальної методичної підготовки вчителя» [1]. Уроки природознавства, читання, рідної мови і т. ін. покликані виховувати у школярів екологічну культуру та формувати навички природоохоронної діяльності. Особлива увага приділяється вихованню в учнів відповідальності за збереження навколишнього середовища як важливого фактора існування людини.

Одним із ефективних методів навчання молодших школярів є використання дидактичних ігор. Як зазначають науковці, гра допомагає активізувати навчальний процес, розвиває в дітей спостережливість, пам'ять, увагу, мислення; збуджує інтерес до навчання; створює умови для розв'язання завдань різних напрямів виховання тощо. Дидактичні ігри з екологічним змістом дають дитині змогу відчувати себе частиною природи, реагувати на проблеми, викликають бажання допомогти природі, захистити її від небезпеки. Такі заняття допомагають дітям ознайомитися з діяльністю людей, які досліджують стан природи та охороняють її.

Педагогічно правильно організована ігрова діяльність формує досвід, дає змогу досягти повного їх самовираження, активності і свободи дій, що розумно поєднуються з вимогами взаємної поваги, пізнання навколишнього середовища, відчуття краси природи та її гармонії, розвитком почуття любові й турботливого ставлення до її об'єктів.

Розв'язанню питань екологічного виховання найбільшою мірою сприяють дидактичні ігри з екологічним змістом. Встановлено, що пізнавально-виховний ефект гри досягається при дотриманні методики, де організація, розподіл ролей і підготовка до гри зберігають її неповторну чарівність, дитячу безпосередність, а також забезпечують знання про об'єкти гри, наближення її до реальної ситуації. Ігри в робінзонів, лісових жителів, мандрівників дають можливість кожній дитині прийти до власного вибору взірця поведінки, найближчого до її інтересів, почуттів, переконань. Граючись, дитина не думає вчитись, навчання тут відбувається саме собою. Захоплюють дітей ігри з картинками, загадками про рослини і тварини, ігри – вікторини: «Що в лісі росте?», «Хто в лісі живе?», «Лісові орієнтири», «Квітковий годинник», аукціони знань на нескладну тему: «Які рослини можна знайти в тарілці супу?», «Які дикорослі рослини і для чого може використати Робінзон у лісі?» і т.д. [2].

Система екологічних ігор будується з урахуванням специфічних цілей на кожному етапі навчання. Для дітей молодшого шкільного віку основна мета гри

полягає в оволодінні конкретними знаннями і правилами поведінки в природному середовищі.

Цікавими для дітей та ефективними для засвоєння навчального матеріалу є дидактичні ігри типу: «Що тут зайве?»; малюнки-переплутанки «Що тут не так?», «Де чії діти», «З якого дерева листя?», «Знайти такий самий предмет (колір)», «Коли це буває?», «Для чого це потрібно?», «Хто де живе?», «Знайти дерево за насінням» тощо. Такі ігри не лише сприяють засвоєнню, закріпленню теоретичного матеріалу, а мають велике розвивальне значення, оскільки забезпечують розвиток уваги, спостережливості, кмітливості, мислення. Великий потенціал щодо екологічного виховання мають ігри-вікторини: «Ці кумедні тварини», «У воді та біля води», «Розумники та розумниці», «Зелена аптека», «Веселий зооцирк» тощо[2]. Екологічні вікторини актуалізують пошук причинно-наслідкових відношень, екологічних взаємозв'язків, спираються на логічне мислення школярів.

Отже, аналізуючи навчальний процес початкової школи, ми переконалися, що ефективним методом екологічного виховання молодших школярів є використання дидактичної гри екологічного змісту.

Список використаних джерел

1. Байбара Н.П. Методика викладання природознавства у початкових класах // Н.П. Байбара. – К.: Освіта, 2001. – 424 с.
2. Громик Є. Гра – найсерйозніша справа // Початкова школа. – 1999. – № 7. – С. 41-43.
3. Захмарна К.П. Формування в учнів відповідального відношення до природи // Початкова школа. – 2005. – № 3. – С. 10–13.
4. Пустовіт Г.П. Теоретико-методичні основи екологічної освіти і виховання учнів 1-9 класів у позашкільних навчальних закладах: Монографія // Г.П. Пустовіт. – Луганськ: Альма-матер, 2004. – 540 с.

Екологічна складова біологічної освіти шестикласників

Коршевнюк Т.В.

Інститут педагогіки НАПН України

korshik@meta.ua

Глобальні екологічні проблеми, що постали перед людством, визначили прогностичну направленість шкільної біологічної освіти, пов'язану з турботою про природу і збереження умов життя для майбутніх поколінь. Визначальною у цьому плані постає екологічна складова змісту навчання біології учнів.

Аналіз Державного стандарту базової і повної загальної середньої освіти показав, що екологічні аспекти притаманні всім загальним змістовим лініям освітньої галузі «Природознавство». Специфіка екологічної складової

біологічного компонента шкільної природничої освіти зумовлена його метою і змістом, а саме « засвоєння учнями знань про закономірності функціонування живих систем, їх розвиток і взаємодію, взаємозв'язок із неживою природою, оволодіння основними методами пізнання живої природи, розуміння біологічної картини світу, цінності таких категорій, як знання, життя, природа, здоров'я, формування свідомого ставлення до екологічних проблем, усвідомлення біосферної етики, застосування знань з біології у повсякденному житті та майбутній професійній діяльності, оцінювання їх ролі для суспільного розвитку, перспектив розвитку біології як науки та її значення у забезпеченні існування біосфери» [4, с.5]. Як бачимо, загальні змістові лінії галузі мають наскрізний характер, відображені у державних вимогах до рівня загальноосвітньої підготовки учнів і сповна представлені при характеристиці біологічного компонента.

Тож у Держстандарті приділено увагу формуванню норм і правил біосферної етики, що ґрунтуються на знаннях і вміннях раціонального природокористування й охорони природи. Водночас поза увагою розробників навчальної програми шостого класу залишились питання захисту навколишнього середовища, збереження біорізноманітності, слабо простежується орієнтація змісту на формування емоційно-ціннісного ставлення до об'єктів і явищ живої природи, не передбачено здійснення учнями еколого-орієнтованої діяльності [7].

Проведений аналіз означених нормативних документів дозволяє стверджувати, що існує певна невідповідність на рівні навчальної програми біології (шостий клас): Державним стандартом передбачено оволодіння учнями елементами екологічної етики, розуміння екологічних основ природокористування, але програмою не передбачено, як і коли шестикласники це здійснюватимуть. Крім того, висновки вітчизняних і зарубіжних методистів М. Верзіліна, О. Гончара, В. Корсунської, І. Мороза, С. Ніколаєва та інших переконливо доводять, що у шкільній практиці взаємозв'язок екологічних знань з практичною діяльністю відбувається за умов залучення учнів до оцінювання наукових даних, організації лабораторних робіт, які формують дослідницькі навички, а не лише передбачають проведення експериментів, що підтверджують чи спростовують положення підручника. Проте у програмі і чинних підручниках ці умови потребують значного доопрацювання, що розширить можливості навчальної книги з біології у формуванні екологічної культури школярів.

За висновками провідних вітчизняних і зарубіжних методистів (А. Захлебного, Т. Коростельової, І. Мороза, І. Пономарьової, А. Степанюк та

ін.), розвиток відповідальності особистості за стан довкілля у процесі навчання біології відбувається у процесі опанування екологічної складової змісту, а саме засвоєння наукових знань про взаємозв'язок живої і неживої природи, про цілісність природи; розуміння цінності природи і життя; оволодіння практичними вміннями і навичками свідомої поведінки у природі; участь у діяльності по догляду і покращенні стану довкілля. Розглянемо, як зазначені елементи екологічної складової біологічної освіти реалізовано у навчальній програмі й чинних підручниках біології для учнів шостого класу.

Наукові екологічні знання, трансформовані у змісті шкільного курсу біології, представлені групами екологічних понять про середовище існування і чинники середовища, екологію організмів, екологію популяцій, екологію екосистем і соціальну екологію [5]. Детермінантами відбору екологічних понять виступають специфіка змісту навчального матеріалу і вікові особливості учнів. Тому у перший рік вивчення біології як систематичного курсу (6 клас) до змісту включено всі групи понять, за винятком понять про екологію популяцій. У шостому класі при вивченні рослин, бактерій, грибів на доступному для учнів рівні розкривається впорядкована будова організмів, взаємозв'язок частин багатоклітинного організму (клітин, тканин, органів), його цілісність; шестикласники переконуються в тому, що рослинний організм отримує необхідні для життєдіяльності речовини з навколишнього середовища, виділяє в нього певні речовини, реагує на зміну умов середовища. У такий спосіб формується уявлення про те, що взаємозв'язок організму і середовища є необхідною умовою обміну речовин.

У чинних підручниках біології для учнів шостого класу [1, 2] екологічні поняття пронизують навчальний матеріал про анатомічні, морфологічні та фізіологічні особливості організмів рослин, бактерій, лишайників і грибів. Розвиток знань про чинники середовища (світло, вологість, температура, повітря, тваринні організми) відбувається при вивченні екологічних груп рослин, життєвих форм рослин, типів рослинних угруповань. Біорізноманітність представлена матеріалом про гриби й різні групи рослин (водорості, папороті, мохи, хвощі, плауни, голонасінні, покритонасінні), їхнє місце зростання і середовище існування. На основі цього відбувається розвиток біогеоценотичних понять.

Достоїнством підручників вважаємо розкриття місця й ролі рослинних об'єктів в екосистемах, що сприяє формуванню цілісних знань шестикласників про довкілля, усвідомленню цінності кожного організму у природі, отже, переконує учнів у необхідності збереження й охорони представників живого.

Водночас слабо представлений у підручниках регіональний компонент збіднює екологічну складову змісту. Такий висновок зроблено на підставі одностайної позиції вітчизняних і зарубіжних учених (Є. Бруновт, Н. Кабаян, Г. Калінової, В. Кузнецової, Г. Мягкової, І. Пономарьової, Ю. Скиби, А. Степанюк, О. Цуруль та ін.): при вивченні різноманітності рослин необхідно розкривати ароморфні ознаки кожної виучуваної групи, а також враховувати краєзнавчий принцип, що надає значні можливості для засвоєння і розвитку екологічних понять на місцевих прикладах. Проте сказане недостатньою мірою враховано авторами підручників для шостого класу.

Щодо діяльнісного компонента екологічної складової, у методичній літературі виявлено різну кількість видів екологічної діяльності школярів. Здійснюючи аналіз підручників, ми послуговувались видами екологічної діяльності, запропонованими Г. Данильченко: практична діяльність (визначати вплив чинників на природні комплекси, створювати умови для нормального росту і розвитку рослин); оцінна діяльність (оцінювати стан навколишнього середовища, визначати стан деяких видів у природі); прогностична діяльність (передбачати наслідки антропогенного впливу на природу, окремі рослини); поведінкова (дотримуватись природоохоронних вимог у процесі природокористування, здійснювати практичну роботу по очищенню природних територій від антропогенного бруду) [3].

Лише перший вид діяльності представлений окремими фрагментами у чинних підручниках, тоді як відомості про інші види екологічної діяльності чи орієнтація учнів на її здійснення практично відсутні. Незаперечним є те, що це негативно позначиться на розумінні учнями значення зв'язків у природі для збереження її цілісності, на встановленні гармонійних відносин з живим як головною цінністю нашої планети, з суспільством, самим собою.

Відповідно до Держстандарту і програми ієрархія вимог до результатів навчання біології передбачає послідовне ускладнення характеру навчальної діяльності. Водночас, як показав аналіз чинної програми з біології для шостого класу [6], передбачається формування переважно пізнавальних умінь, тоді як перетворювальні уміння як результат навчання слабо представлені. Перетворювальні уміння стосуються тих сфер взаємодії школярів із природою, де відбуваються певні видозміни природних явищ. Ця діяльність набуває особливого значення в умовах погіршення екологічної ситуації. Водночас природа є самодостатньою системою, яка здатна до саморегуляції й загалом не потребує особливого втручання людини. Тож перетворювальна діяльність

стосується ліквідації наслідків антропогенного впливу на природу, а також пов'язані з цим позитивні видозміни стосунки людини і природи.

Отже, екологічну перетворювальну діяльність розглядаємо в двох аспектах: як практичні зміни середовища існування і як трансформації ставлення учня до природи.

Крім того, ця діяльність може здійснюватись на двох рівнях: реальна або ідеальна зміна об'єкта. У першому випадку йдеться про натуралістичну діяльність, у процесі якої учень опановує способи практичного природокористування з позицій біоцентризму, орієнтованого на значущість всього живого (формування умінь запобігати руйнуванню організму, природного об'єкта, в тому числі вирощування і догляд за кімнатними рослинами, як передбачено програмою шостого класу). Водночас до програми не включено спостереження зміни видового складу рослин певного угруповання, здійснення посиленої природоохоронної діяльності з покращення природного оточення, обмаль питань з виявлення причин погіршення стану здоров'я, причиною якого є біотична частина довкілля.

У другому випадку зміни природного об'єкту відбуваються лише в уяві школяра, тобто перетворювальна екологічна діяльність набуває проєктивного або моделюючого характеру. На важливість цього виду діяльності вказує її потенціал навчити школярів прийомам ідеального перетворення природи, що стає особливо актуальним в умовах значного скорочення в програмі форм «входження у природу» (наприклад, екскурсій).

Таким чином, екологічна складова біологічної освіти представлена у нормативних документах, що стосуються навчання біології у шостому класі, з урахуванням сучасних даних систематики, екології, проте потребує відображення регіонального компонента й посиленні діяльнісного аспекту.

Список використаних джерел

1. Біологія: підруч. для 6 кл. загальноосвіт. навч. закл. / І. Ю. Костіков [та ін.]. – К.: Видавничий дім «Освіта», 2014. – 256 с.
2. Біологія: підруч. для загальноосв. навч. закл. 6-й [кл.] / Л.І. Остапченко [та ін.]. – К.: Генеза, 2014. – 224 с.
3. Данильченко Г. И. Деятельность как компонент экологического образования школьников/ Г. И. Данильченко // Вестник КГПИ. – Костанай, 2006. – №2. – С.193-197.
4. Державний стандарт базової і повної загальної середньої освіти. Освітня галузь «Природознавство» / Біологія і хімія в сучасній школі. – №3. – 2012. – С. 2 -10.
5. Загальна методика навчання біології: навч. посібник для студ. вищ. навч. закл. / І. В. Мороз, А. В. Степанюк, О. Д. Гончар; за ред.І.В.Мороза. –К.: Либідь, 2006. – 592 с.
6. Навчальні програми для загальноосвітніх навчальних закладів: Природознавство. Біологія. 5–9 класи. – К.: Видавничий дім «Освіта», 2013. – 64 с.

Соціальна та екологічна безпека діяльності у підготовці студентів
Інституту управління та економіки освіти
Турубара О.В., Шевченко В.Г., Красільнікова Т.М.

Національний педагогічний університет імені М.П.Драгоманова
Ekologi203@bigmir.net

Характерною рисою сучасного періоду розвитку суспільства є зміна домінуючої державної форми власності, перехід до демократичної системи та економічних ринкових відносин. Людина, її життя та безпека визнано найвищою соціальною цінністю. Україна підтримала концепцію ООН про сталий розвиток суспільства, де пріоритетним є право кожної людини на надійну безпеку.

У сучасних умовах соціального розвитку, безпека життя та діяльності людини обумовлена необмеженою кількістю чинників, що впливають на організм, постійно змінюючись в чисельності та силі прояву, в часі і просторі, а також напряду залежить від можливостей людини та існуючих систем захисту. Надзвичайні ситуації техногенного, природного, соціального та виробничого характеру призводять до людських втрат, значних економічних збитків та завдають шкоди навколишньому середовищу. Ось чому, стратегічним, має бути принцип комплексного вирішення питань безпеки, як однієї із складових якості суспільного життя людини. Державна політика України в галузі безпеки має бути спрямована на забезпечення духовного, психічного, фізичного та соціального здоров'я населення.

Необхідність вирішення питання безпеки зумовлює формування цілісної системи знань з проблем управління безпекою життя та діяльності. Такі знання необхідні для прийняття за будь-яких умов обґрунтованих рішень щодо безпеки на рівні людини, колективу, підприємства, організації, установи, галузі, регіону й суспільства в цілому. Тільки об'єднання питань що вивчаються в курсах «Соціологія», «Екологія», «Цивільна оборона», «Охорона праці», «Психологія управління» та «Менеджмент» допоможе визначити сучасну модель безпеки життя та діяльності і дати майбутнім фахівцям-менеджерам та фахівцям-управлінцям необхідні знання щодо забезпечення управління соціальною та екологічною безпекою діяльності [1, 2].

Основними завданнями навчальних дисциплін є забезпечення майбутніх фахівців знаннями ефективного управління системою заходів та засобів, що забезпечують безпеку життя та діяльності людини в соціальній та екологічній системах. Саме розуміння моделі загальної безпеки суспільства та держави

дасть змогу усвідомити студенту весь комплекс потреб людини, який забезпечить стабілізацію психічного стану за рахунок відчуття особистої захищеності індивіда і суспільства від реальних та потенційних загроз та ризиків [3].

Вивчення навчальних дисциплін забезпечить студентів як майбутніх фахівців необхідними знаннями та практичними навичками щодо:

- аналізу соціальних, екологічних, психологічних ризиків пов'язаних з професійною діяльністю;
- уникнення та профілактики ризиків та небезпек в соціальних та екологічних системах;
- організація захисту певних соціальних груп людей від шкідливого і небезпечного впливу довкілля та соціуму;
- прогнозувати можливість наслідків впливу небезпечних факторів на людський організм та вражаючих факторів на безпеку системи "людина – середовище її існування".

Список використаних джерел

1. Програма вивчення нормативної навчальної дисципліни «Соціальна та екологічна безпека діяльності». – К.: НПУ імені М.П.Драгоманова, 2014. – 14 с.
2. Програма вивчення нормативної навчальної дисципліни «Управління соціальною та екологічною безпекою діяльності». – К.: НПУ імені М.П.Драгоманова, 2014. – 14 с.
3. Соціальна і екологічна безпека діяльності та управління нею. Курс лекцій / [Морозюк С.С., Лагутенко О.Т., Скиба Ю.А., Лавріненко В.М.] – К.: НПУ імені М.П. Драгоманова, 2013. – 144 с.

ЗМІСТ

ГЕОЕКОЛОГІЯ ТА РАЦІОНАЛЬНЕ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

<i>Вакал А.П., Білка С.П.</i> Вплив господарської діяльності на деякі фізичні властивості ґрунтів ТОВ СП “Родючість” Буринського району Сумської області.....	3
<i>Данильченко О.С.</i> Оцінка якості води річок Сумської області за індексом забрудненості води	8
<i>Кармазиненко С.П.</i> Морфологічна і мікоморфологічна будова урбаноземів (індустріземів) міста Шостка	12
<i>Колтун О.В., Колтун В.Р.</i> Зсувонебезпечні схили у м. Хмельницький: забудова та її наслідки	17
<i>Люшин В.Г.</i> Ефективність заходів у галузі охорони сільськогосподарських земель	20
<i>Савенко Б.М.</i> Економічні інструменти стимулювання розвитку альтернативних джерел енергії	23
<i>Стадник В.Ю., Тихомирова Т.С.</i> Проблемы и перспективы рационального использования лесных ресурсов Украины.....	25
<i>Старовойт О.Є., Кравченко Ю.С.</i> Геоєкологічна ситуація в Україні.....	27
<i>Сушко К.С.</i> Влияние антропогенных факторов на состояние почвенного покрова сухостепных ландшафтов юго-востока Ростовской области.....	29
<i>Тимощук І.І.</i> Напрями раціонального використання торф'яних боліт України	32

РЕАЛІЗАЦІЯ АКТИВНИХ ЗАХОДІВ ЗБЕРЕЖЕННЯ ПРИРОДНИХ КОМПЛЕКСІВ ТА ОБ'ЄКТІВ

<i>Арищенко І.В.</i> Сучасний стан природно-заповідного фонду басейну річки Удай в межах Чернігівської області.....	35
<i>Довганич Я.О.</i> Назвався грибом – лізь у кошик	37
<i>Яцик Р.М., Гайда Ю.І., Гудима В.М.</i> Генетичне різноманіття фертильності клонів та продукованого ними насіння на клонових насінних плантаціях лісових видів	41

ЯКІСТЬ ДОВКІЛЛЯ ТА ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ

<i>Барановський М.О., Барановська О.В.</i> Радіаційне забруднення території Чернігівської області та його медико-демографічні наслідки.....	46
---	----

Гринь С.О., Разладова М.І. Якість довкілля та здоров'я населення України	48
Кіптенко Є.М, Баиштаннік М.П., Козленко Т.В., Жемера Н.С., Онос Л. М., Трачук Н.О. Аналіз забруднення атмосферного повітря діоксидом азоту та його прогнозування в промислових містах України	50
Осетинская К.И., Резник К.Ю. Оценка загруженности улицы автотранспортом, как условия формирования качества атмосферного воздуха города (на примере просп. Московского г. Харькова).....	54
Ферару Ю.С. Динаміка біохімічних показників плазми крові при гострих хірургічних захворюваннях органів черевної порожнини населення Чортківського району	57
Язловицька Л.С., Руснак Г.О. Оцінка стану захворювань серцево-судинної системи жителів Чернівецької області за період 2010-2014 рр.	62

ПРОБЛЕМИ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЇ БІОЛОГІЇ

Бобокало О.С., Торяник В.М. Особливості фенетичної структури популяцій <i>Leptinotarsa decemlineata</i> Say на географічно віддалених територіях Сумської області	66
Буздуга І.М., Рудь О.М. Вплив сольового стресу на активність аскорбатпероксидази у нокаутної по каталазі лінії рослин <i>Arabidopsis thaliana</i> L.....	68
Кім М.Ю, Прилуцький О.В., Савченко А.О., Морозова І.І. Попередні результати дослідження екологічних особливостей рідкісного європейського гриба <i>Pleurotus calyptratus</i> (Lindbl.) Sacc.	71
Краснюкова А.В., Торяник В.М. Поширеність вродженої патології серед новонароджених Путивльського району Сумської області	73
Марютін О.Ф., Семендяєв М.А. Обмежено поширені і потенційно небезпечні хвороби і шкідники рослин огірка та помідора в закритому і відкритому ґрунті Східного Лісостепу України	76
Нога І.О. Стоматографія епідерми листків деяких представників <i>Liliopsidata Magnoliopsida</i>	80
Панчук І.І., Підлатюк М.М. Активність пероксидази у нокаутної КО-Cat2 лінії <i>Arabidopsis thaliana</i> за дії сольового стресу.....	84
Федорук Н.В., Лісовська Т.П. Мейотична мутація томату <i>dsm₂</i> із передчасним розпадом бівалентів.....	86
Череватов О.В., Стрілецький Д.С., Волков Р.А. Молекулярний поліморфізм генів COI бджоли медоносної	90

ХІМІКО-ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ДОВКІЛЛЯ

<i>Дворецька І.В., Савенець М.В., Савченко В.М.</i> Міжрічна динаміка вмісту діоксиду азоту за даними наземних та супутникових спостережень	92
<i>Джавадов А.К., Резник Л.Е.</i> О состоянии подземных вод в Орловской области РФ	96
<i>Довгаюк-Семенюк М.В., Величко О.І., Терек О.І.</i> Вміст мінерального нітрогену в ґрунті та у рослинах конюшини лучної за дії нафтового забруднення.....	99
<i>Олексієнко О.Ю., Попова В.В.</i> Розробка методики сорбційно-фотометричного визначення аніонних пар у гумусовмісних природних водах.....	101
<i>Яковишина Т.Ф., Соболев Т.О., Тур А.І.</i> Оцінка буферності міських ґрунтів щодо забруднення важкими металами в системі екологічного моніторингу.....	104

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА

<i>Благініна А.А., Безноско І.В., Опришко Н.О.</i> Екологічне оцінювання сортів пшениці за впливом на формування популяцій фітопатогенних грибів	108
<i>Івахнюк М.О., Вороненко А.А., Пирог Т.П.</i> Синтез мікробного екзополісахариду етаполану на промислових відходах	110
<i>Ізюмова О.Г.</i> Фізичні властивості ґрунту рекультивованих територій	113
<i>Мартиненко С. В., Кондратюк Т.О., Буланчук Ю.М.</i> Мікроскопічні гриби на органічних та неорганічних субстратах дощових колекторних систем міста Києва	116
<i>Марущак О.Ю., Муравинець О.А.</i> Можливості використання морфологічних аномалій безхвостих амфібій (Amphibia, Anura) в якості індикаторів забруднення навколишнього середовища на прикладі п'яти областей України	119
<i>Марченко О.М.</i> Вміст важких металів в осадах побутових стічних вод	123
<i>Марченко О.М.</i> Бактеріальне вилуговування важких металів з осадів побутових стічних вод	125
<i>Никитюк Л.В., Павлюковець І.Ю.</i> Біотрансформація соняшникової олії в поверхнево-активні речовини <i>Acinetobacter calcoaceticus</i> IMB B-7241 і <i>Nocardia vaccinii</i> IMB B-7405	128

Петровци Ю.И. Влияние тяжелых металлов на организм животных.....	131
Пирог Т.П., Савенко І.В., Скроцька О.І. Утилізація ароматичних сполук біоконверсією у поверхнево-активні речовини <i>Rhodococcus erythropolis</i> IMB Ac-5017, <i>Acinetobacter calcoaceticus</i> IMB B-7241 і <i>Nocardia vaccinii</i> IMB B-7405	132
Пирог Т.П., Софилканич А.П., Антонюк Н.А. Деструкция нефтяных загрязнений в присутствии поверхностно-активных веществ <i>Acinetobacter calcoaceticus</i> IMB B-7241, <i>Rhodococcus erythropolis</i> IMB Ac-5017 и <i>Nocardia vaccinii</i> IMB B-7405	136
Пузирна Л.М., Яцик Б.П. Сорбційне вилучення урану (VI) з водних середовищ шаруватим подвійним гідроксидом цинку та алюмінію, інтеркальованим гексаціаноферат(II)-іоном.....	140
Слюсар Н.С., Турубара О.В. Радіоактивне забруднення недеревної сировини (на прикладі березового соку) лісів Житомирської області	142
Тимошук К.В. Перспективи використання поверхнево-активних речовин <i>Nocardia vaccinii</i> IMB B-7405 для контролю чисельності фітопатогенних бактерій.....	144
Турчик П.М., Петрук В.Г., Бабенко І.В., Сторожа І.В. Екологічна безпека під час транспортування небезпечних відходів	145
Федорова В.М., Кобець С.О. Фероціанідний сорбент на основі шаруватого подвійного гідроксиду Zn і Al для вилучення ¹³⁷ Cs із водних середовищ.....	147
Шага К.О., Вовк В.С., Войтко Д.С., Васильківський І.В. Забруднення продуктів харчування радіонуклідами ХАЕС	149

МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ СТАНУ ДОВКІЛЛЯ

Галушак М.О. Математичне моделювання емісій парникових газів при коксуванні кам'яного вугілля у Польщі.....	154
Касіянчук Д.В. Оцінка впливу змін клімату на розвиток і активізацію ЕГП (на прикладі зсувів Івано-Франківської області).....	156
Колупаева В.Н., Горбатов В.С. Моделирование миграции пестицидов в грунтовые воды с помощью модели PEARL и стандартных сценариев регионов России	161

МЕТОДОЛОГІЯ, МЕТОДИКА ТА ІСТОРІЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ ОСВІТИ

<i>Анищенко Л.Н., Серенко Е.В.</i> Екологический центр в реализации технологий экологического образования	166
<i>Бібікова Ю., Волошина Н.О., Лазебна О.М.</i> Здоров'язбереження в освітньому вимірі	169
<i>Войтешенко М.Д., Міронець Л.П.</i> Екологічне виховання молодших школярів засобами дидактичної гри екологічного змісту	174
<i>Коршевніук Т.В.</i> Екологічна складова біологічної освіти шестикласників ...	176
<i>Турубара О.В., Шевченко В.Г., Красільнікова Т.М.</i> Соціальна та екологічна безпека діяльності у підготовці студентів Інституту управління та економіки освіти	181

Наукове видання

АКТУАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ДОСЛІДЖЕННЯ ДОВКІЛЛЯ

*Матеріали VI Міжнародної наукової конференції,
присвяченої 150-річчю з дня народження академіка Г.М. Висоцького
20-22 травня 2015 р.
Том 2*

Суми: СумДПУ імені А.С. Макаренка, 2015 р.
Свідоцтво ДК № 231 від 02.11.2000 р.

Відповідальний за випуск *Ю.І. Литвиненко*
Комп'ютерна верстка *О.Г. Корнус*

Збережено авторський стиль та орфографію

Здано в набір 30.04.15. Підписано до друку 08.05.15.
Формат 60х84/16. Гарн. New Times. Друк ризогр. Папір друк.
Умовн. друк. арк. 12,1. Обл.-вид. арк. 10,1.
Тираж 100 прим. Вид. № 23

СумДПУ імені А.С. Макаренка
40002, м. Суми, вул. Роменська, 87