

## АНИЗОТРОПНІ ВЛАСТИВОСТІ ПИТОМОЇ АКТИВНОСТІ РАДІОНУКЛІДІВ ҐРУНТУ ТА ЗЕРНА ПШЕНИЦІ М'ЯКОЇ ОЗИМОЇ ЗА ТРИВАЛОГО ЗАСТОСУВАННЯ ДОБРИВ

**Г. М. ГОСПОДАРЕНКО**, доктор сільськогосподарських наук  
**В. В. ЛЮБИЧ**, доктор сільськогосподарських наук  
**О. О. ОЛІЙНИК**, викладач  
Уманський національний університет садівництва

*На основі проведених досліджень було встановлено, що різні дози мінеральних добрив, за тривалого (50 років) їх застосування мають вплив на зміну питомої активності радіоактивних ізотопів ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ) у ґрунті. Найбільше рослини пшениці озимої накопичували  $^{232}\text{Th}$ , проте застосування удобрювальних засобів знижувало його завдяки біологічному розбавлення в більшій масі врожаю. Поглинання радіоактивних нуклідів зерном пшениці озимої за вирощування після гороху й кукурудзи на силос залежно від удобрення змінювалось подібно з попередником конюшина.*

**Ключові слова:** радіоактивні ізотопи, радій, торій, калій, цезій, стронцій, питома активність радіоактивних нуклідів.

**Постановка проблеми.** Нині антропогенний тиск на навколишнє природне середовище є досить істотним. Зокрема, застосування удобрювальних матеріалів, як складової інтенсифікації сільськогосподарського виробництва, породжує чимало нових проблем, основною з яких є екологічна [1]. Численні дослідження [2–4] показали, що різні удобрювальні матеріали неоднаково впливають на властивості ґрунту. З ґрунтом вони вступають у складні взаємодії – відбуваються різноманітні перетворення, які залежать від низки чинників: властивостей удобрювальних матеріалів і ґрунту, погодних умов, агротехнології, вирощуваних культур тощо. Встановлено [5], що тривалий період інтенсивного сільськогосподарського використання територій з високим, часто необґрунтованим техногенним навантаженням призвело до значних змін складу, властивостей і формування режимів орних ґрунтів.

Однак, негативна дія удобрювальних матеріалів часто перебільшена. В екологічному розумінні їх не можна ставити в один ряд з пестицидами або техногенними забрудниками. Розроблення раціональних систем мінерального живлення рослин має включати обов'язкове оцінювання можливого негативного впливу на агроценози і розробку шляхів його мінімізації. Знання особливостей процесів сорбції та транслокації токсикантів у ґрунті допомагає уникнути небажаних явищ і забезпечити високу ефективність удобрення [6].

**Аналіз останніх досліджень** Нині розвиток сільського господарства неможливий без використання удобрювальних матеріалів, які дозволять

підвищити родючість ґрунтів, збільшити урожайність, підвищити якість сільськогосподарської продукції. Саме завдяки їх застосування забезпечується приріст врожаю на 50 % і більше [7]. Негативний вплив удобрювальних матеріалів на навколишнє природне середовище пов'язаний, насамперед, з їх хімічним складом і наявністю баластних речовин [8, 9]. При застосуванні удобрювальних матеріалів під кожен культуру необхідно враховувати гранично допустимі концентрації хімічних елементів у ґрунті.

Отже, в сільському господарстві поряд з підвищенням урожайності та поліпшенням якості продукції актуальними слід вважати дослідження, спрямовані на збереження та захисту навколишнього природного середовища від техногенного забруднення. Необхідним є впровадження природоохоронних ресурсозаощадних технологій, які б забезпечували збереження в чистоті ґрунту, води і повітря [10, 11].

Застосування удобрювальних матеріалів – це досить активний вплив на навколишнє природне середовище. Наявність у них різних токсичних домішок, незадовільна якість, а також можливі порушення технології застосування можуть призвести до значних негативних наслідків. Недотримання науково обґрунтованого застосування удобрювальних матеріалів, недосконалість доз, строків і способів їх застосування може мати негативний вплив на окремі складові біосфери, на стан навколишнього природного середовища та на людину [12, 13]. Розміри накопичення радіонуклідів – обернено пропорційні рівню родючості ґрунту: чим вища родючість, тим менша резистентність до радіонуклідного забруднення [14].

Для калійних добрив характерна присутність двох природних радіоактивних нуклідів:  $^{226}\text{Ra}$  і  $^{40}\text{K}$ . При цьому основним радіонуклідом є  $^{40}\text{K}$  [15]. Серед природних радіоактивних ізотопів найбільше розповсюджений радіоактивний калій ( $^{40}\text{K}$ ). Загальна активність його в земній корі більша, ніж активність усіх інших ізотопів, разом узятих. Він широко розсіяний у ґрунтах, особливо глинистих, де міцно утримується внаслідок процесів сорбції. Один грам природного калію містить  $^{40}\text{K}$  (0,0119 %) і характеризується активністю  $0,8 \cdot 10^{-9}$  кюрі [16]. Проте застосування калійних добрив із залишковою природною радіоактивністю не призводить до істотного підвищення радіоактивності продукції рослинництва, але інколи вона може зростати у кілька разів. Таке явище зазвичай спостерігається у молодих рослин за внесення високих доз калійних добрив [47].

У літературі досить мало даних про рівні радіоактивності калійних добрив. Відомо, що на 1 г калію припадає 29,6 Бк  $^{40}\text{K}$ . Радіоактивний калій ( $^{40}\text{K}$ ) має період напіврозпаду  $1,2 \cdot 10^9$  років. Характеризується бета-негативним типом розпаду з енергією 1,32 Мев (88,4 %) та частковим гамма-випромінюванням (К-захват) з енергією 1,46 Мев (11,6 %) [18]. Вміст у ґрунтах  $^{40}\text{K}$  може змінюватися в широких межах (100–750 Бк/кг). Ізотопи калію зазвичай знаходяться в ґрунті в міцно зв'язаній формі та мають невисоку швидкість переходу в рослини. У природі калій знаходиться у вигляді трьох ізотопів  $^{39}\text{K}$  (93,1 %),  $^{41}\text{K}$  (6,9 %) і радіоактивний  $^{40}\text{K}$  (0,012 %). Із загальної

кількості  $^{40}\text{K}$  88 % припадає на «м'яке» і лише 12 % на «жорстке» випромінювання. На загальному тлі природних джерел випромінювання  $^{40}\text{K}$  складає лише 12 % [19].

До одних із найнебезпечніших радіонуклідів, через активне включення їх у колообіг за трофічним ланцюгом, належать  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ . Міграція цих радіонуклідів у системі ґрунт–рослини призводить до накопичення їх у продукції рослинництва. Для зменшення переходу  $^{137}\text{Cs}$  у рослинницьку продукцію необхідно вносити мінеральні (особливо калійні) та органічні добрива, а також обов'язково проводити вапнування ґрунтів. Аналіз питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у вегетативній масі гречки показав, що на рівень їх концентрації впливає кислотність ґрунту, а також система застосування добрив. Так, у варіантах з органо-мінеральною системою удобрення спостерігається зниження питомої активності у зерні пшениці озимої  $^{137}\text{Cs}$  на 18–30 %, відбувається це головним чином завдяки зв'язуванню його органічною речовиною [20].

**Мета дослідження** – оцінювання анізотропних властивостей питомої активності нуклідів ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ) чорнозему опідзоленого зерна пшениці м'якої озимої за тривалого застосування добрив.

**Методика дослідження.** Дослідження виконували у польових і лабораторних умовах в Уманському національному університеті садівництва у тривалому стаціонарному досліді у польовій сівозміні зерно-бурякового виду з набором традиційних для регіону культур (атестат НААН № 88). Дослідна ділянка розміщувалась у Маньківському природно-сільськогосподарському районі Середньо-Дніпровсько-Бузького округу Лісостепової Правобережної провінції зони Лісостепу з географічними координатами за Гринвічем  $48^\circ 46'$  північної широти і  $30^\circ 14'$  східної довготи. Висота над рівнем моря – 245 м. Ґрунт дослідного поля – чорнозем опідзолений важкосуглинковий на лесі.

Дослід закладено в 1964 р. і нині продовжуються. Його основа – 10-пільна сівозміна, розгорнута в часі та просторі. Схема досліді включала варіанти (середнє насичення площі сівозміні добривами) – без застосування добрив (контроль),  $\text{N}_{45}\text{P}_{45}\text{K}_{45}$  (M1),  $\text{N}_{90}\text{P}_{90}\text{K}_{90}$  (M2),  $\text{N}_{135}\text{P}_{135}\text{K}_{135}$  (M3). У досліді використовували сорт пшениці м'якої озимої Місія одеська. Площа посівної ділянки становить  $170 \text{ м}^2$ , облікова площа –  $100 \text{ м}^2$ , повторність досліді триразова, розміщення варіантів послідовне. У досліді застосовували такі добрива: аміачну селітру, суперфосфат гранульований, калій хлористий.

Вміст радіоактивних нуклідів визначали на стінтіляційному спектрометрі гамма-випромінювання СЕГ-0,01 «АКП-С» і спектрометрі бета-випромінювання СЕБ-01-150. Коефіцієнт біологічного поглинання радіоактивних нуклідів зерном визначали за формулою:

$$КБП = \frac{X}{П},$$

де X – вміст радіоактивного нукліда в зерні, мг/кг;

П – вміст елемента в ґрунті, мг/кг.

Результати досліді обробляли за використання програм Microsoft Excel 2010 і

Statistica 12. Під час проведення дисперсійного аналізу підтверджували або спростовували «нульову гіпотезу». Для цього визначали значення коефіцієнта «р», який показував ймовірність відповідної гіпотези. У випадках коли  $p < 0.05$  «нульова гіпотеза спростовувалась, а вплив чинника був достовірним.

**Результати дослідження.** Дослідженнями встановлено, що зі збільшенням дози внесених добрив у ґрунті зростає питома активність радіоактивних ізотопів (табл. 1).

**Табл. 1. Питома активність радіонуклідів у ґрунті після тривалого (50 років) вирощування польових культур за різного удобрення (2014–2015 рр.), Бк/кг**

Варіант досліджу	Шар ґрунту, см	Радіонуклід				
		<sup>226</sup> Ra	<sup>232</sup> Th	<sup>40</sup> K	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
Без добрив (контроль)	0–20	25,8±0,5*	20,4±0,7*	105,1±4,1*	8,4±0,4*	3,1±0,05*
	20–40	20,1±0,6*	20,6±0,5*	77,3±2,8*	7,2±0,4*	2,0±0,04*
	40–60	14,9±0,8*	20,1±0,9*	52,3±1,2*	4,2±0,3*	1,8±0,02*
N <sub>45</sub> P <sub>45</sub> K <sub>45</sub>	0–20	28,6±0,5*	30,4±0,8*	118,0±3,7*	9,0±0,2*	3,2±0,03*
	20–40	22,3±0,6*	20,6±0,5*	81,2±1,9*	7,4±0,4*	2,0±0,04*
	40–60	15,2±0,7*	19,6±0,7*	56,4±4,2*	4,5±0,4*	1,8±0,03*
N <sub>90</sub> P <sub>90</sub> K <sub>90</sub>	0–20	30,7±0,8*	38,6±0,6*	128,1±4,4*	9,9±0,3*	3,1±0,03*
	20–40	24,8±0,9*	26,3±0,5*	95,9±3,6*	7,6±0,3*	2,2±0,04*
	40–60	15,2±0,9*	20,1±0,6*	58,7±1,6*	4,6±0,3*	1,9±0,05*
N <sub>135</sub> P <sub>135</sub> K <sub>135</sub>	0–20	32,6±0,7*	44,6±0,5*	136,2±1,7*	10,6±0,3*	3,3±0,04*
	20–40	27,1±0,7*	30,6±0,3*	110,0±3,0*	7,8±0,3*	2,4±0,03*
	40–60	15,1±0,3*	20,8±0,7*	61,2±3,2*	4,5±0,4*	1,9±0,05*

Примітка: \* – коефіцієнт варіювання незначний,  $p=0,001$ .

Застосування потрійних доз добрив підвищувало, порівняно з варіантом без добрив, вміст у ґрунті радіонуклідів: <sup>226</sup>Ra на 26 %, <sup>232</sup>Th – 118, <sup>40</sup>K – 30, <sup>137</sup>Cs – 26 і <sup>90</sup>Sr на 6 %.

Важливими кількісними показниками накопичення радіонуклідів є їх повнота поглинання (сорбція) і стійкість закріплення в поглиненому стані. Наприклад, якщо порівняти стійкість закріплення в поглиненому стані <sup>90</sup>Sr і <sup>137</sup>Cs, то <sup>90</sup>Sr витісняється в більшій кількості, ніж <sup>137</sup>Cs. Тобто поглинений цезій закріплюється міцніше. Про це свідчать і отримані дані проведених досліджень. Відомо, що на різних ґрунтах стійкість закріплення радіонуклідів неоднакова, міцніше вони закріплюються в чорноземі [21]. Загалом цезій, на відміну від стронцію, сорбується мінералами стійкіше. Особливо він закріплюється глинами. За однакової щільності забруднення ґрунту радіаційна небезпека від стронцію в шість разів вища, ніж від цезію. Щоб зменшити ступінь їх міграції, необхідно проводити певні агрохімічні заходи: вапнування ґрунтів, бідних на

обмінний кальцій, з кислотою реакцією середовища, внесення органічних добрив – перегною, торфу, гною. Для зниження надходження стронцію застосовують фосфорні, а цезію – калійні добрива [22].

Калійні добрива містять радіоактивні ізотопи калію та радію. Їх питома активність в ґрунті залежала від дози калійних добрив. Питома активність  $^{40}\text{K}$  збільшувалась залежно від дози внесених добрив від 12 до 30 %, а  $^{226}\text{Ra}$  – від 11 до 26 %. Вниз по профілю ґрунту їх питома активність знижувалась і на глибині 40–60 см була у два рази меншою, ніж у шарі 0–20 см. У тривалих польових дослідах встановлено безпечність калійних добрив, як носія радіоактивності, що створюється  $^{40}\text{K}$ . Випромінювання калію, що створює природний радіаційний фон не обмежується прийнятими нормами, і не є небезпечним для здоров'я людини.

Застосування удобрювальних матеріалів у польовій сівозміні змінює питому активність радіоізоотопів у зерні пшениці озимої (табл. 2).

**Табл. 2. Питома активність радіонуклідів у зерні пшениці озимої за різного удобрення в польовій сівозміні та попередників (2014–2015 р.), Бк/кг сухої маси**

Варіант дослідження (фактор А)	Радіоактивний нуклід					
	$^{40}\text{K}$	$^{232}\text{Th}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	
<b>Попередник – конюшина (фактор В)</b>						
Без добрив (контроль)	68,1±1,5*	19,6±0,5*	6,5±0,03*	1,7±0,06*	0,8±0,04*	
N <sub>45</sub> P <sub>45</sub> K <sub>45</sub>	69,3±2,3*	19,5±0,2*	6,4±0,04*	1,7±0,05*	0,8±0,04*	
N <sub>90</sub> P <sub>90</sub> K <sub>90</sub>	74,5±1,3*	20,2±0,4*	6,6±0,03*	1,9±0,05*	0,9±0,03*	
N <sub>135</sub> P <sub>135</sub> K <sub>135</sub>	87,2±1,5*	22,8±0,5*	6,7±0,03*	2,1±0,03*	1,0±0,04*	
<b>Попередник – горох</b>						
Без добрив (контроль)	68,4±1,9*	19,5±0,7*	6,6±0,03*	1,7±0,04*	0,8±0,02*	
N <sub>45</sub> P <sub>45</sub> K <sub>45</sub>	70,1±1,4*	19,8±0,7*	6,7±0,04*	1,8±0,06*	0,8±0,04*	
N <sub>90</sub> P <sub>90</sub> K <sub>90</sub>	76,2±1,6*	20,4±0,4*	6,7±0,02*	1,9±0,04*	1,0±0,04*	
N <sub>135</sub> P <sub>135</sub> K <sub>135</sub>	86,4±2,2*	21,7±0,3*	6,8±0,03*	2,1±0,02*	1,1±0,04*	
<b>Попередник – кукурудза на силос</b>						
Без добрив (контроль)	68,3±1,4*	18,1±0,7*	6±0,03*	1,7±0,05*	0,8±0,02*	
N <sub>45</sub> P <sub>45</sub> K <sub>45</sub>	69,8±1,8*	18,2±0,7*	6,1±0,03*	1,7±0,06*	0,8±0,03*	
N <sub>90</sub> P <sub>90</sub> K <sub>90</sub>	71,7±1,4*	19,3±0,5*	6,1±0,03*	1,7±0,06*	0,9±0,03*	
N <sub>135</sub> P <sub>135</sub> K <sub>135</sub>	77,6±1,4*	19,8±0,4*	6,1±0,03*	1,8±0,03*	1,0±0,02*	
НІР <sub>05</sub>	А	1,7	0,5	0,2	0,1	0,1
	В	1,4	0,4	0,2	0,1	0,1
ГДК	–	–	–	80	140	

Примітка: \* – коефіцієнт варіювання незначний,  $p=0,002$ .

За вирощування пшениці озимої після кукурудзи на силос вона нижча порівняно з іншими попередниками (конюшиною, горохом). Питома активність  $^{232}\text{Th}$  у зерні пшениці озимої була нижчою порівняно з  $^{40}\text{K}$  – 18,1–22,8 Бк/кг залежно від доз добрив і попередників. Також з'ясовано, що поглинання  $^{232}\text{Th}$  було вищим за вирощування пшениці після конюшини і гороху (19,6–22,8 Бк/кг зерна), ніж після кукурудзи на силос (18,1–19,8 Бк/кг), що можна пояснити ефектом розбавлення за вищого врожаю.

На питому активність  $^{226}\text{Ra}$  майже не впливали досліджувані складові агротехнології вирощування пшениці озимої. Її активність змінювалась у незначних межах – 6,0–6,8 Бк/кг. Радіоізотопи  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  легко включаються в процеси міграції по сільськогосподарських ланцюгах, тому що за своїми хімічними властивостями є подібними відповідно кальцію та калію, яким належить важлива роль у біосфері.

Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у зерні пшениці озимої була найнижчою порівняно з іншими радіонуклідами – відповідно від 1,7 до 2,1 і від 0,8 до 1,1 Бк/кг залежно від агротехнології вирощування. Це свідчить, що тривале застосування удобрювальних матеріалів у польовій сівозміні в зазначених дозах є безпечним. При цьому питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в 40–47 разів, а  $^{90}\text{Sr}$  в 127–145 разів була нижчою за ГДК. Виявлено, що внесені калійних добрив сприяють значному зниженню вмісту радіоцезію як в основній, так і в нетоварній частині врожаю пшениці порівняно з контролем. Калійні добрива є ефективним і економічно виправданим заходом для зниження надходження  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у продукцію рослинництва.

За даними питомої активності радіоактивних нуклідів у ґрунті та в зерні пшениці озимої розраховано коефіцієнт біологічного поглинання радіонуклідів (табл. 3). Найбільше рослини пшениці озимої накопичували  $^{232}\text{Th}$ , проте застосування удобрювальних засобів знижувало його завдяки біологічному розбавленню в більшій масі врожаю.

Так, у варіанті досліду без застосування удобрювальних засобів коефіцієнт біологічного поглинання  $^{232}\text{Th}$  зерном пшениці озимої за вирощування після конюшини становив 0,96, а за мінеральної системи удобрення – 0,51–0,64 або був меншим на 33–47 %. Найменше зерно пшениці озимої накопичувало  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{226}\text{Ra}$ .

Тривале внесення калійних добрив підвищує радіоактивність ґрунту за рахунок збільшення вмісту  $^{40}\text{K}$  та  $^{226}\text{Ra}$ . Проте, відома важлива екологічна функція калію – антагонізм у відношенні до радіоактивних  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ . Про значну роль калійних добрив у зниженні інтенсивності та міграції радіонуклідів у системі ґрунт–рослина відмічають багато вчених [1, 7, 11, 12]. Калій інгібує потрапляння  $^{137}\text{Cs}$  в культури агроценозів. Найбільший ефект досягається за внесення високих доз калійних добрив.

Поглинання радіоактивних нуклідів зерном пшениці озимої за вирощування після гороху і кукурудзи на силос залежно від удобрення змінювалось подібно з попередником конюшина.

**Табл. 3. Коефіцієнт біологічного поглинання радіоактивних нуклідів зерном пшениці озимої після тривалого (50 років) застосування удобрювальних засобів у польовій сівозміні та попередників, 2014–2015 рр.**

Варіант досліджу (фактор А)	Радіоактивний нуклід					
	<sup>40</sup> K	<sup>232</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	
Попередник – конюшина (фактор В)						
Без добрив (контроль)	0,65	0,96	0,25	0,20	0,26	
N <sub>45</sub> P <sub>45</sub> K <sub>45</sub>	0,59	0,64	0,22	0,19	0,25	
N <sub>90</sub> P <sub>90</sub> K <sub>90</sub>	0,60	0,55	0,22	0,20	0,28	
N <sub>135</sub> P <sub>135</sub> K <sub>135</sub>	0,64	0,51	0,21	0,20	0,30	
Попередник – горох						
Без добрив (контроль)	0,65	0,96	0,26	0,20	0,27	
N <sub>45</sub> P <sub>45</sub> K <sub>45</sub>	0,60	0,66	0,24	0,20	0,26	
N <sub>90</sub> P <sub>90</sub> K <sub>90</sub>	0,61	0,57	0,23	0,19	0,31	
N <sub>135</sub> P <sub>135</sub> K <sub>135</sub>	0,64	0,49	0,22	0,19	0,32	
Попередник – кукурудза на силос						
Без добрив (контроль)	0,66	0,95	0,25	0,21	0,29	
N <sub>45</sub> P <sub>45</sub> K <sub>45</sub>	0,63	0,71	0,22	0,19	0,27	
N <sub>90</sub> P <sub>90</sub> K <sub>90</sub>	0,60	0,61	0,22	0,18	0,28	
N <sub>135</sub> P <sub>135</sub> K <sub>135</sub>	0,59	0,51	0,21	0,18	0,31	
<i>НІР<sub>05</sub> за факторами</i>	<i>A</i>	<i>0,02</i>	<i>0,03</i>	<i>0,01</i>	<i>0,01</i>	<i>0,02</i>
	<i>B</i>	<i>0,01</i>	<i>0,02</i>	<i>0,01</i>	<i>0,01</i>	<i>0,01</i>

Отже, застосування добрив у польовій сівозміні безпечне, що досить важливо, оскільки при цьому підвищується продуктивність сільськогосподарських культур [23, 24].

**Висновки.** Поглинання чорноземом опідзоленим важкосуглинковим радіонуклідів перешкоджає їх пересуванню по його профілю і подальшому проникненню в ґрунтові води. Так, на глибині 40–60 см їх питома активність у два рази нижча, ніж у шарі ґрунту 0–20 см. Це свідчить про закріплення радіоізотопів у верхніх шарах ґрунту, що в свою чергу збільшує ймовірність потрапляння їх у продукцію рослинництва. Найбільше поглинається рослинами пшениці озимої з ґрунту <sup>137</sup>Cs, значно менше – <sup>90</sup>Sr.

Коефіцієнт біологічного поглинання <sup>232</sup>Th знижується з поліпшенням умов росту й розвитку рослин. Поглинання <sup>40</sup>K з ґрунту хоч і значне, але є безпечним для здоров'я людини. Забруднення продукції рослинництва радіонуклідами залежить від агрохімічного навантаження на ґрунт. Тому концентрація радіонуклідів у рослинах на різних ґрунтах у різних ґрунтово-кліматичних зонах при одному й тому самому рівні забруднення може бути різною. Тривале

внесення калійних добрив підвищує радіоактивність ґрунту за рахунок вмісту  $^{40}\text{K}$  та  $^{226}\text{Ra}$ , проте це випромінювання є безпечним для здоров'я людини. Крім того калій виконує важливу екологічну функцію – виступає антагоністом у відношенні до радіоактивних  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ . Аналіз питомої активності радіонуклідів у зерні пшениці озимої свідчить, що тривале (50 років) застосування удобрювальних матеріалів у польовій сівозміні у зазначених дозах є безпечними.

### Література:

1. Господаренко Г. М., Мартинюк А. Т., Черно О. Д., Любич В. В. Екотоксикологічне оцінювання зерна пшениці озимої за тривалого (з 1965 р.) застосування добрив у польовій сівозміні. *Вісник Дніпропетровського ДАЕУ*. 2017. №4. С. 85–98.
2. Andrews S., Mitchell J., Mancinelli R., Karlen D., Hartz T. On-Farm Assessment of Soil Quality in California's Central Valley. *Agronomy Journal*. 2002. Vol. 94, Iss. 1. P. 12–23.
3. Пшениця спельта. Г. М. Господаренко, П. В. Костогриз, В. В. Любич, Ф. М. Парій, С. П. Полторецький, І. О. Полянецька, Л. О. Рябовол, Я. С. Рябовол, О. Г. Сухомуд. За заг. ред. Г. М. Господаренка. К.: ТОВ «СІК ГРУПІ УКРАЇНА», 2016. 312 с.
4. Petrenko V., Liubich V., Bondar V. 2017. Baking quality of wheat grain as influenced by agriculture systems, weather and storing conditions. *Romanian Agricultural Research*. 2017. Vol. 34. P. 69–76.
5. Šimanský V., Jonczak J. Sorption capacity of sandy soil under long-term fertilisation. *Agriculture (Poľnohospodárstvo)*. 2019. Vol. 65. P. 164–171.
6. Tobiašová E., Šimanský V., Dębska B., Banach-Szott M. 2013. Soil structure and soil organic matter of selected soil types in different ecosystems. *Agriculture*. 2013. Vol. 59. P. 1–8.
7. Господаренко Г. М., Черно О. Д., Никітіна О. В. Агрохімія калію / за заг ред. Г. М. Господаренка. Київ : ТОВ «ТРОПЕА», 2021. 264 с.
8. Lopez-Arredondo D. L., Herrera-Estrella L. Engineering phosphorus metabolism in plants to produce a dual fertilization and weed control system. *Nat Biotechnol*. 2012. Vol. 30. P. 889–893.
9. Taylor M., Kim N., Smidt G., Busby C., McNally S., Robinson B., Kratz S., Schnug E. Trace Element Contaminants and Radioactivity from Phosphate Fertiliser. *Phosphorus in Agriculture*. 2016. P. 231–266.
10. Šimanský V. Changes in soil organic matter parameters during the period of 18 years under different soil management practices. *Agriculture*. 2016. Vol. 62. P. 149–154.
11. Kondo M., Makino T., Eguchi T., Goto A., Nakano H., Takai T., Kimura T. Comparative analysis of the relationship between Cs and K in soil and plant parts toward control of Cs accumulation in rice. *Soil Science and Plant Nutrition*. 2015. Vol. 61. P. 144–151.
12. Boukhenfouf W., Boucenna A. The radioactivity measurements in soils and fertilizers using gamma spectrometry technique. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2011. Vol. 102. Iss. 4. P. 336–339.
13. Alshahri F., Alqahtani M. Chemical fertilizers as a source of  $^{238}\text{U}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{222}\text{Rn}$ , and trace metal pollutant of the environment in Saudi Arabia. *Environmental Science and Pollution Research*. 2015. Vol. 22. Iss. 11. P. 8339–8348.



14. Hussain R.O., Hussain H.H. Investigation of the natural radioactivity in local and imported chemical fertilizers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 2011. Vol. 54(4). P. 777–782.

15. Chauhn P. R. P, Chauhn R. P., Gupta M. Estimation of naturally Occurring in Radionuclides Fertilizers Using Gamma Spectrometry and Elemental by XRF and XRD Techniques. *Microchemical Journal*. 2012. Vol. 103. P. 73–78.

16. Kaste J. M., Friedland A. J., Stürup S. Stable and Radioactive Isotopes To Trace Atmospherically Deposited Pb in Montane Forest Soils. *Environmental Studies*. 2003. Vol. 37(16). P. 3560–3567.

17. Becegado V. A., Ferreira F. J. F., Machado W. C. P. Concentration of radioactive elements (U, Th and K) derived from phosphatic fertilizers in cultivated soils. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 2008. Vol. 51(6). P. 1255–1266.

18. Alshahri F., Alqahtani M. Chemical fertilizers as a source of U-238, K-40, Ra-226, Rn-222, and trace metal pollutant of the environment in Saudi Arabia. *Environ Sci Pollut Res*. 2014. Vol. 22. P. 8339–8348.

19. Tzortzis M., Svoukis E., Tsertos H. A comprehensive study of natural gamma radioactivity levels and associated dose rates from surface soils in Cyprus. *Radiation Protection Dosimetry*. 2004. Vol. 109. Iss. 3. P. 217–224.

20. Трембіцька О. І. Вплив систем добрив на агроекологічний стан дерново-підзолистого ґрунту та накопичення радіоцезію сільськогосподарськими рослинами. *Бюлетень Інституту зернового господарства*. 2010. Вип. 39. С. 107–110.

21. Singh J., Singh H., Singh S., Bajwa B.S., Sonkawade R.G. Comparative study of natural radioactivity levels in soil samples from the Upper Siwaliks and Punjab, India using gamma-ray spectrometry. *J. Environ. Radioactiv*. 2009. Vol. 100. P. 94–98.

22. Hrkčková K., Mihalčík P., Žák Š., Hašana R., Ondreičková K., Kraic J. Agronomic and Economic Performance of Genetically Modified and Conventional Maize. *Agriculture*. 2018. Vol. 64. P. 87–93.

23. Jibiri N.N., Fasae K.P. Activity Concentrations of  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  and  $^{40}\text{K}$  in Brands of Fertilizer Used in Nigéri. *Radiation Protection Dosimetry*. 2012. Vol. 148. P. 132–137.

24. Любич В. В. Хлібопекарські властивості зерна сортів пшениці озимої залежно від видів, норм і строків застосування азотних добрив. *Вісник Дніпропетровського ДАЕУ*. 2017. №2. С. 35–41.

### References:

1. Hospodarenko, H. M., Martyniuk, A. T., Chernov, O. D., Liubych, V. V. (2017). Ecotoxicological evaluation of winter wheat grain for long-term (since 1965) application of fertilizers in field crop rotation. *Bulletin of Dnipropetrovsk State Agrarian University*, 2017, no. 4, pp. 85–98. (in Ukrainian).

2. Andrews, S., Mitchell, J., Mancinelli, R., Karlen, D., Hartz, T. (2002). On-Farm Assessment of Soil Quality in California's Central Valley. *Agronomy Journal*, 2002, vol. 94, iss. 1, pp. 12–23.

3. Hospodarenko, H. M., Kostogryz, V. P., Liubych, V. V. (2016). *Wheat spelt*. Kyiv: SIK GROUP UKRAINE, 312 p.

4. Petrenko, V., Liubich, V., Bondar, V. (2017). Baking quality of wheat grain as influenced by agriculture systems, weather and storing conditions. *Romanian Agricultural Research*, 2017, vol. 34, pp. 69–76.

5. Šimanský, V., Jonczak, J. (2019). Sorption capacity of sandy soil under long-term fertilisation. *Agriculture (Pol'nohospodárstvo)*, 2019, vol. 65, no. 4, pp. 164–171.
6. Tobiašová, E., Šimanský, V., Dębska, B., Banach-Szott, M. (2013). Soil structure and soil organic matter of selected soil types in different ecosystems. *Agriculture*, 2013, vol. 59, pp. 1–8.
7. Gospodarenko, G. M., Chernov, O. D., Nikitina, O. V. (2021). *Agrochemistry of potassium*. Kyiv: TROPEA LLC, 264 p. (in Ukrainian).
8. Lopez-Arredondo, D. L., Herrera-Estrella, L. (2012). Engineering phosphorus metabolism in plants to produce a dual fertilization and weed control system. *Nat Biotechnol*, 2012, vol. 30, pp. 889–893.
9. Taylor, M., Kim, N., Smidt, G., Busby, C., McNally, S., Robinson, B., Kratz, S., Schnug, E. (2016). Trace Element Contaminants and Radioactivity from Phosphate Fertiliser. *Phosphorus in Agriculture*, 2016, pp. 231–266.
10. Šimanský, V. (2016). Changes in soil organic matter parameters during the period of 18 years under different soil management practices. *Agriculture*, 2016, vol. 62, pp. 149–154.
11. Kondo, M., Makino, T., Eguchi, T., Goto, A., Nakano, H., Takai, T., Kimura, T. (2015). Comparative analysis of the relationship between Cs and K in soil and plant parts toward control of Cs accumulation in rice. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2015, vol. 61, pp. 144–151.
12. Boukhenfouf, W., Boucenna, A. (2011). The radioactivity measurements in soils and fertilizers using gamma spectrometry technique. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2011, vol. 102, iss. 4, pp. 336–339.
13. Alshahri, F., Alqahtani, M. (2015). Chemical fertilizers as a source of  $^{238}\text{U}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{222}\text{Rn}$ , and trace metal pollutant of the environment in Saudi Arabia. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, vol. 22, iss. 11, pp. 8339–8348.
14. Hussain, R. O., Hussain, H. H. (2011). Investigation of the natural radioactivity in local and imported chemical fertilizers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 2011, vol. 54(4), pp. 777–782.
15. Chauhn, P. R. P., Chauhn, R. P., Gupta, M. (2012). Estimation of naturally Occurring in Radionuclides Fertilizers Using Gamma Spectrometry and Elemental by XRF and XRD Techniques. *Microchemical Journal*, 2012, vol. 103, pp. 73–78.
16. Kaste, J. M., Friedland, A. J., Stürup, S. (2003). Stable and Radioactive Isotopes To Trace Atmospherically Deposited Pb in Montane Forest Soils. *Environmental Studies*, 2003, vol. 37(16), pp. 3560–3567.
17. Becegato, V. A., Ferreira, F. J. F., Machado, W. C. P. (2008). Concentration of radioactive elements (U, Th and K) derived from phosphatic fertilizers in cultivated soils. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 2008, vol. 51(6), pp. 1255–1266.
18. Alshahri, F., Alqahtani, M. (2014). Chemical fertilizers as a source of U-238, K-40, Ra-226, Rn-222, and trace metal pollutant of the environment in Saudi Arabia. *Environ Sci Pollut Res*, 2014, vol. 22, pp. 8339–8348.
19. Tzortzis, M., Svoukis, E., Tsertos, H. A. (2004). comprehensive study of natural gamma radioactivity levels and associated dose rates from surface soils in Cyprus. *Radiation Protection Dosimetry*, 2004, vol. 109, iss. 3, pp. 217–224.
20. Trembitska, O. I. (2010). Influence of fertilizer systems on the agroecological condition of sod-podzolic soil and accumulation of radiocaesium by

agricultural plants. *Bulletin of the Institute of Grain Management*, 2010, vol. 39, pp. 107–110. (in Ukrainian).

21. Singh, J., Singh, H., Singh, S., Bajwa, B. S., Sonkawade, R. G. (2009). Comparative study of natural radioactivity levels in soil samples from the Upper Siwaliks and Punjab, India using gamma-ray spectrometry. *J. Environ. Radioactiv.*, 2009, vol. 100, pp. 94–98.

22. Hřčková, K., Mihalčík, P., Žák, Š., Hašana, R., Ondreičková, K., Kraic, J. (2018). Agronomic and Economic Performance of Genetically Modified and Conventional Maize. *Agriculture*, 2018, vol. 64, pp. 87–93.

23. Jibiri, N. N., Fasae, K. P. (2012). Activity Concentrations of  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  and  $^{40}\text{K}$  in Brands of Fertilizer Used in Nigéri. *Radiation Protection Dosimetry*, 2012, vol. 148, pp. 132–137.

24. Liubych, V. V. (2017). Baking properties of grain of winter wheat varieties depending on types, norms and terms of nitrogen fertilizers application. *Bulletin of Dnipropetrovsk DAEU*, 2017, no. 2. pp. 35–41. (in Ukrainian).

### Annotation

**Hospodarenko H. M., Liubych V. V., Oliinyk O. O.**

***Anisotropic properties of specific activity of soil radionuclids and grain of soft winter wheat with long-term application of fertilizers***

*Prolonged systematic of mineral fertilizers contributes to increasing yielding capacity of agricultural crops. However, it can lead to significant changes in composition, properties and formation of agricultural soil regimes. The findings of the research have shown that application of mineral fertilizers leads to change of radioactive nuclides content in soil. The research was conducted under conditions of a long-term stationary field experiment, using different rates of mineral fertilizers  $N_{45}P_{45}K_{45}$ ,  $N_{90}P_{90}K_{90}$ ,  $N_{135}P_{135}K_{135}$ . Specific activity of radionuclides was determined by spectrometric analysis. Using experimental results we have demonstrated that under a long-term application (50 years) different rates of mineral fertilizers effect specific activity of radioactive isotopes in soil ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ).*

*The specific activity of radionuclides in a podzolized chernozem and in winter wheat grain was established. Winter wheat plants accumulated  $^{232}\text{Th}$  at the highest levels, but the use of fertilizers reduced it in a larger mass of the crop. The absorption of radioactive nuclides by winter wheat grain grown after peas and silage corn depending on fertilization changed similar to growing it after clover as a previous crop. According to the data of specific activity of radioactive nuclides in the soil and winter wheat grain, the coefficient of their biological absorption was calculated. The level of  $^{137}\text{Cs}$  uptake by winter wheat plants from the soil is the highest, while the level of  $^{90}\text{Sr}$  uptake is the lowest.*

*The coefficient of biological absorption of  $^{232}\text{Th}$  is significantly reduced with the improvement of the conditions of plant growth and plant development. The absorption of  $^{40}\text{K}$  from the soil is significant but it is safe for human health. Long-term application of potassium fertilizers increases the soil radioactivity due to the content of  $^{40}\text{K}$  and  $^{226}\text{Ra}$  but this radiation is safe for human health. In addition, potassium has an important ecological function being the antagonist in relation to radioactive  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$ . The analysis of the specific activity of radionuclides in winter wheat grain indicates that a long-term application of fertilizers (50 years) in the field crop rotation at the indicated fertilizer rates is safe.*

**Key words:** radioactive isotopes, radium, thorium, potassium, cesium, strontium, specific activity of radioactive nuclides.