

УДК 633.15:58.04:581.142:547.973

НАКОПИЧЕННЯ ЦІАНІДИНУ В ПРОРОСТКАХ КУКУРУДЗИ ЗА ТОКСИЧНОЇ ДІЇ КОМБІНАЦІЙ АЦЕТОХЛОРУ З ІОНАМИ СВИНЦЮ ТА КАДМІЮ

В.С. ФЕДЕНКО, С.А. ШЕМЕТ

*Науково-дослідний інститут біології Дніпропетровського національного
університету імені Олеся Гончара
49010 Дніпропетровськ, просп. Гагаріна, 72,*

Досліджували вплив комбінацій ацетохлору з іонами свинцю та кадмію на накопичення ціанідину в коренях проростків кукурудзи. Для комбінації ацетохлор—іони кадмію порівняно з комбінацією ацетохлор—іони свинцю виявлено посилення фітотоксичності з підвищеним ступенем антагонізму сумісної дії на ріст кореня і накопичення ціанідину. За меншого токсичного ефекту іонів свинцю на фоні ацетохлору встановлено підвищену кількість в поверхневих тканинах кореня ціанідину, здатного до асоціації з токсикантами.

Ключові слова: *Zea mays* L., ацетохлор, свинець, кадмій, ціанідин.

Функціонування рослинного організму за умов полікомпонентного забруднення середовища забезпечується реалізацією загальних механізмів детоксикації ксенобіотиків. На клітинному рівні таким механізмом вважають [14] хімічну трансформацію й вакуолярну компартментацію токсикантів. Незважаючи на констатацію [14, 16] спільного характеру внутрішньоклітинної детоксикації органічних і неорганічних ксенобіотиків у рослин, особливості цього процесу за умов їхньої комбінованої дії практично не з'ясовано. Серед можливих комбінацій ксенобіотиків різної природи привертають увагу важкі метали та гербіциди групи хлорацетанілідів з огляду на такі обставини. По-перше, як найпоширеніші забруднювачі з високим ступенем небезпеки для живих організмів [13]. По-друге, саме на прикладі іонів кадмію та хлорацетанілідів встановлено [16] спільний механізм трансформації цих ксенобіотиків шляхом утворення кон'югатів із глутатіоном, які переносяться до вакуолі за участю транспортувальників. По-третє, за умов роздільної дії підтверджено можливість хелатування іонів металів [6, 7] і кон'югації ацетохлору [8] із ціанідин-3-глюкозидом, який локалізований у вакуолях клітин корової паренхіми кореня проростків кукурудзи як рослини-елімінатора [5]. У зв'язку з цим на наступному етапі дослідження механізму детоксикації доцільно з'ясувати можливість реалізації двох типів трансформації ксенобіотиків фенольним елімінатором за комбінованої дії ацетохлору та іонів металів із різним ступенем фітотоксичності й здатності до комплексоутворення [6, 7].

Для цього ми запропонували методичний підхід, який ґрунтується на ідентифікації асоційованої форми фенольного елімінатора із токси-

кантами *in vivo* [8, 11]. Крім того, можливість прояву різних типів взаємного впливу ксенобіотиків на тест-функції рослин зумовлює доцільність застосування методу планованого факторного експерименту (ПФЕ) для оцінювання дозових змін цих ефектів [3].

Мета роботи — з'ясувати зміни накопичення й ефекти зв'язування ціанідину в коренях проростків кукурудзи за токсичного впливу комбінацій ацетохлору з іонами свинцю та кадмію.

Методика

Комбінований вплив ацетохлору (гербіцид харнес) та іонів металів (Pb^{2+} , Cd^{2+}) досліджували у модельному експерименті на проростках кукурудзи (*Zea mays* L.) гібрида Промінь 170 МВ. Насіння пророщували 10 діб у рулонах фільтрувального паперу на розчинах ацетохлору, $Pb(NO_3)_2$, $Cd(NO_3)_2$ та воді (контроль) за температури 22–24 °С (фотоперіод — 16 год). Згідно зі схемою ПФЕ 2² [3], на нижньому рівні концентрації становили 0,2 мМ для ацетохлору і 0,01 мМ для Pb^{2+} або Cd^{2+} , на верхньому — відповідно 0,4 та 0,1 мМ. Додатково вивчали комбінацію 0,3 мМ ацетохлор — 0,055 мМ Pb^{2+} (або Cd^{2+}) як центральний варіант експерименту [9], який разом із контрольним варіантом також використовували для розрахунку регресивних рівнянь ПФЕ. Напрямок і ступінь роздільного впливу токсикантів та тип взаємної дії чинників оцінювали за величиною і знаком відповідних коефіцієнтів у математичній моделі ПФЕ [3]. Для можливості порівняння модифікованого впливу різних іонів металів під час розрахунку дозових залежностей показники наводили у відсотках відносно контролю.

Зміни стану ціанідину внаслідок асоціації з ксенобіотиками визначали за параметрами відбиття антоціанової зони кореня після кожного варіанта обробки за розробленим нами методом [11]. Спектри відбиття зразків вимірювали в діапазоні 350–800 нм на спектрофотометрі Specord M40 (Німеччина), обладнаному пристосуванням з фотометричною кулею і касетою для математичної обробки «Data Handling I». Інтенсивність спектрів відбиття визначали в одиницях оптичної густини для порівняння стану пігменту *in vivo* та *in vitro*. Диференційні спектри розраховували за різницею оптичних густин за відповідної довжини хвилі в спектрах відбиття зразків дослідних варіантів відносно контролю.

Накопичення ціанідину в поверхневих тканинах антоціанової зони кореня оцінювали за оптичною густиною максимуму у спектрі відбиття при 520 нм (A_{520}). Паралельно визначали загальний вміст ціанідину у цих зразках за оптичною густиною екстракту в системі ізопропанол — 1 % HCl [10] при 530 нм у розрахунку на 1 г сирової речовини коренів (A_{530}^{1r}). Для оцінювання змін локалізації пігменту в поверхневих тканинах і загального його вмісту в корені розраховували діагностичний показник $K_{\text{ант}}$ за формулою

$$K_{\text{ант}} = \Delta A_{520} - \Delta A_{530}^{1r},$$

де ΔA_{520} і ΔA_{530}^{1r} — інкременти відповідних показників для дослідних варіантів (у % контролю).

Для оцінювання тенденції до накопичення ціанідину за показниками A_{520} та A_{530}^{1r} об'єднували обидві схеми ПФЕ для комбінацій ацетохлор— Pb^{2+} й ацетохлор— Cd^{2+} із розрахунком рівнянь регресії, в яких враховано роздільний і комбінований вплив трьох токсикантів. Адекватність

рівнянь регресії ПФЕ визначали за коефіцієнтом детермінації r^2 [2]. Біологічна повторність кожного досліду чотириразова, аналітична — триразова. Статистичну обробку експериментальних даних проводили за 5 %-го рівня значущості, похибка вимірювань не перевищувала 5 %.

Результати та обговорення

Аналізом результатів щодо росту кореня проростків, представлених поверхню відгуку ПФЕ (рис. 1), встановлено більшу токсичність Cd^{2+} порівняно з Pb^{2+} у комбінаціях іонів цих металів з ацетохлором, що відповідає ефекту пригнічення, виявленому за їх роздільної дії [1]. Такий висновок для діапазону досліджених доз підтверджує більше від'ємне значення коефіцієнта при x_{Cd} (концентрація Cd^{2+}) порівняно з x_{Pb} (концентрація Pb^{2+}) в рівняннях регресії (табл. 1). При цьому близькі за від'ємними значеннями коефіцієнти при x_a (концентрація ацетохлору) для обох дозових залежностей змін лінійного розміру кореня засвідчили наближений ступінь токсичного впливу гербіциду в комбінаціях як із Pb^{2+} , так і з Cd^{2+} . Підвищене додатне значення коефіцієнта $x_a x_{\text{Pb}}$ порівняно з $x_a x_{\text{Cd}}$, яке відображає ефект сумісного впливу токсикантів, підтверджує більший ступінь антагонізму взаємної дії комбінації ацетохлор— Cd^{2+} із більш вираженою фітотоксичністю.

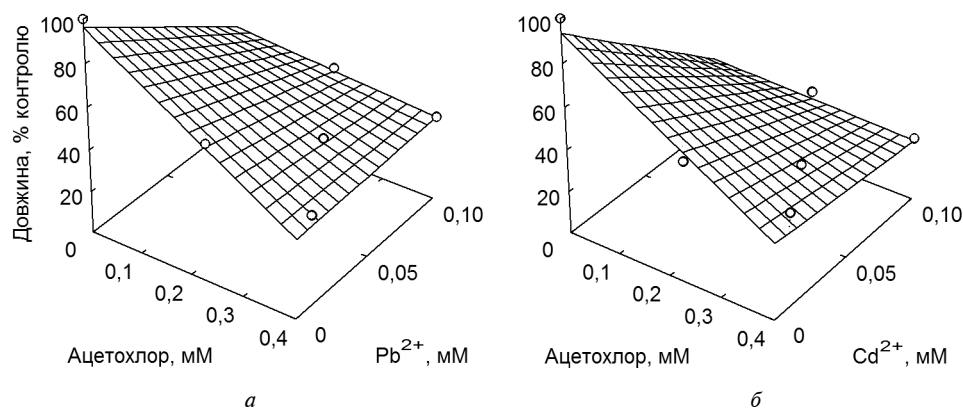


Рис. 1. Довжина кореня проростків кукурудзи за дії комбінацій ацетохлор— Pb^{2+} (а) та ацетохлор— Cd^{2+} (б)

ТАБЛИЦЯ 1. Рівняння регресії показників росту (% контролю) від концентрації (мМ) ацетохлору (x_a), іонів свинцю (x_{Pb}) та кадмію (x_{Cd})

Варіант обробки	Рівняння регресії	r^2
Довжина кореня		
Ацетохлор— Pb^{2+}	$y = 96,1 - 145,6 x_a - 476,2 x_{\text{Pb}} + 1242,3 x_a x_{\text{Pb}}$	0,79
Ацетохлор— Cd^{2+}	$y = 93,3 - 143,1 x_a - 611,5 x_{\text{Cd}} + 1341,8 x_a x_{\text{Cd}}$	0,89
Довжина пагона		
Ацетохлор— Pb^{2+}	$y = 93,3 - 193,9 x_a - 556,2 x_{\text{Pb}} + 1757,2 x_a x_{\text{Pb}}$	0,83
Ацетохлор— Cd^{2+}	$y = 98,4 - 123,0 x_a - 315,0 x_{\text{Cd}} + 772,7 x_a x_{\text{Cd}}$	0,94

Примітка. $p < 0,001$.

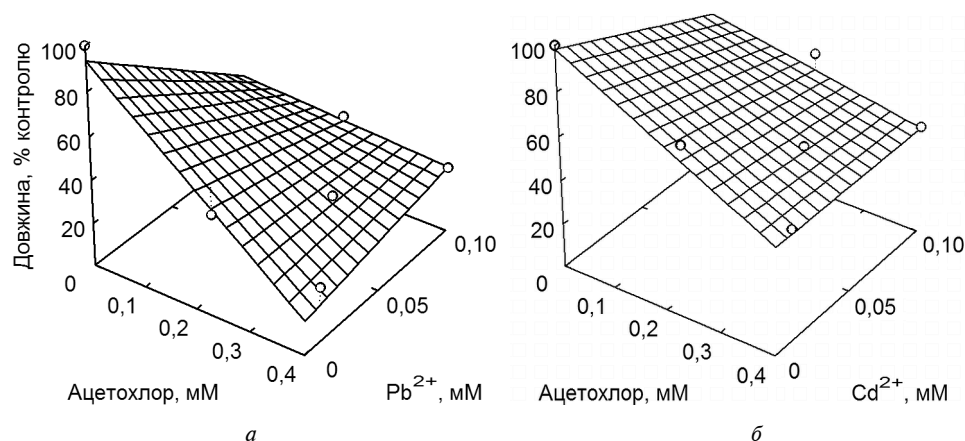


Рис. 2. Довжина пагона проростків кукурудзи за дії комбінацій ацетохлор– Pb^{2+} (а) та ацетохлор– Cd^{2+} (б)

Для лінійного розміру пагона токсичнішим виявився комбінований вплив ацетохлору із Pb^{2+} (рис. 2), що підтверджено також більшим від'ємним значенням коефіцієнта x_{Pb} порівняно з x_{Cd} у відповідних регресивних залежностях (див. табл. 1). Таку відмінність тенденції зміни росту пагонів порівняно з коренем можна пояснити складним характером опосередкованого впливу токсикантів. Для ацетохлору, за нашими даними [8], координоване пригнічення росту кореня і пагона корелятивно пов'язане. Іони металів впливають на процеси росту надземної частини як безпосередньо (шляхом їхнього транспорту), так і опосередковано (внаслідок змін гормонального балансу органів, надходження води й поживних речовин) [18]. Поєднання цих ксенобіотиків ще більше ускладнює токсичний вплив на координований ріст органів, а закономірності цього процесу досі залишаються нез'ясованими. Разом з тим у результаті порівняльного аналізу коефіцієнтів при $x_a x_{Pb}$ та $x_a x_{Cd}$ (див. табл. 1) доведено, що аналогічно росту кореня ступінь антагоністичного типу взаємного впливу чинників на довжину пагона був вищим для комбінації токсикантів із більш вираженою роздільною інгібувальною дією.

Із використанням лінійних регресивних залежностей раніше встановлено [13] зміну антагоністичного типу взаємної дії ацетохлору і Pb^{2+} на синергічний для довжини кореня рослин *Triticum aestivum*, *Brassica pekinensis*, *Glycine max* з підвищенням концентрації іонів металу в середовищі кореневого живлення. Разом з тим в обраних авторами праці [13] лінійних моделях для відображення роздільного комбінованого впливу не враховані складні нелінійні дозові ефекти для діапазону концентрацій токсикантів адекватно відповіді організму на дію стрес-чинників [12], що можливо з використанням ПФЕ. Крім того, залишається нез'ясованим прояв адаптивних реакцій на комбіновану фітотоксичність ксенобіотиків.

Однією з таких реакцій є детоксикація внаслідок зв'язування ксенобіотиків із ціанідом у коренях проростків кукурудзи, що встановлено за роздільної дії ацетохлору [8], Pb^{2+} [4] та Cd^{2+} [7, 10]. Неруйнівним спектральним методом [11] доведено, що для обох комбінацій ацетохлору з іонами металів спостерігалось батохромне зміщення максимуму в спектрі відбиття антоціанової зони кореня (табл. 2), однак ступінь цих змін був вищим за наявності Pb^{2+} (на 25,0–30,0 нм) порівняно з Cd^{2+}

ТАБЛИЦЯ 2. Характеристики спектрів відбиття антоціанової зони кореня проростків кукурудзи і зміна накопичення ціанідину в коренях за комбінованої дії ацетохлору та іонів металів

Концентрація, мМ		Спектр відбиття		$K_{\text{ант}}, \%$
Ацетохлор	Me^{2+}	$\lambda_{\text{макс}}, \text{нМ}$	$\Delta\lambda, \text{нМ}$	
Ацетохлор— Pb^{2+}				
0	0	520,0	—	—
0,2	0,01	520,0	0	21,7
0,4	0,01	545,0	+25,0	123,9
0,2	0,10	550,0	+30,0	66,3
0,4	0,10	550,0	+30,0	105,9
0,3	0,055	545,0	+25,0	137,8
Ацетохлор— Cd^{2+}				
0	0	515,0	—	—
0,2	0,01	515,2	+0,2	21,3
0,4	0,01	520,5	+5,5	-2,6
0,2	0,10	521,6	+6,6	-28,9
0,4	0,10	521,6	+6,6	59,4
0,3	0,055	520,0	+5,0	-4,2

(на 0,2—6,0 нМ). Зміни спектральних параметрів рослинних тканин обумовлені конкурентною взаємодією пігменту із ксенобіотиками: хелатування іонів металів з утворенням більш спряженої хромофорної системи [6, 10] або кон'югація ацетохлору з модифікацією ауксохромного ефекту гідроксильної групи [8]. Оскільки саме хелатування під час утворення хіноїдної структури ціанідину найістотніше зміщує положення максимуму, встановлену тенденцію його батохромного зміщення можна пояснити більш вираженою здатністю Pb^{2+} до комплексоутворення з ціанідином порівняно з Cd^{2+} .

Для відокремлення внеску асоціатів ціанідин-метал і ціанідин-ацетохлор до результуючого максимуму, пов'язаного з додаванням різних форм пігменту, застосовано диференціальну спектроскопію [8, 10]. Проаналізувавши зміни різниці абсорбції ΔA між інтенсивністю відбиття антоціанової зони коренів за обробки комбінацією ацетохлор— Cd^{2+} та відповідного рослинного препарату для контрольного варіанта, відзначимо наявність у диференціальному спектрі вираженого максимуму при 535 нМ (рис. 3), що підтверджує факт модифікації пігменту внаслідок утворення асоціатів із ксенобіотиками.

Модифікація пігменту супроводжується його підвищеним накопичен-

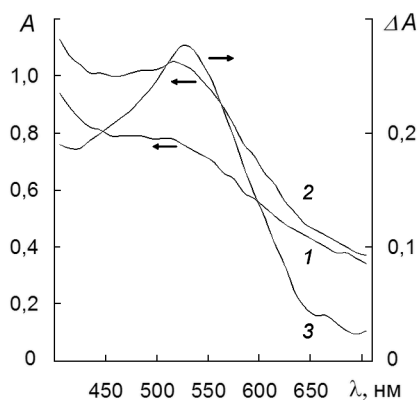


Рис. 3. Спектри відбиття антоціанової зони кореня проростків кукурудзи за дії токсикантів:

1 — контроль; 2 — 0,4 мМ ацетохлор — 0,1 мМ Cd^{2+} ; 3 — диференціальний спектр варіанта 2 відносно варіанта 1

НАКОПЛЕНИЕ ЦИАНИДИНА В ПРОРОСТКАХ КУКУРУЗЫ

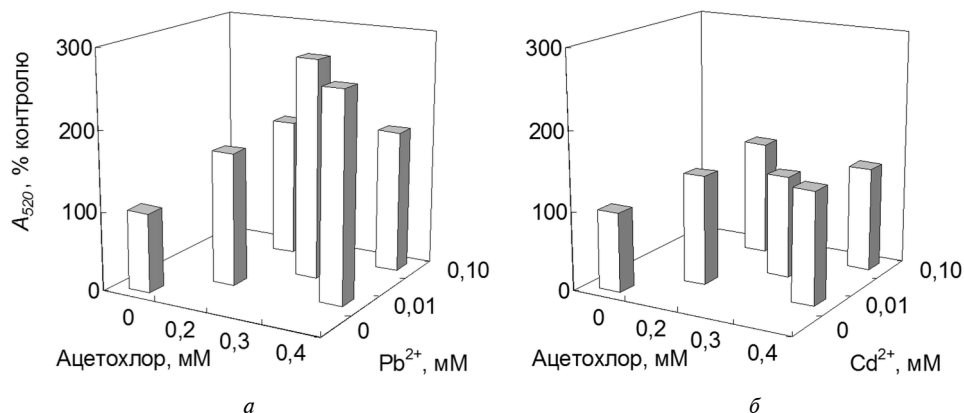


Рис. 4. Інтенсивність у спектрах відбиття (A_{520}) антоціанової зони кореня проростків кукурудзи за дії комбінацій ацетохлор– Pb^{2+} (а) та ацетохлор– Cd^{2+} (б)

ням у поверхневих тканинах кореня для всіх варіантів обробки токсикантами, що встановлено за інтенсивністю максимуму в спектрах відбиття (A_{520}) (рис. 4). Об'єднанням схем ПФЕ для обох комбінацій ксенобіотиків отримано загальне рівняння регресії

$$A_{520} = 101,2 + 111,2 x_a + 644,5 x_{Pb} + 554,7 x_{Cd} - 817,7 x_a x_{Pb} - 1818,8 x_a x_{Cd} \quad (r^2 = 0,96, p = 0,02).$$

Проаналізувавши додатні значення коефіцієнтів при x_a , x_{Pb} та x_{Cd} у цьому рівнянні, зазначимо, що ступінь роздільного стимулювального впливу на показник A_{520} підвищується в ряду токсикантів: ацетохлор — Cd^{2+} — Pb^{2+} . При цьому більше від'ємне значення коефіцієнта при $x_a x_{Cd}$ порівняно з $x_a x_{Pb}$ засвідчує значніший антагонізм взаємної дії ацетохлору і Cd^{2+} відносно комбінації хлорацетаніліді і Pb^{2+} на накоплення ціанідину в поверхневих тканинах кореня. Тенденція змін загального вмісту ціанідину в корені залежно від концентрації ксенобіотиків, встановлена на основі показника A_{530}^{1r} (рис. 5) та об'єднанням схем ПФЕ для обох комбінацій, визначається рівнянням

$$A_{530}^{1r} = 97,6 + 122,4 x_a + 423,4 x_{Pb} + 1719,6 x_{Cd} - 2911,9 x_a x_{Pb} - 6146,5 x_a x_{Cd} \quad (r^2 = 0,98, p = 0,04).$$

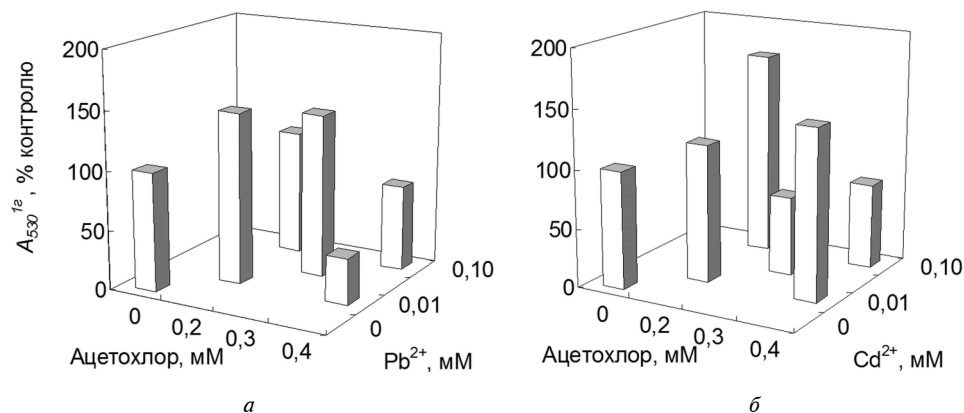


Рис. 5. Вміст ціанідину в антоціановій зоні кореня проростків кукурудзи за дії комбінацій ацетохлор– Pb^{2+} (а) та ацетохлор– Cd^{2+} (б)

Збільшення додатних значень коефіцієнтів при x_a , x_{Pb} та x_{Cd} засвідчує посилення роздільного позитивного впливу на показник у ряду токсикантів ацетохлор— Pb^{2+} — Cd^{2+} . За від'ємними значеннями коефіцієнтів $x_a x_{Cd}$ та $x_a x_{Pb}$ ступінь антагонізму сумісного ефекту ацетохлору з Cd^{2+} істотніший порівняно з комбінацією хлорацетаніліду з Pb^{2+} . Антагонізм як можливий тип взаємної дії токсикантів за їх роздільного стимулювального впливу на показники накопичення ціанідину має негативне значення для функціонального стану рослин, оскільки підтверджує зниження їхнього адаптивного потенціалу з підвищенням комбінованої фітотоксичності ксенобіотиків.

Координованість змін локалізації пігменту в поверхневих тканинах і загального вмісту в корені обумовлюють значення діагностичного показника $K_{ант}$ як різниці інкрементів відносно відповідних показників для контрольного варіанта (див. табл. 2). За всіх варіантів дії комбінації ацетохлор— Pb^{2+} значення $K_{ант}$ знаходиться в межах 21,7—137,8 %, що пов'язано з підвищеною локалізацією фенольного пігменту в поверхневих тканинах кореня навіть у разі зменшення його вмісту за величиною $A_{530}^{1г}$. Для комбінації ацетохлор— Cd^{2+} додатні значення $K_{ант}$ були значно менші і спостерігались тільки на нижньому й верхньому рівнях концентрацій обох ксенобіотиків. Отже, Pb^{2+} в комбінації з ацетохлором ефективніше впливає на функціонування «антоціанового бар'єра» в тканині кореня порівняно із більш фітотоксичною комбінацією ацетохлор— Cd^{2+} , яка ослаблює прояв цієї адаптивної реакції.

На відміну від даних праці [13], автори якої обмежились встановленням ефекту комбінованої фітотоксичності ксенобіотиків, ми довели, що прояв типу взаємної дії токсикантів може мати різну значущість щодо впливу на фізіологічні процеси рослинного організму й напряду роздільного впливу стрес-чинників. На підставі наведених експериментальних результатів зазначимо, що крім можливого зв'язку між різними видами стресів через загальні сигнальні системи (фітогормональний статус, активні форми кисню), згідно з даними праці [15], у разі комбінації хімічних стресорів можлива також конкурентна взаємодія ксенобіотиків з ендогенними елімінаторами, які забезпечують біотрансформацію в метаболічно неактивні сполуки. Отримані результати розширюють уявлення щодо фізіолого-біохімічних закономірностей комбінованого впливу стресорів [17], а також регуляції активності гербіцидів за допомогою хімічних сполук [4, 9].

Отже, для комбінації ацетохлор—іони кадмію порівняно з комбінацією ацетохлор—іони свинцю спостерігається посилення фітотоксичності з підвищеним ступенем антагонізму сумісної дії на ріст кореня й накопичення ціанідину. За менш токсичного ефекту іонів свинцю на фоні хлорацетаніліду встановлено підвищену кількість в поверхневих тканинах кореня ціанідину, здатного до асоціації з токсикантами.

1. Гуральчук Ж.З. Фітотоксичність важких металів та стійкість рослин до їх дії. — К.: Логос, 2006. — 208 с.
2. Лакін Г.Ф. Биометрия. — М.: Высш. шк., 1990. — 352 с.
3. Максимов В.Н. Многофакторный эксперимент в биологии. — М.: Изд-во Моск. ун-та, 1980. — 280 с.
4. Мордерер Е.Ю. Избирательная фитотоксичность гербицидов. — Киев: Логос, 2001. — 240 с.

5. Серегин И.В., Кожевникова А.Д., Казюмина Е.М. и др. Токсическое действие и распределение никеля в корнях кукурузы // Физиология растений. — 2003. — **50**, № 5. — С. 793—800.
6. Феденко В.С. Зв'язування іонів свинцю з ціанідом у корнях проростків кукурудзи // Физиология и биохимия культ. растений. — 2006. — **38**, № 1. — С. 67—74.
7. Феденко В.С. Ціанідин як ендогенний хелатор іонів металів у корнях проростків кукурудзи // Укр. біохім. журн. — 2008. — **80**, № 1. — С. 102—106.
8. Феденко В.С., Шемет С.А., Стружко В.С. Вплив ацетохлору на нагромадження фенольних сполук у проростках кукурудзи // Физиология и биохимия культ. растений. — 2004. — **36**, № 5. — С. 419—426.
9. Швартау В.В. Регуляція активності гербіцидів за допомогою хімічних сполук. — К.: Логос, 2003. — 267 с.
10. Шемет С.А., Феденко В.С. Накопичення фенольних сполук у проростках кукурудзи за токсичної дії іонів кадмію // Физиология и биохимия культ. растений. — 2005. — **37**, № 6. — С. 505—512.
11. Патент 85043 Україна, МПК⁸ A01 G 7/00, G 01 N1/00, G 01 N 21/00. Спосіб визначення зв'язування металів в рослинних тканинах / В.С. Феденко, С.А. Шемет, В.С. Стружко, К.П. Приймак. — Опубл. 25.12.08, Бюл. № 24.
12. Calabrese E.J., Bechmann K.A., Bailer A.J. et al. Biological stress response terminology: integrating the concepts of adaptive response and preconditioning stress within a hormetic dose-response framework // Toxicol. Appl. Pharmacol. — 2007. — **222**. — P. 122—128.
13. Chao L., Zhou Q.-X., Chen S. et al. Single and joint stress of acetochlor and Pb on three agricultural crops in northeast China // J. Environ. Sci. — 2007. — **19**. — P. 719—724.
14. Coleman J.O.D., Blake-Kalff M.M.A., Davies T.G.E. Detoxification of xenobiotics by plants: chemical modification and vacuolar compartmentation // Trends Plant Sci. — 1997. — **2**, N 4. — P. 144—151.
15. Fujita M., Fujita Y., Yoshiteru N. et al. Crosstalk between abiotic and biotic stress responses: a current view from the point of convergence in the stress signalling networks // Curr. Opin. Plant Biol. — 2006. — **9**. — P. 436—442.
16. Meager R.B. Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants // Ibid. — 2000. — **3**. — P. 153—162.
17. Mittler R. Abiotic stress, the field environment and stress combination // Trends Plant Sci. — 2006. — **11**, N 1. — P. 15—19.
18. Polle A., Schutzendubel A. Heavy metal signalling in plants: linking cellular and organismic responses // Plant responses to abiotic stress / Eds. H. Hirt, K. Shinozaki. — Berlin: Springer Verlag, 2004. — **4**. — P. 187—215.

Отримано 09.04.2009

НАКОПЛЕНИЕ ЦИАНИДИНА В ПРОРОСТКАХ КУКУРУЗЫ ПРИ ТОКСИЧЕСКОМ ДЕЙСТВИИ КОМБИНАЦИЙ АЦЕТОХЛОРА С ИОНАМИ СВИНЦА И КАДМИЯ

В.С. Феденко, С.А. Шемет

Научно-исследовательский институт биологии Днепропетровского национального университета имени Олеся Гончара

Исследовали влияние комбинаций ацетохлора с ионами свинца и кадмия на накопление цианидина в корнях проростков кукурузы. Для комбинации ацетохлор—ионы кадмия по сравнению с комбинацией ацетохлор—ионы свинца выявлено усиление фитотоксичности с повышенной степенью антагонизма совместного действия на рост корня и накопление цианидина. При меньшем токсическом эффекте ионов свинца на фоне ацетохлора установлено повышенное количество в поверхностных тканях корня цианидина, способного к ассоциации с токсикантами.

CYANIDIN ACCUMULATION IN MAIZE SEEDLINGS UNDER TOXIC ACTION OF ACETOCHLOR COMBINATIONS WITH LEAD AND CADMIUM IONS

V.S. Fedenko, S.A. Shemet

Biology Research Institute of Oles Gonchar Dnipropetrovsk National University
72 Gagarin pr., Dnipropetrovsk, 49010, Ukraine

Action of acetochlor combinations with lead and cadmium ions on the cyanidin accumulation in maize seedlings roots was investigated. Increased phytotoxicity were shown for acetochlor-cadmium ions combination compared to acetochlor-lead ions combination with increased antagonism on root growth and cyanidin accumulation. With lower toxic effect of lead ions on the acetochlor background increased localisation of cyanidin which ability to association with toxicants was established in outer root tissues.

Key words: *Zea mays* L., acetochlor, lead, cadmium, cyanidin.