

АГРАРНО-ПРАВОВА ПРИРОДА АКТИВ ПРЕЗИДЕНТА УКРАЇНИ

CALLIPHORIDAE (DIPTERA) FROM TRANSCARPATHIAN UKRAINE

Yu. VERVES, doctor of science, professor

Institute for Evolutionary Ecology, National Academy of Sciences of Ukraine

L. KHROKALO, PhD, associate professor

National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute"

E-mail: yuryverves@gmail.com lkhrokalo@gmail.com

Annotation. A total list of 22 Calliphoridae species from Borzhava locality is given. One species (*Stomorphina lunata*) is firstly recorded for Zakarpattia region, and 8 species (*Calliphora vicina*, *C. uralensis*, *Lucilia bufonivora*, *Phormia regina*, *Protophormia terraenovae*, *Pollenia angustigena*, *P. vagabunda*, *S. lunata*) are firstly registered in Borzhava locality. As referred literature data and original faunistic research, only 35 species of Calliphoridae are reported for Ukrainian Zakarpattia. This quantity is not less than 60-70 % of full regional species list. So, faunistic data on Transcarpathian calliporids need for further investigation.

Keywords: flies, Calliphoridae, fauna, Zakarpattia, Borzhava

Introduction.

Altogether 74 species of Calliphoridae have been reported from the Ukraine [11]. Regional faunas of Western Ukraine are not studied in detail. Only 35 species of those flies are known for Zakarpattia region [1, 2, 5-11 and present data]. This number not less than 60-70% of full regional species list.

Material and methods.

The faunistic data of the results of field collections of both authors [08.-26.08.2016

[11] and 03.-19.07.2018, original data] in West Ukraine, Zakarpattia, Irshava Distr., Sanatorium "Borzhava" territory, 48°22' N, 23°17' E, 160-220 m a. s. l., at hygro- and mesophytic meadows with bushes; at decorative flowering herbaceous plants; in 50-year old park, are present. The genera and subgenera of Calliphoridae are given after [3, 9]. 486 specimens (66 flies in 2016 and 420 – in 2018) from 29 species were collected by entomological net and identified after [1, 3, 4, 8]. Thus, during 2016 and 2018 42 species of sarcophagids have been known for Borzhava locality in general (table 1).

Results.

Total list of 35 species of calliphorids from Zakarpattia region composed as a result of our own collections and analysis of literature data is such:

Bellardia bayeri (Jacentkovský, 1937). "East Carpathians" [1]; Zakarpattia [4, 8]; Mezigiria distr., Kolochava village (Verves, 2005).

B. pandia (Walker, 1849). Zakarpattia [1, 4, 10].

B. polita (Mik, 1884). Zakarpattia: environs of Mukacheve city [6].

B. stricta (Villeneuve, 1926). Zakarpattia [10]; Mezigiria distr., Kolochava village [6]; Mukacheve city [6].

Calliphora (s. str.) *loewi* Enderlein, 1903. Zakarpattia: Irshava Distr., Mezigiria distr., Kolochava village [10].

C. (s. str.) *uralensis* Villeneuve, 1922. Zakarpattia [8, 10]; Irshava distr., Borzhava locality [present data]; Mukacheve distr., Siniak village [5]; Uzhhorod [2].

C. (s. str.) *vicina* Robineau-Desvoidy, 1830. Zakarpattia: Irshava distr., Borzhava locality [present data]; Mezigiria distr., Kolochava village [10]; Uzhhorod [2].

C. (s. str.) *vomitatoria* (Linnaeus, 1758). Zakarpattia: Mezigiria distr., Kolochava village [10]; Mukacheve distr., Siniak village [5]; Uzhhorod [2].

Onesia austriaca Villeneuve, 1920. "East Carpathians" [1]; Zakarpattia: Mezigiria distr., Kolochava village [8]; Mukacheve distr., Siniak village [5].

O. kowarzi Villeneuve, 1920. Zakarpattia: Mukacheve distr., Siniak village [5].

L. (Bufolucilia) bufonivora Moniez, 1876. Zakarpattia: Irshava distr., Borzhava locality [present data].

L. (B.) silvarum (Meigen, 1826). Zakarpattia (Verves, 2005; Verves & Khrokalo, 2010): Irshava distr., Borzhava locality [11]; Uzhhorod [2].

L. (s. str.) *ampullacea* Villeneuve, 1922. Zakarpattia [10]; Irshava distr., Borzhava locality [11]; Mezigiria distr., Kolochava village [8].

L. (s. str.) *caesar* (Linnaeus, 1758). Zakarpattia [5, 9]; Irshava distr., Borzhava locality [11 & present data]; Uzhhorod [2].

L. (s. str.) *illustris* (Meigen, 1826). Zakarpattia: Irshava distr., Borzhava locality [11 & present data]; Mezigiria distr., Kolochava village [10].

L. (s. str.) *sericata* (Meigen, 1826). Zakarpattia: Irshava distr., Borzhava locality [11 & present data]; Mezigiria distr., Kolochava village [10]; Uzhhorod [2].

Eggisops pecchiolii Rondani, 1862. Zakarpattia: Irshava distr., Borzhava locality [11].

Melinda gentilis Robineau-Desvoidy, 1830. Zakarpattia: Mukacheve city [8]; Mukacheve distr., Siniak village [5].

M. viridicyanea (Robineau-Desvoidy, 1830). Zakarpattia [5, 10]; Mezigiria distr., Kolochava village [8].

Chrysomya albiceps (Wiedemann, 1819). Zakarpattia [10]; Irshava distr., Borzhava locality [11 & present data]; Mezhygiria distr., Kolochava village [7].

Phormia regina (Meigen, 1826). Zakarpattia region [8, 10]; Irshava distr., Borzhava locality (present data); Uzhhorod [2].

Protocalliphora azurea (Fallén, 1817). Zakarpattia: Irshava distr., Borzhava locality [11 & present data].

P. proxima Grunin, 1966. Zakarpattia: Irshava distr., Borzhava locality [11].

Prognesi Thompson & Pont, 1993. Zakarpattia: Irshava distr., Borzhava locality [11 & present data].

Protophormia terraenavae (Robineau-Desvoidy, 1830). Zakarpattia [10]; Irshava distr., Borzhava locality (present data); Uzhhorod [2].

Trypocalliphora braueri (Hendel, 1901). Chernivtsi region: Vyzhnytsya distr., Lopushna village [5].

Pollenia amentaria (Scopoli, 1763). Zakarpattia [10]: Mezigiria distr., Kolochava village [8].

P. angustigena Wainwright, 1940. Zakarpattia [10]: Irshava distr., Borzhava locality (present data); Mezigiria distr., Kolochava village [8].

P. griseotomentosa (Jacentkovský, 1944). Zakarpattia [10]: Mezigiria distr., Kolochava village [8].

P. hungarica Rognes, 1987. Zakarpattia [10]: Irshava distr., Borzhava locality [11 & present data]; Mezigiria distr., Kolochava village [8].

P. labialis Robineau-Desvoidy, 1863. Zakarpattia [10]: Mezigiria distr., Kolochava village [8].

P. pediculata Macquart, 1834. Zakarpattia [10]: Irshava distr., Borzhava locality [11 & present data].

P. rudis (Fabricius, 1794). Zakarpattia [10]: Irshava distr., Borzhava locality [11 & present data]; Mezigiria distr., Kolochava village [8].

P. vagabunda (Meigen, 1826). Zakarpattia [10]: Irshava distr., Borzhava locality (present data); Mezigiria distr., Kolochava village [8].

P. vera Jacentkovský, 1936. "East Carpathians" [1]; Zakarpattia: Irshava distr., Borzhava locality [11 & present data].

Eurychaeta palpalis (Robineau-Desvoidy, 1830). Zakarpattia [8, 10].

1. List of Calliphoridae, collected in Borzhava locality in 2016 and 2018

no	Species	Specimens		
		08.-26. VII.2016	03.-19. VII.2018	sum
1	<i>Calliphora</i> (s. str.) <i>vicina</i> Robineau-Desvoidy, 1830	-	1	1
2	<i>C.</i> (s. str.) <i>uralensis</i> Villeneuve, 1922	-	2	2
3	<i>Lucilia</i> (s. str.) <i>ampullacea</i> Villeneuve, 1922	1	-	1
4	<i>L.</i> (s. str.) <i>caesar</i> (Linnaeus, 1758)	17	50	67
5	<i>L.</i> (s. str.) <i>illustris</i> (Meigen, 1826)	3	1	4
6	<i>L.</i> (s. str.) <i>sericata</i> (Meigen, 1826)	11	1	12
7	<i>L. (B.)</i> <i>bufonivora</i> Moniez, 1876	-	2	2
8	<i>L. (B.)</i> <i>silvarum</i> (Meigen, 1826)	4	-	4
9	<i>Eggisops</i> <i>pecchiolii</i> Rondani, 1862	1	-	1
10	<i>Chrysomya</i> <i>albiceps</i> (Wiedemann, 1819)	4	3	7
11	<i>Phormia</i> <i>regina</i> (Meigen, 1826)	-	98	98
12	<i>Protocalliphora</i> <i>azurea</i> (Fallén, 1817)	2	1	3
13	<i>P. proxima</i> Grunin, 1966	1	-	1
14	<i>Prognesi</i> Thompson & Pont, 1993	3	8	11
15	<i>Protophormia</i> <i>terraenovae</i> (Robineau-Desvoidy, 1830)	-	4	4
16	<i>Pollenia</i> <i>angustigena</i> Wainwright, 1940	-	19	19
17	<i>P. hungarica</i> Rognes, 1987	1	117	118
18	<i>P. pediculata</i> Macquart, 1834	11	10	21
19	<i>P. rudis</i> (Fabricius, 1794)	2	103	105
20	<i>P. vagabunda</i> (Meigen, 1826)	-	4	4
21	<i>P. vera</i> Jacentkovský, 1936	5	6	11
22	<i>Stomorrhina</i> <i>lunata</i> (Fabricius, 1805)	-	1	1
Sum		66	420	486

Stomorhina lunata (Fabricius, 1805). Zakarpattia: Irshava distr., Borzhava locality [present data]. Firstly reported for Ukrainian Zakarpattia.

Oll original data on materials collected at 2016 and 2018 years are given in table 1.

Discussion.

The list of 22 species from Borzhava locality is given. One species (*Stomorhina lunata*) is firstly recorded for Zakarpattia region, and 8 species (*Calliphora vicina*, *C. uralensis*, *Lucilia bufonivora*, *Phormia regina*, *Protophormia terraenovae*, *Pollenia angustigena*, *P. vagabunda*, *S. lunata*) are firstly registered in Borzhava locality. The number of known calliphorid's species from Ukrainian Zakarpattia (35 species) is not more than 60-70 % of distinct regional list of species. So, faunistic data on Transcarpathian calliphorids need for futher investigation.

References

1. Grunin, K. Y. (1970). Fam. Calliphoridae Key to Insects of European Part of the USSR, Nauka, Leningrad, 5 (2), 607-624.
2. Moskaletz, N. D. (1960). To the knowledge of fauna of synanthropic flies in Uzhgorod of Transcarpathian Region of Ukrainian SSR. Medical Parasitology and Parasitic Diseases, 31 (5), 575-578.
3. Rognes, K., Pape, T. (2007). Calliphoridae. Fauna Europaea. Avalable at: http://www.faunaeur.org/full_results.php?id=10892
4. Schumann, H. (1974). Revision der palaarktischen Bellardia-Arten (Diptera, Calliphoridae). Deutsche entomologische Zeitschrift (N. F.), 21 (4-5), 231-299.
5. Skufyin, K. V., Khitsova, L. N. (1978). On the Calliphoridae (Diptera) fauna in the European section of the USSR. Vestnik Zoologii, 12 (4), 87-89.
6. Verves, Y. G. (1985). Flies from the families Calliphoridae and Sarcophagidae of several regions of Ukraine. Problems of General and Molecular Biology, 4, 56-60.
7. Verves, Y. G. (2004). Records of Chrysomya albiceps in the Ukraine. Medical and Veterinary Entomology, 18, 308-310.
8. Verves, Y. G. (2005). An annotated list of the Ukrainian Calliphoridae (Diptera). Proceedings of Zoological Museum of Kyiv Taras Shevchenko National University, 3, 64-121.
9. Verves, Y. G., Khrokalo, L. A. (2006). Fam. Calliphoridae. Key to the insects of Russian. Far East Vladivostok, Dalnauka, 6 (4), 3-60.
10. Verves, Y. G., Khrokalo, L. A. (2010). The new data on Calliphoridae and Rhinophoridae (Diptera) from Ukraine. Ukrainska Entomofaunistyka, 1 (1), 23-54.
11. Verves, Y. G., Khrokalo, L. A. (2018). Fauna of Sarcophagidae and Calliphoridae (Diptera) of the West Ukraine. Halteres, 9, 12-38.

Ю. Вєрвєс, Л. Хрокало (2019). Calliphoridae (diptera) закарпатської України. БІОЛОГІЧНІ СИСТЕМИ: ТЕОРІЯ ТА ІННОВАЦІЇ, 10(1): 6-10.

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/editor/submission/12606>

Анотація. Наведений список 22 видів мух каліфорид з території Боржави. Один вид (*Stomorhina lunata*) вперше вказано для Закарпатської області та 8 видів (*Calliphora vicina*, *C. uralensis*, *Lucilia bufonivora*, *Phormia regina*, *Protophormia terraenovae*, *Pollenia angustigena*, *P. vagabunda*, *S. lunata*) вперше виявлено в околицях Боржави. Як свідчать дані літератури та власні дослідження фауни, тільки 35 видів каліфорид на сьогодні відомо з регіону Закарпатської України. Вказана кількість видів не перевищує 60-70 % регіональної фауни. Таким чином, фауністичні дослідження каліфорид Закарпаття мають бути продовжені.

Ключові слова: мухи, Calliphoridae, фауна, Закарпаття, Боржава

Ю. Вервес, Л. Хрокало (2019). Calliphoridae (diptera) закарпатской Украины.

BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 10(1): 10(1): 6-10.

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/editor/submission/12606>

Аннотация. Приведен список 22 видов мух калифорид с территории Боржавы. Один вид (*Stomorphina lunata*) впервые указан для Закарпатской области и 8 видов (*Calliphora vicina*, *C. uralensis*, *Lucilia bufonivora*, *Phormia regina*, *Protophormia terraenovae*, *Pollenia angustigena*, *P. vagabunda*, *S. lunata*) впервые обнаружено в окрестностях Боржавы. Как свидетельствуют литературные данные и оригинальные исследования фауны, только 35 видов калифорид на данный момент найдено на территории Закарпатской Украины. Указанное количество видов не превышает 60-70 % региональной фауны. Таким образом, фаунистические исследования калифорид Закарпаття должны быть продолжены.

Ключевые слова: мухи, Calliphoridae, фауна, Закарпаття, Боржава.

МЕТАБОЛІЧНІ ПРОЦЕСИ В ЛИСТКАХ РОСЛИН РОДУ *TILIA* L. ЯК МАРКЕР АДАПТАЦІЇ ДО КЛІМАТИЧНИХ УМОВ СТЕПОВОГО ПРИДНІПРОВ'Я

Ю. В. ЛИХОЛАТ, доктор біологічних наук, професор
Н. О. ХРОМИХ, кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник
А. А. АЛЕКСЕЄВА, кандидат біологічних наук, молодший науковий
співробітник

Р. Є. ЄФАНОВ, студент

Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара
І. П. ГРИГОРЮК, доктор біологічних наук, член-кореспондент НАН України
Національний університет біоресурсів та природокористування
України

E-mail: Lykholat2006@ukr.net

Анотація. Встановлено високу чутливість антиоксидантних метаболічних процесів у листках різних видів роду *Tilia* L. до мінливих кліматичних умов Степового Придніпров'я. Активність каталази була вищою в адаптованих до світла листках *T. platyphyllos* і *T. tomentosa* порівняно із затіненими листками. У той же час, у затінених листках *T. cordata* і *T. amurensis* активність каталази суттєво перебільшувала показник для освітлених листків. Активність ферментів бензидинпероксидази і гваяколпероксидази була нижчою в адаптованих до світла листках у більшості досліджених видів лип. Проте, за умов інтенсивного освітлення спостерігалась активація гваяколпероксидази в листках *T. platyphyllos*, а в листках *T. begoniifolia* – активація бензидинпероксидази. Отримані результати дозволяють зробити припущення, що за збереження тенденцій змін клімату умови середовища існування видів роду *Tilia* L. у степовій зоні будуть скоріше сприятливими, ніж негативними.

Ключові слова: види лип, антиоксидантна система, освітлення, адаптація

Актуальність.

Рослини, які зростають на території Степового Придніпров'я, зазнають негативного впливу як посушливості

клімату, так і забруднення довкілля (Опанасенко V. F. et al., 1998). Флуктуації регіональних температурних та інших кліматичних параметрів упродовж останніх десятиліть асо-

* Науковий керівник – доктор біологічних наук, професор Ю. В. Лихолат

ціюються, зокрема, зі збільшенням чисельності популяцій адвентивних видів рослин та зростанням їхнього розповсюдження в природних і штучних місцезростаннях на території регіону. Напруженість кліматичних умов у Степовому Придніпров'ї вимагають розширення асортименту видів деревних рослин. Створення стійких насаджень у природних і урбофітоценозах потребує глибокого аналізу адаптаційних можливостей рослин (Khromykh N. et al., 2018). Особливої уваги з цієї точки зору заслуговують рослини роду *Tilia* L., які мають високий фітомеліоративний потенціал та декоративність (Alexeyeva A. A. et al., 2016). В умовах сучасного темпу наростання антропогенного тиску науковий підхід у разі підбору видів деревних рослин для створення стійких, тривалого функціонування зелених насаджень з високими естетичними і санітарно-гігієнічними властивостями є необхідним та актуальним. Розширення асортименту видів деревних рослин ускладнюється посиленням континентальності клімату в поєднанні з суттєвим техногенним навантаженням в урбоценозах Степового Придніпров'я (Savosko V. et al., 2018).

Метою дослідження було з'ясувати видові особливості формування метаболічної адаптації рослин роду *Tilia* L. до зростання освітленості листків за змінами активності антиоксидантних ферментів.

Матеріал і методи досліджень.

Об'єктами досліджень слугували 5 видів і один гібрид роду *Tilia* L., з яких 1 аборигенний – *Tilia cordata* Mill., 5 інтродуковано в Степове Придніпров'я. Серед інтродуцентів широко розповсюджені в культурі *T. platyphyllos* Scop.,

T. ×europaea L., *T. tomentosa* Moench. – аборигенні види лісів Південно-Західної України, а також *T. amurensis* Rupr. і *T. begoniifolia* Stev. – екзоти для Степового Придніпров'я.

Клімат регіону характеризується високою температурою і низькою вологістю повітря, дефіцитом вологи у ґрунті, частими періодами посухи та суховіями влітку. Середньорічна сума атмосферних опадів складає 472 мм, однак у різко посушливі роки знижується до 250 мм; у той же час інтенсивність випаровування вологи у 2-3 рази перевищує кількість опадів.

Для експериментів відбирали освітлені та затінені листки лип у липні на території Ботанічного саду Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара (умовно чиста зона), де компактно розташовані групи 65-70-річних дерев кожного із видів. Їхній відбір проводили в середині дня в сонячну погоду з 5-10 дерев на висоті 2 м. Адаптовані до світла листки відбирали за периметром крони, адаптовані до тіні – в середині крони дерев.

Активність антиоксидантних ферментів визначали в супернатантах, отриманих центрифугуванням (15000 g протягом 20 хв і за температури 4 °C) грубих екстрактів (100 мг свіжих листків гомогенізували 0,2 М TRIS-HCl буфером, рН 7,0 з додаванням 0,1 % полівінілпіролідону, 250 мМ цукрози і 1 мМ $MgCl_2$). Активність ферменту каталази (CAT) вивчали шляхом вимірювання оптичної густини за довжини хвилі 410 нм у реакційній суміші з 0,2 мл ферментного препарату, 0,1 % H_2O_2 і 4 % молібдату амонію. Результати розраховували за калібрувальним графіком і виражали в мМ H_2O_2 /г сирої речовини. Активність ферменту гваяколпероксидази (GPO) оцінюва-

ли шляхом визначення окису гваяколу за довжини хвилі 470 нм у реакційній суміші, яка містила оцтовий буфер (рН 6,0), 2 мМ гваяколу, 0,2 мл зразка, і 0,15 % H_2O_2 . Результати розраховували з урахуванням молярного коефіцієнта екстинкції і виражали в мМ гваякол / г сирої речовини. Активність ферменту бензидинпероксидази (ВРО) визначали за зміною оптичної густини реакційної суміші за довжини хвилі 490 нм (Vinnychenko O. M. et al., 2014).

Результати досліджень отримували в п'ятикратній повторності й обробляли статистичними методами за допомогою програмного пакета Statistica 6.0. За поріг довірчої ймовірності обрано рівень 95 %.

Результати дослідження та їх обговорення.

Толерантність рослин до впливу стресових чинників середовища є результатом комплексних змін функціонування метаболічних процесів на різних рівнях організації. Вони реалізуються завдяки наявності в рослин значної кількості термосенсорів і програмуванню біохімічних та фітогормональних реакцій, що забезпечує акліматизацію до нетривалих коливань температури або адаптацію до її поступових змін (Bahuguna R. N. & Jagadish K. S. V., 2015). Реакції рослин і адаптація до умов довкілля є комплексним біологічним процесом, який включає фізіолого-біохімічні зміни (Granda E. et al., 2014; Harfouche A. et al., 2014).

Оскільки світло є основним джерелом життя для рослин, вони мають багаторівневу систему оптимізації захоплення енергії світла, необхідної для оптимального фотосинтезу незалежно від інтенсивності світла (Самра С et al., 2017). Проте, надмір-

не опромінення може призвести до енергетичного дисбалансу та незворотного пошкодження основних компонентів білкового комплексу фотосистеми II. Процес адаптації рослин до несприятливих умов супроводжується появою специфічних і неспецифічних реакцій на всіх рівнях структурної організації (Mitteler R., 2002). Їх прояв контролюється одночасною дією численних регуляторних механізмів, одним з яких є динаміка активності ферментів антиоксидантної системи (Lykholat Y. et al., 2016).

Важливу роль в адаптації рослин до впливу сонячної радіації та підвищених температур виконують каталаза і пероксидази, дія яких направлена на перетворення пероксиду водню. Каталаза розкладає його на воду та молекулярний кисень, здійснюючи перерозподіл атомів водню між молекулами H_2O_2 , а пероксидаза розкладає H_2O_2 з виділенням активного атомарного кисню й утворенням окислених форм відповідних субстратів (Зайцева І. О. & Долгова Л. Г., 2010).

У наших дослідженнях активність ферменту САТ у листках *T. platyphyllos* і *T. tomentosa* за умов освітлення була вищою у 2,8 і 2,1 рази, ніж у разі затінення (рис. 1). Активність ферменту САТ у затінених листках була суттєво збільшена в *T. cordata* і *T. amurensis* (відповідно у 2,0 і 2,4 рази). Одержані результати узгоджуються з даними (Y. Lykholat et al., 2016) щодо каталазної активації в листках *Q. robur* і *F. excelsior* за вивчення ефектів фотореспірації, викликані підвищеними температурою й освітленням.

Окрім того, низький рівень активності ферменту САТ у затінених листках видів роду *Tilia* L. не може розглядатися як доказ недостатньо

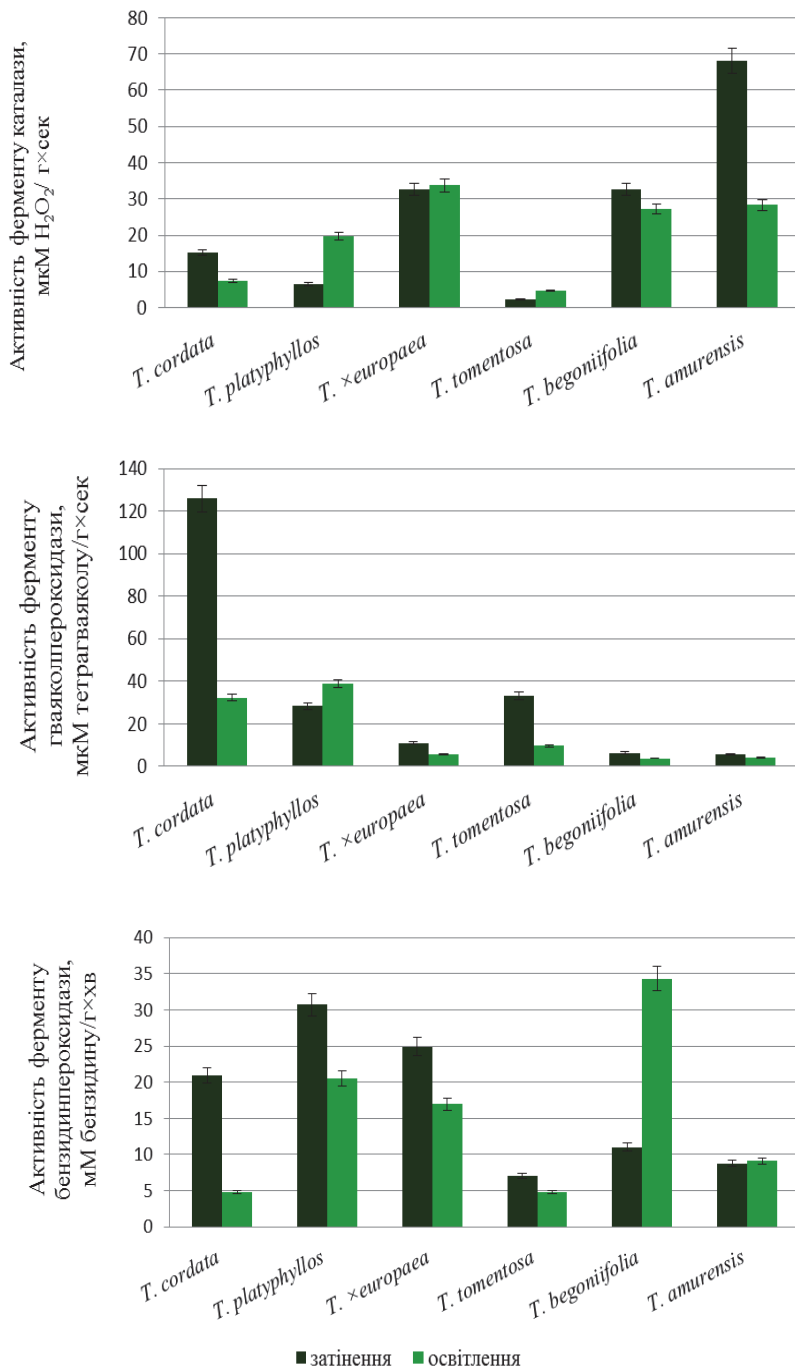


Рис. 1. Активність антиоксидантних ферментів у листках видів роду *Tilia* L. в умовах затінення та освітлення

активної елімінації пероксиду водню. Труднощі в оцінці ролі ферменту САТ полягають у комплексності й надлишковості антиоксидантної системи рослин (Mhamdi A. et al., 2010).

У будь-якому разі, міжвидова мінливість активності ферменту САТ є, безперечно, важливим елементом в адаптивній здатності рослин роду *Tilia* L.

В умовах освітлення активність ферментів ВРО і GPO в листках знижувалася в чотирьох із шести дослідних видів роду *Tilia* L. Проте, за умов освітлення в листках *T. platyphyllos* відбувалася активація ферменту GPO, а в *T. begoniifolia* – ВРО.

Результати відображають складність ролі пероксидази у фізіологічних процесах, як засвідчує низка робіт (Lee B.-R. et al., 2007), стрес-індукована активація пероксидази може бути пов'язана з процесами лігніфікації більшою мірою, ніж із захистом від оксидативного стресу. Стає очевидним, що процеси адаптації рослин роду *Tilia* L. до високого рівня освітлення супроводжуються суттєвими метаболічними перебудовами асиміляційних органів. Необхідно зауважити, що в цьому разі неможливо чітко виокремити освітлення як єдиний екологічний чинник, що їх спричинив, оскільки в природних умовах локальні відмінності стосуються також температури в кроні дерев, вологості повітря та ґрунту.

Висновки і перспективи.

Порівняльний аналіз особливостей адаптованих до світла і затінення листків дозволив передбачити відповіді рослин роду *Tilia* L. на підвищення інтенсивності світла та зростання температури. Припущено, що адаптивні зміни в листках лип можуть зумовлювати помірну активацію пероксидаз з подальшим підвищенням інтенсивності процесів лігні-

фікації. Окрім того, вагоме підвищення активності каталази в листках може знижувати негативний ефект фотореспірації. Отримані результати дозволяють прогнозувати, що за збереження тенденцій змін клімату в Степовому Придніпров'ї умови для виживання видів роду *Tilia* L. будуть ймовірніше сприятливими, ніж негативними.

References

1. Alexeyeva A. A, Lykholat Yu. V., Khromykh N. O., Kovalenko I. M., Boroday E. S. (2016). The impact of pollutants on the antioxidant protection of species of the genus *Tilia* at different developmental stages. Visn. Dnipropetr. Univ. Ser. Biol. Ekol. 24(1), 188–192. doi:10.15421/011623
2. Bahuguna R. N., Jagadish K. S. V. (2015). Temperature regulation of plant phenological development. Environmental and Experimental Botany. 111, 83–90.
3. Campa C, Urban L, Mondolot L, Fabre D, Roques S, Lizzi Y, Aarrouf J, Doulebeau S, Breittler J-C, Letrez C, Toniutti L, Bertrand B, La Fisca P. Bidel L.P.R., Etienne H. (2017). Juvenile Coffee Leaves Acclimated to Low Light Are Unable to Cope with a Moderate Light Increase. Front. Plant Sci. 8, 1126.
4. Granda E., Escudero A., Valladares F. (2014). More than just drought: complexity of recruitment patterns in Mediterranean forests. Oecologia. 176, 997–1007.
5. Harfouche A., Meilan R., Altman A. (2014). Molecular and physiological responses to abiotic stresses in forest trees and their relevance to tree improvement. Tree Physiol. 34(11), 1181–1198.
6. Khromykh, N., Lykholat, Y., Shupranova, L., Kabar, A., Didur, O., Lykholat, T., Kulbachko, Y. (2018). Interspecific differences of antioxidant ability of introduced *Chaenomeles* species with respect to adaptation to the steppe zone conditions. Biosystems Diversity. 26(2), 132–138. doi:10.15421/011821

7. Lee B.-R., Kim K.-Y., Jung W.-J., Avice J.-C., Ourry A., Kim T.-H. (2007). Peroxidases and lignification in relation to the intensity of water-deficit stress in white clover (*Trifolium repens* L.). *J. Exp. Bot.* 58(6), 1271–1279.
8. Lykholat Y., Alekseeva A., Khromykh N., Ivan'ko I., Kharytonov M., Kovalenko I. (2016). Assessment and prediction of vitality and metabolic activity of *Tilia platyphyllos* in arid steppe climate of Ukraine. *Agriculture & Forestry.* 62(3), 57–64.
9. Lykholat Y., Khromykh N., Ivanko I., Kovalenko I., Shupranova L., Kharytonov M. (2016). Metabolic responses of steppe forest trees to altitude-associated local environmental changes. *Agriculture & Forestry.* 62(2), 163–171.
10. Mhamdi A., Queval G., Chaouch S., Vanderauwera S., Van Breusegem F., Noctor G. (2010). Catalase function in plants: a focus on Arabidopsis mutants as stress-mimic model. *Environ. Exp. Bot.* 61(15), 4197–4220.
11. Mittler R. (2002). Oxidative Stress, Antioxidants, and Stress Tolerance. *Trends Sci.* 7, 405–409.
12. Opanasenko V. F., Lykholat Yu. V., Rudnytska Ye. M., Hovorun I. O. (1998). Bahatorichni kvitkovo-dekoratyvni roslyny dlia ozelenennia promyslovoho mista [Perennial flower and ornamental plants for planting the industrial city]. *Industrial botany: the state and prospects of development. Materials of the III International sciences conf.* Donetsk: Agency «Multimpres», 277–281.
13. Savosko, V., Lykholat, Yu., Domshyna, K., Lykholat, T. (2018). Ekologichna ta heolohichna zumovlenist poshyrennia derev i chaharnykh na devastovanykh zemliakh Kryvorizhzhia [Ecological and geological determination of trees and shrubs' dispersal on the devastated lands at Kryvorizhzhia]. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*, 27 (1), 116-130. doi:10.15421/111837.
14. Vinnychenko O. M., Bil'chuk V. S., Lykholat Yu. V., Rossyhina-Galycha H. S., Shupranova L. V. (2014). Speczprakytkum z fiziologiyi ta biohimiyi Roslyn [Special practice on physiology and biochemistry of plants]. *Dnipropetrovs'k: FOP Serednyak T. K.*, 224.
15. Zaitseva I. O., Dolhova L. H. (2010). Fiziologo-biokhimichni osnovy introduksii derevnykh roslyn u Stepovomu Prydniprovi [Physiological and biochemical bases of introduction of tree plants in the Steppe Dnieper]: monograph. D: Dnipropetrovsk nation. univ., 388.

Yu. V. Lykholat, N. O. Khromykh, A. A. Alexeyeva, R. Ye. Yefanov, I.P. Grigoryuk (2019). *Metabolic processes in the leaves of the genus tilia l. Plants as a marker of adaptation to climatic conditions of steppe dneiper.*

BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 10(1): 10(1): 11-16.

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/editor/submission/12606>

Abstract. The high sensitivity of metabolic processes in the leaves of genus *Tilia* different species to the changing climatic conditions of the Steppe Dnieper was established. In *T. platyphyllos* and *T. tomentosa*, the catalase activity was higher in the light-adapted leaves compared to the shaded ones. In the shaded leaves of *T. cordata* and *T. amurensis*, catalase activity significantly exceeded the levels for the lighted leaves. Activity of benzidine peroxidase and guaiacol peroxidase was lower in the sun-adapted leaves of most species. However, in the intense illumination, activation of guaiacol peroxidase was observed in the leaves of *T. platyphyllos*, and in leaves of *T. begoniifolia* — activation of benzidine peroxidase. The results obtained suggest that, while maintaining trends in climate change, the environmental conditions of *Tilia* L. species in the steppe zone will be more favorable than negative.

Keywords: species of limes, antioxidant system, light, adaptation.

ВПЛИВ ФІТОПАТОГЕННИХ БАКТЕРІЙ ТА ЇХНІХ ЛІПОПОЛІСАХАРИДІВ НА КАЛЮСНІ КЛІТИНИ ПШЕНИЦІ

Л. М. БУЦЕНКО, старший науковий співробітник

Інститут мікробіології і вірусології ім. Д. К. Заболотного НАН України

Ю. В. КОЛОМІЄЦЬ, доцент кафедри екобіотехнології

та біорізнноманіття

Національний університет біоресурсів і природокористування України

E-mail: julyja@i.ua

Анотація. В результаті застосування як експлантатів насіння, листкових пластинок і апікальних ділянок асептичного коріння пшениці встановлені відмінності в типах і швидкості формування первинного калюсу. Для проведення досліджень підібрано середовище МС з додаванням 0,5 мг / л 6-БАП і 3,0 мг / л 2,4-Д, на якому утворювався рихлий калюс із зрілих зародків, що легко фрагментується на окремі клітини або невеликі агрегати. Вивчено вплив інактивованих клітин і ліпополісахариду збудника базального бактеріозу пшениці *Pseudomonas syringae* pv. *atrofaciens* на проліферацію калюсних клітин пшениці. Встановлено, що інактивовані клітини та ЛПС *P. syringae* pv. *atrofaciens* в дозах 0,4 % і 0,5 % проявляли фізіологічну активність в зниженні життєздатності клітин у калюсній культурі на 89,5–93,6 % та підвищенні активності пероксидази. Показана можливість використання ЛПС як селективного фактору для відбору стійких ліній пшениці.

Ключові слова: калюсні клітини, пшениця, *Pseudomonas syringae* pv. *atrofaciens*

Актуальність.

Високоєфективним шляхом створення вихідного матеріалу із ознаками тривалої стійкості до збудників бактеріальних хвороб є клітинна селекція. Методи такої селекції ба-

зуються на визначенні загальної та специфічної реакції калюсних ліній на середовищах з ефективною дозою селективних агентів у контрольованих умовах, подальшій регенерації в умовах *in vitro* із відібраних експлантатів рослин-регенерантів, їхнього

прискороного розмноження, первинній адаптації та отриманні генеративного покоління [1]. Задля відбору на стійкість необхідно використовувати токсини, які мають вирішальне значення для розвитку хвороби. У випадках, коли немає повних даних про значення кожного із токсинів в етіології хвороби, доцільно використовувати повний набір метаболітів бактерій – культуральний фільтрат або інактивовані клітини [2].

Відомо, що ліпополісахариди (ЛПС) фітопатогенних бактерій є біологічно активними сполуками, що здатні впливати на тканини та клітини рослин, спричинюючи низку патологічних змін, індукуючи появу сполук з антимікробною активністю, активуючи системи трансдукції сигналів у рослинних клітинах [3].

За вивчення впливу ЛПС фітопатогенного виду *P. syringae* pv. *atrofaciens* на рослинні клітини встановлено, що у дозах більших за 5 мг / мл ЛПС цих бактерій характеризуються токсичною активністю щодо проростків цибулі та пшениці, зменшують мітотичний індекс в апікальних меристемах цих культур та навіть спричинюють збільшення частоти хромосомних аберацій в клітинах апікальної меристеми цибулі [4, 5]. Збільшення частоти хромосомних аберацій, яке індуковане бактеріальними ЛПС, можна розглядати як явище негативного характеру, що призводить врешті до втрати цінних властивостей вирощуваних сортів рослин. З іншого боку, враховуючи мутагенні властивості ЛПС фітопатогенних бактерій, їх можна розглядати одночасно як мутагенний та як селективний фактор у разі здійснення клітинної селекції на стійкість до збудників бактеріальних хвороб.

Метою даного дослідження було вивчення впливу клітин та ЛПС збудника базального бактеріозу пшениці як селективного чинника у концентраціях від 0,4 до 1% на калюсні клітини пшениці.

Матеріали та методи досліджень.

В роботі використано *Pseudomonas syringae* pv. *atrofaciens* (McCulloch 1920) Young, Dye & Wilkie 1978 штам 9400, який є високоагресивним для рослин пшениці, та його ЛПС, який отримано методом екстрагування розчином хлориду натрію [6]. Для порівняльних дослідів використано також *Pseudomonas syringae* pv. *lachrymans* (Smith et Bryan 1915) Young et al. 1978 штам 7595 (УКМ В-1039) – збудник кучастої плямистості листків огірка, який в природних умовах та за штучної інокуляції не уражує рослини пшениці.

Для вивчення впливу *P. syringae* pv. *atrofaciens* на калюсні тканини озимої пшениці використали суспензію інактивованих (30 хв, 100 °C) клітин бактерій титром 10⁹ КУО / мл або розчин ЛПС концентрацією 10 мг / мл. Фітотоксичні речовини вносили у середовище для культивування рослинних клітин у кількості 0,4, 0,5, 0,8 та 1 % та культивували на таких середовищах калюсні клітини пшениці при температурі 25 ± 2 °C без освітлення. Після 4 тижнів вирощування підраховували приріст калюсної маси і кількість життєздатних колоній. Встановлення впливу фітотоксичних речовин на ріст калюсних клітин здійснювали методом змішування з агаром в триразовій повторності за схемою: селективне середовище (3 пасажі) – середовище без селективного фактору (1 пасаж) – селективне середовище (2 пасажі).

Для отримання калюсних клітин пшениці використали насіння сорту Хуторянка. Насіння пшениці стерилізували двома способами: перший – 30 с у 70 % етиловому спирті та 20 хв у 50 % розчині комерційного препарату «Білизна»; другий – 5 хв в 70 % етиловому спирті, 20 хв в 16,5 % розчині перексиду водню, потім насіння занурювали у спирт і обпалювали двічі у полум'ї [7]. В стерильних умовах насіння переносили на безгормональне живильне середовище Мурасіге-Скуга (МС) у пробірки для пророщування. Пробірки із насінням культивували у термостаті без освітлення за температури $25 \pm 1^\circ\text{C}$. Після проростання насіння пробірки переносили у термостат з освітленням 400 лк і температурою $25 \pm 1^\circ\text{C}$.

Як експлантати використовували насіння, листові пластинки і апікальні ділянки асептичного коріння розміром 1-1,5 см з вирощених в стерильних умовах рослин. Листові пластинки розрізали на сегменти 3-5 мм, робили додаткові надрізи для кращого утворення калюсу. Апікальні ділянки асептичного коріння розрізали на сегменти по 2-4 мм. Експлантати висаджували на середовища МС з різною концентрацією гормонів: МС1 – містило 1 мг / л 6-бензиламінопурину (6-БАП) і 2 мг / л індолілоцтової кислоти (ІОК); МС2 – містило 0,2 мг / л 6-БАП і 1 мг / л ІОК; МС3 – містило 0,5 мг / л 6-БАП і 3,0 мг / л 2,4-дихлорфеноксіоцтової кислоти (2,4-Д). Культивували експлантати в термостаті за температури $25 \pm 1^\circ\text{C}$ без освітлення протягом 2 тижнів.

Для візуального визначення пероксидази на чашки Петрі з клітинами патогена перед посадкою подвійних культур розміщали нейлонову сітку, на яку поміщали калюси. Через

5 год спільного культивування сітку з калюсами переносили на середовище МС3 з 500 мг / мл гваяколу. Чашки переносили в термостат за 24°C на 3 год. Пероксидаза розкладає пероксид водню, що супроводжується окисненням агента-відновника – гваякола. Оксидазна активність проявлялась у вигляді почервоніння калюсів, яку вимірювали в відносних одиницях на грам ваги калюсу [8].

Результати дослідження та їх обговорення.

Для одержання стерильних проростків насіння пшениці стерилізували доступними і найменш токсичними розчинами «Білизни» і перексиду водню. Обидва методи стерилізації виявилися достатньо ефективними. За використання 50 % розчину комерційного препарату «Білизна» ефективність стерилізації становила $82 \pm 2,5\%$. За обробки насіння розчином 16,5 % перексиду водню ефективність стерилізації сягала $94 \pm 1,6\%$.

В результаті застосування різних видів експлантатів встановлені відмінності в типах і швидкості формування первинного калюсу. За культивування насіння пшениці на поверхні живильного середовища протягом перших трьох діб спостерігали значне його набухання. На четверту добу культивування в районі щитка у 33 % експлантатів відмічали початок калюсоутворення, а на 10 добу калюс утворювався у 100 % експлантатів. За використання апікальних ділянок асептичного коріння калюс формувався на 7-10 добу, першого сегменту базальної частини листових пластинок – на 5-7 добу. За даними Л. Г. Копертех і Л. А. Стрибної для успішної ініціації

калюсних тканин необхідно враховувати епігенетичні характеристики експлантата, а саме найбільш доцільно застосовувати базальний сегмент тридобових проростків [9].

Відмінності також були зафіксовані у ступені оводненості, щільності, кольору, вмісті елементів диференціації і виявленні морфогенетичного потенціалу. Із зрілих зародків формувався сильно оводнений, рихлий, майже прозорий, злегка білуватий калюс (рис. 1 А). Із асептичного коріння – більш щільний, менше оводнений, жовтуватий калюс (рис. 1 Б), для якого характерна наявність елементів диференціації. Такого ж типу калюс – щільний, жовтуватий формувався за використання первинних листків як експлантатів.

Найкращу інтенсивність калюсоутворення для всіх експлантатів спостерігали на середовищі МС3. На апікальних ділянках асептичного коріння утворювався калюс з частотою 81–88 %, при цьому приріст калюсної маси в середньому складав 0,41–0,52 г. На листових експлантатах на середовищі МС3 частота калюсоутворення становила 82–93 %, приріст калюсної маси – 0,60–0,71 г. З дозрілого насіння на цьому ж середовищі калюс утворювався з частотою 90–97 %, приріст калюсної маси в середньому складав 0,82–0,95 г.

Отже, для проведення подальших досліджень відібрано середовище МС з додаванням 0,5 мг / л 6-БАП і 3,0 мг / л 2,4-Д і рихлий калюс із зрілих зародків, який легко фрагментується на окремі клітини або невеликі агрегати. Саме такий калюс використовується для вивчення впливу екзогенних факторів на метаболізм і ріст клітинних популяцій, оскільки клітини в однаковому ступені стають доступними для зовнішньої дії фітотоксичних метаболітів збудника.

Для встановлення впливу ЛПС і інактивованих клітин (ІК) *P. syringae* pv. *atrofaciens* 9400 та ІК *P. syringae* pv. *lachrymans* 7595 на калюсні тканини озимої пшениці здійснювали визначення концентрації максимального інгібування IC_{80} в діапазоні від 0,4 до 1 %. Одночасно здійснювали висів калюсних клітин пшениці на поживне середовище без селективного чинника.

Наявність в середовищі ІК і ЛПС вірулентного для пшениці штаму *P. syringae* pv. *atrofaciens* 9400 зумовлювало пригнічення поділу та проліферації калюсних клітин, різке зменшення кількості утворених колоній у присутності чинників патогенності бактерій порівняно з контролем, що пов'язано з генетичними і адаптаційними змінами. Навіть за низького вмісту в середовищі (0,4 % і 0,5 %) ІК

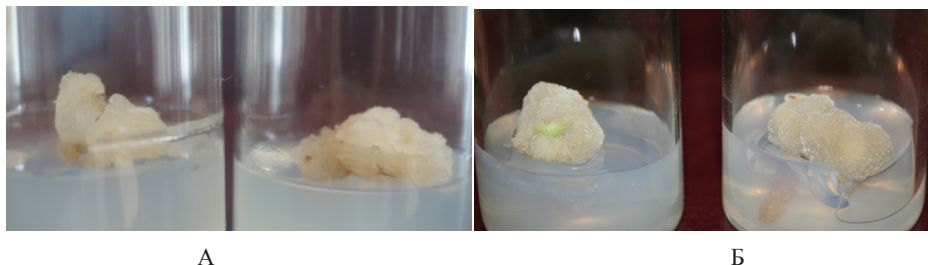


Рис. 1. Калюсогенез на експлантатах пшениці: А – рихлий калюс із зрілих зародків; Б – щільний калюс із апікальних ділянок асептичних коренів

1. Проліферація калюсних тканин пшениці на середовищах з фітотоксичними метаболітами

Досліджувана речовина	Проліферація, %			
	Вміст суспензії ІК або розчину ЛПС, %			
	0,4	0,5	0,8	1
ІК <i>P. syringae</i> pv. <i>atrofaciens</i> 9400	39,0 ± 1,7	18,8 ± 1,5	9,4 ± 0,8	4,7 ± 0,5
ЛПС <i>P. syringae</i> pv. <i>atrofaciens</i> 9400	37,6 ± 1,9	17,5 ± 1,6	8,6 ± 0,7	3,8 ± 0,4
ІК <i>P. syringae</i> pv. <i>lachrymans</i> 7595	99,0 ± 2,3	99,0 ± 2,4	98,0 ± 2,5	98,0 ± 2,3

та ЛПС *P. syringae* pv. *atrofaciens* 9400 виявляли значний токсичний вплив на життєздатність калюсної культури. Вживання калюсних тканин становило 17,5-43,2 %. За наявності в середовищі 0,8 % досліджуваних фітотоксичних речовин відбувалося побуріння калюсної тканини та зменшення кількості життєздатних клітин. Практично повне пригнічення проліферації калюсів спостерігали за наявності у середовищі 1 % суспензії ІК або розчину ЛПС (табл. 1). Надалі життєздатні колонії переносили на середовища ІК та ЛПС в концентрації максимального інгібування IC_{80} 0,4 % і 0,5 % та культивували протягом 7 пасажів для визначення впливу на приріст калюсних клітин.

На середовищі з ІК авірулентного для пшениці штаму *P. syringae* pv. *lachrymans* 7595 навпаки відмічали інтенсифікацію росту калюсних тканин пшениці. В. А. Співак і ін. [10] спостерігали подібний ефект впливу ЛПС асоціативних бактерій роду *Azospirillum* на морфогенез в культурі соматичних тканин ярової м'якої пшениці. Показано, що ЛПС в концентрації 10 мг / л володів найбільшою фізіологічною активністю по відношенню до калюсних тканин слабоембріогенної лінії пшениці. Загальний вихід калюсів від експлантатів становив 100 %, тоді як в контролі – 94,9 %.

За дії 0,4 % і 0,5 % ІК і ЛПС *P. syringae* pv. *atrofaciens* 9400 до кінця першого пасажу вижило до 41,3-44,6 % калюсів, а після трьох – від 14,3-28,5 %. Після пасажу на середовищі без селективного чинника і наступної перевірки росту в селективних умовах було виділено від 7,4 до 10,5 % живих колоній (табл. 2). Таким чином, клітини і ЛПС *P. syringae* pv. *atrofaciens* 9400 проявляли токсичний вплив, який супроводжувався пригніченням життєздатності калюсних клітин пшениці, що скоріше всього пов'язано з порушенням нормальної роботи ферментів, стану цитоплазматичних мембран і клітинної стінки та процесів передачі генетичної інформації під час ділення клітин.

Відомо, що у відповідь на інфікування або обробку фітотоксичними метаболітами у тканинах рослини-хазяїна відбувається утворення активних форм кисню, пероксид водню і гідроксильний радикал, з яких лише пероксид водню відносно стабільний у розчині. Фермент пероксидаза приймає участь в реакціях оксидазного, пероксидазного і оксигеназного окиснення субстратів, що передбачає їхню активну участь в контролі рівня активних форм кисню, і як наслідок механізмів формування реакцій рослин на дію селективного фактору [11].

2. Проліферація калюсів на середовищах з ЛПС і ІК в концентрації максимального інгібування ІС₈₀

Досліджувана речовина	Кількість живих калюсів по пасажах, %		
	3 пасаж	4 пасаж	6 пасаж
ІК <i>P. syringae</i> pv. <i>atrofaciens</i> 9400	28,5 ± 1,9	14,1 ± 0,6	10,5 ± 0,5
ЛПС <i>P. syringae</i> pv. <i>atrofaciens</i> 9400	14,3 ± 1,8	10,6 ± 0,8	7,4 ± 0,4
ІК <i>P. syringae</i> pv. <i>lachrymans</i> 7595	97,2 ± 2,3	98,4 ± 2,5	97,8 ± 2,4

3. Активність пероксидази за дії фітотоксичних метаболітів

Варіант	Активність пероксидази, в.о./г ваги		
	10 год	17 год	31 год
Контроль	5,4±1,2	3,8±0,8	3,6±0,6
ІК <i>P. syringae</i> pv. <i>atrofaciens</i> 9400	7,2±0,8	11,8±0,5	9,3±0,4
ЛПС <i>P. syringae</i> pv. <i>atrofaciens</i> 9400	10,3±0,6	24,1±0,3	18,5±0,4
ІК <i>P. syringae</i> pv. <i>lachrymans</i> 7595	5,5±0,9	4,0±0,7	3,8±0,5

Визначення активності пероксидази калюсних тканин пшениці на середовищі з ІК збудника *P. syringae* pv. *atrofaciens* показало, що в цілому активація цього ферменту у калюсів дослідних варіантів вища ніж в контролі. Спостерігали, що за дії ЛПС *P. syringae* pv. *atrofaciens* 9400 на 10 год культивування активність пероксидази становила 10 в. о. / г ваги калюсу, на 17 год – 24 в. о. / г ваги калюсу і на 31 год активність зменшувалася до 18,5 в. о. / г ваги калюсу. За обробки калюсних клітин ІК авірулентного для пшениці штаму *P. syringae* pv. *lachrymans* 7595 активність пероксидази залишалася на рівні контролю (табл. 3).

Отже, ЛПС і ІК *P. syringae* pv. *atrofaciens* проявляли фізіологічну активність на клітинному рівні в зниженні життєздатності клітин у калюсній культурі та субклітинному в підвищенні активності пероксидази. Зміна активності пероксидази як ключового ферменту неспецифічної стійкості рослин входить в число захисних реакцій індукованих

патогенами або продуктами їхньої життєдіяльності. Відомо, що фітотоксичні метаболіти фітопатогенних бактерій *P. syringae* pv. *aptata* та *P. wieringae* за тривалого спільного культивування в середовищі Мура-сіге-Скуга для калюсної тканини цукрових буряків зберігали свою фітотоксичну і серологічну активність, що підтверджує доцільність їхнього використання для проведення клітинної селекції для одержання стійких клітинних ліній цукрових буряків. ЛПС *P. syringae* pv. *aptata* і *P. wieringae*, використані у концентраціях відповідно 6,0 % і 8,0 % та 0,6 % і 0,8 %, підвищували стійкість рослин цукрових буряків до збудників бактеріальних хвороб на 2-6 балів за 9-бальною шкалою [12].

Проведені нами дослідження підтверджують ефективність використання ЛПС *P. syringae* pv. *atrofaciens* як селективного фактору для визначення чутливості сортів пшениці до збудника базального бактеріозу та здійснення селекції.

Висновки та перспективи.

На етапі проліферації калюсів інактивовані клітини бактерій і ЛПС *P. syringae* pv. *atrofaciens* в дозах 0,4 до 1 % проявляли токсичний вплив на калюсні тканини пшениці сорту Хуторянка. Показана можливість застосування ЛПС і ІК *P. syringae* pv. *atrofaciens* в концентрації максимального інгібування IC_{80} як селективного фактору для визначення стійких ліній пшениці та проведення клітинної селекції для одержання толерантних генотипів до збудника базального бактеріозу.

References

1. Ivchenko, T.V. (2016). Naukove obgruntuvannya efektyvnosti metodiv biotekhnolohii v selektsii ta nasinnytstvi ovochevykh roslyn roslin Solanaceae Gals., Allaceae L., Asreraceae Dumort., Apiaceae Lindl., Cucurbitaceae Juss. [Scientific substantiation of the effectiveness of biotechnology methods in plant breeding and seed production of vegetable plants Solanaceae Gals., Allaceae L., Asreraceae Dumort., Apiaceae Lindl., Cucurbitaceae Juss.] (Doctor of Agricultural Sciences Dissertation) Institute of vegetable and melon of NAAS. Kharkov, ...457 p. Ukraine.
2. Ivchenko, T. V., Bashtan, N. O., Vitsenia, T. I., Miroshnichenko, T. M., Mozghovska, H. V. & Hart, O. Yu. (2014). Klitynna selektsiia ovochevykh kultur na stiikist do biotychnykh ta abiotychnykh chynnykiv navkolyshnoho seredovyscha [Cell selection of vegetable crops for resistance to biotic and abiotic environmental factors]. Visnyk ahrarnoi nauky [Bulletin of Agrarian Science]. 12, 34–38.
3. Dow, M., Newman, M. A. & von Roepenack E. (2000). The induction and modulation of plant defense responses by bacterial lipopolysaccharides. Annual Review of Phytopathol, 38, 241–261.
4. Bohdan, Yu. M., Butsenko, L. M., Pasichnyk, L. A. & Hvozdiak R. I. (2008). Vyvchennia mutahennoi aktyvnosti lipopolisakharydu *Pseudomonas syringae* pv. *atrofaciens* 9400 u *Allium cepa*-testi [Study of the mutagenic activity of the lipopolysaccharide *Pseudomonas syringae* pv. *atrofaciens* 9400 in *Allium cepa*-test] Naukovi zapysky NaUKMA: Biolohiia ta ekolohiia [Scientific notes of NaUKMA: Biology and Ecology]. 80, 22–26.
5. Butsenko, L. M. (2016). Vplyv lipopolisakharydiv *Pseudomonas syringae* pv. *atrofaciens* na fiziolohe-biokhimichni protsesy u klitynakh *Allium cepa* [Effect of lipopolysaccharides of *Pseudomonas syringae* pv. *atrofaciens* on the physiological and biochemical processes in *Allium cepa* cells] Mikrobiologichnyi zhurnal [Microbiological journal]. 78 (5), 65–74.
6. Bogdan, Y. M., Pasichnyk, L. A., Vaschenko, L. M. & Gvozdyak R. I. (2007). Chemical composition and genotoxicity of lipopolysaccharide of *Pseudomonas syringae* pv. *atrofaciens* 9400. Inter. Scientific Confer. "S. P. Kostychev and contemporary agricultural microbiology" (p. 42) October 8–12, 2007, Yalta, Ukraine.
7. Hvozdiak, R.I., Kabashna, L.V., Pasichnyk, L.A. & Makarchuk Ye.A. (2001). Endofitna mikroflora zerna pshenytsi ta yii vzaiemodiia z fitopatohennymy bakteriiamy [Endophytic microflora of wheat grain and its interaction with phytopathogenic bacteria] Dopovidi NAN Ukrainy [Reports of NAS of Ukraine] 1, 173–177.
8. Kleyn, R. M. & Kleyn, D. T. (1974). Metody issledovaniya rasteniy [Plant Research Methods]. Moscow: Nauka, 527 p.
9. Kopertekh, L. G. & Stribnaya, L. A. (2003). Regeneratsiya rasteniy iz listovykh eksplantov pshenitsy [Plant regeneration from wheat leaf explants.] Fiziologiya rasteniy [Plant Physiology] 50(3), 410–414.
10. Spivak, V. A., Minlikaeva, K. I., Evseeva, N. V., Tkachenko, O. V. & Lobachev Yu. V. (2015). Osobennosti morfogeneza strukturnykh

- elementov nezrelykh zarodyshey liniy pshenitsy, kul'tiviruemykh in vitro [Features of morphogenesis of the structural elements of immature embryos of wheat lines cultured in vitro] Byulleten' Botanicheskogo sada Saratovskogo gosuniversiteta [Bulletin of the Botanical Garden of the Saratov State University] 12, 188–197.
11. Tomilin, M. V., Olyunina, L. N. & Veselov A. P. (2010). Izmenenie aktivnosti peroksidaz apoplasta prorostkov pshenitsy v protsesse deetiolyatsii [Change in the activity of peroxidases of apoplast of wheat seedlings in the process of de-etiolation] Vestnik Nizhegorodskogo universiteta im. N. I. Lobachevskogo [Bulletin of Nizhny Novgorod University. N.I. Lobachevsky] 2(2), 596–601.
12. Kolomiets, Yu. V., Yakovlieva, L. M., Kliachenko O. L. & Vashchenko L. M. (2005). Metabolity bakterii rodu Rseudomonas yak selektyvnyi faktor stiičnosti tsukrovyykh buriakiv do bakterioziv [Metabolites of bacteria of the genus Pseudomonas as a selective sugar beet stability factor against bacteriosis] Mikrobiologichniy zhurnal [Microbiological journal]. 67 (6), 64–72.
-

L. M. Butsenko, J. V. Kolomiets (2019). Influence of phytopathogenic bacteria and their lipopolysaccharides on wheat callus cells.

BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 10(1): 17-24.

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/editor/submission/12607>

Abstract. It was shown the effect of inactivated cells and lipopolysaccharide of the causative agent of basal bacteriosis of wheat *Pseudomonas syringae* pv. *atrofaciens* on the proliferation of wheat callus cells. It was established that inactivated cells and LPS of *P. syringae* pv. *atrofaciens* in doses of 0,4 % and 0,5 % showed physiological activity in reducing cell viability in callus culture by 89,5-93,6 % and increasing the activity of peroxidase. It was shown the possibility of using LPS as a selective factor for the selection of resistant wheat lines.

Keywords: callus cells, wheat, *Pseudomonas syringae* pv. *atrofaciens*.

Л. М. Буценко, Ю. В. Коломієць (2019). Влияние фитопатогенных бактерий и их липополисахаридов на каллусные клетки пшеницы.

BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 10(1): 17-24.

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/editor/submission/12607>

Аннотация. Изучено влияние инактивированных клеток и липополисахарида возбудителя базального бактериоза пшеницы *Pseudomonas syringae* pv. *atrofaciens* на пролиферацию каллусных клеток пшеницы. Установлено, что инактивированные клетки и ЛПС *P. syringae* pv. *atrofaciens* в дозах 0,4 % и 0,5 % проявляли физиологическую активность в снижении жизнеспособности клеток в каллусной культуре на 89,5-93,6 % и повышении активности пероксидазы. Показана возможность использования ЛПС как селективного фактора для отбора устойчивых линий пшеницы.

Ключевые слова: каллусные клетки, пшеница, *Pseudomonas syringae* pv. *atrofaciens*.

ОЦІНКА ЯКІСНОГО СКЛАДУ МІКРОБНИХ КОМПЛЕКСІВ ЧОРНОЗЕМУ ЦІЛИННОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА «ХОМУТОВСЬКИЙ СТЕП»

М.В. ПАТИКА, доктор сільськогосподарських наук, професор,
член-кореспондент НААН, завідувач кафедри
екобіотехнології та біорізноманіття

О. Л. ТОНХА, доктор сільськогосподарських наук, доцент,
декан агробіологічного факультету
Національний університет біоресурсів і природокористування України

В. М. СІНЧЕНКО, доктор сільськогосподарських наук,
член-кореспондент НААН, заступник директора з наукової роботи
Інститут біоенергетичних культур і цукрових буряків НААН

Т. І. ПАТИКА, доктор сільськогосподарських наук, професор
кафедри молекулярної біології, мікробіології та біобезпеки
Національний університет біоресурсів і природокористування України
E-mail: npatyka@gmail.com

Анотація. Представлено теоретичне узагальнення та нове вирішення фундаментальної проблеми збереження біорізноманіття, мікробного пулу, органічної речовини та відтворення родючості чорноземів на основі вивчення видової структури мікробного комплексу цілинних чорноземів, біомаси і видового складу мікробних ценозів, еколого-трофічних груп мікроорганізмів, показників гумусного стану чорноземів. Розорювання цілинних чорноземів майже у 2 рази збіднює генетичні ресурси мікрофлори ґрунтів та докорінно змінює їх якісний склад. Викошування цілинної рослинності призводить до зменшення у верхньому шарі ґрунту показника біогенності у 1,1–1,4 раза, кількості гетеротрофів — на 25,5–41,5%, показника мікробної трансформації ґрунтової органічної речовини — до 1,5–1,8 раза, педотрофних мікроорганізмів — 1,7 раза і збільшення гуматрозкладаючих мікроорганізмів до 4 разів за порівняння з абсолютною цілиною.

Ключові слова: біогенність, чорнозем, мікробне різноманіття.

Актуальність.

Особливості формування чорноземних ґрунтів України пов'язані, в пер-

шу чергу, з унікальними природно-кліматичними умовами регіону — саме чорноземний горизонт цих ґрунтів має унікальну властивість — їх родючість,

завдяки якій ґрунти є основним засобом виробництва на території нашої країни, головним джерелом рослинних ресурсів, основою забезпечення добробуту населення. Дослідженнями Д. Г. Звягінцева, І. П. Баб'євої, Г. М. Зенової [1] доведено, що три джерела родючості, ґрунтоутворення та їх фізико-хімічних властивостей пов'язані із діяльністю мікроорганізмів: 1) мінералізація органічних решток; 2) іммобілізація до біологічного кругообігу мінеральних сполук хімічних елементів; 3) біологічна фіксація атмосферного азоту. Жива частина ґрунту, або «жива речовина» (за Вернадським В. І. [2]) є основним чинником у формуванні, еволюції та функціонуванні ґрунту. Значення ґрунтових організмів проявляється не тільки у трансформації органічної маси рослин і тварин, а також у забезпеченні рослин основними елементами живлення, таких як фосфор, калій, залізо, кальцій, магній і мікроелементи, але також у здатності впливати на повітряний режим атмосфери, склад ґрунтових вод та формування ґрунтів літосфери. Завдяки біому ґрунту у біосинтетичних процесах використовуються різні хімічні сполуки, які піддаються постійній трансформації і, в наслідок цього, в ґрунтовому шарі відбувається взаємодія біологічного кругообігу з геологічним за рахунок процесів обміну між ґрунтом, літосферою і атмосферою.

Природні біологічні системи характеризуються гомеостазом, який виражається у здатності підтримувати баланс на постійному, характерному для певного типу ґрунтів рівні за рахунок органічної речовини, ферментативної активності ґрунтових мікроорганізмів, вмісту доступних поживних форм азоту, фосфору, швидкості перетворення мінералів тощо. Саме ґрунтова

мікрофлора забезпечує кругообіг речовин і енергії та тривале існування біогеоценозу за різних умов доступності природних ресурсів. Функціонування мікробоценозів є принципом безвідходної енергозберігаючої системи переробки органічної біомаси до формування нових органічних та органіно-мінеральних комплексів. Наявність у ґрунтових екосистемах найрізноманітніших груп мікроорганізмів, які відрізняються за біологічною та біохімічною специфічністю, обумовлюють величезне їх значення у процесах, що відбуваються у ґрунті [3]. Для природних систем характерним є постійне переважання процесів іммобілізації мінеральних речовин над мінералізацією. Тісний взаємозв'язок мінералізаційно-іммобілізаційних процесів у природних системах дає можливість забезпечувати його динамічну рівновагу. Зміна природної рослинності агро-екосистем, на відміну від природних, суттєво залежить від антропогенного фактору. Розорювання цілинних чорноземів суттєво впливає на мікробний комплекс ґрунту, відбуваються якісні і кількісні зміни структури та біорізноманіття різних еколого-трофічних груп. Стратегії розвитку екосистем відрізняються від стратегії сільськогосподарського виробництва. Внаслідок цього відбувається зниження вмісту органічної речовини. Збереження і відтворення родючості ґрунту поряд з використанням екологічнобезпечних технологій вирощування сільськогосподарських культур є актуальною задачею сучасності. Інтенсивне використання ґрунтів впливає на його властивості, змінюючи хімічний склад, фізико-хімічну структуру, вміст та склад гумусу. Цим зумовлено значні порушення функціонування ґрунту як природного тіла, формування його живої фази і, пере-

дусім, мікрофлори. Склад мікробного ценозу агроєкосистем і вміст у ньому як корисної, так і фітопатогенної мікрофлори залежить від ряду факторів: виду вирощуваної культурної рослини, характеру обробітку ґрунту, фізико-хімічних його властивостей [4]. Тому, важливо дослідити еколого-трофічні групи цілинних ґрунтів та їх зміни під впливом залуження, заліснення і сільськогосподарського використання. Така постановка вирішення питання підвищення продуктивності землі дає позитивну відповідь на геніальне передбачення В.В. Докучаєва, що тільки розумне співвідношення ріллі, луків, лісу, водних територій обумовлює раціональне використання землі та її максимальні репродуктивні можливості. В зв'язку з цим, дуже важливим є питання розвитку сучасного (антропогенного) ґрунтоутворення під різними фітоценозами (культурний степ, природний степ і переліг, лісокультурні насадження). Це особливо важливо тепер, коли в Україні велика кількість середньо- та сильнозмитих земель, активно зменшується вміст і запаси органічної речовини.

Аналіз останніх досліджень та публікацій.

Питання поліпшення властивостей чорноземів типових і звичайних Лісостепу України під впливом антропогенного фактору та підвищення їх продуктивності набуває особливого значення на сучасному етапі інтенсифікації землеробства. У науковій літературі останнім часом з'явилося ряд публікацій, які висвітлюють зміни властивостей ґрунтів під впливом трав'янистості та деревної рослинності, в тому числі процеси їх деградації, але трактування їх неоднозначне. У цен-

трі уваги за антропогенної дії повинна бути доля чорнозему – «царя ґрунтів» [5, 6], тому що найбільш поширеними ґрунтами України є чорноземи звичайні, чорноземи типові та опідзолені, які складають 67,4% площі ріллі.

Збільшення антропогенного навантаження на чорноземи призводить до зниження чисельності, збіднення видового різноманіття та структурної організації, збільшення домінантів, погіршення показників функціонування ґрунтових мікроорганізмів і, як наслідок, деградації гумусного стану ґрунтів. Мікробіологічний стан є індикатором змін, які відбуваються в ґрунтах та показником здатності їх до самовідновлення і реабілітації. У зв'язку з цим, основою удосконалення високоефективних систем землеробства та управління ґрунтово-мікробними процесами у чорноземних ґрунтах за різного антропогенного їх використання є комплексна оцінка мікробного біому, вивчення біорізноманіття та просторово-функціональної структури мікробного комплексу.

Фундаментальні дослідження, які провели В. В. Докучаєв, 1883; М. С. Гіляров, 1985-1996; Є. М. Мішустин, 1972-1987; Д. Г. Звягінцев 1986-1999; Г. В. Добровольський, 1996-2000; К. З. Теппер, 1976, Д. І. Нікітін, 1999; Е. І. Андреюк 1978-1981; Г. О. Іутинська, 1986-2006; В. Т. Емцев, 2001; М. В. Патика, 2003-2018 та інші, заклали основу для сучасного уявлення про живу речовину ґрунту, її природу і властивості. Ці роботи продовжуються і в теперішній час, дозволяючи стверджувати, що склад природних ценозів різних ґрунтів завжди специфічний і змінюється досить прогнозовано за різного використання і агротехнологій. Разом з тим, недостатньо вивчене питання ґрунтоутворення з

урахуванням мікробної трансформації органічних речовин в процесі різного використання ґрунтів, закономірності і зв'язки між структурою мікробних угруповань та кількісними, якісними показниками гумусового стану, формування метагеному та філотипової структури прокаріотних комплексів чорноземів природних ценозів і сільськогосподарського використання. Системне і комплексне вивчення мікробної трансформації органічної речовини ґрунту складає суть наших досліджень і дозволяє розкрити важливу наукову проблему відновлення біологічної активності та гумусного стану чорноземів на основі поглибленого дослідження і розробки заходів з підтримання мікробного пулу, який забезпечує гомеостаз і відновлення родючості ґрунту.

Мета дослідження – дослідити біогенність та різноманіття еколого-трофічних груп мікроорганізмів цілинного чорнозему на прикладі природного заповідника «Хомутовська цілина» (зона Степу).

Матеріали і методи дослідження.

Для комплексних досліджень біогенності мікробного комплексу ґрунтів різного використання було обрано чорноземи звичайні важкосуглинкові на лесовидних суглинках Українського природного заповідника «Хомутовський степ», схема і об'єкти досліджень наведено на рисунку 1.

Зразки чорнозему, які досліджувались в лабораторних умовах, відбирались у межах гумусового горизонту або по всьому профілю усіх досліджуваних ґрунтів. Теоретичною основою відбору зразків для аналізу стало узагальнення літературних даних і результати власних спостережень, які переконливо свідчать про те, що діагностичні ознаки змін властивостей чорноземів будуть виявлятися, перш за все і головним чином, у межах верхнього біологічно активного шару ґрунтів.

Територія заповідника «Хомутовський степ» входить в Придонецький ґрунтовий район, який залягає біля підніжжя Донецького кряжу в межах Волновахсько-Ждановського агро-ґрунтового району Новоазовського підрайону.

Для досліджень були відібрані зразки ґрунтів на абсолютно цілинній ділянці заповідного степу (абсолютна цілина), на періодично (1 раз на 2 роки) кошений ділянці цілинного степу (кошена цілина), а також на ділянках поля №3 польової сівозміни сільськогосподарського підприємства «Маяк», Новоазовського району, Донецької області. За сім років у ґрунт ділянки поля №3 внесено в середньому на рік 40,6 кг д. р. азотних, 11,0 кг д. р. фосфорних, 3,8 т гною на 1 га сівозмінної площі. Насиченість сівозміни просапними культурами складає 25 %, багаторічними травами — 25 %. Досліджувані чорноземи звичайні вилугувані важкосуглинкові

Чорноземи звичайні важкосуглинкові Український природний заповідник «Хомутовська цілина»		
Природний ценоз - абсолютна цілина	С.-г. використання, розорювання	Кошена цілина -Рілля
Рис. 1. Блок-схема дослідних об'єктів		

**Грубізна генетичних горизонтів чорнозему звичайного
важкосуглинкового на лесовидному суглинку в залежності від варіантів
його використання**

Генетичний горизонт	Абсолютна цілина	Кошена цілина	Рілля з 1930 року
Hd	3	-	-
H	38	43	36
Hрк	24	18	27
Phк	13	12	12

на лесовидних суглинках Хомутовського степу різних варіантів використання є ґрунтами одного і того ж генезису і мають схожі морфолого-генетичні характеристики (табл. 1). Варіант «абсолютна цілина» має шар дернини на відміну кошеної цілини і ріллі, що продукує більшу біомасу рослинних решток і в подальшому вплине на гумусонакопичення.

Чисельність фізіологічних груп мікроорганізмів, що використовують різні форми азоту, визначали методом посіву ґрунтових суспензій на відповідні елективні поживні середовища [7]. Коефіцієнти мінералізації - іммобілізації азоту визначали за співвідношенням кількості мікроорганізмів, що засвоюють мінеральний і органічний азот; педотрофності — за співвідношенням чисельності мікроорганізмів на поживних середовищах Гра та МПА [8]. Статистичну обробку отриманих результатів проводили з використанням пакету MS Excel 2017.

Результати дослідження та їх обговорення.

Вивчення кількості мікроорганізмів у чорноземах звичайних Хомутовського степу (рис. 2) показало, що найбільша їх кількість виявлена у ріллі, як у верхньому, так і у нижньому шарах ґрунту. Аналізуючи досліджувані шари ґрунту за чисель-

ністю мікроорганізмів в усіх фіто – і агроценозах необхідно зазначити, що найвищі показники мали верхні шари (0 – 5 см), найнижчі відмічалися в 20 – 40 см. Причому, якщо на варіантах абсолютна і кошена цілина отримали найменші показники біогенності в прошарку 20 – 40 см, то на варіанті рілля значення були у 2,4 рази більшими порівняно із цілинними. Це пов'язано із доступом повітря за обробітку ґрунту в більш глибокі шари із збереженням в них вологи. Так, нашими дослідженнями показано, що значення польової вологи в найпошушливіший період року за сівозміну свідчить про те, що мінімалізація обробітку ґрунту до 5-12 см створює найбільш оптимальні умови для підтримки активного стану життєдіяльності ґрунтової мікрофлори [9]. Завдяки оптимізації режиму зволоження період біологічної активності (ПБА) у ґрунтовій товщі чорнозему в умовах мінімального обробітку продовжується на 20-25 днів у порівнянні з систематичним виконанням оранки. У зазначений період ґрунтова волога не втрачає рухомості і знаходиться в середній і верхній межі зволоженості у легкорухомому стані.

Особливої уваги заслуговує варіант цілинного степу, який скошується. Дані досліджень показують, що у ґрунті цієї ділянки чисельність мікроорганізмів була на рівні абсолют-

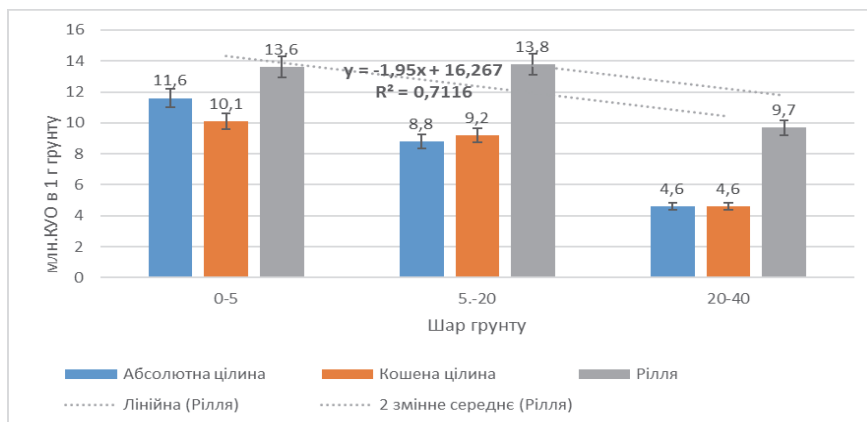


Рис. 2. Біогенність чорноземів звичайних важкосуглинкових Хомутовського степу під різними фіто – і агроценозами

ної цілини. Це, як відмічалось вище, ймовірно викликано зміною водно – повітряного і теплового режимів ґрунту після введення цілини під сінокіс. Стає зрозумілим, чому незважаючи на збільшення надходження в ґрунт цілини, яка скошується, рослинних решток за рахунок більшого розвитку кореневої системи, тут не відбувається збільшення вмісту гумусу.

Ступінь збагаченості показниками мікробної біогенності чорноземів звичайних Хомутовської цілини (зони Степу) у шарі 0 – 40 см був до п'яти разів меншим порівняно із чорноземами типовими (ґрунтово – кліматична

зона Лісостепу) і характеризувався як дуже бідний на усіх варіантах дослідження. У чорноземах звичайних Хомутовського степу найбільші значення виявлені у ріллі порівняно із абсолютною і кошеною цілиною як у верхньому, так і у нижньому шарах ґрунту, що пов'язано із доступом повітря за обробітку ґрунту в більш глибокі шари і збереженням в них вологи.

Розорювання цілинних земель і додаткове надходження кисню призводить до активізації біогенності, а без достатньої кількості органіки у вигляді рослинних решток і добрив – поживи і середовища для мікроорга-

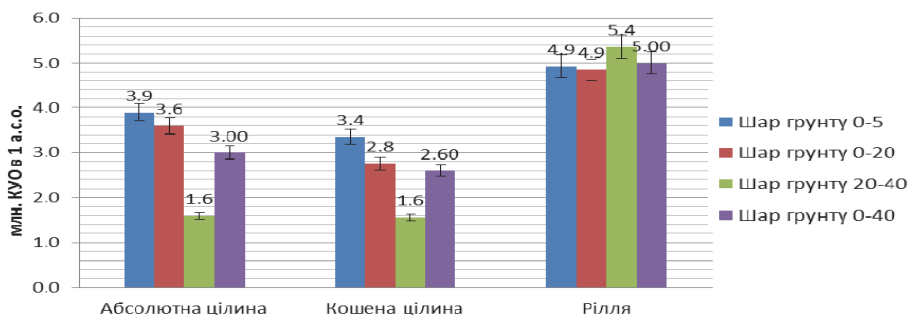


Рис. 3. Кількість мікроорганізмів, які розкладають органічні форми азоту в чорноземі звичайному природного заповідника «Хомутовська цілина»

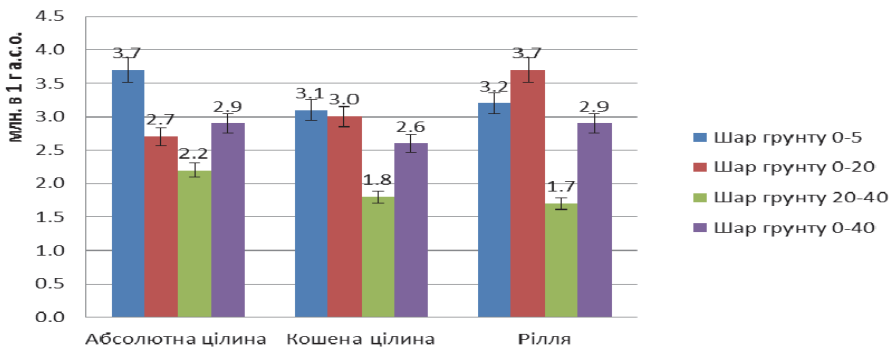


Рис. 4. Кількість мікроорганізмів, що асимілюють мінеральні форми азоту у чорноземі звичайному природного заповідника «Хомутовська цілина» (КАА)

нізмів – розкладу ґрунтового гумусу. Розорювання цілинних чорноземів за результатами багатьох досліджень призводить до зміни кількості амоніфікуючих мікроорганізмів і тих, що асимілюють мінеральні форми азоту.

Встановлено, що у чорноземах звичайних природного заповідника «Хомутовський степ» більше гетеротрофів, які споживають органічні сполуки азоту і мікроорганізмів, які асимілюють мінеральні форми азоту у ґрунтах ріллі у порівнянні із абсолютною цілиною. Кількість амоніфікаторів та мікроорганізмів, які використовують мінеральні форми азоту, залежала від фітоценозу і змінювалась з глибиною. Ступінь збагачення чорнозему звичайного за кількістю амоніфікаторів природного заповідника «Хомутовська цілина» під різними фітоценозами і шарами дослідження характеризувався як середній, за виключенням шару 20 – 40 см, варіантів абсолютної і кошеної цілини – бідний, рілля 20 – 40 см – багатий (рис. 3).

На варіантах абсолютна і кошена цілина чорнозему звичайного отримано в усіх шарах меншу кількість вищезазначених мікроорганізмів на 23 – 28% порівняно з ріллею. Це

пов'язано із доступом повітря за обробітку ґрунту в більш глибокі шари і збереженням в них вологи. Кількість мікроорганізмів, які використовують мінеральні форми азоту, найбільша на варіанті ріллі – до 3,5 млн. в 1 г а. с. г. у 5 – 20 – сантиметровому шарі (рис. 4), що свідчить про інтенсивність мінералізації органічних речовин. У кореневмісному шарі 0 – 5 см варіанту абсолютної цілини також отримані високі значення мікроорганізмів, що пов'язано із значною біомасою рослинних решток, їх високою зольністю і внаслідок цього більшою мінералізаційною здатністю досліджуваного шару чорнозему звичайного.

Коефіцієнт мінералізації – імобілізації ($K_{m.-i}$) – показник мінералізації органічної речовини і чим він більший, тим інтенсивніше проходять ці процеси. Оптимальне значення вважається до одиниці. У чорноземі звичайному на ріллі отримано його значення на рівні 0,31-0,76, що свідчить про переважання синтезу органічної речовини над деструкцією (рис. 5).

Але у агроценозі отримано найменші значення даного коефіцієнту, що особливо проявилось у шарі 20 – 40 см (0,3). Під степовою рослин-

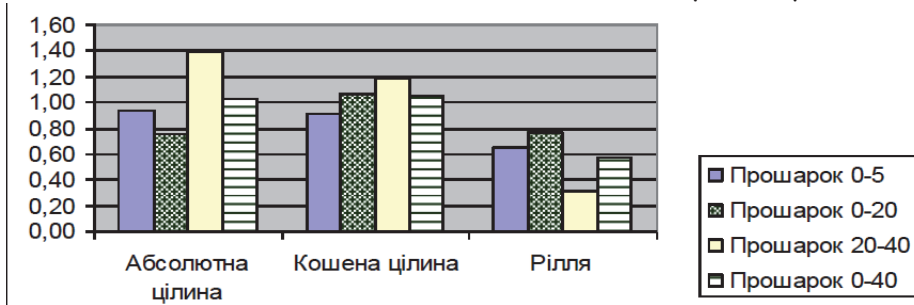


Рис. 5. Коефіцієнт мінералізації – іммобілізації у чорноземі звичайному природного заповідника «Хомутовська цілина»

ністю і кошеною цілиною в шарі 0 – 40 см отримано значення коефіцієнта 1,01 і 1,03, що вказує на оптимізацію процесів мінералізації – іммобілізації у чорноземі звичайному і забезпечення рослин елементами живлення для створення високої продуктивності.

Географічна зональність і посушливість клімату в умовах Степу відображаються на показнику мікробної трансформації органічної речовини природного заповідника «Хомутовська цілина» на чорноземі звичайному в усіх шарах ґрунту наступним чином: найвищі показники отримано на варіанті

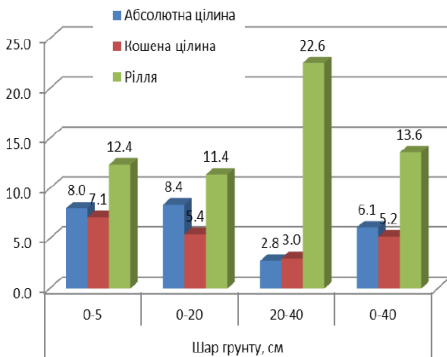


Рис. 6. Показник мікробної трансформації ґрунтової органічної речовини за різного використання чорноземів в умовах природного заповідника «Хомутовська цілина»

За ступенем розвитку окремих груп мікроорганізмів є можливість встановити, на якій стадії мінералізації знаходяться органічні рештки в ґрунті. Розкладення органічних решток в ґрунті проходить під дією певних груп мікроорганізмів, постійно змінюючи один одного у перебігу органіки. На початкових стадіях мінералізації відбувається інтенсивний розвиток сапрофітної мікрофлори, в тому числі і пліснявих грибів, які використовують найбільш доступні органічні речовини. Далі з'являються спорові бактерії, які використовують більш складні зв'язки. Актиноміцети розвиваються на кінцевій стадії гуміфікації, використовуючи для своєї життєдіяльності найбільш стійкі компоненти рослинних решток. Тому за ступенем розвитку визначених груп мікроорганізмів, на думку Е. М. Мишустина, можна орієнтовно встановити, на якому етапі мінералізації знаходяться органічні рештки ґрунту. За даними К. І. Андріюк в розкладі гумусу беруть участь зимогенні й автохтонні мікроорганізми. За участі обох груп мікроорганізмів збільшується кількість вуглецю в складі гумусу, відбувається розширення в ньому співвідношень C : N та C : H. Але представники зимогенної групи беруть участь у мінералізації лише периферичних

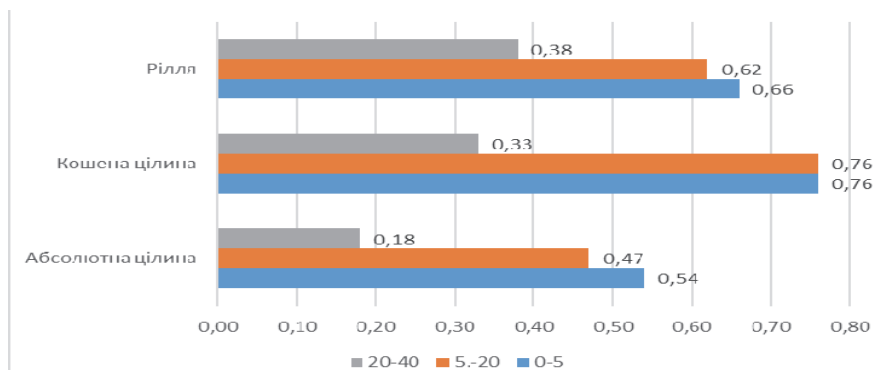


Рис. 7. Показник оліготрофності у чорноземі звичайному в умовах природного заповіднику «Хомутовський степ»

ланцюгів гумусових молекул. Глибока деградація здійснюється представниками автохтонної мікрофлори із родів *Nocardia*, *Artrobacter*, *Bactoderma* тощо [1, 5, 9]. Отже, щоб пізнати сутність родючості ґрунтів або встановити закономірності їх формування і генезису, слід вивчати процеси, що протікають в ґрунті, склад і динаміку мікробіоценозів і особливо тих, які пов'язані з гуміфікацією та розкладом гумусових речовин та методами їх регулювання.

На чорноземах звичайних найбільші значення (рис. 7) отримані на кошеній цілині ($Ko = 0,33-0,76$), що вказує на напруженість у забезпеченості рослин азотом, найменші — на абсолютній цілині ($Ko = 0,11-0,54$).

Результати досліджень (табл. 2) показують, що розорювання чорноземів призводить до зниження вмісту загального гумусу. За 80 років сільськогосподарського використання ґрунтів уміст загального гумусу в чорноземі ріллі знижується на 32 % по відношенню до абсолютної цілини і становить 4,75 % у 0–40 см шарі.

Найвищим вмістом загального гумусу (7,33 %) характеризувався варіант абсолютної цілини (0–5 см шар ґрунту), у якому з глибиною вміст за-

гального гумусу знижується і у шарі 20–40 см складає всього 5,39 %, а у середньому у прошарку 0–40 см – 6,27 %. Відбувається суттєва диференціація вмісту гумусу за прошарками, що можна пояснити розміщенням основної частини кореневої системи рослин в прошарку 0–20 см і залишанням на поверхні ґрунту рослинних решток. Продукти їх розкладу, в тому числі і новоутворені гумусові речовини, надходять у верхню частину ґрунту, збагачуючи її на гумус.

У верхньому 5–20 см горизонті кількість педотрофних мікроорганізмів була вища за 20–40 см, різниця в чисельності гуматрозкладаючих мікроорганізмів між шарами ґрунту була неістотна. Індекс педотрофності, що характеризує ступінь освоєння органічної речовини ґрунту мікрофлорою, найбільш високий на варіанті абсолютної і кошеної цілини у шарі 20–40 см.

Визначення вмісту загального гумусу в чорноземах звичайних Хомутовського степу показує (див. табл. 2), що в умовах степової зони у верхньому 0–40 см шарі викошування рослинності на цілині викликає більш суттєві зміни, ніж спостерігались в чорноземах типових (напри-

**Кількість педотрофних і гуматрозкладаючих мікроорганізмів,
загального гумусу під різними фітоценозами чорнозему звичайного
природного заповіднику «Хомутовська цілина»**

Варіант використання	Шар ґрунту, см	Гумат-розкладаючі мікроорганізми, млн. КУО/г	Педотрофні мікроорганізми, млн. КУО/г	Індекс педотрофності	Вміст загального гумусу, %
Абсолютна цілина	0–5	0,72±0,12	9,60±0,15	2,46	7,33±0,11
	5–20	0,60±0,09	8,30±0,18	2,31	6,09±0,08
	20–40	0,53±0,09	7,12±0,23	4,45	5,39±0,09
	0–40	0,62±0,10	8,34±0,19	2,75	6,27±0,09
Кошена цілина	0–5	2,02±0,16	7,40±0,10	2,20	6,62±0,12
	5–20	1,48±0,11	6,61±0,18	2,39	5,53±0,11
	20–40	0,68±0,11	6,68±0,16	4,28	4,59±0,10
	0–40	1,39±0,13	6,90±0,15	2,70	5,58±0,11
Рілля	0–5	2,60±0,25	9,90±0,15	2,01	5,29±0,08
	5–20	3,11±0,18	9,50±0,13	1,96	4,97±0,08
	20–40	2,11±0,17	7,11±0,15	1,32	3,98±0,09
	0–40	2,61±0,20	8,50±0,14	1,68	4,75±0,09

клад Лісостепової зони). Чорноземи звичайні важкосуглинкові кошеної цілини характеризуються дещо нижчим вмістом загального гумусу у верхньому шарі ґрунту (6,62 %), кількість педотрофних мікроорганізмів на 29 % менша за варіант абсолютної цілини, що пов'язано із надходженням до ґрунту меншої кількості рослинних решток.

Чисельність гуматрозкладаючих мікроорганізмів на цьому варіанті навпаки у 2,9 раза більша за варіант абсолютної цілини. З глибиною (20 – 40 см) уміст гумусу складає 4,59 %, що на 17 % менше, кількість педотрофних мікроорганізмів на 6,5 % менша, кількість гуматрозкладаючих мікроорганізмів більша на 28 % порівняно із аналогічним шаром ґрунту абсолютної цілини. В середньому, в шарі 0 – 40 см вміст загального гумусу менше на 12 %, кількість пе-

дотрофних мікроорганізмів — 21 %, а гуматрозкладаючих більша в 2,24 раза, відповідно до аналогічного варіанта абсолютної цілини. Індекс педотрофності між варіантами кошеної і абсолютної цілини не відрізнявся.

Варіант ріллі по відношенню до цілинних ґрунтів характеризується значно меншим вмістом гумусу в усіх шарах ґрунту. Вміст педотрофних мікроорганізмів, які розкладають рухомі гумусові речовини, суттєво не відрізнявся за варіант абсолютної цілини в шарах 0 – 5 і 5 – 20 см (3,1 – 14,2 %) і на 34–43 % більше за варіант кошеної цілини. Така ж тенденція за кількістю педотрофів спостерігалася в шарі 0–40 см: несуттєва різниця між варіантом абсолютної цілини і на 23 % більше порівняно із кошеною цілиною. Кількість мікроорганізмів, які розкладають ядерну частину гумусових речовин – гуматрозкладаючих на

варіанті ріллі в прошарку 0 – 40 см більша порівняно з абсолютною в 4 рази і 1,8 раза з кошеною цілиною. З цього можна зробити висновок, що до ґрунту надходить недостатня кількість рослинних решток і енергетичного матеріалу, що є джерелом живлення для мікроорганізмів.

Усі варіанти дослідження можливо розмістити в наступний ряд із зменшенням кількості гуматрозкладаючих мікроорганізмів в прошарку 0 – 40 см: рілля–кошена цілина–абсолютна цілина.

Індекс педотрофності, що характеризує ступінь освоєння органічної речовини ґрунту мікрофлорою, найбільш високий на варіанті абсолютної і кошеної цілини у шарі 20 – 40 см. Усі варіанти дослідження можливо розмістити в наступний ряд із зменшенням кількості гуматрозкладаючих мікроорганізмів в прошарку 0 – 40 см: рілля–кошена цілина–абсолютна цілина. Індекс педотрофності (відношення кількості педотрофних мікроорганізмів до розкладаючих органічні форми азоту) найменший на варіанті ріллі, значення цього показника не відрізнялося між абсолютною і кошеною цілинами. Між кількістю гуматрозкладаючих мікроорганізмів і індексом педотрофності коефіцієнт кореляції становив $r = -0,685 \pm 0,09$.

Висновки і перспективи.

За розорювання цілинних чорноземів Степу України виникають зміни біомаси рослинності, кількості, складу еколого–трофічних груп мікроорганізмів і в кінцевому результаті до зниження вмісту загального гумусу. Викошування цілинної рослинності зменшує вміст загального гумусу як у верхньому шарі, так і в

більш глибоких шарах ґрунту порівняно з цілиною. До ґрунту у варіанті ріллі надходить недостатня кількість рослинних решток і енергетичного матеріалу, що є джерелом живлення для мікроорганізмів і призводить до збільшення кількості гуматрозкладаючих мікроорганізмів порівняно з абсолютною в 4 рази і 1,8 раза — з кошеною цілиною (прошарок 0 – 40 см). Коефіцієнт кореляції між кількістю гуматрозкладаючих мікроорганізмів і індексом педотрофності становив $r = -0,685 \pm 0,09$.

Аналіз чисельності мікроорганізмів, які беруть участь у розкладенні гумусових речовин дає можливість зробити наступні висновки, що розорювання цілинних земель, викошування рослинності у зоні Степу України призводить до руйнування як периферичної, так і ядерної частини гумусових речовин. Різне використання чорноземів звичайних «Хомутовської цілини» призводить до змін спрямованості мікробної трансформації органічної речовини. За розорювання цілинних земель збільшується кількість гуматрозкладаючих мікроорганізмів в 4 рази («Хомутовська цілина») у порівнянні з абсолютною цілиною. У ґрунт ріллі надходить недостатня кількість рослинних залишків і енергетичного матеріалу, що приводить до мінералізації гумусу. Викошування цілинної рослинності зменшує на 12 – 16 % вміст загального гумусу, педотрофних мікроорганізмів — на 21–62 % і підвищує в 2,24 раза («Хомутовська цілина») кількість гуматрозкладаючих у порівнянні з абсолютною цілиною.

Проблема відтворення органічної речовини чорноземів за інтенсивного їх використання є найбільш актуальною в сучасних умовах ведення землеробства. Суттєвим показником

і критерієм оцінки ефективності технологічних заходів є вміст у ґрунті органічних речовин, кількісний і видовий склад мікроорганізмів. Ґрунтові мікроорганізми відіграють важливу роль на всіх етапах гумусоутворення, починаючи з розкладання свіжого рослинного матеріалу і закінчуючи новоутворенням простих гумусових сполук, їх поступовим ускладненням, а також в процесах деструкції або фрагментарного оновлення гумусу в ґрунті. Мікробні метаболіти можуть бути структурними «блоками» в процесах часткової фрагментарної добудови й оновлення вже існуючих гумусових сполук.

Біологічна активність ґрунту визначає його родючість, екологічний та фітосанітарний стан. Мікроорганізми можуть проявляти себе як індикатори стану ґрунтів. Отже, визначення біологічної активності ґрунту – важливий показник у процесі ведення моніторингу інтенсивності розкладання органічної речовини, що дає змогу оцінити дію органічних і мінеральних добрив та ефективність впровадження нових технологій вирощування. Крім того, визначення цього показника може бути використано для оптимізації поживного режиму ґрунту та збереження його родючості.

Набуває актуальності вивчення еколого-трофічних груп мікроорганізмів на заповідних територіях. На даний час більша частина територій степів знаходиться під впливом антропогенних факторів, а саме у сфері активного землекористування (вирощування культурних рослин, випасання худоби, сіножаті тощо). Внаслідок чого відбуваються втрати органічної речовини і природного біорізноманіття. Тому заповідні території із абсолютно цілиніми земля-

ми та ділянки у межах сільськогосподарських земель, можуть слугувати чистим екологічним контролем для природних і окультурених ґрунтів у відповідних ґрунтово-кліматичних зонах і є дуже важливими з точки зору теорії та практики збереження біорізноманіття, відтворення та управління природними ресурсами.

References

1. Zvyagincev, D. G., Babeva, I. P., Zenova, G. M. (2005). *Biologiya pochvy* [Biology of the soil]. Moscow: Moscow State University, 445.
2. Vernadsky, V. I. (1978). *Zhivoye veshchestvo* [Living matter]. Moscow: Science, 358.
3. Gadzalo, Y. M., Patyka, M. V., Zarishnyak, A. S. (2015). *Agrobiologiya rizosfery rasteniy* [Agrobiology of the rhizosphere of plants]: monography. Kyiv: Agricultural sciences, 368.
4. Moskalevska, Y. P., Patyka, M. V. (2014). Structural-functional formation of the genome of the prokaryote of the rhizosphere of sugar beet in a typical black soil. In: *Collection of scientific works of NSC "Institute of Agriculture of NAAS"*, 1-2nd ed., 69-76.
5. Dobrovolsky, G. V., Nikitin, E. D. (2000). *Sokhraneniye pochv kak nezamenimogo komponenta biosfery: funktsional'no-ekologicheskiy podkhod* [Soil conservation as an indispensable component of the biosphere: a functional-ecological approach]. Moscow: Science, 185.
6. *Ahrogruntove rayonuvannya Ukrayiny* [Agrarian zoning of Ukraine]. (1989). *Agrochemistry and soil science*. Kharkiv, 12, 200.
7. Zvyagintsev, D. G. (1991). *Metody pochvennoy mikrobiologii i biokhimii* [Methods of soil microbiology and biochemistry]. Moscow: Moscow State University, 330.
8. Netrusov, A. I., Egorova, M. A., Zakharchuk, L. M. (2005). *Praktikum po mikrobiologii* [Workshop on Microbiology]. Moscow: Publishing Center Academy, 608.

9. Tonkha, O. L. (2016). Vidnovlennya bi-olohichnoyi aktivnosti i humusnoho stanu chornozemiv tipovykh i zvychnykh Ukrainy [Restoration of biological activity and the humus state of chernozem typical and ordinary Ukraine]: author's abstract. dis ... Dr. agr. sciences. / O. L. Tonkha. NULES Ukraine. Kyiv, 45.
-

N. V. Patyka, O. L. Tonkha, V. N. Sinchenko, T. I. Patyka (2019).

Evaluation of the quality composition of microbial complexes of chernozem calcinated natural reserve "Khomutovskaya steppe".

BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 10(1): 25-37.

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/editor/submission/12602>

Abstract. A theoretical generalization and a new solution of the fundamental problem of biodiversity conservation, microbial pool, organic matter and fertility restoration of chernozem are presented based on the study of the species structure of the virgin chernozem microbial complex, biomass and species composition of microbial cenoses, ecological-trophic groups of microorganisms, indicators of the humus state of black soil. Plowing virgin black soil almost 2 times impoverishes the genetic resources of soil microflora and radically changes their qualitative composition. The mowing of virgin vegetation leads to a decrease in the biogenicity index of 1.1–1.4 times in the top soil layer, the number of heterotrophs per MPA by 25.5–41.5 %, and the microbial transformation index of the soil organic matter to 1.5–1.8 times, pedotrophic microorganisms — 1.7 times and an increase in humate-decomposing microorganisms up to 4 times when compared with absolute virgin.

Keywords: biogenicity, chernozem, microbial diversity.

Н. В. Патыка, О. Л. Тонха, В. Н. Синченко, Т. И. Патыка (2019). Оценка качественного состава микробных комплексов чернозема целинного природного заповедника «Хомутовская степь».

BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 10(1): 25-37.

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/editor/submission/12602>

Аннотация. Представлено теоретическое обобщение и новое решение фундаментальной проблемы сохранения биоразнообразия, микробного пула, органического вещества и восстановления плодородия черноземов на основе изучения видовой структуры микробного комплекса целинных черноземов, биомассы и видового состава микробных ценозов, экологотрофических групп микроорганизмов, показателей гумусового состояния черноземов. Распашка целинных черноземов почти в 2 раза обедняет генетические ресурсы микрофлоры почвы и в корне меняет их качественный состав. Выкашивание целинной растительности приводит к уменьшению в верхнем слое почвы показателя биогенности 1,1-1,4 раза, количеству гетеротрофов на МПА на 25,5-41,5 %, показателя микробной трансформации почвенного органического вещества до 1,5-1,8 раза, педотрофных микроорганизмов - 1,7 раза и увеличении гуматразлагающих микроорганизмов до 4 раз при сравнении с абсолютной целиной.

Ключевые слова: биогенность, чернозем, микробное разнообразие.

КОНТРОЛЬ РІВНЯ ГЕНОТОКСИЧНОСТІ МІКОТОКСИНІВ ЗА ДОПОМОГОЮ ОПТО-ВОЛОКОНОГО БІОСЕНСОРУ SOS-ТИПУ

М. Ф. СТАРОДУБ, доктор біологічних наук, професор кафедри
молекулярної біології, мікробіології та біобезпеки,

М. В. САВЧУК, кандидат сільськогосподарських наук,
науковий співробітник,

М. І. ФЕДЕЛЕС-ГЛАДИНЕЦЬ, кандидат сільськогосподарських наук,
доцент кафедри молекулярної біології, мікробіології та біобезпеки

О. П. ТАРАН, кандидат біологічних наук, старший викладач кафедри
молекулярної біології, мікробіології та біобезпеки

Національний університет біоресурсів і природокористування України

Л. Н. ШУЛЯК, старший науковий співробітник

Центр лабораторної медицини "Альфа Лабсервіс", м. Харків

E-mail: okstar@ukr.net, nfstarodub@gmail.com

Анотація. Мікотоксини є дуже небезпечними біогенними речовинами, і, як правило, вони характеризуються як такі, що мають загальну токсичність. Надається інформація про їх здатність до генотоксичності. Основною метою даної роботи була розробка методу експресного контролю рівня генотоксичності деяких мікотоксинів із застосуванням запропонованого опто-волоконного SOS-біосенсора. Визначено головну умову для такого експрес-аналізу та показано, що мікотоксини Т2, патулін, афлатоксин В1, зеараленон і охратоксин здатні впливати на генетичний апарат, а саме, в результаті їхньої активності підвищується експресія lux-оперона референтних клітин бактерій. Виявлено, що найвища генотоксичність була зареєстрована у випадку Т2 мікотоксину, афлатоксину В2 та патуліну. Показано, що різні мікотоксини характеризувалися різним рівнем генотоксичності.

Ключові слова: опто-волоконний SOS біосенсор, мікотоксини, генотоксичність, експрес-аналіз

Актуальність.

Мікотоксини включають понад 400 низькомолекулярних сполук, що продукуються близько 200 видами мікроміцетів, але, ймовірно, кількість цих токсинів та їх виробників зростатиме у разі подальших досліджень [1-3]. Перші дослідження виявили, що різні види мікроміцетів здатні виробляти афлатоксини, патулін, охратоксин, фумонізін та трихотеціт. Мікотоксини – це група низькомолекулярних неімуногенних сполук, більшість з яких характеризуються відносною термічною стійкістю. Сьогодні мікотоксинам приділяється особлива увага, оскільки вони дуже небезпечні і токсичні та контамінують зерно і продукти харчування [2, 4, 5]. Різні види мікотоксинів безпосередньо впливають на органи та тканини: печінку, нирки, слизову оболонку стравоходу та кишечник, а також головний мозок та тканини статевих органів. Відповідно, мікотоксини включені до переліку речовин, вміст яких підлягає регулюванню в їжі, кормах та сировині. У літературі є досить велика кількість інформації про розподіл мікотоксинів серед об'єктів навколишнього середовища, проте, їх обмеженість обумовлена, насамперед, відсутністю достатньо простих та надійних методів виявлення цих речовин. Розробка таких методів лежить в основі одного з найважливіших напрямків запобігання небажаному впливу навколишнього середовища на здоров'я людини. Використання високочутливих, простих та надійних методів аналізу мікотоксинів дозволить контролювати їх рівень на всіх етапах виробництва та переробки продуктів харчування, від заготівлі до кінцевого продукту, який надходить у людський організм. Сьогодні в провідних

країнах Європи, Азії і Сполучених Штатах прийняті нормативні документи щодо регулювання допустимих концентрацій мікотоксинів у кормах тварин та продуктах харчування людини. В Україні також прийнята низка відповідних норм. Так, відповідно до Держстандарту України (ДСТУ 3768-98) максимальний допустимий вміст токсинів Т-2 у пшениці для харчових, технічних цілей, експорту та кормів встановлено на рівні 0,1 та 0,2 мг / кг зерна, відповідно. [3].

Враховуючи загальну токсичність мікотоксинів для живих організмів, було запропоновано різні методи, як для їх контролю скринінгу в різноманітних об'єктах навколишнього середовища та для перевірки попередніх отриманих результатів [5-7]. Але існує кілька різних аспектів дії хімічних речовин на живі організми. Вони можуть мати деяку загальну токсичність при відповідній концентрації (як правило, при високих рівнях вмісту та тривалих експозиціях) та/або генотоксичність, тобто здатність пошкоджувати генетичний апарат організмів. У попередніх наших роботах [8-10] показано розробку експрес-методу контролю генотоксичності деяких хімічних речовин і проаналізовано його ефективність у цьому аспекті.

Метою даного дослідження є узагальнення експериментальних результатів визначення рівня генотоксичності деяких мікотоксинів, щоб продемонструвати їх активність у впливі на процес мутацій в геномі.

Матеріали та методи дослідження.

Для дослідження було обрано декілька дуже поширених мікотоксинів, а саме Т2 мікотоксини (Т2), зерале-

нони (Zon), охратоксини (Ochra), патулін (Pat) та афлатоксини (AflB2). Відповідно до нашого попереднього дослідження [11], підготовку зразка за мікотоксинового аналізу за допомогою імунного біосенсора проводили з використанням ацетонітрилу у якості розчинника. Дослідження проводили з використанням оптико-волоконного SOS-біосенсора із застосуванням мембрани для контакту аналітичних елементів з поверхнею перетворювача [9]. Всі хімічні реактиви були отримані з Sigma-Aldrich (США). Оптико-волоконний біосенсор на основі клітин поєднував систему SOS, яка реагує на ДНК-агенти, як рецепторний компонент і біологічну люмінесцентну систему, як швидкий репортер [5]. Цей пристрій працює в диференційному режимі, який дозволяє реєструвати порівняльний рівень фотолюмінесценції між присутністю аналізованої речовини в вимірювальній комірці та фізіологічним розчином. Окремі підходи підготовки зразків описані нижче при викладі результатів. На рисунках на осі ординат позначено відносні одиниці рівнів фотолюмінесценції, на осі абсцис – час аналізу у хвиликах.

Результати дослідження та їх обговорення.

Першим завданням було встановлення оптимальної концентрації ацетонітрилу, яка може бути використана для розчинення мікотоксинів, щоб запобігти впливу присутності цього розчинника аналізованому зразку. Згідно з нашими даними [11], ацетонітрил не впливав на рівень реакції антиген-антитіла навіть при концентрації близько 40 %. Але інший органічний розчинник, такий як етанол,

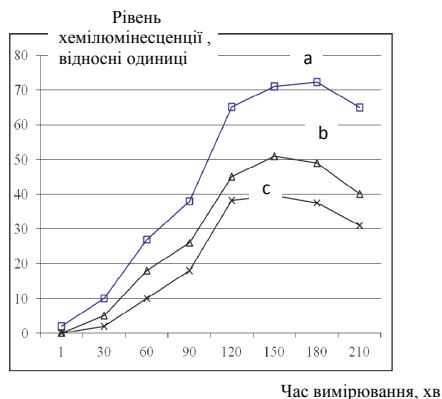


Рис. 1: Динаміка зміни рівня хемілюмінесценції біосенсора після додавання ацетонітрилу у вимірювальну комірку в концентрації:
а) 1 %; б) 0,2 %; в) 0,1 %.

може мати певний вплив на показник генотоксичності вже за концентрації близько 3,0 %. Крім того, ацетонітрил виявився більш ефективним за екстракції мікотоксинів. Тому досліджували рівень генотоксичності ацетонітрилу в діапазоні його концентрації від 0,1 % до 1,0 % (рис. 1).

Виявилося, що специфічний сигнал збільшувався із збільшенням концентрації ацетонітрилу в аналізованому зразку. Очевидно, ми спостерігали не тільки інтенсивність флуоресценції референтних клітин як результат включення їх оперону з комплексом репаративних генів та активацією інтенсивності їх роботи. Загальний комплекс цього процесу супроводжується зміщенням максимуму флуоресценції за короткий період часу, оскільки одночасно з репаративними генами активовано синтез якого-небудь гена з флуоресцентним білком, який вводиться в зазначений оперон.

Для наступних експериментів з мікотоксинами було обрано концен-

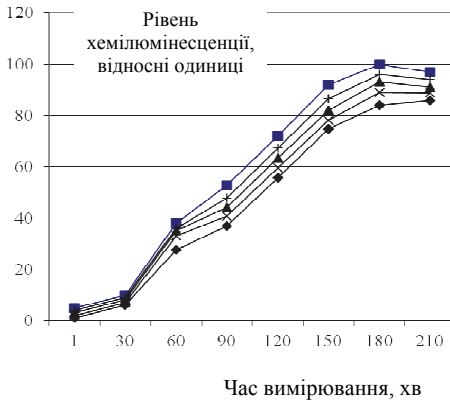


Рис. 2: Динаміка змін рівня флуоресценції біосенсора після додавання мікотоксинів до вимірювальної комірки.

Зверху вниз: T2, AfB2, PAT, Ochra і Zon в концентрації 10 нг/мл

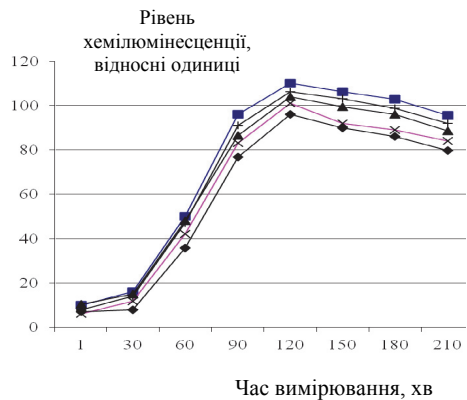


Рис. 3: Динаміка змін рівня флуоресценції біосенсора після додавання мікотоксинів в концентрації 20 нг/мл до вимірювальної комірки. Зверху вниз: T2, AfB2, PAT, Ochra і Zon

трацію ацетонітрилу 0,2 %. Спочатку відповідні мікотоксини розчиняли в 20,0 % ацетонітрилі за концентрації 1,0 і 2,0 мкг / мл, потім зразки розбавляли в 100 разів фізіологічним розчином і використовували для контролю генотоксичності.

Виявлено, що рівень флуоресценції системи підвищувався для всіх досліджуваних мікотоксинів (рис. 2). Однак найвищий ефект спостерігали для T2, афлатоксину B2 та патуліну.

Слід зауважити, що у разі підвищеної концентрації мікотоксинів в досліджуваному розчині інтенсивність флуоресценції зростає, а її максимум в аналізі досягається швидше (рис. 3).

Різниця в ефекті генотоксичності окремих мікотоксинів може бути пов'язана з дією певних чинників. Наприклад, однією із важливих причин є розчинність мікотоксину у вибраному розчиннику, що, відповідно, може впливати на активність генотоксичного агента на референтні клітини. Крім того, проникність окремих мікотокси-

нів у клітини також може бути різною, а отже і пошкоджуючий ефект, який проявляється з підвищенням флуорисценції, може бути різним.

Висновки і перспективи.

Таким чином, продемонстровано простий підхід для експресного визначення генотоксичності хімічних речовин, зокрема, мікотоксинів із застосуванням біосенсору на основі клітин із SOS-системою. Показано, що окремі мікотоксини мають різний рівень генотоксичності стосовно референтних клітин, які використовували у біосенсорі.

References

1. Bennett, J. W., Klich, M. (2003). Mycotoxins. Clin. Microbiol. Rev., 16 (3), 497-516.
2. Artjuch, V. P., Gojstar, O. S., Chmelnitskij, G. A., Starodub, N. F. (2003). Trichitecne mycotoxins: determination in environmental objects. Biopolymers and cell, , 19(3), 216-223.

3. Ciegler, A, Bennett, J. W. (2014). Mycotoxins and mycotoxicoses. *Bioscience*, 30 (8), 512–515.
4. Starodub, N. F. (2010). Modern biooptical instruments for the express control of total toxicity, individual chemicals, viral and bacterial infections to prevent bio- and medical threats. In: NATO Science for Peace and Security Series E: Human and Social Dynamics, eds. A. Trufanov et al., "Pandemics and Bioterrorism", 62, 127–133.
5. Starodub, N. F., Shpirka N. F. (2016). Efficiency of Non-label Optical Biosensors for the Express Control of Toxic Agents in Food. In Book: Biosensors for security and bioterrorism applications», Ed. Nikolelis D.P. and Georgia-Paraskevi Nikoleli, Springer Co., 385–418.
6. Turner, N. W., Subrahmanyam, S., Piletsky, S. A. (2009). Analytical methods for determination of mycotoxins: A review. *Analytica Chimica Acta*, 632(2), 168–180.
7. Nabok, A. V., Mustafa, M. K., Tsargorodskaya, A., et al. (2013). Mycotoxins: the detection and purification of contaminated substances. *BioNanoSci.* 3, 79–84.
8. Starodub, N. F. (2016). Biosensors for the express evaluation of the level of genotoxicity of chemical substances, in: *Biosensors for Security and Bioterrorism Applications*, D. P. Nikolelis, G. P. Nikoleli (eds.), Springer, 181–197. DOI: 10.1007/978-3-319-28926-7_9.
9. Starodub, N. F., Taran, M. V. (2016). Analysis of the Efficiency of Fiber Optic Sos-Type Biosensor Work at the Different Ways of the Sensitive Layer Formation. *Austin J Biosens & Bioelectron*, 2 (2): id1022 (2016) ISSN : 2473-0629, |www.austinpublishing-group.co.
10. Starodub, N. F., Savchuk, M. V., Lukin, V. E. (2017). Investigation of the genotoxicity of some nano-metal oxide particles by the fiber optic SOS-type biosensor. *International Journal of Nanotechnology and Nanomedicine Research*, 1-4, Nanotechnology%20and %20Nanomedicine-5%20(1).pdf, www.clytoaccess.com
11. Starodub, N. F., Savchuk, M. V., Székács, A., Marty, J. L. (2018). Peculiarities of sample preparation for the determination of certain mycotoxins in grain products and fruits by immunobiosensor analysis. *World Journal of Engineering Research and Technology*, 4(3), 174–185.

M. F. Starodub, M. V. Savchuk, M. I. Fedelezh-Gladinets, O. P. Taran, L. N. Shuliak (2019). Control of the level genotoxicity of micotoxins with the fiber-optic sos-biosensor. BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 10(1): 38-43.

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/editor/submission/12604>

Abstract. Mycotoxins are very dangerous nutrients, and, as a rule, they are characterized by general toxicity. Information about their ability to genotoxicity is provided. The main goal of this work was to develop a method for express control of the level of genotoxicity of some mycotoxins using the proposed fiber-optic SOS-biosensor. The main condition for such a rapid analysis was determined and it was shown that T2 mycotoxins, patulin, aflatoxin B2, zearalenone and ochratoxin are able to influence the genetic apparatus, namely, as a result of their activity, the expression of the lux-operon of reference bacteria cells is increased. It was revealed that the highest genotoxicity was registered in the case of T2 mycotoxin, aflatoxin B2 and patulin. It was shown that mycotoxins were characterized by different levels of genotoxicity.

Keywords: fiber optic SOS-biosensor, mycotoxins, genotoxicity, express-analysis

М. Ф. Стародуб, М. В. Савчук, М. И. Феделеш-Гладинець, О. П. Таран, Л. Н. Шуляк (2019). Контроль уровня генотоксичности микотоксинов с помощью опто-волоконного биосенсора sos-типа.

BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 10(1): 38-43.

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/editor/submission/12604>

Аннотация. Микотоксины являются очень опасными биогенными веществами, и, как правило, они характеризуются общей токсичностью. Предоставляется информация об их способности к генотоксичности. Основной целью данной работы была разработка метода экспрессного контроля уровня генотоксичности некоторых микотоксинов с применением предложенного опто-волоконного SOS-биосенсора. Определено главное условие для такого экспресс-анализа и показано, что микотоксины T2, патулин, афлатоксин B2, зеараленон и охратоксин способны влиять на генетический аппарат, а именно, в результате их активности повышается экспрессия *lux*-оперона референтных клеток бактерий. Выявлено, что самая высокая генотоксичность была зарегистрирована в случае T2 микотоксина, афлатоксина B2 и патулина. Показано, что микотоксины характеризовались различным уровнем генотоксичности.

Ключевые слова: опто-волоконный SOS-биосенсор, микотоксины, генотоксичность, экспресс-анализ

ВАЖКІ МЕТАЛИ У ҐРУНТІ: МОБІЛЬНІСТЬ ЯК КРИТЕРІЙ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕЧНОСТІ

Н. А. МАКАРЕНКО, доктор сільськогосподарських наук, професор
кафедри екології агросфери та екологічного контролю
Національний університет біоресурсів і природокористування України
E-mail: n-mak@ukr.net

В. В. МАКАРЕНКО, кандидат сільськогосподарських наук,
доцент кафедри землезнавства та геоморфології
Київський національний університет імені Тараса Шевченка
E-mail: w-mak@ukr.net

Анотація. У статті представлено результати дослідження взаємозв'язку між мобільністю важких металів та параметрами ґрунтів України для подальшого прогнозу їх екологічної небезпечності. Для характеристики мобільних форм важких металів у ґрунті використовували комплекс екстрагентів. Валовий запас важких металів у ґрунтах вилучали сумішшю $H_2SO_4 + HF$, потенційно мобільні форми - $0,01N HCl$, мобільні - $0,1N HCl$. Досліджували ґрунти, характерні для зони Полісся, Лісостепу та Степу України.

Було встановлено, що на фоні підвищення вмісту валових форм важких металів від дерново-підзолистих ґрунтів до чорноземів, їх вміст у мобільних формах зменшувався. Частка мобільних форм металів (Mn^{2+}) у дерново-підзолистому ґрунті коливалася в межах 29,0-62,5 %, у чорноземі звичайному – 2,8-21,9 %.

Було виділено характеристики ґрунту, що визначали мобільність важких металів: вміст глинистих мінералів (фракція $< 0,001$ мм), вміст органічної речовини ґрунту, рН ґрунту. Найтісніша зворотна кореляція відмічалася між вмістом глинистих мінералів та вмістом мобільних форм важких металів у ґрунті, r коливався від (-) 0,643 до (-) 0,962.

Було показано, що актуальну небезпечність важких металів потрібно оцінювати за вмістом мобільних форм, що екстрагуються $0,1 N$ кислотами, потенційну – $1,0 N$ кислотами. Прогноз небезпечності важких металів повинен враховувати параметри ґрунтів: вміст фізичної глини, органічної речовини та рН.

Ключові слова: важкі метали, ґрунт, мобільність, екологічна безпека

Актуальність.

Хімічні елементи, які умовно об'єднують у групу «важкі метали» (ВМ), завжди підлягали контролю у природному середовищі, зокрема у ґрунті [8]. Проте, на питання: «Які форми ВМ у ґрунті контролювати для отримання об'єктивної оцінки їх небезпечності?» – і нині немає однозначної відповіді. Відомо, що ВМ у ґрунті можуть знаходитися у формі розчинних вільних іонів, розчинних комплексів з неорганічними аніонами і органічними лігандами, обмінних на глинистих мінералах та органічній речовині, що утримуються за рахунок електростатичних сил, у вигляді орґано-мінеральних гетерополярних, комплексно-гетерополярних солей, сорбційних комплексів тощо. Існують нормативи, які передбачають контроль за всіма (валовими) формами ВМ у ґрунті. Інформативність такого контролю дуже низька і може бути навіть шкідливою, оскільки не дає уявлення про справжній рівень екологічної небезпеки. Існують нормативи, які передбачають контроль за вмістом рухомих форм, які вилучаються ацетатно-амонійним буфером або близьким до нього розчином 0,1 N кислот. Цей норматив є інформативним і достатньо об'єктивним. Але концентрація рухомих форм ВМ у ґрунті під впливом різних екологічних чинників швидко змінюється у часі, що може бути причиною хибних висновків. Тому, триває пошук об'єктивних методів визначення небезпечності ВМ у ґрунті, які дозволять оцінити реальні та потенційні ризики для ґрунтової та суміжних екосистем.

Аналіз останніх досліджень та публікацій.

Організація економічного співробітництва і розвитку (OECD) у своїх Керівних принципах для тестування хімічних

речовин представила понад 150 найбільш актуальних міжнародно узгоджених методів, серед яких є методи встановлення мобільності хімічних речовин у компонентах природного середовища [4]. Мобільність [1] використовують для оцінки ризиків хімічної речовини як для ґрунту, так і для інших компонентів екосистеми. Для ВМ це питання стоїть особливо гостро, оскільки вони можуть активно переходити з твердої фази ґрунту у ґрунтовий розчин і, навпаки. Екологічну небезпечність представляє не вся маса важких металів у ґрунті, а лише їх частка, що знаходиться у ґрунтовому розчині. Контролю має підлягати саме ця, найбільш мобільна частина ВМ, оскільки саме у такій формі ВМ можуть переходити у рослини [1-3, 7], бути біодоступними для ґрунтових організмів, мігрувати у підземні та поверхневі води [1, 5]. Згідно рекомендацій Community Bureau of Reference (BCR) of the European Commission, прогноз екологічної небезпечності ВМ має охоплювати не лише мобільні форми металів, а і потенційно мобільні форми, які можуть за певних умов перейти у ґрунтовий розчин [6]. Використання поняття валового вмісту ВМ доцільно використовувати лише для загальної характеристики ґрунтів, для оцінювання рівня забруднення та екологічної небезпечності такі форми непридатні.

Мета дослідження полягала у вивченні взаємозв'язку між мобільністю важких металів та фізико-хімічними параметрами ґрунтів України для подальшого прогнозу їх екологічної небезпечності.

Матеріали і методи дослідження.

Для характеристики мобільних форм важких металів у ґрунті використовували комплекс екстрагентів.

Валовий запас важких металів у ґрунтах визначали за використання суміші $\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{HF}$, потенційно мобільні форми ВМ екстрагували 1,0N HCL, мобільні – 0,1N HCL. В екстрактах визначали вміст важких металів методом атомно-абсорбційної спектроскопії.

Загальний вміст гумусу визначали за методом Тюріна; актуальну кислотність ґрунту – шляхом вимірювання концентрації H^+ у розчині методом потенціометрії за допомогою іонселективних електродів; вміст часточок ґрунту розміром $< 0,001$ мм – у ході визначення гранулометричного складу ґрунту за методом Долгова і Лічманової.

Досліджували дерново-середньопідзолисті темно-сірі опідзолені ґрунти, чорнозем типовий малогумусний, чорнозем звичайний малогумусний, темно-каштановий солонцюватий ґрунт. Використовували зразки з дослідних полів ННЦ «Інститут землеробства НААН», Інституту сільськогосподарської мікробіології та агропромислового виробництва НААН, а також галузеві стандартні зразки ґрунту. Відбір зразків ґрунту здійснювали у згідно ДСТУ ISO 10381-1:2004.

Встановлення корелятивної залежності між фізико-хімічними властивостями ґрунтів та вмістом мобільних форм важких металів робили на основі математичної статистики вибіркової сукупності за допомогою кореляційного аналізу з використанням програми Microsoft Excel.

Результати дослідження та їх обговорення.

Згідно міжнародних програм з охорони довкілля, для екологічної оцінки хімічних речовин використовують еко-токсикологічний критерій небезпечності – мобільність у ґрунті. Орловце Д. С. у 1985 р. визначив мобільність, як здатність хімічних речовин переходити із

твердих фаз ґрунту у розчини. Мобільність важких металів у ґрунті, перш за все, є функцією їх хімічної природи та фізико-хімічних характеристик ґрунту.

Хімічні властивості важких металів (заряд ядер атомів, радіус атомів та іонів, будова електронних орбіталей, енергія іонізації, іонний потенціал тощо) визначаються їх положенням у періодичній системі елементів Д. І. Менделєєва. Так, ступінь окиснення і утворення іонів із завершеною електронною конфігурацією визначається кількістю атомів у зовнішньому квантовому шарі. Ця ознака обумовлює здатність металів приймати участь у окисно-відновлювальних реакціях, їх акцепторні властивості та тенденцію до комплексоутворення. Заряд ядер атомів та радіус атомів і іонів металів, а також співвідношення між ними має велике значення для оцінки їх потенційної мобільності. За цією ознакою метали можна розташувати у наступній послідовності: $\text{Cu}^{1+} > \text{Pb}^{2+} > \text{Hg}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Co}^{2+} > \text{Ni}^{2+} > \text{Ni}^{3+} > \text{Co}^{3+} > \text{Pb}^{4+}$.

Величина іонного потенціалу:

$$\mu = Z / r,$$

де Z – заряд ядра,

r – іонний радіус.

Важкі метали у ґрунті можуть бути у вигляді розчинних вільних іонів і розчинних комплексів з неорганічними аніонами і органічними лігандами, обмінних на глинистих мінералах та органічній речовині, що утримуються за рахунок електростатичних сил, у вигляді органо-мінеральних гетерополярних, комплексно-гетерополярних солей, сорбційних комплексів тощо. Екологічну небезпечність буде проявляти не вся маса ВМ у ґрунті, а лише та, що знаходиться у ґрунтового розчині.

Мобільність важких металів (Me^{n+}) досліджували у різних за фізико-хімічними властивостями ґрунтах, пошире-

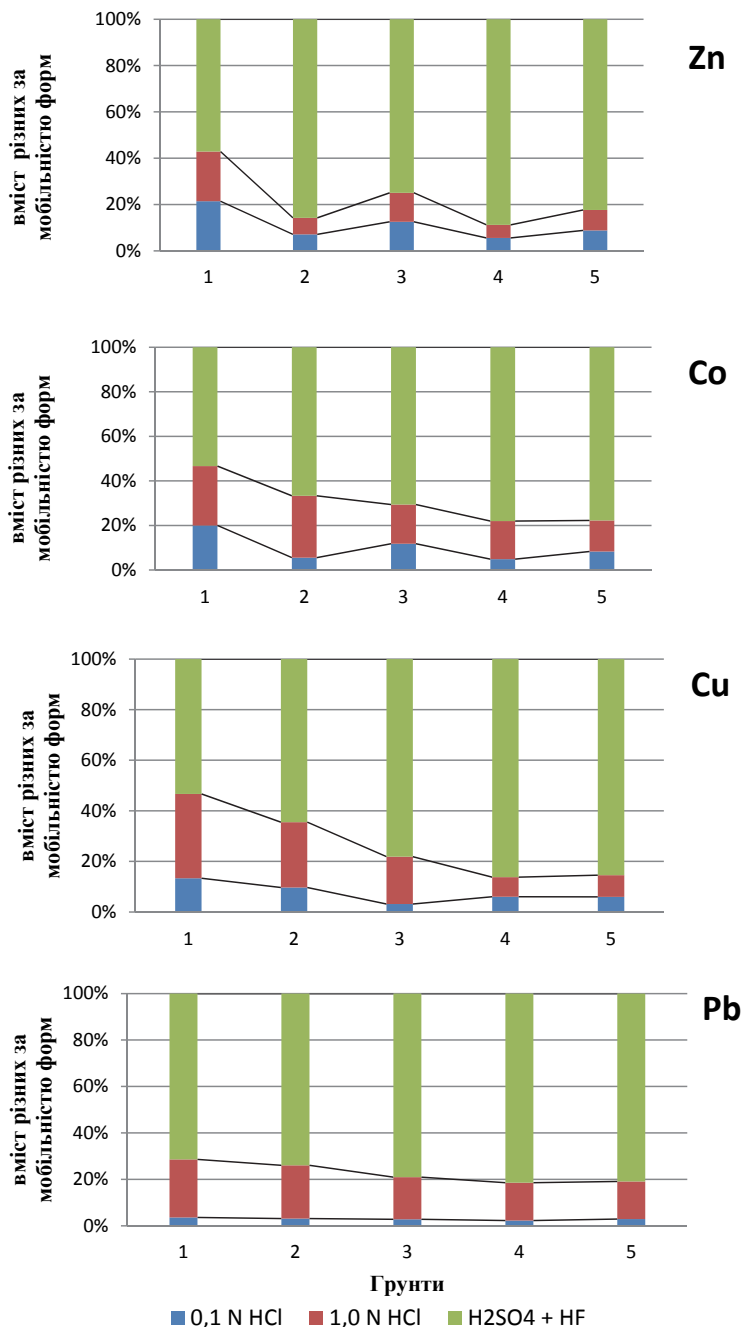


Рис. 1. Співвідношення (%) різних за мобільністю форм важких металів у ґрунтах: 1 – дерново-середньопідзолистий; 2 – темно-сірий опідзолений; 3 – чорнозем типовий мало гумусний; 4 – чорнозем звичайний мало гумусний; 5 - темно-каштановий солонцюватий

1. Вміст різних за ступенем мобільності форм важких металів у ґрунтах, мг / кг

Ґрунт 0,1 N HCl	Екстрагування Me ⁿ⁺ :		
	1,0 N HCl	H ₂ SO ₄ + HF	
Zn			
дерново-середньопідзолистий	9,5	14,5	40,0
темно-сірий опідзолений	9,5	14,5	45,0
чорнозем типовий малогумусний	4,5	9,5	48,0
чорнозем звичайний малогумусний	0,5	9,5	58,0
темно-каштановий солонцюватий	4,5	9,5	70,0
НІР ^{1%} F _ф > F _т	2,86	4,03	3,83
НІР ^{5%}	1,82	2,57	2,44
Co			
дерново-середньопідзолистий	3,0	4,0	8,0
темно-сірий опідзолений	1,0	5,0	12,0
чорнозем типовий малогумусний	2,0	3,0	12,0
чорнозем звичайний малогумусний	1,0	3,5	16,0
темно-каштановий солонцюватий	3,0	5,0	17,9
НІР ^{1%} F _ф > F _т	1,37	1,80	5,10
НІР ^{5%}	0,88	1,13	3,25
Cu			
дерново-середньопідзолистий	2,0	5,0	8,0
темно-сірий опідзолений	3,0	8,0	20,0
чорнозем типовий малогумусний	1,0	6,0	25,0
чорнозем звичайний малогумусний	1,0	1,0	36,0
темно-каштановий солонцюватий	8,0	10,0	20,0
НІР ^{1%} F _ф > F _т	0,51	0,90	3,83
НІР ^{5%}	0,33	0,57	2,44
Ni			
дерново-середньопідзолистий	2,0	4,0	12,0
темно-сірий опідзолений	8,0	8,0	40,0
чорнозем типовий малогумусний	7,0	4,0	72,0
чорнозем звичайний малогумусний	7,0	8,0	80,0
темно-каштановий солонцюватий	7,0	9,0	60,0
НІР ^{1%} F _ф > F _т	2,60	2,60	4,42
НІР ^{5%}	1,66	1,66	2,82
Cd			
дерново-середньопідзолистий	-	0,11	0,35
темно-сірий опідзолений	-	0,17	0,40
чорнозем типовий малогумусний	-	0,11	0,42
чорнозем звичайний малогумусний	-	0,08	0,50
темно-каштановий солонцюватий	-	0,12	0,65
НІР ^{1%} F _ф > F _т	-	0,04	0,04
НІР ^{5%}	-	0,03	0,02
Pb			
дерново-середньопідзолистий	0,4	2,8	8,0
темно-сірий опідзолений	0,5	3,7	12,0
чорнозем типовий малогумусний	0,6	3,9	17,0
чорнозем звичайний малогумусний	0,5	3,6	18,0
темно-каштановий солонцюватий	0,5	3,4	14,0
НІР ^{1%} F _ф > F _т	-	1,30	2,63
НІР ^{5%}	0,23	0,83	1,68

них у зоні Полісся, Лісостепу та Степу. Вивчали дерново-середньопідзолисті супіщані, темно-сірі опідзолені легкосуглинкові, чорноземи типові малогумусні легкосуглинкові, чорноземи звичайні малогумусні на лесах та темно-каштанові солонцюваті ґрунти.

Валовий запас важких металів у ґрунтах визначали за використання комплексу екстрагентів – суміші $\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{HF}$, потенційно мобільні форми ВМ екстрагували 1,0N HCL, мобільні – 0,1N HCL. Результати представлено у табл. 1.

Незважаючи на різний вміст валових і рухомих форм ВМ, для всіх ґрунтів спостерігалася єдина тенденція: на фоні підвищення вмісту валових форм ВМ від дерново-підзолистих ґрунтів до чорноземів, вміст ВМ у мобільних формах зменшувався. Частка мобільних форм металів (M^{n+}) у дерново-середньопідзолистому ґрунті коливалася в межах 29,0-62,5%, у чорноземі звичайному малогумусному – 2,8-21,9% (рис.1).

Мобільність важких металів у ґрунті залежить від направленості процесів сорбції/десорбції, здатності до комплексоутворення та процесів утворення малорозчинних солей. У свою чергу, на ці процеси істотно впливають такі показники ґрунту як кислотно-основні і окисно-відновлювальні умови грантового середовища, наявність глинистих мінералів та органічної речовини ґрунту.

Глинисті мінерали і органічна речовина конкурують між собою у процесі сорбції металів. Особлива роль належить групі монтморилоніту, яка характеризується високою ємністю поглинання катіонів і високою дисперсністю. Органічна речовина ґрунту, зокрема, гумусові кислоти, характеризуються високою здатністю до поглинання і утримання ВМ. Міцність зв'язку гумусових кислот і важких металів у значній мірі залежить від рН середовища та особливостей гумусових сполук. З огляду на зазначене, можна виділити характеристики ґрунту, які будуть визначати мобільність важких металів: наявність глинистих мінералів (фракції часточок розміром $< 0,001$ мм), вмісту гумусу і окремих гумусових кислот, кислотностно-основні параметри ґрунту (рН, гідролітична кислотність). Ґрунти, що досліджувалися, характеризувалися наступними параметрами (табл.2):

Встановлення корелятивного взаємозв'язку між властивостями ґрунтів та вмістом мобільних і потенційно мобільних форм важких металів дозволило виявити у всіх випадках зворотну залежність з високим рівнем достовірності: коефіцієнти парної кореляції (r) коливалися у межах 0,474-0,991. Потрібно відмітити, що найтісніша зворотна кореляція відмічалася між вмістом глинистих мінералів (фракція часточок $< 0,001$ мм) та вмістом різних за мобільністю форм важких металів у ґрунті, $r = 0,643-0,962$.

2. Параметри ґрунтів, що виступають аргументом мобільності Mn^{+}

Параметр ґрунту	Ґрунт				
	дерново-середньопідзолистий	темно-сірий опідзолений	чорнозем типовий	чорнозем звичайний	темно-каштановий
рН	$5,50 \pm 0,25$	$5,25 \pm 0,14$	$6,20 \pm 0,15$	$7,17 \pm 0,14$	$7,00 \pm 0,25$
Вміст гумусу, %	$0,86 \pm 0,05$	$2,02 \pm 0,04$	$2,70 \pm 0,05$	$4,61 \pm 0,09$	$4,30 \pm 0,04$
Глинисті мінерали (вміст фракції $< 0,001$ мм), %	$8,32 \pm 0,18$	$16,9 \pm 0,25$	$24,9 \pm 0,25$	$36,7 \pm 0,18$	$30,6 \pm 0,19$

Мобільність Cd і Zn залежала від рН ґрунту: $r = 0,96$ за екстракції 1,0 N HCl і $r = 0,99$ за екстракції 0,1 N HCl. Мобільність Pb була обумовлена наявністю глинистих мінералів: $r = 0,96$ і вмістом гумусу: $r = 0,89-0,91$. Аналогічна залежність спостерігалася для Co і Ni, але з меншим рівнем корелятивної залежності. Для потенційно мобільних форм Cu (екстракція 1,0N HCl), було встановлено середню залежність від кислотно-основних умов: $r = 0,54$ і вмісту гумусу і вторинних мінералів: $r = 0,63-0,75$; для форм Cu, що екстрагувалися 0,1 N HCl, було встановлено тісний зв'язок із вмістом гумусу і вторинних мінералів: $r = 0,90-0,98$ (табл. 3)

Отже, отримані результати доводять, що мобільність важких металів у ґрунтах залежить як від хімічних властивостей самих металів, так і від фізико-хімічних властивостей ґрунтів. Достовірні результати для прогнозу мобільності важких металів у різних типах ґрунтів можна отримати шляхом дослідження кислотно-основних

показників, вмісту органічної речовини та вмісту вторинних мінералів (фізичної глини). Встановлено, що чим вище рН ґрунту, вміст гумусу, і вміст фізичної глини, тим меншою мобільністю будуть характеризуватися важкі метали. Підвищення мобільності важких металів у верхніх шарах ґрунту може призводити до зростання їх екологічної небезпечності (рис. 2)

У свою чергу, важкі метали у мобільній формі будуть нести загрозу ґрунтовій біоті, вищим рослинам, суміжним водним екосистемам. (рис. 3).

Надходження важких металів у рослини буде супроводжуватися порушенням нормального перебігу процесів метаболізму, їх нагромадженням в окремих органах і, як наслідок, погіршенням якості сільськогосподарської продукції. Вони будуть чинити негативний вплив на ґрунтові організми, перш за все, мікроорганізми, змінюючи їх груповий склад і загальну чисельність. Це може призвести до зміни напрямів процесів синтезу/мінералізації у ґрунті, фор-

3. Взаємозв'язок між мобільністю Мп+ та властивостями ґрунтів

Коефіцієнти парної кореляції, r	Екстрагент	Параметр ґрунту		
		pH	Вміст гумусу, %	Фракція < 0,001 мм, %
Zn	0,1 N HCl	-0,991	-0,922	-0,943
	1,0 N HCl	-0,963	-0,874	-0,861
Ni	0,1 N HCl	-0,671	-0,532	-0,643
	1,0 N HCl	-0,611	-0,724	-0,814
Co	0,1 N HCl	-0,474	-0,773	-0,784
	1,0 N HCl	-0,894	-0,932	-0,942
Cu	0,1 N HCl	-0,802	-0,903	-0,941
	1,0 N HCl	-0,543	-0,632	-0,751
Cd	0,1 N HCl	-	-	-
	1,0 N HCl	-0,961	-0,782	-0,781
Pb	0,1 N HCl	-0,821	-0,893	-0,962
	1,0 N HCl	-0,872	-0,913	-0,961

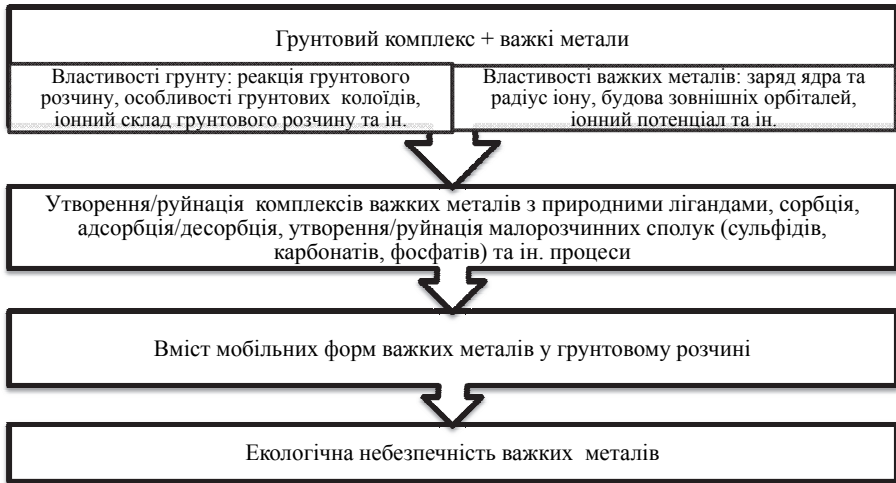


Рис. 2. Чинники, які характеризують потенційну небезпечність важких металів у ґрунті

мування родючості ґрунт, продуктивності сільськогосподарських культур. Мобільні важкі метали з верхніх шарів ґрунту будуть мігрувати у радіальному і латеральному напрямках, надходити у ґрунтові і поверхневі води, проявляти токсичність відносно водних організмів, змінюючи їх видовий склад і чисельність, погіршувати якість води.

Висновки і перспективи.

Було встановлено взаємозв'язок між мобільністю важких металів та фізико-хімічними параметрами ґрунтів України: на фоні підвищення вмісту валових форм важких металів від дерново-підзолистих ґрунтів до чорноземів, їх вміст у мобільних формах

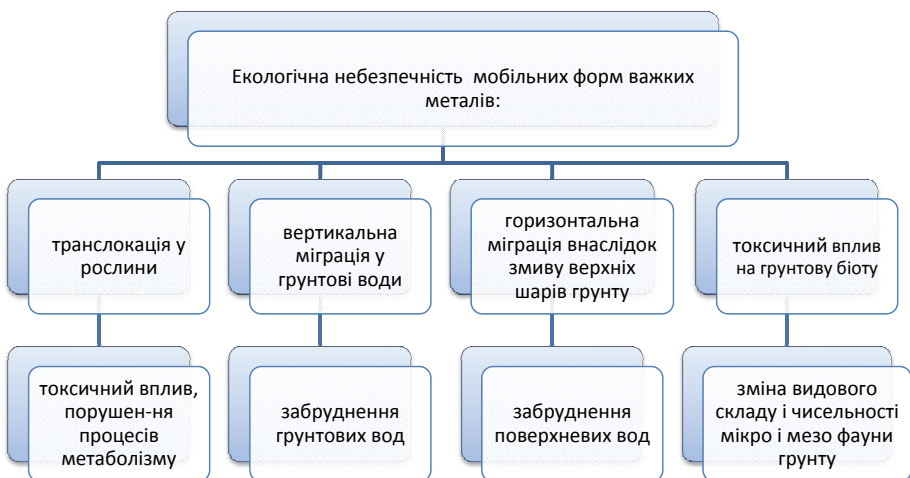


Рис. 3. Екологічна небезпечність важких металів у мобільних формах

зменшувався. Частка мобільних форм металів (Mn^{+}) у дерново-підзолистому ґрунті коливалася в межах 29,0-62,5 %, у чорноземі звичайному – 2,8-21,9 %.

Було виділено характеристики ґрунту, що визначали мобільність важких металів: вміст глинистих мінералів (фракція < 0,001 мм), вміст органічної речовини ґрунту, рН ґрунту. Найтісніша зворотна кореляція відмічалася між вмістом глинистих мінералів та вмістом мобільних форм важких металів у ґрунті, г коливався від (-) 0,643 до (-) 0,962.

Показано, що для встановлення актуальної (тобто у поточний проміжок часу) небезпечності важких металів для ґрунту і суміжних екосистем потрібно контролювати вміст їх мобільних форм, які вилучаються 1,0 N кислотами або ацетатно-аммонійним буфером. Для прогнозу можливо негативних впливів потрібно визначати вміст потенційно мобільних форм важких металів у ґрунті, які вилучаються 1,0 N кислотами. Водночас, потрібно враховувати зворотній зв'язок мобільності ВМ з такими фізико-хімічними властивостями ґрунтів, як вміст фізичної глини (часточок < 0,0025 мм), вміст органічної речовини і рН ґрунтового розчину.

У перспективі доцільним має бути дослідження взаємозв'язку мобільності і міграції важких металів у системах ґрунт-ґрунтова вода, ґрунт-рослина.

Referens

- Domergue F.-L. Mobility of Heavy Metals in Soil Profiles [Text] / F.-L. Domergue, J.-C. Védy // International Journal of Environmental Analytical Chemistry. - Volume 46, 1992 - Issue 1-3. Published online: 23 Sep 2006. <https://doi.org/10.1080/03067319208026993>
- Khaled S. Field accumulation risks of heavy metals in soil and vegetable crop irrigated with sewage water in western region of Saudi Arabia [Text] / Khaled S., Balkhair-Muhammad Aqeel Ashraf // Saudi Journal of Biological Sciences. - Volume 23, Issue 1, Supplement, January 2016. - Pages S32-S44. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2015.09.023>
- Krzysztof Fijałkowski, Malgorzata Kacprzak, Anna Grobelak, Agnieszka Placek. The influence of selected soil parameters on the mobility of heavy metals in soil. Inżynieria i Ochrona Środowiska. 2012, t. 15, nr 1, s. 81-92. <https://www.researchgate.net/publication/282734701>
- OECD Test Guidelines for the Chemicals (2019). OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 3. <https://doi.org/10.1787/2074577x>
- Ogundiran M. B. Mobility and speciation of heavy metals in soils impacted by hazardous waste [Text] / M. B. Ogundiran, O. Osibanjo // Chemical Speciation & Bioavailability. - Volume 21, 2009 - Issue 2. <https://doi.org/10.3184/095422909X449481>
- Sungur Ali. Characterization of Heavy Metal Fractions in Agricultural Soils by Sequential Extraction Procedure: The Relationship Between Soil Properties and Heavy Metal Fractions [Text] / Ali Sungur, Mustafa Soylak, Erkan Yilmaz, Selehattin Yilmaz, Hasan Ozcan // Soil and Sediment Contamination: An International Journal. - Volume 24, 2015 - Issue 1. <https://doi.org/10.1080/15320383.2014.907238>
- Sungur Ali. Investigation of heavy metal mobility and availability by the BCR sequential extraction procedure: relationship between soil properties and heavy metals availability [Text] / Ali Sungur, Mustafa Soylak, Hasan Ozcan // Chemical Speciation & Bioavailability. - Volume 26, 2014 - Issue 4. <https://doi.org/10.3184/095422914X14147781158674>
- Tóth G. Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety [Text] / G. Tóth, T. Hermann, M. R. Da Silva, L. Montanarella // Environment International. - 2016. - Volume 88 - Pages 299-309. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.12.017>

N. Makarenko, V. Makarenko (2019). Heavy metals in soil: mobility as a criterion of environmental hazard. BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 10(1): 44-53. <http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/editor/submission/12603>

Abstract. The article presents results of research the relationship between mobility of heavy metals and soil parameters for the subsequent forecast their environmental hazard. For the characteristics of mobile forms of heavy metals in the soil used complex extractant transportation gross stock of heavy metals in soils were taken away by a mixture of $H_2SO_4 + HF$, potentially mobile form -1, 0 N HCL, mobile- 0,1N HCL. Examined the soil, characteristic for zones of Polissya, Forest-steppe and Steppe Ukraine.

It was found that on the background of increasing the content of gross forms of heavy metals from podzol soil to chernozem mollic, their contents in mobile forms in the future. The share of mobile forms of metals (m+n) in the podzol soil ranged 29.0-62.5 %, chernozem mollic – 2.8-21.9 %. Selected characteristics of the soil, the mobility of heavy metals contents of clay minerals (the < 0.001 mm), the content of organic matter in the soil, soil pH. Dose inverse correlation was observed between the contents of clay minerals and the contents of mobile forms of heavy metals in the soil, r ranged from (-) 0.643 (-) 0.962.

It was shown that the actual danger of heavy metals you need to evaluate the contents of mobile forms, extract with 0.1 N acids, the potential is 1.0 N acids. Prediction of danger of heavy metals must take into account the parameters of soils: physical clay, organic matter and Ph.

Keywords: heavy metals, soil, mobility, environmental safety.

Н. А. Макаренко, В. В. Макаренко (2019). Тяжелые металлы в почве: мобильность как критерий экологической опасности. BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 10(1): 44-53. <http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/editor/submission/12603>

Аннотация. В статье представлены результаты исследований взаимосвязи мобильности тяжелых металлов и параметров почв Украины для дальнейшего прогнозирования их экологической опасности. Для характеристики мобильных форм тяжелых металлов в почве использовали комплекс экстрагентов. Валовой запас тяжелых металлов в почвах извлекали смесью $H_2SO_4 + HF$, потенциально мобильные формы - 1,0N HCL, мобильные - 0,1N HCL. Исследовались почвы, характерные для зоны Полесья, Лесостепи и Степи Украины.

Было установлено, что на фоне повышения содержания валовых форм тяжелых металлов от дерново-подзолистых почв до черноземов, их содержание в мобильных формах снижалось. Доля мобильных форм металлов (Mn+) в дерново-подзолистой почве варьировала в пределах 29,0-62,5 %, в черноземе обыкновенном – 2,8-21,9 %. Выделены характеристики почвы, которые определяли мобильность тяжелых металлов: содержание глинистых минералов (фракция < 0,001 мм), содержание органического вещества почвы, pH. Наиболее тесная обратная коррелятивная связь отмечена между содержанием глинистых минералов и содержанием мобильных форм тяжелых металлов в почве, значение r колеблется от (-) 0,643 до (-) 0,962.

Показано, что актуальную опасность тяжелых металлов необходимо оценивать по содержанию мобильных форм, экстрагируемых 0,1 N кислотами, потенциальную – 1,0N кислотами. Прогноз опасности тяжелых металлов должен учитывать параметры почв: содержание физической глины, органического вещества и pH.

Ключевые слова: тяжелые металлы, почва, мобильность, экологическая безопасность.

АНАЛИЗ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ РЯДА ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ Г. ЧЕРНИГОВЕ В УСЛОВИЯХ ПОНИЖЕННОЙ ВОДНОСТИ

Ж. В. ЗАМАЙ, кандидат технических наук, доцент кафедры химии
Национальный университет «Черниговский колледж»
имени Т. Г. Шевченко

В. А. ДЗЮБА, заместитель начальника Госэкоинспекции

Государственная экологическая инспекция в Черниговской области

С. В. ТКАЧЕНКО, кандидат биологических наук, доцент кафедры химии
Национальный университет «Черниговский колледж»
имени Т. Г. Шевченко

E-mail: tkachenko16sv@ukr.net

Аннотация. В Черниговской области, Украина, период 2015-2017 годов характеризовался сильным снижением количества выпавших осадков, что привело к существенному снижению водности природных водоемов. В работе измерены и проанализированы гидрохимические показатели р. Десна и ее притоков, а также состояние двух озер города Чернигова. Установлено, что влияние пониженной водности на экологическое состояние водоемов наблюдается только в малых реках, в воде большой реки Десна гидрохимические показатели не превышают нормативные. Более высокие концентрации загрязняющих веществ выявлены в озере Земснаряд, которое подвержено большей антропогенной нагрузке.

Ключевые слова: природные водоемы, пониженная водность, гидрохимические показатели, антропогенное загрязнение

Актуальность.

Загрязнение воды природных водоемов — важная экологическая проблема Украины. Их состояние зависит от многих природных и антропогенных факторов. В частности, загрязнению поверхностных водоемов способствуют сбросы неочищенных и недостаточно очищенных хозяйственно-бытовых и ливневых вод. Кроме того, воды таких рек как Дне-

пр или его больших притоков Десна и Припять загрязняются непосредственно находящимися на них крупными промышленными объектами, к тому же в их воды попадают загрязненные воды малых рек, которые их питают. Снижение водности, в первую очередь, отражается именно на их состоянии. На сегодняшний день в центре внимания природоохранной деятельности стоит проблема сохранения и восстановления экосистем

именно малых и средних рек. Анализ загрязнения воды всех водоемов области до 2014 года регулярно осуществлялся в том числе и Государственной экологической инспекцией в Черниговской области. Сейчас реализуется только кризисный мониторинг. Последние 20 лет на Черниговщине фактически не проводятся мелиоративные работы по расчистке замуленных истоков рек, из-за чего малые реки часто мелеют и пересыхают. Кроме того, на протяжении 2015-2017 годов отсутствовал весенний паводок и водность всех водоемов существенно снижена (в среднем реки наполняются только на 70 % от нормы) [1, 2], поэтому изучение состава воды в природных водоемах Черниговщины является актуальным.

Целью исследования являлся анализ состояния ряда водных объектов г. Чернигове в условиях отсутствия весеннего паводка в течение 2015-2017. Для этого определялись гидрохимические показатели воды в р. Десна и в двух озерах города. Чтобы проследить изменение концентрации загрязняющих веществ в р. Десна из ее притоков: р. Снов (впадает в Десну на 20 км выше г. Чернигова), р. Стрижень (впадает в Десну на территории города), а также р. Белоус (впадает в р. Десна ниже г. Чернигова в районе поселка Шестовица) был также проанализирован состав их воды.

Река Десна является вторым (после Припяти) по водности притоком Днепра с водособирающей площадью 88900 км². Загрязнения р. Десна на отрезке в пределах г. Чернигова происходит в основном за счет выноса загрязняющих веществ сбросным каналом Черниговской теплоэлектростанции; в меньшей мере – за счет хозяйственной деятельности на

р. Десна (в первую очередь – речной порт). Предыдущие исследования воды р. Десна до и после сброса в нее воды очистительных сооружений ТЕЦ показало, что существенного влияния на содержание загрязняющих веществ данные сточные воды не оказывают. Превышает нормативные показатели только содержание железа [3].

Река Снов является правым притоком Десны и впадает в нее рядом с населенным пунктом Брусилів. В данном водоеме регулярно фиксируется повышенное содержание железа и марганца [1], что определяется природными факторами: эти ионы вымываются из кристаллических пород украинского щита, а также проникают в воду в результате протекания водоема по заболоченной и лесистой местности.

Вторым большим правобережным притоком р. Десна является малая речка Стрижень, которая впадает в Десну прямо в г. Чернигове, перед этим протекая через значительную часть города (8 км). Основным источником загрязнения р. Стрижень являются поступления в речку без очищения ливневых (талых) вод, в том числе с территорий крупных предприятий (24 водных выпуска), а также несанкционированные сбросы коммунально-бытовых (частный сектор) и промышленных сточных вод с урбанизированных территорий; распашка и ведение сельскохозяйственных работ у поймы речки, интенсивное загрязнение берегов и водоемов мусором [1, 4].

Речка Белоус – правый приток р. Десна. Основным ее загрязнителем является КП «Черниговводоканал» Черниговского городского совета. Неэффективная работа комплексов очистных сооружений влияет на гидрохимическое состояние реки.

Материалы и методы исследования.

Определение уровня загрязнения водоемов на протяжении 2017 года проводили путем измерения гидрохимических показателей в лаборатории Государственной экологической инспекции в Черниговской области. Отбор проб воды осуществляли согласно методик [5], путем опускания емкости на глубину 20-30 см, избегая контакта воды с воздухом.

Химический анализ проб осуществляли при помощи стандартных методик определения загрязняющих веществ в поверхностных водах. Концентрацию аммонийного азота (с реактивом Неслера), нитритов (с реактивом Грисса), натратов, фосфатов (с молибдатом аммония) и общего железа (с ортофенантролином) определяли фотометрическим методом [6-9]. Содержание растворенного кислорода определяли методом йодометрического титрования по Винклеру [10], а концентрацию хлоридов – методом аргентометрического титрования [11]. Электрометрически определяли водородный показатель pH [12]. Содержание сульфатов и сухого остатка определяли гравиметрическим методом [13, 14]. Статистическая обработка результатов эксперимента проведена для уровня значимости 0,05 с учетом нормального t-распределения; повторность опытов – трехкратная. Относительная погрешность не превышает 10 %.

Результаты исследования и их обсуждение.

Результаты измерения гидрохимических показателей качества воды представлены в таблице, где

для сравнения приведены также значения ПДК загрязняющих веществ, действующими на сегодняшний день для водоемов рыбохозяйственного назначения.

Анализируя полученные данные, можно отметить, что большинство показателей остаются в пределах нормы, не превышая соответствующее значение ПДК, а повышенные концентрации ряда веществ в малых реках снижаются в р. Десне за счет большей водности и, соответственно, разбавления.

Традиционное для Полесской зоны превышение содержания железа наблюдается в воде всех исследуемых водоемов. Так, в воде р. Снов его концентрация превышает ПДК в 1,8 раза, но в воде р. Десны после впадения в нее речки Снов (в исследуемой точке выше г. Чернигова) превышение наблюдается уже только в 1,2 раза. Высокое содержание общего железа неоднократно фиксировалось в воде р. Стрижень. Представленные в таблице средние значения превышают ПДК в 11,4 раза. И если в воде р. Снов повышенная концентрация железа имеет природное происхождение, то повышенная его концентрация в р. Стрижень, безусловно, является результатом антропогенной нагрузки. В воде реки Белоус после сброса в нее сточных вод Черниговводоканала концентрация ионов железа превышает в 5,0 раз предельно допустимую, а после впадения ее в Десну концентрация уменьшается до 0,13 мг / дм³, т.е. только в 1,3 раза превышает ПДК. Концентрация железа в воде р. Десны на территории Чернигова только незначительно повышается (до 0,13 мг / дм³), несмотря на то, что в притоках его концентрация значительно выше.

Та же тенденция и с содержанием органических веществ: БПК₅ повышено в воде малых рек Снов (в 1,2 раза) и Стрижень (в 1,5 раза). Повышенное содержание органических веществ в р. Снов связано со сниженной водностью, а в р. Стрижень кроме природных факторов существенно влияет сброс органических отходов жителями частного сектора. В р. Десне после впадения в нее воды трех малых рек БПК₅ повышается с 2,82 до 2,88 мг О₂ / дм³, оставаясь, все же ниже ПДК_{р.х.}

Повышенная концентрация аммонийного азота, нитритов и нитратов обнаружена в воде р. Стрижень и р. Белоус, что связано со сбросом воды коммунального хозяйства и промыш-

ленных предприятий. Однако, нормативное содержание нитратов (40 мг / дм³) не превышено.

Повышенная концентрация фосфатов прогнозировано наблюдалась в воде р. Белоус. Использование населением синтетических фосфатсодержащих моющих средств и недостаточная эффективность очистных сооружений приводит к превышению в 1,6 раза норм ПДК. Существующие технологические регламенты работы очистных сооружений на сегодня не могут обеспечить эффективную очистку оборотных вод [1]. Несмотря на то, что после впадения воды р. Белоус в р. Десну за счет разбавления концентрация фосфатов снижается до уровня

Гидрохимические показатели исследуемых водных объектов

Гидрохимический показатель	р.Снов	р. Десна выше г. Чернигова	р. Стрижень	р. Белоус	р.Десна ниже г.Чернигова	о. Белоус	о. Земснаряд	ПДК _{р.х.}
Водородный показатель (рН)	7,4	7,9	8,0	7,5	7,9	7,2	7,5	6,5-8,5
Сухой остаток, мг / дм ³	487,0	459,0	708,0	602,0	502,0	419,0	521,0	1000,0
Железо общее, мг / дм ³	0,18	0,12	1,14	0,50	0,13	0,07	0,29	0,10
Азот аммонийный, мг / дм ³	0,34	0,29	1,80	4,10	0,42	0,28	0,34	1,00
Нитриты, мг / дм ³	0,023	0,039	0,724	0,670	0,060	0,030	0,022	0,080
Нитраты, мг / дм ³	1,6	0,6	7,3	12,1	1,1	0,4	0,7	40,0
Фосфаты, мг / дм ³	0,28	0,59	0,46	3,48	0,72	0,02	0,17	2,15
Сульфаты, мг / дм ³	22,0	28,0	74,0	55,0	33,4	36,0	38,0	100,0
Хлориды, мг/дм ³	12,4	14,2	49,6	52,3	17,5	36,3	117,0	300,0
Кислород растворенный, мг О ₂ / дм ³	7,1	7,7	7,1	5,7	7,3	6,7	5,1	≥4,0
БПК ₅ , мг О ₂ / дм ³	3,66	2,82	4,60	3,00	2,88	2,85	2,9	3,00
ХПК, мг О ₂ / дм ³	26,5	25,9	40,0	27,7	27,7	21,1	25,7	50,0
ПАВ, мг / дм ³	0,022	0,021	0,049	0,033	0,024	0,020	0,027	0,028

ниже нормативного, в целом, протекая по территории города, вода реки Десны увеличивает содержание фосфатов в 1,22 раза. Остальные показатели не превышали нормативные.

На территории города расположены два искусственных озера. Одно из них – Земснаряд является рекреационной зоной. До 1980-х годов оно представляло собой болото, после чего был намыв грунт, озеро увеличилось и углубилось, вода стала более чистой, его берега окружены дачными участками, а другое – озеро около с. Белоус, которое отнесено к территории города, выкопано относительно недавно, используется только рыбаками. Представляло интерес сравнение состояния этих озер, учитывая их различную антропогенную нагрузку. Из представленных в таблице данных видно, что вода обоих озер достаточно чистая, однако вода озера Земснаряд является более загрязненной. В частности, содержание растворенного кислорода в ней ниже, чем в воде о. Белоус, более высокое содержание органических веществ, однако эти различия лежат в пределах ошибки измерения. Это же касается и таких показателей как содержание азота аммонийного, ПАВ. Превышение ПДК по содержанию общего железа почти в 3 раза наблюдается только в воде озера Земснаряд. Несмотря на то, что этот показатель часто превышен в природных водоемах Полесской зоны, в воде озера Белоус концентрация железа составляет только 0,07 мг / дм³. Все остальные гидрохимические показатели воды этих озер не превышают нормативных, хотя большая концентрация и нитритов, и нитратов, и фосфатов, и взвешенных веществ, и сульфатов, а особенно хлоридов наблюдается в озере Земснаряд.

Выводы и перспективы.

Установлено, что влияние сниженной водности на состояние воды природных водоемов наблюдается только в малых реках: повышенное содержание органических веществ, железа и нитритов в воде р. Стрижень; органических веществ и железа в воде р. Снов; железа, фосфатов, нитритов и аммонийного азота в воде р. Белоус. Гидрохимические показатели воды большой реки Десны не превышают нормативные. При сравнении гидрохимических показателей двух озер города определены более высокие концентрации загрязняющих веществ в озере Земснаряд, которое подвержено большей антропогенной нагрузке.

References

1. Dopovid pro stan navkolyshnoho pryrodnoho seredovyscha v Chernihivskii oblasti za 2016 rik. [Report on the state of the environment in Chernihiv region for 2016] Available at: <https://menr.gov.ua/news/31778.html>
2. Troinina, K. M, Zamaï, Zh. V. (2017). Doslidzhennia hidrokhimichnykh pokaznykiv vody malykh richok na prykladi r. Oster i r. V'iunytsia. [Investigation of hydrochemical indicators of water of small rivers on the example of the r, Oster and the r, V'iunytsia]. Fundamental and applied to research in modern chemistry. Proceeding of 4th international Conference. (Ukrainian, Nizhyn), 128-131.
3. Zamaï, Zh., Troynina, K. (2017). Evaluation of the ecological condition of water in the Desna river by measurement of the hydrochemical parameters. Natural resources of border areas under a changing climate. (Ukrainian, Chernihiv), 27-29.
4. Zamaï, Zh. V., Hula, A. S., Dziuba, V. A. (2007). Doslidzhennia ekolohichnoho stanu r. Stry-

- zhen [Investigation of the ecological state of the Stryzhen River]. Problems of ecology and ecological education. Proceeding of 4th international Conference. . (Ukrainian Kryvyi Rih,), 152-153.
5. HOST 17.1.5.04–81. Okhrana pryrody. Hydrosfera. Prybory y ustroistva dlia otbora, pervychnoi obrabotky y khraneniya prob pryrodnykh vod. Obshchye tekhnicheskyye usloviya. [Nature conservation. Hydrosphere Instruments and devices for the selection, primary processing and storage of samples of natural waters. General specifications]. Available at: www.internet-law.ru/gosts/gost/
 6. MVV 081/12 – 0106 – 03. Poverkhnevi, pidzemni ta zvorotni vody. Metodyka vykonannya vymiriuvan masovoi kontsentratsii amonii – ioniv fotokolorymetrychnym metodom z reaktivom Neslera. [Surface, underground and return water. Method of measurement of mass concentration of ammonium ions by photocolormetric method with Nessler reagent] (2003). Kyiv: Ministry of Environmental Protection of Ukraine, 13.
 7. MVV 081/12 – 0005 – 01. Metodyka vykonannya vymiriuvan masovoi kontsentratsii rozchynenykh ortofosfativ fotometrychnym metodom. [Method of measuring the mass concentration of dissolved orthophosphates by photometric method]. (2002). Kyiv: Ministry of Environmental Protection of Ukraine, 12.
 8. KND 211.1.4.023-95. Metodyka fotometrychnoho vyznachennia nitryt-ioniv z reaktivom Hrisa v poverkhnevyykh ta ochyshchenykh stichnykh vodakh. [Method of photometric determination of nitrite ions with Griss reagent in surface and purified sewage]. (1995). Kyiv: Ministry of Environmental Protection of Ukraine, 3.
 9. KND 211.1.4.034-95. Metodyka fotometrychnoho vyznachennia zahalnoho zaliza z ortofenantrolinom v poverkhnevyykh i stichnykh vodakh. [Method of photometric determination of total iron with orthofenantroline in surface and sewage waters]. (1995). Kyiv: Ministry of Environmental Protection of Ukraine, 11.
 10. MVV 081/12 – 0008 – 01. Metodyka vykonannya vymiriuvan masovoi kontsentratsii rozchynenoho kysniu metodom yodometrychnoho tytruvannya za Vinklerom. [Method for measuring the mass concentration of dissolved oxygen by Winkler's iodometric titration method]. (2002). Kyiv: Ministry of Environmental Protection of Ukraine, 17.
 11. MVV 081/12 – 0007 – 02. Metodyka vykonannya vymiriuvan masovoi kontsentratsii khlorydiv u poverkhnevyykh ta ochyshchenykh stichnykh vodakh tytrometrychnym metodom. [Method of performing measurements of mass concentration of chlorides in surface and purified sewage waters by titrimetric method]. (2003). Kyiv: Ministry of Environmental Protection of Ukraine, 13.
 12. MVV 081/12 – 0317 – 06. Metodyka vykonannya vymiriuvan vodnevoho pokaznyka pH elektrometrychnym metodom. [Method of performance of measurements of hydrogen pH by electrometric method]. (2006). Kyiv: Ministry of Environmental Protection of Ukraine, 11.
 13. MVV 081/12 – 0109 – 03. Metodyka vykonannya vymiriuvan masovoi kontsentratsii sukhoho zalyshku (rozchynenykh rehovyn) hravimetrychnym metodom. [Method of measuring the mass concentration of dry residue (dissolved substances) by gravimetric method]. (2005). Kyiv: Ministry of Environmental Protection of Ukraine, 7.
 14. MVV 081/12 – 0007 – 01. Metodyka vykonannya vymiriuvan masovoi kontsentratsii sulfativ hravimetrychnym metodom. [Method of measuring the mass concentration of sulfates by gravimetric method]. (2002). Kyiv: Ministry of Environmental Protection of Ukraine, 11.

Ж. В. Замай, В. А. Дзюба, С. В. Ткаченко (2019). Аналіз гідрохімічного стану ряду водних об'єктів м. Чернігів за умов зниженої водності. BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 10(1): 54-60.

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/editor/submission/12608>

Анотація. В Чернігівській області, Україна, період 2015-2017 років характеризувався сильним зниженням кількості опадів, що призвело до значного зниження водності природних водойм. В роботі визначені та проаналізовані гідрохімічні показники р. Десни та її притоків, а також стан двох озер м. Чернігова. Встановлено, що вплив зниженої водності на екологічний стан водойм спостерігається лише у малих річках, у воді великої річки Десна гідрохімічні показники не перевищують нормативні. Більш високі концентрації забруднюючих речовин виявлені в озері Земснаряд, яке піддається більшому антропогенному навантаженню.

Ключові слова: природні водойми, знижена водність, гідрохімічні показники, антропогенне забруднення.

Zh. V. Zamai, V. A. Dzyuba, S. V. Tkachenko (2019). Hydrochemical state analysis of several Chernihivs water objects in the reduced water conditions. BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 10(1): 54-60.

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/editor/submission/12608>

Abstract. From 2015 to 2017 Chernigiv region in Ukraine was characterized by a strong decrease in the amount of precipitation, which led to a significant decrease in natural water levels. In this study, the hydrochemical parameters of the river Desna, its tributaries and the two lakes in Chernihiv were measured and analyzed. The study concluded that reduced water content only has an observable effect on the ecological water parameters of the small rivers. The hydrochemical parameters in the water of the large river Desna do not exceed the norm. Higher concentration of pollutants is found in the lake Zemsnaryad, which has a high anthropogenic load.

Keywords: natural water bodies, reduced water content, hydrochemical parameters, anthropogenic pollution.

ВИЯВЛЕННЯ КСЕНОБІОТИЧНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ ПЕСТИЦИДІВ У ҐРУНТОВОМУ СЕРЕДОВИЩІ

Л. І. СОЛОМЕНКО, кандидат біологічних наук, доцент кафедри загальної екології та безпеки життєдіяльності, Національний університет біоресурсів і природокористування України
E-mail: sollud@nubip.edu.ua

Анотація. Сьогодні надзвичайно актуальною залишається оцінка взаємодії пестицидів з оточуючим середовищем, пошук критеріїв оцінки безпечності препаратів, які вносять до списку дозволених для захисту рослин в агрофітоценозах.

Метою наших досліджень було проведення екологічної оцінки ґрунтів для встановлення чутливих видів біоти, за реакцією яких доцільно визначати небезпечні для екосистеми концентрації ксенобіотиків у ґрунті.

Предметом наших досліджень став агрофітоценоз: ґрунт – чорнозем типовий легкосуглинковий в умовах Лісостепової зони. Схема досліду: 1 варіант – переліг (контроль); 2 варіант – соняшник без внесення засобів захисту рослин; 3 варіант – соняшник з використанням гербіциду. Фітоксичність ґрунту відібраних зразків визначали за методикою О. Берестецького. Мікробіологічні дослідження ґрунту на визначення чисельності педотрофних мікроорганізмів та мікроміцетів проводили за загальноприйнятими методиками.

В результаті досліджень було виявлено ксенобіотичні властивості гербіциду Зелек Супер, що може проявлятися в післядії цього препарату в сівозміні агроценозу. В системі «гербіцид – ґрунтове середовище – мікроорганізми» значно чутливішим показником виявилися мікроміцети в порівнянні з педотрофами. Встановлено пряму залежність зростання чисельності мікроміцетів під дією гербіциду і фітотоксичністю ґрунтового середовища.

Отримані нами результати показують, що застосування гербіциду Зелек Супер може впливати на деградацію ґрунтів, збільшуючи загальну токсичність ґрунтового середовища. Можливо саме тому, в країнах ЄС цей препарат в списку «недозволені».

Отже, до критеріїв оцінки безпечного використання препаратів хімічного захисту рослин можна також віднести зростання загальної токсичності ґрунту, зумовлену появою мікроміцетів.

Ключові слова: ксенобіотики, пестициди, ґрунтове середовище, загальна токсичність, фітотоксичність, мікроорганізми, мікроміцети, педотрофні організми.

Актуальність.

Активне використання ксенобіотиків – чужорідних сполук, для яких не існує природних біогеохімічних циклів, постійно провокує проблему ґрунтового забруднення, яка нині стоїть дуже гостро. В конвенції ЮНЕП (ООН) 2001 року щодо забруднення подібних речовин було вказано 12 груп стійких органічних сполук, які підлягають першочерговому зняттю з виробництва і знищенню. Серед них чимало хлороорганічних і фосфорорганічних пестицидів, що характеризуються стійкістю до фотолізу і теплового руйнування [3].

На зміну старим препаратам прийшли пестициди 4-5 поколінь, дози застосування яких у багатьох випадках знизились до 100-150 г / га (інсектициди), 200-500 г / га (фунгіциди), і 7-15 г / га (гербіциди та грамініциди), але динаміку накопичення залишкових кількостей пестицидів нового покоління і їх вплив на об'єкти навколишнього середовища вивчено ще недостатньо [1, 7].

Сільське господарство України сьогодні характеризується високим ступенем відкритості до міжнародних ринків сільськогосподарської продукції та засобів виробництва. У багатьох країнах діють системи контролю за використанням хімічних речовин у сільському господарстві та створено відповідну наукову базу для проведення комплексних досліджень. Найпростішим методом удосконалення цих систем для фахівців та звичайних господарств і споживачів є міжнародні зіставлення.

Кожна країна ЄС веде власний реєстр дозволених до використання речовин. Проте на відміну від України на рівні ЄС створено загальну онлайн-базу даних з відкритим доступом, де крім дозволених діючих речовин подано ті, що не включе-

ні до переліку в Додатку І. У цій базі дані згруповані за категоріями (інсектициди, фунгіциди, гербіциди та інше), за характеристиками (гранично допустимими концентраціями), датою включення в Додаток І. Ця база даних також дозволяє відстежити, в яких країнах-членах ЄС зареєстрована відповідна речовина. У базі даних діючі речовини можуть перебувати в таких статусах, як «дозволені» (включені), «недозволені» (не включені) та ті, щодо яких очікується рішення. Але до цього часу існують приклади розбіжностей між Україною та ЄС. Так, згідно з Асортиментом засобів захисту рослин на 2011 р., в Україні було дозволено до використання понад 200 діючих речовин, з яких близько 33 не входили до переліку дозволених в ЄС [4].

Токсичні за своїм визначенням, більшість дозволених препаратів, віднесено до 3-го класу небезпеки для здоров'я людини (табл. 1), тобто навіть до новітніх засобів захисту рослин, які є «помірно небезпечними», виникає питання про надійність наукових підтверджень ефективності та безпечності цих препаратів.

Саме тому, сьогодні надзвичайно актуальною залишається оцінка взаємодії пестицидів з навколишнім середовищем, пошук критеріїв оцінки безпечності препаратів, які вносять до списку дозволених для захисту рослин в агрофітоценозах.

Аналіз останніх досліджень та публікацій.

Результати досліджень [2, 5, 7, 10, 11, 12] показують, що взаємодія пестицидів з навколишнім середовищем проявляється у формі процесів розподілу, нагромадження (аккумуляції), перетворення (трансформації, метаболізму), деградації (деструкції, мінералізації) і міграції сполук. Основними процесами метаболізму

1. Гігієнічна класифікація пестицидів за ступенем небезпечності

ВООЗ ¹		МОЗ України ²	
Назва класу	Ступінь небезпечності	Назва класу	Ступінь небезпечності
Ia	надзвичайно небезпечні	I	надзвичайно небезпечні
Ib	особливо небезпечні	II	небезпечні
II	помірно небезпечні	III	помірно небезпечні
III	малонебезпечні	IV	малонебезпечні

Примітка: 1 - WHO recommended classification of pesticides by hazard and guidelines to classification: 2004; http://www.who.int/ipcs/publications/pesticides_hazard_rev_3.pdf;

2 - «Гігієнічна класифікація пестицидів за ступенем небезпечності», ДСанПін 8.8.1.002-98: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/va002282-98>

пестицидів у рослинах та ґрунті є окислення, відновлення, ефірний гідроліз, гідроксилування ароматичного кільця та його розрив тощо. За надходження в ґрунт пестициди зв'язуються з органічною речовиною, перерозподіляються за профілем, трансформуються і мінералізуються під дією ґрунтової мікрофлори. Всі пестициди під впливом абіотичних та біотичних чинників розкладаються до нескладних сполук: води, вуглекислого газу тощо, які потім включаються у загальний кругообіг елементів. Певна частина пестицидів поглинається рослинистю, виноситься поверхневим та ґрунтовим стоком, що зумовлює їх надходження у водні джерела, а потім - і в донні відклади. Міграція токсичних речовин в екологічних системах і харчових ланцюгах призводить до нагромадження залишкових кількостей пестицидів у природних об'єктах.

Для оцінки негативного впливу хімічних речовин на ґрунт сучасний рівень досліджень передбачає широке застосування методів біоіндикації, тобто використання відповідної реакції організму (або процесів, що відбуваються в організмі) на вплив факторів середовища [1, 3, 7, 10, 11], сила дії яких згідно закону толерантності В. Шелфорда (1913) зменшується в зонах комфорту, яка досягає позитивного впливу в зоні оптимуму.

Тому для біотестування впливу хімічної речовини на ґрунтову систему необхідно підбирати показники стану біоти, які характеризуються найменшими зонами оптимуму і комфорту. Організм здатний вижити лише в діапазоні мінливості даного фактора, який є амплітудою колювання цього фактора, тобто його екологічною валентністю.

Саме тому одним із можливих шляхів проведення екологічної оцінки ґрунтів може бути встановлення чутливих видів біоти, за реакцією яких можливо буде визначити небезпечні для екосистеми концентрації пестицидів, які виявлятимуть ксенобіотичну дію на ґрунтове середовище.

Матеріали та методи досліджень.

Для оцінки негативного впливу хімічних речовин на ґрунт сучасний рівень досліджень передбачає широке застосування методів біоіндикації, тобто використання відповідної реакції організму (або процесів, що відбуваються в організмі) на вплив факторів середовища [7].

Предметом наших досліджень став агрофітоценоз: ґрунт – чорнозем типовий легкосуглинковий в умовах Лісостепової зони.

Дослідження проводилися в 2014-2015 роках на території господарства АДС НУБіП України. Схема досліду: 1 варіант – переліг (контроль); 2 варіант – поле соняшника (сорт «Армагедон») без внесення засобів захисту рослин; 3 варіант – поле соняшника з використанням гербіциду (табл. 2).

Фітотоксичність ґрунту відібраних зразків визначали за методикою О. Берестецького [1]. Мікробіологічні дослідження ґрунту на визначення чисельності педотрофних мікроорганізмів та мікроміцетів проводили за загальноприйнятими методиками [6; 9].

Результати досліджень та їх обговорення.

Відомо, що педотрофні мікроорганізми беруть участь у гумусоутворенні, трансформації відмерлої органічної речовини, забезпечують кругообіг Карбону, Нітрогену та інших біогенних елементів. Зниження кількості рослинних решток і енергетичного матеріалу, що є джерелом живлення для мікроорганізмів, веде до зменшення їх чисельності.

В обох варіантах досліджуваних полів із соняшником (табл. 3) спостерігається зниження педотрофних мікроорганізмів у ґрунті. Проте впливу досліджуваного гербіциду на загальну чисельність педотрофів не помічено.

Значно чутливішим показником до дії даного гербіциду виявилася

чисельність мікроміцетів. За літературними даними [6] переважна більшість виділених грибів цього роду характеризується токсигенними властивостями, тому зростання їхньої чисельності у мікоценозі може свідчити про зростання загальної токсичності ґрунту.

На прикладі фосфорорганічних пестицидів раніше нами було виявлено [10, 11], що у разі перевищення допустимого критичного рівня у ґрунті, речовини набувають фітотоксичних властивостей.

Як бачимо з рисунку 1, фітотоксичність у варіанті з застосуванням гербіциду значно зросла у порівнянні з варіантами, де не вносили цей гербіцид.

Отримані нами результати щодо впливу гербіцида Зелек Супер на мікрофлору ґрунтового середовища (табл. 1) демонструють пряму залежність чисельності мікроміцетів з загальною фітотоксичністю ґрунту, що є доказом зростання токсичності ґрунту саме у варіанті, де було внесено гербіцид.

Висновки та перспективи.

Таким чином, в результаті проведеного дослідження було виявлено ксенобіотичні властивості гербіциду Зелек Супер, післядія якого може проявитися на черговій культурі сівозміни досліджуваного агроценозу.

2. Характеристика пестицидів, що застосовувалися в досліді

Назва препарату	Діюча речовина	Група пестицидів	Дозволеність застосування		Клас небезпечності	
			Україна	Країни ЄС	ВООЗ	ОНС (US EPA)
Зелек Супер	Галоксіфоп - метил	гербіцид	-	Додаток 1 виключено	II – помірно небезпечний	Не класифіковано

3. Вплив гербіциду Зелек Супер на ґрунтове середовище

№ п/п	Варіанти дослідів	Загальна чисельність педотрофних мікроорганізмів, млн КУО / г сухого ґрунту	Чисельність мікроміцетів, тис. КУО / г сухого ґрунту	Фітотоксичність ґрунту, %
1	Переліг – контроль	$3,8 \pm 0,45$	$0,1 \pm 0,00$	1,00
2	Соняшник без внесення хімічних засобів захисту	$1,4 \pm 0,16$	$0,8 \pm 0,39$	4,00
3	Соняшник із застосуванням гербіциду Зелек Супер	$1,4 \pm 0,10$	$17,9 \pm 2,06$	13,00

В системі «гербіцид – ґрунтове середовище – мікроорганізми» значно чутливішим показником виявилися мікроміцети в порівнянні з педотрофами. Встановлено пряму залежність зростання чисельності мікроміцетів під дією гербіциду і фітотоксичністю ґрунтового середовища.

Отримані нами результати показують, що застосування гербіциду Зелек Супер може впливати на деградацію ґрунтів, збільшуючи загальну токсич-

ність ґрунтового середовища. Можливо саме тому, в країнах ЄС цей препарат в списку «не дозволених» (табл. 2).

Отже, в список пошуку критеріїв оцінки безпечного використання препаратів хімічного захисту рослин можна віднести зростання загальної токсичності ґрунту, зумовлену появою мікроміцетів.

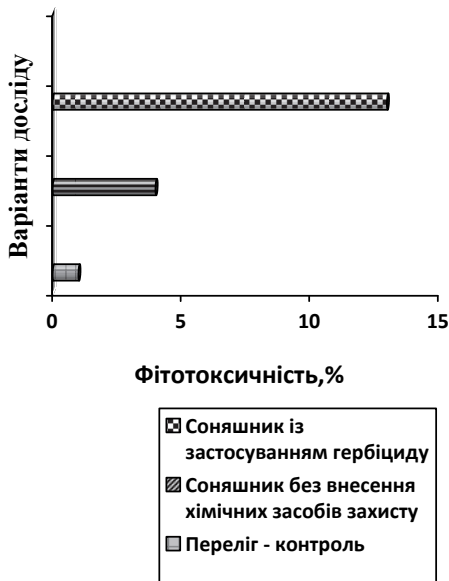


Рис. 1. Вплив застосування гербіциду Зелек Супер на фітотоксичність ґрунту

References

1. Berestetskyy, O. A. (1971). Metodu opredeleniya toksychnosti pochv [Methods of soil toxicity determination]. Kyiv: Urozhai, 239-243.
2. Carvalho, P. (2017). Food and Energy Security, 2, 48-60.
3. Zharykov, H. A. Kapranov, V. V. Kyseleva, N. Y. (2007). Yspolzovaniye mykroorhanyzmov-destruktorov dlia byoremedyatsyy pochv, zahriaznennykh toksychnymy khymicheskymy veshchestvamy. [The use of destructive microorganisms for the bioremediation of soils contaminated with toxic chemicals]. Vermicomposting and vermiculture as the basis of ecological farming in the XXI century: problems, prospects, achievements. (Sat. scientific and practical. Conf.). Minsk: Institute of Zoology of the National Academy of Sciences of Belarus, 98-100.
4. Kandul, O. (2011). Zaboroneni standartamy Yevropeiskoho Soiuzu diiuchi rehovyny pestytsydiv prodovzhuiut zastosovuvatysia

- v Ukraini. [The standards of the European Union are entrusted with the speech of pesticides and the procurement of zasosovovati in Ukraine]. The Ukrainian Farmer. DNU, <http://www.agrotimes.net/chornuy-spusok-v-evropi.html>
5. Kolesnyk, N. L. (2015). Toksychnyi vplyv pestytsydiv na biotu prisnykh vodoim. [Toxic influence of pesticides on freshwater biota (review)]. Fishery science of Ukraine, 4, 31-53.
 6. Kostiuchenko, N. I., Liakh V O. (2009). Vydovyi ta rodovyi sklad kompleksu mikromitsetiv ryzosfery soniashnyku. [Species and generic composition of the micromycetes complex of sunflower rhizosphere]. Scientific and technical bulletin of the Institute of Oilseeds of UAAS. Zaporozhye: 14, 162-166.
 7. Makarchuk, T. L. Zaiets O. H (1998). Naukovometodychni pidkhody do ahroekolohichnoho monitorynhu pestytsydiv. [Scientific and methodical approaches to agroecological monitoring of pesticides]. Physiology and biochemistry of cultivated plants. Fiziolohiia i biokhimiia kulturnykh roslyn, 2, 124–130.
 8. Metody pochvennoi mykrobiolohyy y byokhymyy. (1991). [Methods of soil microbiology and biochemistry]. / ed. Zvyagintsev, D. H. Moscow: Moscow State University Publishing House, 304.
 9. Netrusov, A. Y., Ehorova, M. A., Zakharchuk, L. M. Praktikum po mykrobiolohyy. (2005). [Workshop on microbiology]. / ed. Netrusov, A. Y. Moscow: Izd. Center «Academy», 2005. 608.
 10. Solomenko, L. I. Petrova, Yu. O. (2013). Ekolohichna otsinka vplyvu toksychnykh rehovyn na ahrofitotsenozy. [Ecological assessment of toxic effects on agrophytocenoses]. Scientific bulletin of National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine. Series «Agronomy», P. 2. Kyiv: 183, 230-235.
 11. Solomenko, L. I. Drachenko, V. L. (2014). Poshuk kryteriiv dlia vyznachennia ekolohichnoi bezpeky zastosuvannia pestytsydiv. [Search criteria for determining the environmental safety of the use of pesticides]. Bulletin of Dnipropetrovsk State Agrarian and Economic University, 1, 23-27.
 12. Khyzhnia, S. V. Voitsitskiy, V. M., Danchuk, V. V., Midyk, S. V., Laposha, E. A., Ushkalov, V. A. (2018). Shliakhy mihratsii stiikykh pestytsydiv trofichnymy lantsiuhamy nazemnykh i vodnykh ekosystem. [Ways of migration of persistent pesticides by trophic chains of terrestrial and aquatic ecosystems]. Bioresources and nature management, 1–2, 36–43.

L. I. Solomenko (2019). Detection of xenobiotic properties of pesticides in the soil environment. BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 10(1): 61-67.

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/editor/submission/12609>

Abstract. Today it is extremely important to estimate the interaction of pesticides with the environment, search for the criteria of Evaluation of pesticides safety, which are included in the list of allowed to protect plants in agrophytozenoses.

The purpose of our research was to conduct environmental assessments of soils for the renewal of sensitive biological species, according to the reaction of which it is appropriate to determine the concentration of xenobiotics in soil, which are dangerous for the ecosystem.

The subject of our research was agrophytocenosis: soil – the black soil typical lightly loamy in the conditions of forest-steppe zone. The scheme of research: 1 variant – fallow (control); 2 variant – sunflower without depositing plant protection products; 3 variant – sunflower with the use of herbicide. The soil's phytotoxicity is determined by the method of O. Berestetskyi. Microbiological research of the soil to determine the number of pedotrophic microorganisms and micromycetes were performed according to generally accepted methods.

As a result of the research, the xenobiotic properties of the Zelek Super Herbicide were detected, which may be manifested in the aftermath of this drug in the crop rotation of the agroecosystem. In the system of "herbicide - soil environment - microorganisms" micromixtures were significantly more sensitive than pedotrophs. A direct dependence of the growth of the number of micromycetes under the action of herbicide and phytotoxicity of the soil medium was established.

The results of our investigation show that the utilization of Zelek Super herbicide can affect the degradation of the soil, increasing the general toxicity of the soil environment. Perhaps, that is why in the countries of the EU the preparation is listed as «not allowed».

All things considered, the increase of general toxicity of the soil, caused by micromycetes appearance, can be attributed to the criteria of the estimation of the safe use of the preparations of chemical plant protection.

Keywords: xenobiotics, pesticides, soil environment, general toxicity, phytotoxicity, microorganisms, micromycetes, pedotrophic organisms.

Л. И. Соломенко (2019). Выявление ксенобиотических свойств пестицидов в почвенной среде. BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 10(1): 61-67.
<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/editor/submission/12609>

Аннотация. Сегодня чрезвычайно актуальной остается оценка взаимодействия пестицидов с окружающей средой, поиск критериев оценки безопасности препаратов, которые вносят в список разрешенных для защиты растений в агрофитоценозах.

Целью наших исследований было проведение экологической оценки почв для установления чувствительных видов биоты, по реакции которых целесообразно определять опасные для экосистемы концентрации ксенобиотиков в почве.

Предметом наших исследований стал агрофитоценоз: почва-чернозем типичный легкосуглинистый в условиях Лесостепной зоны. Схема опыта: 1 вариант – перелог (контроль); 2 вариант – подсолнечник без внесения средств защиты растений; 3 вариант – подсолнечник с использованием гербицида. Фитотоксичность почвы отобранных образцов определяли по методике О. Берестецкого. Микробиологические исследования почвы по определению численности педотрофных микроорганизмов и микромицетов проводили по общепринятым методикам.

В результате исследований были выявлены ксенобиотические свойства гербицида Зелек Супер, что может проявляться в последствии этого препарата в севообороте агроценоза. В системе «гербицид – почвенная среда – микроорганизмы» значительно более чувствительным показателем оказались микромицеты в сравнении с педотрофами. Установлено прямую зависимость роста численности микромицетов под действием гербицида и фитотоксичностью почвенной среды. Полученные нами результаты показывают, что применение гербицида Зелек Супер может влиять на деградацию почв, увеличивая общую токсичность почвенной среды. Возможно именно поэтому, в странах ЕС этот препарат в списке «не разрешенных».

Итак, к критериям оценки безопасного использования препаратов химической защиты растений можно также отнести рост общей токсичности почвы, обусловленной появлением микромицетов.

Ключевые слова: ксенобиотики, пестициды, почвенная среда, общая токсичность, фитотоксичность, микроорганизмы, микромицеты, педотрофные организмы.

ЗАХИСТ І КАРАНТИН РОСЛИН

УДК: 632.8:633.85:633.15 (292.485) (477)

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/editor/submission/12605>

ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ І РЕГУЛЮВАННЯ ВИДОВОГО СКЛАДУ ЧОРНОТІЛОК (TENEVRIONIDAE) У ПОСІВАХ СОНЯШНИКУ І КУКУРУДЗИ В ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ

М. М. ДОЛЯ, доктор сільськогосподарських наук, професор кафедри
інтегрованого захисту та карантину рослин

С. Ю. МОРОЗ, аспірант

Т. П. ВАРЧЕНКО, аспірант*

Національний університет біоресурсів і природокористування України

E-mail: SergeyMoroz95@ukr.net

Анотація. У сучасних умовах розвитку сільського господарства пріоритетним є вирощування кукурудзи та соняшнику, орієнтованих на високоефективні технології та сталі високі урожаї, що дозволяє реалізовувати товар за високою ціною. Це досягається системою заходів захисту культурних рослин від шкідливих видів комах-фітофагів.

В статті проведено аналіз сучасного видового складу і динаміки чисельності чорнотілок в посівах зернових і технічних культурах за сучасними ресурсощадними технологіями вирощування. Представлена багаторічна динаміка чисельності шкідника у посівах соняшнику і кукурудзи за 2000-2018 рр. з уточненням видового складу та біології найбільш розповсюджених видів: *Pedinus femoralis* L., *Blaps halophila* Fishw., *Opatrum sabulosum* L., *Oodescelis polita* Strum., *Blaps lethifera* Marsch., *Crypticus quisquilius* L.,

Проведено аналіз наукових розробок щодо поширення цих шкідників у Лісостепу України. Уточнено фенологію досліджуваних видів, морфологію досліджуваних видів чорнотілок в регіоні досліджень. Висвітлено особливості розмноження шкідників та їх міграції у посівах соняшнику і кукурудзи залежно від ґрунтово-кліматичних умов і чисельності хижих жувелиць та впливу іншої корисної фауни ґрунту.

Наведені дані про тривалість шкідливої дії несправжніх дротяників та імаго у посівах соняшнику і кукурудзи. Охарактеризовано реакцію рослин на пошкодження

* Науковий керівник — доктор сільськогосподарських наук, професор М. М. Доля

несправжніх дротяників, а також ефективність сучасних біологічних фітосанітарних заходів щодо обмеження масового розвитку фітофага, за ресурсоощадних систем землеробства в Лісостепу України.

Висвітлено основні положення щодо контролю чисельності чорнишів у сучасних системах землеробства із своєчасним застосуванням агротехнічних заходів і біологічних препаратів та за підвищення механізмів саморегуляції комах у короткоротаційних сівозмінах.

Ключові слова: соняшник, кукурудза, видовий склад, чорнотілки, несправжні дротяники, динаміка чисельності

Актуальність.

У сучасних умовах розвитку сільськогосподарства кукурудза та соняшник займають основну частину в структурованих сівозмінах. Тенденція збільшення посівних площ спостерігається вже протягом десяти років. Так, посівні площі під кукурудзу зросли майже в два рази і у 2008 р. становили 2,4 млн га, а у 2018 р. – 4,6 млн га. Така тенденція спостерігається і у посівах соняшнику: 2008 рік – 4,1 млн га і у 2018р. – 6,4 млн га.

Збільшення посівних площ цих культур викликано їх високою рентабельністю. Водночас заслуговує на увагу виведення нових високоврожайних гібридів соняшнику та кукурудзи із різним ФАО і комплексна оцінка особливостей чорнишів та інших фітофагів у короткоротаційних польових сівозмінах.

Аналіз останніх досліджень і публікацій.

Відомо, що відчутної шкоди в кукурудзяно-соняшникових агроценозах завдають найбільш поширені представники: мідляк кукурудзяний *Pedinus femoralis* L., піщаний *Blap shalophila* Fishw., степовий *Opatrum sabulosum* L., чорний *Oodescelis polita* Strum., ши-

рокогрудий *Blap slethifera* Marsch. та дерновий *Crypticus quisquilius* L., які пошкоджують насіння, підземну та надземну частину в особливо критичні періоди для соняшнику і кукурудзи, а саме на початкових етапах розвитку рослин, проростання та утворення молодих листків, що призводить до зрідженості посівів та зменшення урожайності нових гібридів соняшнику і кукурудзи.

При цьому вказується, що для контролю комплексу шкідливих видів комах важливим є своєчасне застосування високоефективних ресурсоощадних технологій, які сприяють механізмам саморегуляції комах і забезпечують відновлення в ґрунті хижих жужелиць, а також іншої корисної ентомофауни із застосуванням біологічних засобів захисту, що сприяє вирощуванню високоякісних урожаїв цих культур (*Andrienko et al., 2011*).

Отже, актуальним є вивчення сучасного видового складу, а також сезонної динаміки чисельності чорнишів, їх поширення та шкідливості із узагальненням ресурсоощадних методів контролю шкідників.

Мета дослідження полягає в уточненні сучасного видового складу і динаміки чисельності личинок чорнишів кукурудзяного *Pedinus femoralis* L., піщаного *Blap shalophila* Fishw., степового *Opatrum sabulosum* L., чор-

ного *Oodescelis polita* Strum., широкогрудого *Blap slethifera* Marsch., дернового *Crypticus quisquilius* L. в посівах соняшнику і кукурудзи, що вирощуються за ресурсощадними технологіями в лісостеповій зоні України.

Методи та матеріали дослідження.

Виявлення і обліки чорнишів проводили за загальноприйнятими методами (Dovgan, 2014).

Результати дослідження та їх обговорення.

У сучасних польових сівозмінах із основним навантаженням структури польових культур соняшником і кукурудзою відмічаються особливості розмноження і поширення чорнишів *Tenebrionidae* та інших багатоїдних шкідників, які належать до ряду твердокрилих, або жуків (*Coleoptera*). Відомо, що це одна з найбільших груп твердокрилих, яка представлена у фауні України, і налічує понад 90 видів. Починаючи з XIX століття, чорниші є об'єктом спостережень і досліджень, що пов'язано, переважно, з їх високим рівнем шкодочинності в посівах сільськогосподарських культур.

Характерно, що шкідлива стадія личинок основних видів чорнишів в посівах соняшнику і кукурудзи корелює з початковими фенологічними періодами. Так, навесні після посіву вони виїдають зародок та ендосперм насінневого матеріалу, пізніше пошкоджують підземну частину стебел і молоде коріння сходів, що в роки спостережень спричинило зрідження посівів, місяцями до 12 %. Ступінь шкідливості несправжніх дротяників обумовлюється кількістю шкідника і його віковим

станом, а також температурою та вологістю ґрунту, якістю його обробітку, наявністю зароблених у ґрунт рослинних решток, системою добрив та іншими чинниками (Sazhnev, 2012).

Доцільно відмітити, що на перших етапах органогенезу рослин пошкодження несправжніми дротяниками кукурудзи і соняшнику часто ідентифікують як фосфорне голодування. Однак, за фосфорного голодування листки кукурудзи стають фіолетовими. Нестача фосфору проявляється на нижніх старіших листках. За пошкодження кореневої системи несправжніми дротяниками листя також стає фіолетовим, але, крім цього, воно втрачає тургор, що є основною принциповою відмінністю від звичайної нестачі фосфору. За відкопування таких рослин на кореневій системі та насініні виділяються пошкодженні фітофагами місця, а на посівах утворюються осередки із відмерлими сходками культурних рослин.

За пошкодження несправжніми дротяниками точки росту кукурудзи у рослин проявляється морфологічна реакція і додатково утворюються пасинки, але вони не формують врожай зерна. У пошкоджених фітофагами рослин соняшнику, спостерігається різке зниження інтенсивності росту та розвитку надземної частини, і він стає щуплим, репродуктивні органи – слабозвиненими. Дорослі жуки чорнишів пошкоджують молоде листя кукурудзи та сім'ядольні листки в посівах соняшнику, особливо коли рослини втрачають тургор під час порівняно спекотної та сухої погоди, що призводить до затримки розвитку рослин або до в'янення рослин та їх загибелі.

Доцільно відмітити, що на фізіологічний стан несправжніх дротяників та імаго впливають біотичні (ентомо-



Рис. 1. Динаміка чисельності чорнотілок у посівах кукурудзи і соняшнику (в середньому за 2000-2018 рр.)

фаги, зокрема, внутрішньо-популяційна регуляція та конкуренція) і абіотичні фактори – погодно-кліматичні чинники (Cherney, 2007).

Характерно, що з кінця XIX ст. до початку XXI ст. в Лісостепу України спостерігається підвищення температури повітря в середньому на 0,6-2,3°C. Значні зміни коливань погоди і клімату впливають на сезонну і багаторічну динаміку поведінки комплексу ґрунтових шкідників. Особливістю несправжніх дротяників, на відміну від справжніх дротяників, є відсутність їх міграції а розвиваються на глибині 15-30 см. Представникам родини чорнишів характерна просторова міграція. Так, відомо, що дорослі особини, як правило, не залишаються на одному місці понад один рік, що обумовлено зміною впливу сукупності факторів середовища існування (Mordkovich, 2006).

В посівах кукурудзи та соняшнику за останні 18 років спостерігається динамічна зміна популяції (рис. 1), що обумовлено, перш за все, зміною кліматичних умов, підвищенням се-

редньодобових температур та впливом на життєдіяльність несправжніх дротяників. В період 2016-2018 року чисельність личинок чорнотілок майже досягала рівня ЕПШ (3-5 екз / м²) і становила в посівах соняшнику 2,5 екз / м² і кукурудзи – 2,9 екз / м². Найчастіше зустрічається 9 видів чорнишів. Порівняно небезпечними видами в Лісостепу України є мідляк кукурудзяний *Pedinus femoralis* L., піщаний *Opatrum sabulosum* L., степовий *Blap shalophila* Fishw., чорний *Oodescelis polita* Strum., широкогрудий *Blap slethifera* Marsch. та дерновий *Crypticus quisquilius* L.

Мідляк кукурудзяний *Pedinus femoralis* L. в Україні поширений переважно на півдні лісостепової зони. Поліфаг, жуки живляться бур'янами (спориш, березка тощо), личинки пошкоджують висіяне насіння кукурудзи і соняшнику та інші сільськогосподарські культури, пошкоджуючи також підземні та надземні органи рослин. Як відомо, чорнотілки даного виду активні переважно в темну пору

добі, а в день ховаються в ґрунті, чи під рослинними рештками. Личинки є відомими шкідниками, населяючи поверхневі шари ґрунту, вони активно пошкоджують коренеплоди, коріння, полегли на ґрунт пагони, вигризують насіння, видають вузли кушіння злаків, поїдають проростки.

Відомо, що *Pedinus femoralis* L. – жук завдовжки 7,3-9,6 мм, овальний, чорний із сизуватим відтінком; надкрила – однакової ширини з передньоспинкою, задній край передньоспинки – дугоподібний, спрямований опуклістю вперед. Яйце – 0,6-1 мм, овальне, з гостро-округлими кінцями. Личинка – до 20 мм, від сіро-жовтого до жовто-коричневого кольору. Лялечка – 7-10 мм, на кінці черевця виступи з довгими зближеними вістрями.

Зимують жуки різного віку в поверхневому шарі ґрунту та під різними укриттями, а личинки – на глибині 20-40 см. Жуки живуть 2-3 роки, розвиток личинки завершується за 12-14 місяців (табл. 1).

У лісостеповій зоні імаго починають виходити на поверхню ґрунту в другій половині квітня і поступово

залишають укриття до початку травня. Самки починають відкладати яйця у травні у поверхневий шар ґрунту на глибині від 2-3 до 10 см. Відкладання яєць триває впродовж усієї вегетації і за цей час самка може відкласти до 500 яєць. Стадія лялечки триває 14-18 діб. Жуки, що вийшли з лялечки, здатні до розмноження.

Мідляк піщаний *Opatrum sabulosum* L. – жук розміром 7-10 мм, овальний, з майже паралельними боками, опуклий, чорний або сірувато-бурий від ґрунтової кірки, яка покриває все тіло. Наличник спереду з глибокою напівкруглою вирізкою. Надкрила – з правильними поздовжніми рядами великих горбків; задніх крил немає. Личинка – до 18 мм, плоско-циліндрична, від темно-сірого до бурувато-жовтого кольору, з темною головою і передньо-грудним тергітом; покриви – матові, низ забарвлений світліше. Верхня губа і налічник мають посередині по два булавоподібних шпичаки.

Характерно, що жуки живуть 1-2 роки, зимують серед рослинних решток на полях і у верхньому шарі

1. Фенологічний календар розвитку чорнотілки кукурудзяної *Pedinus femoralis* L. в Лісостепу України

Фази розвитку	Строки розвитку фаз																							
	Квітень			Травень			Червень			Липень			Серпень			Вересень			Жовтень			Листопад		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Імаго		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	...												
Яйце				.	.	.	.	.	.	.	.													
Личинка 1-го року				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Личинка 2-го року	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-														
Лялечка									0	0	0	0	0											
Імаго										+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

2. Фенологічний календар мідляка піщаного *Opatrum sabulosum* L. в Лісостепу України

Фази розвитку	Строки розвитку фаз																							
	Березень			Квітень			Травень			Червень			Липень			Серпень			Вересень			Жовтень		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Імаго		...	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	...											
Яйце							.	.	.	.														
Личинка									-	-	-	-	-	-	-									
Лялечка											0	0	0	0	0									
Імаго													+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

грунту. З'являються на поверхні ґрунту в степовій зоні наприкінці березня або на початку квітня, залежно від ступеня прогрівання ґрунту.

У квітні, як правило, спостерігається спарювання і наприкінці квітня – на початку травня відкладання яєць, яке триває до кінця травня – початку червня. Самки відкладають яйця в ґрунт на глибину 2-5 см купками, від кількох до десятка. Одна самка за сезон може відкласти до 100 яєць. Період відкладання яєць дуже розтягнутий, з яєць, відкладених на початку травня, личинки з'являються у другій половині цього місяця, а з відкладених пізніше – у середині червня. Повний їх розвиток завершується за 35-40 діб; заляльковуються личинки в ґрунті на глибині 3-6 см, розвиток лялечки триває 6-8 діб. Імаго з'являються в липні і продовжують виходити з ґрунту впродовж серпня.

Личинки, які відродилися з пізніх кладок, заляльковуються у серпні – вересні, а жуки залишаються в лялечкових колисочках до весни. Найбільш значних пошкоджень жуки завдають у період з кінця квітня до середини травня (табл. 2).

Жуки **мідляка степового** *Blapshalophile* Fishw. живляться переважно в полі прив'ялими рослинами, а також

залишками зерна у складських приміщеннях. Найбільшої шкоди завдають личинки після перезимівлі, коли пошкоджують висіане насіння кукурудзи, соняшнику та інших культур.

Відомо, що жук завдовжки 17-23 мм, матово-чорний, зовні схожий на широкогрудого мідляка, але має вужче тіло. Личинка – 35 мм, циліндрична, жовтого кольору, з темнішими кільцями на кожному сегменті. Лялечка – до 22 мм.

Зимують жуки в добре захищених місцях і в лялечкових колисочках. Перші імаго, часто з незатверділими покривами, виходять на поверхню у квітні; спарювання і відкладання яєць відбувається в першій – другій декадах травня.

Самки відкладають яйця в ґрунт на глибину до 5 см по кілька сотень кожна. Заляльковуються личинки наприкінці серпня на глибині 4-8 см; частина їх зимує і після додаткового живлення заляльковується наприкінці квітня.

Мідляк чорний *Oodescelispolita* Strum: імаго – 9-19 мм, тіло чорне, матове, випукле, коротко-овальне. Верхня губа – без вирізки посередині. Вусики не доходять до основи передньоспинки, тричленикові, матові. Передньоспинка випукла, поперечна, пунктирована. Надкрила з тонкими крапковими

борозенками, короткі, лише в 1,3 раза довші за ширину, випуклі. Лапки передньої пари ніг у самців сильно розширені, з волосяною подушкою. Передні гомілки з тупим зовнішнім краєм, низу плоскі. Передні стегна з зубчиком з внутрішньої сторони перед вершиною. Личинки – приплюснuto-циліндричні, світло-коричневі, блискучі, грудні і останні сегменти черевця темні. Верхня губа по зовнішньому з 6, посередині з 3 щетинками. Стегна і гомілки середини пари ніг по 5 шипиків, розташованих в 2 ряди. Каудальний сегмент довший ширини, конічний, з при піднятою верхівкою, несе по боках 10-12 довгих шипиків у рівному ряду.

Зимують жуки у ґрунті в лялечкових колисочках, а личинки на глибині 15-30 см. У квітні жуки виходять на поверхню і живляться бур'янами, іноді сходами злакових і технічних культур. Яйця відкладають у поверхневий шар ґрунту 2-10 см, починаючи з травня і до кінця вегетації. Личинки розвиваються протягом року. Личинки виїдають порожнини у набубнявілому насінні, пошкоджують підземну частину стебел, паростки та коріння.

Мідляк широкогрудий *Blaps lethifera* Marsch. жук розміром 20-27 мм, чорний, з витягнутим довгим тілом; голова опукла, матова, крил немає. Личинка (несправжній дротяник) завдовжки до 40 мм.

Імаго пошкоджують сходи різних бур'янів, а також прив'ялі культурні рослини, особливо пшеницю, кукурудзу, соняшник, буряки. Личинки живляться висіяним насінням та сходами рослин.

У ґрунті зимують жуки й личинки різного віку. Перші імаго, часто з незатверділими покривами, виходять на поверхню у квітні; спарювання і відкладання яєць відбувається в першій – другій декадах травня.

Самки відкладають яйця в ґрунт на глибину до 5 см по кілька сотень кожна. Заляльковуються личинки наприкінці серпня на глибині 4-8 см; частина їх зимує і після додаткового живлення заляльковується наприкінці квітня, а в травні вже з'являються жуки, які виходять на поверхню ґрунту.

Мідляк дерновий *Crypticus quisquilius* L. жук розміром 4,6-6 мм, чорний, тіло округле, передньоспинка з гострими боковими краями голова опукла, матова. Личинка (несправжній дротяник) завдовжки до 40 мм. Зимують жуки у ґрунті в лялечкових колисочках. Личинки зимують на глибині 20-35 см. На початку квітня імаго виходять на поверхню ґрунту. Харчуються бур'янами, а також сходами зернових та технічних культур. Самка відкладає яйця на глибину 5-40 см, початок травня до кінця вегетаційного періоду основної культури.

Для захисту посівів кукурудзи і соняшнику від цих видів шкідників необхідна сучасна вискоєфективна комплексна система заходів захисту соняшнику і кукурудзи, яка включає організаційно-господарські, із новітнім фітосанітарним моніторингом, а також агротехнічний, біологічний й хімічний методи. Контролювати чисельність названих видів шкідників не можливо якимось одним прийомом. Вискоєфективними є новітні агротехнічні заходи із дотриманням високої культури землеробства (Fokin, 2010).

Основну роль в обмеженні розвитку і розмноження чорнишів відіграє попередник. Так, у спеціалізованих сівозмінах короткої ротації поряд зі злаковими культурами велике значення має ведення одного поля культури із зімкнутим травостоєм – горох, нут, гречка тощо. При цьому в 1,7-2,3 раза знижується чисельність несправжніх дротяників.

На полях, що призначені для посіву сояшнику і кукурудзи, доцільно у квітні провести ґрунтові розкопки і визначити чисельність шкідників, які розвиваються у поверхневому шарі ґрунту. Не рекомендується сіяти ці культури, якщо на обстеженій площі виявлено 6 і більше личинок чорнишів на 1 м².

Посів необхідно проводити відповідно до рекомендованих строків, оскільки в надто ранніх посівах інтенсивно пошкоджуються сходи кукурудзи і сояшнику несправжніми дротяниками та іншими ґрунтовими багатотілами шкідниками.

Встановлено, що мінеральні добрива у формі туків впливають на чисельність цих видів шкідників як безпосередньо, так і завдяки зміні біохімічного складу кормової рослини. За використання хлористого амонію або безводного аміаку 60-90 л / га спостерігається токсичний вплив добрив на личинок фітофагів і загибель несправжніх дротяників фіксується на рівні 20–30 % і більше. Вказується, що високоякісна підготовка ґрунту перед сівбою повинна обов'язково включати мульчування післязливних решток, що сприяє зниженню чисельності як личинок чорнишів, так і підгризаючих совок, лучного метелика, личинок пластинчастовусих та інших шкідливих видів комах. Також проведення прикочування посівів котками, підвищує контакт насіння з ґрунтом, що зменшує рухомість несправжніх дротяників. Важливим є проведення міжрядного обробітку ґрунту, який необхідно виконувати у період формування і розвитку уразливих стадій онтогенезу чорнишів, а саме: линання, відкладання яєць, відродження личинок I віку.

У поєднанні з агротехнічними методами контролю чисельності чорнишів, особливої уваги заслуговує застосування новітніх біологічних інсектицидів. Зокрема, на основі ентомопатогенів: нематод з родини *Steinernematidae* і *Heterorhabditidae* та грибових спор (*Beauveria bassiana*). Перевагою останнього є не обов'язкове потрапляння спор до організму під час живлення. Достатньо лише контакту спор *B. Bassiana* з кутикулою шкідника, після чого відбувається інфікування та розмноження спор в організмі, що через 3-5 днів призводить до загибелі несправжніх дротяників (Drozda, 2003; Allsopp, 1979)

Висновки та перспективи.

В сучасних умовах вирощування кукурудзи і сояшнику личинки чорнишів є одними із основних ґрунтових шкідників, головним чином, на перших фазах органогенезу сояшнику і кукурудзи, що зумовлено інтенсивною міграційною здатністю імаго та личинок. Ці фітофаги місцями пошкоджують до 18 % насіння та сходів досліджуваних культур і зменшують густоту посівів та продуктивність кукурудзи і сояшнику на одиниці площі. Основними заходами контролю чисельності несправжніх дротяників як у загальноприйнятому, так і біологічному землеробстві є організаційно-господарські та агротехнічні заходи, а також високоякісне і своєчасне застосування біологічних препаратів, що сприяють підвищенню механізмів саморегуляції комах у короткоротаційних сівозмінах, зокрема актофіт 0,5-0,7 л / га проти окремих шкідливих видів комах із колючо-сисним ротовим апаратом.

References

1. Andrienko, O., Andrienko, A., Semenyaka, I. (2011). Ne tak strashnyy sonyashnyk, yak yoho malyuyut [Not such a terrible sunflower as it is painted]. *Ahro-biznes sohodni*, 6, 5-12.
2. Dovgan, S. V. (2014). Monitirynh shkidnykiv silskohospodarskykh kultur [Monitoring of pests of agricultural crops]. *Ahrarna osvita*, 279.
3. Sazhnev, A. S. (2012). K faune Zhukov-chernotelok (Coleoptera: Tenebrionidae) [To the fauna of Darkling beetles (Coleoptera: Tenebrionidae)]. *Russian Entomological Journal*, 21(1), 39-43.
4. Cherney, L. S. (2007). O geograficheskoy rasprostraneni Zhukov chernotelok (Coleoptera: Tenebrionidae) na territorii Ukrainy. [On the geographical distribution of Darkling beetles (Coleoptera: Tenebrionidae) the territory of Ukraine] *Izvestiya Kharkov. entomol. obshestva*. 1-2, 57-66.
5. Mordkovich, V. G. (2006). Chernotelki (Coleoptera: Tenebrionidae) na stepnykh katenakh. [Darkling beetles (Coleoptera: Tenebrionidae) on the Steppe catenae.] *The works of the Russian entomol. of society*, 77, 235-240.
6. Fokin, A. V. (2010). Sistema zashchity podsolnechnika ot vreditel'ey. [System of sunflower protection from pests]. *Propozitsiya*, 3, 82-88
7. Drozda, V. F. (2003). Shlyakhy rehulyuvannya chyselnosti ta obmezheniya shkodochynnosti na posivakh riznykh silskohospodarskykh kultur. [Ways to regulate the number and severity of harm on crops of different crops]. *Zakhyst Roslyn*, 7, 19-22.
8. Allsopp PG. (1979). False wireworms in southern and central Queensland. *Queensland Agricultural Journal* 105, 276-8

M. Dolya, S. Moroz, T. Varchenko (2019). Features of modeling and management of darkling beetles (tenebrionidae) species for sunflower and maize in the forest-steppe of Ukraine. BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 10(1): 68-77. <http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/editor/submission/12605>

Abstract. In modern conditions of development of agriculture, the priority is the cultivation of corn and sunflower, oriented on highly effective technologies and crops, which allows to sell the goods at a high price. This is achieved through a system of measures for the protection of cultivated plants from harmful phytophagous insects.

The article analyzes the present species population and dynamics of the number of darkling beetles in crops of cereals and technical crops, using modern resource-saving technologies of cultivation. The long-term dynamics of the pest population in sunflower and corn crops for 2000-2018 is presented, specifying the species composition and biology of the most common species: *Pedin usfemoralis* L., *Blap shalophila* Fishw., *Opatrum sabulosum* L., *Oodescelis polita* Strum., *Blap slethifera* Marsch., *Crypticus quisquilius* L.,

The analysis of scientific developments concerning the distribution of these pests in the Forest-steppe of Ukraine has been carried out. The phenology of the studied species, morphology of the studied species of darkling beetles in the region of research is specified. The peculiarity of pest reproduction and their migration in sunflower and corn crops is highlighted, depending on the soil-climatic conditions and the number of predatory carabid beetles and the influence of other useful fauna of the soil.

The data on the duration of harmful effects of false wireworms and adult beetles in sunflower and corn crops are given. The response of plants to damage of false wireworms, as well as the effec-

tiveness of modern biological phytosanitary measures to manage the mass development of phytophagous, and resource-saving systems of agriculture in the Forest-steppe of Ukraine are described.

The main provisions concerning the control of the number of darkling beetles in modern agricultural systems, with the timely application of agrotechnical measures and biological preparations, and the increase of mechanisms of self-regulation of insects in short-rotation crop rotations are highlighted.

Keywords: sunflower, corn, species composition, darkling beetles, false wireworms, dynamics of population

Н. Доля, С. Мороз, Т. Варченко (2019). Особенности формирования и регулирования видового состава чернотелок (tenebrionidae)

в посевах подсолнечника и кукурузы в лесостепи Украины.

BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 10(1): 68-77.

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/editor/submission/12605>

Аннотация. В современных условиях развития сельского хозяйства приоритетным является выращивание кукурузы и подсолнечника, ориентированных на высокоэффективные технологии и урожай, что позволяет реализовывать товар по высокой цене. Это достигается системой мер защиты культурных растений от вредных видов насекомых-фитофагов.

В статье проведен анализ современного видового состава и динамики численности чернотелок в посевах зерновых и технических культур, возделываемых по современным ресурсосберегающим технологиям выращивания. Представлена многолетняя динамика численности вредителя в посевах подсолнечника и кукурузы за 2000-2018 гг. с уточнением видового состава и биологии наиболее распространенных видов: *Pedinus femoralis* L., *Blap shalophila* Fishw., *Opatrum sabulosum* L., *Oodescelis polita* Strum., *Blap slethifera* Marsch., *Crypticus quisquilius* L.

Проведен анализ научных разработок по распространению этих вредителей в Лесостепи Украины. Уточнена фенология и, морфология названных видов чернотелок в регионе исследований. Освещены особенности размножения вредителей и их миграции в посевах подсолнечника и кукурузы в зависимости от почвенно-климатических условий, численности хищных жужелиц и влияния иной полезной фауны почвы.

Приведены данные о продолжительности вредного воздействия ложнопроволочников и имаго в посевах подсолнечника и кукурузы. Описана реакция растений на повреждение ложных проволочников, а также эффективность современных биологических фитосанитарных мер по ограничению массового развития численности с использованием ресурсосберегающих систем земледелия в Лесостепи Украины.

Освещены основные положения по контролю численности чернотелок в современных системах земледелия со своевременным применением агротехнических мероприятий и биологических препаратов в условиях повышения механизмов саморегуляции насекомых в короткоротационных севооборотах.

Ключевые слова: подсолнечник, кукуруза, видовой состав, чернотелки, ложнопроволочники, динамика численности
