

REMOTE EFFECTS OF POST-CHORNOBYL IRRADIATION ON THE BIOCHEMICAL CHARACTERISTICS OF MALE SPERMATOZOA

A.V. KLEPKO,

doctor of biological sciences, senior researcher

National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,

Kyiv, Ukraine

general_ecology@ukr.net

ORCID 0000-0002-7061-453X

V.A. KRUPSKYI

National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,

Kyiv, Ukraine

Abstracts. *The present research aim was analysis of long-term radiation effects on biochemical characteristics of sperm collected from donors originating from radioactive-polluted territories of Ukraine, namely Zhytomyr oblast, Ivano-Frankivsk oblast, Kyiv oblast and Poltava oblast. Apart from this, the role of radiation component in sperm damaging was assessed.*

It was found that in the most radiation polluted region - Zhytomyr the sperm samples were characterized by a large proportion of degenerative spermatozoa along with immobile sperms. Early signs of apoptosis development in spermatozoa were shown to progress gradually from Poltava to Zhytomyr. Thus, the apoptotic index for sperm samples was highest in Zhytomyr and lowest in Poltava. Also, raise in accumulated radiation dose was associated with elevation of ROS production in sperm samples.

It was shown that the ROS production for Zhytomyr donors was threefold more than for Poltava's donors and almost twofold more than for donors from Ivano-Frankivsk. Also we found differences in the mitochondrial potential ($\Delta\psi$) of spermatozoa too. The total $\Delta\psi$ tended to drop down depending on the mean value of radiation accumulated dose, for Kyiv and Zhytomyr the mean values being significantly less than for Poltava.

Thus, our investigations have shown that subjects living on radiation polluted territories may generate a great deal of damaged spermatozoa with the hidden molecular

and cellular lesions. The latter would predispose inhabitants of radiation polluted regions to male-infertility.

Keywords: spermatozoa, ionizing radiation, apoptosis, reactive oxygen species, mitochondrial potential.

Introduction.

The territory of Ukraine is highly saturated with nuclear power plants (NPPs). The current exploitation of the NPPs is not so safe. Incidentally an unforeseen loss of radionuclides sometimes may occur resulting in wide scale pollution of territories by different radionuclides. Such events took place during Chornobyl disaster in April 1986. Recently, the accident on Fukushima Daiichi NPP that had been provoked by Great East Japan Earthquake on 11 March 2011 caused a discharge of a tremendous amount of radioactivity in the environment and the world ocean, in particular.

The short-lived radioisotopes, namely ^{131}I , ^{132}I , ^{132}Te , ^{140}Ba and ^{140}La , were only active for several months after Chornobyl catastrophe while the stable radioisotopes of ^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs and $^{238-242}\text{Pu}$ isotopes penetrated in soil, rivers, plants and animals and thereby spread far beyond the confined zone of the accident. However ^{90}Sr and Pu -isotopes were not dispersed as far and therefore are believed to be of minor importance compared to the exposure by ^{137}Cs . Yet, ^{134}Cs significantly disappeared in a few years. In consequence to Chornobyl catastrophe about 85 PBq ^{137}Cs and about 54 PBq ^{134}Cs were emitted and dispersed over the northern hemisphere [1].

In total, 191,300 km² were contaminated with ^{137}Cs in excess of 37 kBq•m⁻² of which 146,300 km² were in the Rus-

sian Federation, Belarus, and Ukraine. ^{137}Cs contamination exceeding 185 kBq m⁻² was found almost exclusively in the Russian Federation, Belarus, and Ukraine on the area of 8,100 km², 18,600 km², and 4,700 km², respectively [2, 3].

According to the radiobiologic law established by Bergonje and Tribando in the 20th century [4], ionizing radiation first of all damages physiologically active dividing cells which are present in abundance in highly proliferative male germinal epithelium. Apart from this, ionizing radiation produces highly reactive free radicals which cause lipid peroxidation and membrane damage. In contrast to other cells, spermatozoa do not possess the effective antioxidant system of lipid defense because of little catalase activity. This may cause severe damage to spermatozoid structure as it was shown by several authors [5, 6].

Furthermore, animal and human spermatozoa are very vulnerable to radiation impact because of unsaturated fatty acids presence in great abundance in their contents [7, 8].

The early phase of spermatozoid membrane integrity disruption is characterized by the loss of phospholipid asymmetry due to translocation of phosphatidylserine from the inner to the outer leaflet of the plasma membrane. This translocation of phosphatidylserine is one of the earliest features of cells undergoing apoptosis. Spermatozoa showing evidence of phosphatidylserine exposure were found in human se-

men, their concentration being higher in infertile men than in normal sperm donors [9].

DNA-damage due to apoptosis has been found to occur in spermatozoa of poor quality. The presence of DNA fragmentation in ejaculated spermatozoa is more evident in atypical forms, confirming that morphology and sperm count correlate with testicular function.

Elevated percentages of apoptotic spermatozoa have also been found after infections of the reproductive tract, cancer and other pathologies [10]. However, scarce data have been published concerning the mechanisms involved in cell death of ejaculated sperm from normospermic donors. This is important to elucidate especially in those pathologies where normal spermatozoa are exposed to non-physiological damaging agents, for example elevated levels of reactive oxygen species (ROS) and radiation [6].

The presence of spermatozoa possessing a nuclear chromatin less tightly compacted than in normal mature spermatozoa has been reported in samples from infertile donors, in comparison with those from fertile men. Commonly, the percentage of immature cells is significantly higher in semen samples from infertile donor compared to control ones. The percentage of haploid immature spermatozoa is negatively correlated with cell concentration in semen, and this phenomenon is particularly evident in semen from oligozoospermic subjects [11, 12].

In order to investigate the fertilizing ability of DNA-damaged sperm, the intact murine sperm were exposed to gamma radiation prior to insemination. Fertilization rates of 64.3%, 59.9%, 58.5%, and 61.1% were achieved when sperm were subjected to 5, 10, 50, and 100 Gy, respectively, the control rate being 53.2%. The blastocyst develop-

ment was decreased from 49.8% in the control group to 20.3%, 7.8%, 3.4%, and 2.3% with sperm exposed to doses of 5, 10, 50, and 100 Gy, respectively. Of the transferred blastocyst in the control group, 69.8% were implanted and 33.9 % developed into live fetuses. These rates were 57.1% and 21.4% for 5 Gy and 20 and 0% for 10 Gy showing a significant difference ($p < 0.01$) with control. The present study clearly shows that DNA-damaged sperm (regardless of degree of damage) have the ability to fertilize the oocyte, but that embryonic development is very much related to the degree of DNA damage. However, the oocyte has the capacity to repair DNA damage of sperm when it is damaged less than 8%. Damage beyond this level will result in low rate of embryonic development and high early pregnancy loss [13].

Under ionizing irradiation different cell injuries may occur causing the loss of fertility potential and male infertility development. Regarding high radiation pollution of some territories in Ukraine, the pursuing of the research concerning the evaluation of male infertility risk in Ukrainian population will be of great concern and necessity.

The present research aims to analyze long-term radiation effects on biochemical characteristics of sperm collected from donors originating from radiation-polluted territories of Ukraine, namely Zhytomyr oblast, Ivano-Frankivsk oblast, Kyiv oblast, Poltava oblast. Apart from this, the role of radiation component in sperm damaging is to be assessed.

Materials and methods.

Semen samples were obtained from 479 men volunteers in the age interval 35 ± 6 years who had given their written

consent for participation in research that was then approved by the commission on medical ethics of the National Research Center for Radiation Medicine which validated the complete accordance of the investigations to the ethical and juridical requirements of the Order No. 281 from 01.11.2000 of the Ministry of Public Health of Ukraine. All individuals were distributed in 4 groups with regard to the radiation pollution of territories in their settlements. Group 1 included inhabitants of area with ^{137}Cs deposition density 185-550 kBq/m², group 2 – 100-185 kBq/m², group 3 – 20-100 kBq/m², group 4 – 2-10 kBq/m².

All subjects were thoroughly interviewed concerning their habits and aptitude for smoking, alcohol, anabolic and drug consumption. Moreover, detailed information about the places of residence before and after Chornobyl explosion as well as past and current diseases was inquired and recorded. Overall visual medical examination was also performed. Also all subjects were asymptomatic for genito-urinary infection.

Freshly ejaculated semen was obtained by masturbation into sterile container after 3-4 days of sexual abstinence. Ejaculates were allowed to liquefy at 37 °C for 30 min. Semen profile was assessed by light microscopy according to the procedure proposed by the World Health Organization [6]. All flow cytometry analyses were performed by flow cytometer PAS (Partec, Germany) equipped with a single 488-nm argon-ion laser. FL1 (FITC) signals were detected through a 530/30 nm band pass filter, FL2 (PI) signals were detected through a 585/42 nm band pass filter. 20 000 events were recorded and analyzed using “FlowMax” software (Partec, Germany). The sperm population was gated on the basis of the linear

forward (FSC) and side-scatter (SSC) properties.

Annexine V apoptosis detection kit I (BD Pharmingen, USA) was used to detect the translocation of PS from the inner to the outer leaflet of the spermatozoid plasma membrane [7]. An aliquot of semen specimen (50 µl of sample containing $0.5 \times 10^6/\text{ml}$ sperm) was added to 145 µl of binding buffer prepared according to the manufacturer's instruction, plus 5 µl of Annexin V-FITC, and incubated at room temperature for 10 min. Samples were then washed once with binding buffer, centrifuged at 600 g for 10 min, and, finally, the pellets were resuspended in 200 µl of binding buffer containing 1 µl/ml of propidium iodide (PI). The FITC-labelled spermatozoa are analyzed by flow cytometer PAS (Partec, Germany)

The different labelling patterns in the bivariate PI/Annexin V-FITC analysis identify the different cell populations. We qualified sperm as normal (negative Annexin V and PI), early apoptotic (positive Annexin V and negative PI), apoptotic (positive Annexin V and positive PI) and necrotic (negative Annexin V and positive PI). We defined as the apoptotic index the ratio between the positive Annexin V negative PI sperm and the total alive sperm (PI negative).

Intracellular generation of O_2^- was estimated using dihydroethidine (DHE) of “Sigma” production, a membrane permeating uncharged probe that reports overall cellular O_2^- production through oxidation to ethidium bromide and emitting red fluorescence [8]. ROS generation was induced by the addition of DHE to spermatozoa in suspension with concentration 10^7 cells per ml to give a final concentration of DHE equal 2 mM, SYTOX Green a cell viability stain with green fluorescence being also added to

the final concentration 0,05 mM. Then the spermatozoid suspension was incubated for 15 min at 37°C, centrifuged for 5 min at 600 g and resuspended in Biggers-Whitten-Whittingham (BWW) medium. The latter consisted of 95 mM NaCl, 44 mM sodium lactate, 25 mM NaHCO₃, 20 mM HEPES, 5.6 mM D-glucose, 4.6 mM KCl, 1.7 mM CaCl₂, 1.2 mM KH₂PO₄, 1.2 mM MgSO₄, 0.27 mM sodium pyruvate, 0.3% (w/v) BSA, 5 U/ml penicillin and 5 mg/ml streptomycin

Fluorometric assessment of mitochondrial membrane potentials was made on the basis of mitochondrial specific probe Rhodamine 123 (Sigma) (R123) [9].

Comparison of data for different donors' group was made using analysis of variances, Anova, and unpaired Student's t-test with amendment of Bonferroni. Confidence intervals for mean values were identified using t-statistic at P = 0.95 and standard errors. All statistical tests were two sided and P < 0.05 was considered statistically significant

Assessment of the whole body irradiation doses was carried out according to [10] on the basis of normalized doses of the whole body irradiation according to the following formulae:

$$ND(\Delta t) = E_R^{-1} C_1 C_2 P_r(\Delta t), \quad (1),$$

where ND(Δt) – normalized equivalent dose of whole body irradiation accumulated over the time Δt in the area with radioactive density of ¹³⁷Cs contamination equal to 37 kBq/m² at the end of April 1986; ER – the contribution factor of external radiation in the total dose; C1 – the conversion factor for converting exposition dose in tissue absorbed dose; C2 – the conversion factor for converting tissue absorbed dose

in equivalent dose; $P_r(\Delta t)$ – the exposition dose in free air at the height 1 meter above the ground over the time Δt .

$$ID_{(T)} = \sum_{i=1}^n \frac{A_{oi} F_{li} [F_{2i} + (1 - F_{2i}) F_{3i}]}{37} \cdot ND(\Delta t_i) \quad (2),$$

$$T = \sum_{i=1}^n \Delta t_i, \quad (3),$$

where ID(T) – individual equivalent dose accumulated over time T; A_{oi} – ¹³⁷Cs radioactive contamination density (kBq/m²) in i – place of residence; n – number of residence places changed by a subject in the period after Chornobyl catastrophe; F_{li} – the correction coefficient taking into account a type of a soil in the i-place of residence; F_{2i} – the outdoor occupancy factor in the i-place of residence; ND (Δt_i) – normalized dose accumulated in the period of time Δt_i ; T – time span from Chornobyl catastrophe or later date (for those who were born after the accident) until the date of sperm examination; Δt_i – period of time spent in i-place of residence.

Data about radioactive pollution of territories in Ukraine were retrieved from Internet resources [11] and special documents devoted to dosimetry of radiation polluted territories.

Comparison of data for different donors' group was made using analysis of variances “Anova” and unpaired Student's t-test with amendment of Bonferroni [11].

Research results and their discussion.

In the research the inhabitants of Zhytomyr oblast, Kyiv and Kyiv oblast, Ivano-Frankivsk oblast, Poltava oblast and Kyiv city were enrolled. According to the data from radiodosimetric documents radiation contamination by ¹³⁷Cs of former two regions chang-

es in the range 20-1480 kBq/m², in Ivano-Frankivsk and Poltava region it ranges 20-100 kBq/m² and 2-10 kBq/m², respectively. Moreover, Zhytomyr and Kyiv regions in contrast to Ivano-Frankivsk and Poltava regions are polluted albeit partly by radioinuclides of plutonium (238-242Pu), americium (241Am), and strontium (90Sr). Taking these facts into account we made up four groups of men volunteers. Thus, group 1 comprised men from Poltava oblast, group 2 – from Ivano-Frankivsk oblast, group 3 – from Kyiv and Kyiv oblast and group 4 – from Zhytomyr oblast who had been living on urban or rural territories with relevant ¹³⁷Cs deposition densities. The data concerning group characteristics, individual equivalent dose means and age means are provided in Table 1.

The data on sperm quality of donors from different regions of Ukraine who

participated in randomized cross-sectional studies concerning fertility potential of spermatozoa are presented in Table 2.

It is seen that mean value of ejaculate volume gradually diminishes from 4.2 ml in group 1 to 2.2 ml in group 4. Meanwhile the mean value of sperm concentration in ejaculate was shown to be the highest in the samples from Poltava's inhabitants being equal to 95 million/ml. Interestingly, for Kyiv this index was more than for Ivano-Frankivsk, although the smallest magnitude was detected for Zhytomyr (43 million/ml). Similar mean values of progressive sperm motility were found in all 3 radiation polluted regions, while for Poltava's inhabitants the utmost meaning of the parameter was established to be equal 85%.

In the most radiation polluted region - Zhytomyr the sperm samples were

1. Comparative analysis of individual characteristics of men who participated in the epidemiological studies of sperm quality for human male population of Ukraine in the post-Chornobyl remote period

Group	Territorial radiation contamination by ¹³⁷ Cs, kBq/m ²	Individual age mean, years	Individual equivalent dose mean, mSv
I	2-10	32.3±0.4	0.28±0.04
II	20-100	32.9±0.5	3.78±0.12
III	100-185	31.7±0.8	7.98±0.24
IV	185-550	33.3±0.7	18.08±0.39

2. Sperm quality in different groups of donors

Group number	Volume of ejaculate (ml)	Concentration of spermatozoa (×10 ⁶ sperm / ml)	Sperm progressive motility, %	Sperm immotility, %	Degenerative sperm, %
I	4.2 ± 0.8	95 ± 17	85 ± 12	8 ± 2	7 ± 2
II	3.1 ± 1.0	60 ± 14*	61 ± 11	28 ± 4*	19 ± 9
III	3.2 ± 0.6	67 ± 22	69 ± 18	26 ± 5*	33 ± 8*
IV	2.2 ± 0,7*	43 ± 13*	45 ± 11*	33 ± 6*	53 ± 12*

* – p<0.05, significant difference with control (group 1)

characterized by a large proportion of degenerative spermatozoa along with immobile sperms. In Ivano-Frankivsk and Kyiv these variables exceeded those for Poltava but were significantly less than for Zhytomyr. In the table 2 the data concerning sperm subpopulations for different donors' group are given.

Sperm viability ($V^-/PI^- + V^+/PI^-$) was the highest in the samples from Poltava's donors, the mean value being 91%. For donors of Ivano-Frankivsk and Kyiv the differences in sperm viability were insignificant, while for Zhytomyr poor sperm viability was established. The quantity of necroses in spermatozoa tended to increase slightly with the rise of the mean value of accumulated dose for studied regions. Changes for non-viable apoptotic spermatozoa were more pronounced. Early signs of apoptosis development in spermatozoa were shown to progress gradually from Pol-

tava to Zhytomyr. Thus, the apoptotic index for sperm samples was highest in Zhytomyr and lowest in Poltava. Also, raise in accumulated radiation dose was associated with elevation of ROS production in sperm samples (table 3).

ROS production for Zhytomyr donors was threefold more than for Poltava's donors and almost twofold more than for donors from Ivano-Frankivsk (1 rem). We found differences in the mitochondrial potential ($\Delta\psi$) of spermatozoa too. The total $\Delta\psi$ tended to drop down depending on the mean value of radiation accumulated dose, for Kyiv and Zhytomyr the mean values being significantly less than for Poltava (table 4.).

There are two crucial targets for ionizing radiation detrimental effects in living cells. First of all, radiation affects DNA that results in damaging nucleotides and accumulation of single along with double strand breaks in DNA struc-

3. Determination of sperm subpopulations in different donors' groups using Annexin V and PI staining

Group number	Annexin V ⁻ /PI ⁻ , %	Annexin V ⁺ /PI ⁻ , %	Annexin V ⁺ /PI ⁺ , %	Annexin V ⁻ /PI ⁺ , %
I	91 ± 6	4 ± 2	2 ± 1	3 ± 3
II	81 ± 9	6 ± 2	11 ± 8	2 ± 1
III	70 ± 6*	11 ± 4*	17 ± 3*	2 ± 2
IV	58 ± 10*	19 ± 7*	12 ± 5*	12 ± 5*

* – $p < 0.05$, significant difference with control (group I)

4. Apoptosis index, ROS production and mitochondrial potential changes in sperm under different terrestrial radiation pollution

Group number	Apoptosis index, arbitrary units	ROS production DHE negative cells, %	Mitochondrial potential changes R123 positive cells, %
I	13 ± 2	28 ± 11	72 ± 22
II	14 ± 1	43 ± 9	55 ± 13
III	15 ± 3	51 ± 15	53 ± 15
IV	19 ± 2*	75 ± 12*	24 ± 7*

* – $p < 0.05$, significant difference with control (group I)

ture [4, 13]. However, in spermatozoon DNA is present in nucleoprotamine complex as inactive component due to highly condensed state of chromatin and the absence of whatever DNA transcriptional activity. Therefore DNA damaging just for spermatozoon functioning is of little importance. On the other hand, the spermatozoon is highly dependent on the integrity of its plasma and mitochondrial membranes due to the necessity to maintain ion-floods on due level. That is why membranes may represent the other essential target for radiation impact. It is well known sperm cell membranes are rich of unsaturated fatty acids [14, 15]. These compounds are very sensitive to irradiation, especially their double bonds which are key points in radiation assault through hydroperoxide or hydroxyl radicals. Consequently, lipid peroxidation chain reaction is launched resulting in further destruction of membranes. These conditions are very favourable for intercepting electrons from electron transporting chain by free oxygen molecules, the superoxide radicals being produced. This pool of superoxide radicals is associated exclusively with mitochondria. In addition, there is a second pathway for superoxide radicals generation that is accomplished through special enzyme-oxidase which is located in the heads of spermatozoa [8, 16, 17].

Conclusion.

Abatement of antioxidant enzymic activities in radiation damaged spermatozoa facilitate the propagation of free radicals, especially superoxide radicals, in mitochondria and spermatozoid heads. In turn, ROS penetrate into the nucleus and exert a direct effect on chromatin DNA causing overall disruption

and formation of apoptotic bodies. In the last stage of apoptosis development cell death follows. Our results have established the gradual increase of apoptosis dependent cell deaths comparing to necrosis dependent cell death whose contribution to spermatozoid mortality significantly diminished for highly radiation polluted regions compared to low radiation polluted and non-polluted ones. This phenomenon is a hallmark of male-infertility progress. Thus, our investigations have shown that subjects living on radiation polluted territories may generate a great deal of damaged spermatozoa with the hidden molecular and cellular lesions. The latter would predispose inhabitants of radiation polluted regions to male-infertility. Therefore a special system of prophylactic arrangements needs to be elaborated to prevent further spreading of male infertility.

References

1. Dosimetry and radiation hygiene / I.A. Likhtariov, B.G. Bebashko // Bulletin of Research Centre for Radiation Medicine AMS of Ukraine – 2005. – Vol. 5. – P. 2-10.
2. Role of reactive oxygen species in the pathophysiology of human reproduction / A. Agarwal, R.A. Saleh, M.A. Bedaiwy // Fertil Steril. – 2003. – Vol. 79. – P. 829-843.
3. Apoptosis and necrosis in human ejaculated spermatozoa / C. Lachaud, J. Tesarik, M.L. Canadas [et al.] // Hum Reprod. – 2004. Vol. 19. – P. 607-610.
4. Origin and biological significance of DNA fragmentation in human spermatozoa / M. Muratori, S. Marchiani, M. Maggi, G. Forti, E. Baldi // Front Biosci. – 2006. – Vol. 11. – P. 1491-1499.
5. Mitochondrial membrane potential integrity and plasma membrane translocation of phosphatidylserine as early apoptotic

- markers: a comparison of two different sperm subpopulations / G. Barroso, S. Taylor, Morshedi M [et al.] // Fertil Steril. – 2006. – Vol. 85. – P. 149-154.
6. WHO laboratory manual for the examination and processing of human semen / World Health Organization. 2010. – 5th editor. – WHO Press, Switzerland. – P. 12-286.
7. Binding of annexin V to plasma membranes of human spermatozoa: a rapid assay for detection of membrane changes after cryostorage / H.J. Glander, J. Schaller // Mol Hum Reprod. – 1999. – Vol. 5. – P. 109-115.
8. Significance of mitochondrial reactive oxygen species in the generation of oxidative stress in spermatozoa / A.J. Koppers, G.N. De Iulius, J.M. Finnie [et al.] // J Clin Endocrinol Metab. – 2008. – Vol. 93. – P. 3199-3207.
9. Flow cytometric sorting of living, highly motile human spermatozoa based on evaluation of their mitochondrial activity / J. Auger, S. Leone, P. Jouannet [et al.] // J Histochem Cytochem. – 1993. – Vol. 41. – P. 1247-1251.
10. Malko MV. Doses of the whole body irradiation in Belarus as a result of the Chernobyl accident. In Imanaka T, eds. Many-sided approach to the realities of the Chernobyl NPP accident. Summary of the consequences of the accident twenty year after. Kyoto University, Japan: KUR-RI-KR-21, 2008; 136–46.
11. Maps of radiation pollution of Ukraine. <http://chornobyl.in.ua/uk/karty-radiacia-ukraina.html>.
12. Altman D.G. Practical statistics for medical research. 1991. – Chapman and Hall, USA. – 294 p.
13. Germ cell and dose-dependent DNA damage measured by the comet assay in murine spermatozoa after testicular X-irradiation / G.A. Haines, J.H. Hendry, C.P. Daniel [et al.] // Biol Reprod. – 2002. – Vol. 67. – P. 854-861.
14. Fatty acid composition of spermatozoa and immature germ cells / A. Lenzi, L. Gandini, V. Maresca [et al.] // Mol Hum Reprod. – 2000. – Vol. 6. – P. 226-231.
15. Diagnostic value of the total antioxidant capacity (TAC) in human seminal plasma / R. Mahfouz, R. Sharma, D. Sharma [et al.] // Fertil Steril. – 2009. – Vol. 91. – P. 805-11.
16. Assessing sperm function / A. Agarwal, F. Monette, E. Sabanegh // Urol Clin North Am. – 2008. – Vol. 35. – P. 157-162.
17. Significance of sperm characteristics in the evaluation of male infertility / K.P. Nallella, R.K. Sharma, N. Aziz [et al.] // Fertil Steril. – 2006. – Vol. 85. – P. 629-634.

Клепко А.В., Крупський В.А. (2022)

ВІДДАЛЕНИЙ ВПЛИВ ІОНІЗУЮЧОГО ОПРОМІНЕННЯ ПІСЛЯ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АВАРІЇ НА БІОХІМІЧНІ ПОКАЗНИКИ СПЕРМАТОЗОЇДІВ ЧОЛОВІКІВ.

BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 13(3-4): 7-16.

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/article/view/16701>

[https://doi.org/10.31548/biologiya13\(3-4\).2022.048](https://doi.org/10.31548/biologiya13(3-4).2022.048)

Анотація. Метою даного дослідження був аналіз тривалого впливу іонізуючої радіації на біохімічні характеристики сперми чоловіків-донорів, які проживають на радіоактивно забруднених територіях України, а саме Житомирської, Івано-Франківської, Київської та Полтавської областей. Крім того, оцінено роль радіаційної складової в пошкодженні сперматозоїдів чоловіків.

Встановлено, що в найбільш радіоактивно забрудненому регіоні – Житомирська обл., зразки сперми, поряд з нерухомими сперматозоїдами, характеризуються значною часткою пошкоджених сперматозоїдів. Встановлено, що ранні ознаки розвитку апоптозу сперматозоїдів поступово прогресують у спермі чоловіків з Полтавської області до Житомирської. Так, індекс апоптозу для зразків сперми був найвищим у чоловіків з Житомирського регіону, а найнижчим – з Полтавського. Крім того, підвищення накопиченої дози радіації було пов'язане з підвищенням виробництва активних форм кисню у зразках сперми.

Показано, що виробництво активних форм кисню у донорів з Житомирської області втричі більше, ніж у донорів з Полтавської, і майже вдвічі більше, ніж у донорів з Івано-Франківської області. Також ми виявили відмінності в мітохондріальному потенціалі сперматозоїдів. Сумарний мітохондріальний потенціал мав тенденцію до зниження залежно від середнього значення накопиченої дози радіації, причому для чоловіків з Київської та Житомирської областей середні значення значно менші, ніж для чоловіків Полтавської області.

Таким чином, наші дослідження показали, що чоловіки, які проживають на радіоактивно забруднених територіях, можуть генерувати велику кількість пошкоджених сперматозоїдів з прихованими молекулярно-клітинними ураженнями, що може призвести до розвитку чоловічого безпліддя.

Ключові слова. Сперматозоїди, іонізуюче випромінювання, апоптоз, активні форми кисню, мітохондріальний потенціал

ОЦІНКА ВПЛИВУ ЗАЛІЗНИЧНОГО ТРАНСПОРТУ НА ПРОЦЕС ПРОХОДЖЕННЯ ІНДУКЦІЇ ФЛУОРЕСЦЕНЦІЇ ХЛОРОФІЛУ У ЛИСТКАХ ДЕРЕВ ЛИПИ ШИРОКОЛИСТОЇ

Н.Я. КІЯШКО¹,

студентка кафедри екології та безпеки життєдіяльності,

kiyashko_na@gsuite.duit.edu.ua

О.Л. СОРОЧИНСЬКА¹,

кандидат історичних наук,

доцент кафедри екології та безпеки життєдіяльності,

sorochynska_ol@gsuite.duit.edu.ua

М.В. САВЧУК¹,

кандидат сільськогосподарських наук,

старший викладач кафедри екології та безпеки життєдіяльності,

savchuk_mv@gsuite.duit.edu.ua

О.П. ТАРАН²,

кандидат біологічних наук, старший викладач кафедри

екобіотехнології та біорізнноманіття, okstar@ukr.net.

<https://orcid.org/0000-0003-0690-1347>

¹Державний університет інфраструктури та технологій, м. Київ,

Україна

²Національний університет біоресурсів і природокористування України,

м. Київ, Україна

Анотація. У роботі представлено результати дослідження впливу залізничного транспорту на проходження індукції флуоресценції хлорофілу в листках липи широколистої (*Tilia platyphyllos*). Актуальність досліджень зумовлена збільшенням інтенсивності негативного впливу транспорту на довкілля, безпосередньо на фітоценози, що спричиняє порушення фізіологічних процесів і призводить до збою проходження фотосинтезу, що є дуже важливим для життєдіяльності рослин. Отже, метою роботи було вивчення впливу залізничного транспорту на проходження індукції флуоресценції хлорофілу у листках дерев липи широколистої, як однієї ланки з загального моніторингу впливу залізничного транспорту на довкілля. Оцінку проходження ІФХ у листках дерев здійснювали за допомогою портативного приладу «Флоратест». За контроль використовували дерева вирощені на території Голосіївського парку,

дослідними зразками слугували дерева, які росли на території локомотивного депо АТ «Укрзалізниці». Вимірювання індукції флуоресценції хлорофілу здійснювали на листках, що зростали на нижніх ярусах дерев.. Оцінювання фізіологічного стану листків липи за впливу залізничного транспорту проводили за основними параметрами індукційної кривої Каутського. Встановлено, що показники ІФХ, такі як F_0 , F_{pl} , F_{st} , F_v , F_{max} у дерев, які росли на території локомотивного депо перевищували показники ІФХ дерев із Голосіївського парку, що пояснюється збоєм динамічною рівновагою між процесами ІФХ та порушенням фотосинтетичних процесів у дерев. Згідно з проведеним порівняльним аналізом параметрів ІФХ у контрольних і дослідних зразках листків дерев липи можна зробити висновок, що дерева, які зростають на території локомотивного депо АТ «Укрзалізняця» зазнали незначного стресового впливу спричиненого можливими шумовими, вібраційними та хімічними забруднення внаслідок роботи залізниці.

Ключові слова: індукція флуоресценції хлорофілу, липа, залізняця, фотосинтетична система.

Актуальність.

На функціональний стан листків деревних рослин у природному середовищі впливає велика кількість різноманітних урбанізованих чинників, серед яких значний вплив має залізничний транспорт. Залізничний транспорт є активним і постійним джерелом комплексного впливу шкідливих речовин на довкілля (Пилипчук, 2020; Лоза, 2008). Серед різноманіття забруднюючих речовин, що впливають на стан рослин під час експлуатації залізничного транспорту відмічено найбільш масштабні, що систематично надходять у довкілля: нафта і нафтопродукти, іони важких металів, а також оксиди азоту, сірки, вуглецю і газоподібних вуглеводнів (Лоза, 2008; Плахотник, 2001; Чайка, 2016). Унаслідок цього в рослин відбуваються адаптивні зміни, які супроводжуються певними морфологічними перебудовами асиміляційного апарату, фотосинтетичних процесів, а також зміщенням сезонних ритмів розвитку (Шепелюк, 2017). У роботах Лук'янчук Н.Г., показано висо-

кий вміст важких металів (свинцю, міді, цинку) у фітомасі рослин, які зростають біля автомагістралей, що порушує перебіг фізіологічних процесів у рослинах (Лук'янчук, 2007). За даними світових вчених за впливу залізничного транспорту у рослин, які зростають на станціях спостерігається зменшення хлорофілів та каротиноїдів, порушуються фотосинтетичні процеси (Saltan, 2021; Borda-de-Agua, 2017), спостерігаються значні зміни в анатомічній структурі рослин, такі як збільшення кольоровості шарів камбію, збільшення товщини оболонки пучка склеренхіми в тканинах ксилеми (Kolahi, 2018). На основі таких змін констатують кінцевий результат впливу стресових чинників, тому дуже важливо отримувати інформацію про фізіологічний стан рослин ще задовго до прояву неспецифічних змін в умовах дії антропогенного чинника.

Таку інформацію можна отримати, якщо на практиці застосовувати сучасні біофізичні методи (Корнеєв, 2002). Відомо, що несприятливі чинники довкілля негативно, насамперед, впливають на фотосинтетичний апа-

рат рослин, тому вимірювання індукції флуоресценції хлорофілу (ІФХ) в асимілюючих тканинах дає змогу оцінити активність роботи фотосистеми II, яка є чутливою до чинників зовнішнього середовища (Лисенко, 2013), отриману інформацію можна використовувати для екологічного моніторингу стану рослин за впливу на них залізничного транспорту – що є дуже актуальним завданням в сучасних умовах урбанізації.

Таким чином **метою роботи** було вивчення впливу залізничного транспорту на проходження індукції флуоресценції хлорофілу у листках дерев липи широколистої (*Tilia platyphyllos*), як однієї ланки з загального моніторингу впливу залізничного транспорту на довкілля.

Об'єктом вивчення були зразки листків дерев липи, які зростали на території локомотивного депо ТЧ-1 АТ «Укрзалізниця», для порівняння, за контрольне значення здійснювали заміри на деревах, які ростуть на території Голосіївського парку ім. М. Рильського, місто Київ і не мають значного забруднення різними видами транспорту.

Наукова новизна роботи полягає у застосуванні експрес методу діагностики, біосенсору «Флоратест», для детальної оцінки фотосинтетичного апарату листків дерев липи за дії на них залізничного транспорту, як елементу загального моніторингу стану довкілля на прилеглій до залізниці ділянці.

Матеріали і методи дослідження.

Оцінку проходження індукції флуоресценції хлорофілу у листках дерев здійснювали за допомогою портативного приладу «Флоратест»,

розробленого державним науково-інженерним центром мікроелектроніки Інституту кібернетики ім. В.М. Глушкова. За контроль використовували рослини вирощені на території Голосіївського парку, дослідними зразками слугували рослини які росли на території локомотивного депо АТ «Укрзалізниця». Вимірювання індукції флуоресценції хлорофілу здійснювали на листках, що зростали на нижніх ярусах дерев. Для цього листок досліджуваного дерева розміщували в оптичному блоці пристрою та проводили темнову адаптацію впродовж 5 хвилин. Зміну флуоресценції хлорофілу реєстрували впродовж 3 хвилин. Оцінювання фізіологічного стану листків липи за впливу залізничного транспорту проводили за основними параметрами індукційної кривої Каутського (Корнєєв, 2002; Лисенко, 2013; Брайон, 2000; Шерер, 2007). Параметри контрольної і дослідної груп рослин порівнювали на основі побудованих кривих ІФХ з використанням програмного засобу Microsoft Office Excel 2007.

Результати дослідження та їх обговорення.

Процес функціонування фотосинтетичного апарату є одним з найуразливіших до стресових чинників, тому вагому інформацію про стан фотосинтетичного апарату рослин за дії на неї різних чинників можна дослідити методом флуоресценційного аналізу. Під час аналізу кривих Каутського було визначено ряд показників ІФХ (табл.1).

Фонові флуоресценція хлорофілу (F0) – характеризує кількість неактивного хлорофілу, які не мають функціонального зв'язку з реакційни-

1. Вплив залізничного транспорту на показники індукції флуоресценції хлорофілу в листках дерев липи

Показники ІФХ	Зразки листків дерев, що зростають на території Голосіївського парку	Зразки листків дерев, що зростають на території локомотивного депо
F ₀	184	190
F _{pl}	1136	1173
dF _{pl} =F _{pl} -F ₀	952	983
F _{max}	1259	1419
F _{st}	539	603
F _v =F _{max} -F ₀	1075	1229
F _v /F _{max}	0,85	0,87
(F _{max} -F _{st})/F _{st}	1,34	1,35

ми центрами, показник залежить від втрат енергії збудження під час міграції по пігментній матриці. Показник F₀ у листках дерев, які зростали на території депо становив 190 у.о. і був вищим від показника у контрольних рослинах, які зростали в парку на 6 у.о. (табл.1). Це свідчить про більшу кількість антенних хлорофілів у контрольних зразках рослин порівняно з дослідними, що можна пояснити структурною зміною пігментного комплексу у листках дерев липи за впливу залізничного транспорту.

Параметер F_{max} вказує на найвищий рівень флуоресценції, який реєструється на індукційній кривій у вигляді максимуму. Найвище значення F_{max} (рис.1) було у листках дерев, які зростали на території локомотивного депо і становило 1419 у.о., що перевищувало значення у контрольної групи на 160 у.о.

Стаціонарний рівень флуоресценції характеризується динамічною рівновагою між процесами, які обумовлюють збільшення флуоресценції та процесами, які призводять до її зменшення (Брайон, 2000). У рослин, які вирощувалися за впливу залізничного транспорту показник F_{st}

в середньому був вищий порівняно з контролем на 64 у.о., що говорить про порушення проходження, а саме, рівноваги, фотосинтетичних процесів зумовлених транспортним впливом.

Варіабельність флуоресценції (F_v) розраховується як різниця показників F_{max} та F₀ і є фізіологічним показником, який віддзеркалює дію екологічних та експериментальних чинників на рослину. Даний показник у рослин, які вирощувалися на території локомотивного депо становив 1229 у.о. тоді як у контролі він мав значення 1075 у.о. Такі дані демонструють стресовий вплив залізниці на фізіологічний стан рослин.

Показник F_v/F_{max} залежать від ефективності фотохімічних реакцій ФС2 (Брайон, 2000). Він у темно-адаптованих рослин відображує потенційну квантову ефективність ФС II. Цей показник використовують як індикатор продуктивності фотосинтезу. Його оптимальне значення яке для більшості видів рослин, за умов насичуючої інтенсивності збуджуючого світла, не перевищує значення 0,83-0,85 (Лисенко, 2013; Брайон, 2000). За даними досліджень показник F_v/F_{max} у рослин, що ростуть на тери-

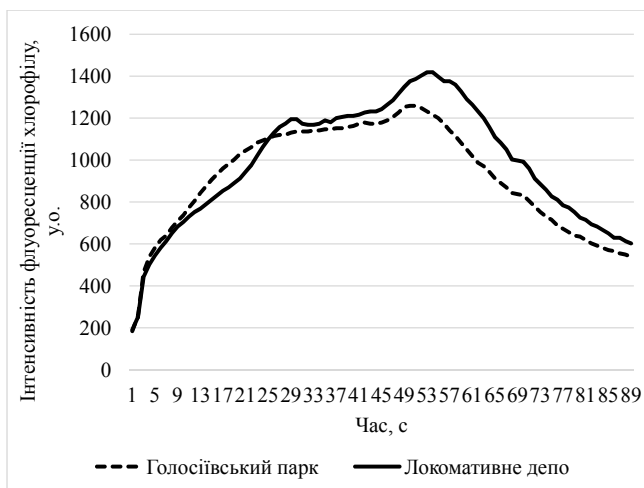


Рис.1. Індукційні криві флуорисценції хлорофілу листків дерев липи за впливу залізничного транспорту

торії депо 0,87 у.о. відповідно, що говорить про порушення проходження фотосинтезу дослідних рослин, тоді як на території парку даний показник становив 0,85 у.о.

Ефективність фотохімічного перетворення енергії в ФС II розраховували за формулою $(F_{max} - F_{st})/F_{st}$, яка характеризує швидкість лінійного транспорту електронів і є інтегрованим показником процесу фотосинтезу (Брайон, 2000; Genty, 1989). Цей показник у досліджуваних рослин становив 1,35 у.о..

Висновки.

Отже згідно з проведенням порівняльним аналізом параметрів ІФХ у контрольних і дослідних зразках листків дерев липи можна зробити висновок, що дерева, які зростали на території локомотивного депо АТ «Укрзалізниця» зазнали незначного стресового впливу спричиненого можливими шумовими, вібраційними

та хімічними забруднення внаслідок роботи залізниці.

References

1. Pylypchuk, O.Ya., Vysotska, T.I. & Pichkur, T.V. (2020). Modern ways to reduce the impact of rail transport on the environment: the problem of cleaning the soil from petroleum products. *Theoretical ecology*, 3(30), 113-118. doi: 10.32846/2306-9716/2020.eco.3-30-19
2. Loza, V.H., Kukhlyivskyi, S.V., Kosenko, B.Ya. & Pidskrebaiev, O.M. (2008). Ways to protect the environment on the railway transport of Ukraine. *Visn. Dnipropetrovsk. nat. University of Iron. transp them. acad. V. Lazaryan. Dnipropetrovsk*, 25, 92–96. doi: 10.15802/stp2008/14393.
3. Plakhotnik, V.N., Yaryshkina, L.A. & Sirakov, V.I. (2001). Environmental activities on the railway transport of Ukraine: problems and solutions. *Transport of Ukraine*, 156-235.
4. Chaika, O.H., & and all. (2016). Study of the impact of railway transport on soils in the city of Lviv, *A young scientist*, (12), 66-69.

5. Shepelyuk, M.O., Kovalevskiy, S.B., & Kytaiev, O. I. (2017). Chlorophyll Fluorescence and Its Induction Changes in the Leaves of Woody Plants in the Conditions of Urban Environment of Lutsk, Scientific Bulletin NLTU of Ukraine, 27(1), 101-105.
6. Lukyanchuk, N. G., & Chmyr, R. M. (2007). The impact of road transport on park phytocenoses of Lviv. Scientific Bulletin of NLTU of Ukraine, 17(7), 71-76.
7. Saltan, N. V., & Sviatkovskaya, E. A. (2021). Ecophysiological features of *Larix sibirica* in urban ecosystems of the Kola north in the railway influence zone. Czech Polar Reports, 11(2), 305-317.
8. Borda-de-Agua, L., Barrientos, R., Beja, P. and Pereira, H. M. (2017). Railway ecology. Springer, Cham (eBook). <https://doi.org/10.1007/978-3-319-57496-7>
9. Kolahi, M., Aabbaspour, M., & Farsian Naserzadeh, G. H. (2018). Investigating the effects of sound pollution of the railway transport on the stem's anatomical structures of plants *Centaurea cyanus* (Centaurea hyalolepis Boiss.) and Marian thistle (*Silybum marianum* L.). Developmental Biology, 10(1), 1-10.
10. Korneev D. Yu. (2002). Information possibilities of the method of chlorophyll fluorescence induction. Alterpres.
11. Lysenko, V.S., Varduni, T.V., Sawyer, V.G., & Krasnov, V.P. (2013). Chlorophyll fluorescence in plants as an indicator of environmental stress: theoretical basis for the application of the method, Fundamental research: teor. and scientific-pract. Journal, № 4, 112-120.
12. Bryon, O.V., Korneev, D.Yu., Snegur, O.O., & Kytaiev, O.I. (2000). Instrumental study of the photosynthetic apparatus by induction of chlorophyll fluorescence: Guidelines for students of the Faculty of Biology, Publishing and Printing Center "Kyiv University", 15.
13. Scherer, V.O., Sarakhan, E.V. The method of determining the physiological state of plants by the method of induction of chlorophyll fluorescence. Patent of Ukraine for utility model IPC G01N21, № 24908, stated 24.11.2006, publ. 25.07.2007, Bull. № 11.
14. Genty, B., Briantais, J. M., & Baker, N. R. (1989). The relationship between the quantum yield of photosynthetic electron transport and quenching of chlorophyll fluorescence. Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-General Subjects, 990(1), 87-92.

Kiashko N., Sorochinska O., Savchuk M., Taran O. (2022).

EVALUATION OF THE INFLUENCE OF RAILWAY TRANSPORT ON THE PROCESS OF INDUCTION OF CHLOROPHYLL FLUORESCENCE IN THE LINDEN TREES LEAVES.

BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 13(3-4): 17-23.

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/article/view/16700>

[https://doi.org/10.31548/biologiya13\(3-4\).2022.036](https://doi.org/10.31548/biologiya13(3-4).2022.036)

Abstract. The paper presents the results of the study of the influence of railway transport on the passing the fluorescence induction of chlorophyll in the leaves of broad-leaved linden (*Tilia platyphyllos*). The relevance of research is due to the increase in the intensity of the negative impact of transport on the environment, directly on phytocenoses, which causes a violation of physiological processes and leads to the failure of photosynthesis, which is very important for the vital activity of plants. Thus, the aim of the work was to study the influence of railway transport on the induction of chlorophyll fluorescence in the leaves of broad-leaved linden trees, as one link in the overall monitoring of the impact of railway transport on the environment. The passage

of IFH in tree leaves was evaluated using the portable device "Floratest". Trees grown on the territory of the Holosiiv Park were used as controls, and trees growing on the territory of the locomotive depot "Ukrzaliznytsia" served as experimental samples. Measurements of chlorophyll fluorescence induction were carried out on leaves growing on the lower tiers of trees. Assessment of the physiological state of linden leaves under the influence of railway transport was carried out according to the main parameters of the Kautsky induction curve. It was established that the IFH indicators, such as F_0 , F_{pl} , F_{st} , F_v , F_{max} , in the trees growing on the territory of the locomotive depot exceeded the IFH indicators of the trees from the Holosiiv park, which is explained by the failure of the dynamic balance between the IFH processes and the violation of photosynthetic processes in the trees. According to the comparative analysis of IFH parameters in control and experimental samples of linden tree leaves, it can be concluded that the trees growing on the territory of the locomotive depot "Ukrzaliznytsia" were slightly stressed by possible noise, vibration and chemical pollution caused by the operation of the railway.

Key words: induction of chlorophyll fluorescence, linden, railway, photosynthetic system.

ФОРМОТВОРЧА АКТИВНІСТЬ У ПШЕНИЦІ ОЗИМОЇ НА КЛІТИННОМУ РІВНІ ЗА ДІЇ ІОНІЗУЮЧОГО ОПРОМІНЕННЯ

О.О. ІЖБОЛДІН,

старший викладач кафедри рослинництва

<https://orcid.org/0000-0002-8076-7206>

М.М. НАЗАРЕНКО,

завідуючий, професор кафедри селекції і насінництва

<https://orcid.org/0000-0002-6604-0123>

Дніпровський державний аграрно-економічний університет

E-mail: izhboldin.o.o@gmail.com

Т.Ю. ЛИХОЛАТ,

доцент кафедри мікробіології, вірусології та біотехнології

<https://orcid.org/0000-0002-5076-0572>

Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара

E-mail: lyktata89@ukr.net

Анотація. Метою проведених дослідів було показати цитогенетичну активність широкого спектру доз іонізуючого опромінення деяких генотипів пшениці м'якої на рівні хромосомного апарату клітини. У дослідженні використовували насіння сортів пшениці озимої Подільська та Смулянка, опромінені гамма-променями в дозах 100, 150, 200, 250, 300 Гр. Контролем було насіння без обробки.

На основі даних цитологічного аналізу досліджені частоти і спектри хромосомних аберацій після впливу гамма-променів. Враховувалась загальна кількість мітозів (у відповідній фазі), знайдене в препаратах (20 - 25 препаратів по кожному варіанту), кількість клітин з хромосомними порушеннями та відсоток таких клітин (від кількості мітотичних), частоти типів хромосомних аберацій (від загального числа клітин з перебудовами). Вибірка становила приблизно 500 - 1000 клітин за кожним дослідженим варіантом.

Сорт Смулянка суттєво менш стабільний щодо сорту Подільська на цитогенетичному рівні, з наявністю суттєвих відмінностей у разі взаємодії в системі генотип-мутаген для гамма-променів. Кількість хромосомних перебудов лінійно зростає при дії гамма-променів до 200 - 250 Гр., де починається суттєве падіння зі стабілізацією на нижчому рівні при дозах 250 - 300 Гр. Виявлено, що доза мутагену є суттєво більш значущим чинником впливу, але й природа генотипу теж біла суттєвою. Значущими параметрами мінливості є загальна частота хромосомних аберацій, частота мікроядер та відстаючих хромосом, частота

мостів, частота комплексних перебудов. Співвідношення фрагментів до мостів стандартне для гамма-променів. Передбачено більш високий рівень мінливості в наступних покоління для сорту Смоглянка, можливість відмінностей за спектром змін в наступних поколіннях для дії гамма-променів.

Ключові слова: пшениця м'яка, іонізуюче опромінювання, цитогенетична активність, хромосомні перебудови

Актуальність.

Цитогенетична варіативність матеріалу та її показники на рівні окремих типів хромосомних перебудов є надійними параметрами ідентифікації факту мутагенної дії, природи певного чинника і також досліджується як параметр генетично зумовленої стійкості до дії екогенетичних чинників, що спричиняють структурні мінливості рослинного матеріалу [2].

Аналіз останніх досліджень та публікацій.

У сучасній екологічній генетиці та генотоксикології використовуються дослідження не лише наслідків на рівні рослини загалом у разі оцінки мінливості активності окремих чинників спадкової мінливості. Як правило, більш об'єктивними показниками початку мінливості є зміни на рівні хромосомного апарату клітини. Цитогенетичні дослідження можна виділити як невід'ємну частину експериментів, пов'язаних з вивченням першого покоління рослин, уражених відповідним чином.

Основним біомаркером прояву природи впливу різноманітних агентів на живий організм на клітинному рівні вже досить давно визначені хромосомні аберації. На ріст і розвиток рослин впливають численні структурні аберації. Рівень спонтанних

хромосомних аберацій для будь-якої живої істоти зазвичай досягає 0,6%, але це сильно залежить від структури геному. Хромосомний аналіз спонтанних аберацій показує, що майже в 50% випадків загибель ембріонів відбувається через них. Багато спадкових змін безпосередньо пов'язані з ділянками хромосом, для яких характерна висока ймовірність таких змін. Сучасні дослідження показують високий рівень зв'язку між частотою спонтанних хромосомних аберацій у популяції та рівнем мутації. Ці спостереження підкреслюють важливість розуміння механізмів, залучених до виникнення хромосомних перебудов. [3].

Зміни в структурі й кількості хромосом можуть бути спричинені як зовнішніми, так і внутрішніми чинниками. Хромосомні зміни, що призводять до мутацій, уперше були описані в роду *Oenothera*. Подальші дослідження деяких видів рослин показали, що ці зміни є складним набором транслокацій. Але ще раніше дослідження інших об'єктів показали, що інші типи змін (зокрема, парацентричні інверсії) досить часто є більш вірогідними причинами спадкових змін, ніж набагато більш рідкісні транслокації, хоча для культурних рослин цей тип змін більш перспективний. Уже на ранніх етапах досліджень стало зрозуміло, що хромосомні аберації відіграють істотну роль в еволюції живих організмів.

Вивчення хромосом рослин у пахітені дало змогу встановити, що такі види перебудов, як делеції, дуплікації, інверсії та транслокації, мають складний і комплексний характер [4, 5].

Два явища безпосередньо пов'язані з індукцією хромосомних аберацій, так звана адаптивна відповідь і нестабільність геному. Адаптивну реакцію вперше було продемонстровано на мутаціях у бактерій, а пізніше таке ж явище було виявлено в інших об'єктах. Особливо це характерно для фізичних мутагенів. Хоча існують гіпотези щодо механізмів цього явища, остаточного обґрунтування цього ефекту немає [9]. Що стосується нестабільності геному, то тут є феномен, який безпосередньо пов'язаний з природою генотипу конкретної особини, очевидно, з наявністю високо-варіабельних локусів. Механізм явища не зовсім зрозумілий, оскільки він не пояснюється жодними з основних принципів радіобіології та генотоксикології, такими як залежність від дози (концентрації), природа мутагену або взаємодія мутагену та генотипу [6-7].

Рослини як об'єкт цього виду досліджень, на відміну від інших модельних об'єктів, дають змогу вивчати типи та частоти хромосомних перебудов безпосередньо під час першого після обробки мітотичного поділу [8]. Вважають, що основними чинниками, що впливають на залежність реакції від дії мутагену, є різниця в генотипі вихідної форми, розмір хромосом, активність систем репарації і тривалість мітотичного циклу [10]. Крім того, генетична активність злаків буквально кілька разів змінюється залежно від наявності відповідних систем генетичної стійкості, з яких на цей момент відомо лише кілька основних [1].

Метою досліджень завжди було встановити наслідки дії чинника на рівні рослинної клітини для порівняння зі звичайними чинниками навколишнього середовища та хімічними агентами, встановити мінливість деяких параметрів, можливості моделювання та прогнозування процесу та придатність класичних методів у вивченні мутаційної активності [3].

Мета. Виявити параметри цитогенетичної активності при ініціації перебудов на клітинному рівні залежно від дози гамма-променів та генотипу суб'єкту дії.

Матеріали і методи дослідження.

У дослідах використовувалося насіння сортів пшениці озимої місцевої селекції Подолянка та Смуглянка, опромінені гамма-променями в дозах 100, 150, 200, 250, 300 Гр. Контролем слугувало сухе насіння. Дози гамма-променів загальноновживані [10].

Опромінення сухого насіння здійснювали на гамма-установці центра з ядерних досліджень та тренувань відділу експериментального мутагенезу ФАО-МАГАТЕ (Австрія, Сейберсдорф), гамма-променями радіоактивного ізотопу Co_{60} , потужність установки 0,048 Гр/с. Насіння отримано на кафедрі селекції і насінництва Дніпровського державного аграрно-економічного університету.

Після обробки мутагенами насіння пророщували в чашках Петрі на зволоженому дистильованою водою фільтрувальному папері в термостаті за температури +25 °C [9].

Потім центральні корінці довжиною 0,8-1,0 см фіксували у фіксаторі Кларка, який складається з 3 частин 96 % спирту і 1 частини оцтової кис-

лоти, протягом 24 годин. Фіксований матеріал зберігали в 70 % спирті при температурі +2 °C у холодильнику. За кожним варіантом фіксувалося 25-30 корінців. Цитологічні аналізи виконували на тимчасових давлених препаратах, пофарбованих ацетокарміном. Проводили мацерацію тканин 45 % розчином оцтової кислоти. Препарати готували згідно з методикою [5]. Решту корінців зберігали в 70 % спирті в холодильнику.

Хромосомні перебудови можна вивчати в анафазі або пізньої метафазі мітозу. З огляду на кількість фіксованих перебудов перевагу має саме перший варіант. За допомогою цього методу фіксували поодинокі й парні фрагменти, хромосомні одинарні та подвійні мости, мікроядра та відстаючі хромосоми, підраховували співвідношення мості до фрагментів та наявність клітин з комплексними перебудовами [10].

Препарати, збільшені в 600 разів, розглядали у світловий мікроскоп Micromed XS-3330 з камерою 5M. Вибірка становила приблизно 600 - 1000 клітин за кожним дослідженням варіантом.

Статистичну обробку отриманих результатів проводили за факторним

аналізом ANOVA (достовірність різниці середніх оцінювали за критерієм Фішера), дискримінантним аналізом (вага певних параметрів, їхня значущість. Використовували стандартний пакет програми Statistica 10.0 [5].

Результати дослідження та їх обговорення.

У першій частині наших досліджень був проведений аналіз генеральної (загальної) частоти хромосомних перебудов в клітинах меристеми зародкових корінців пшениці озимої (біля 20-25 препаратів залежно від дози опромінення за кожним зразку), отримані дані щодо цитогенетичної активності у проростках зародкових корінців насіння у поколінні M1 наведені в таблиці 1.

Аналіз проводився (з огляду на поступове зростання та спад активності) у порівнянні попереднього варіанту з наступним за допомогою факторного аналізу. Перевірка на нормальність показала відповідність отриманих даних для даного типу параметричного дослідження.

Для обох сортів загалом частота хромосомних аберацій зростала зі зростанням дози зі статистичною до-

1. Частота хромосомних аберацій за дії іонізуючого опромінення

Варіант	Мітозів	Всього аберацій		Мітозів	Всього аберацій	
		шт.	%		шт.	%
	Подольянка			Смуглянка		
Контроль	1002	8	0,8±0,1	1014	16	1,58 ±0,6
Гамма-промені, 100 Гр	1017	57	5,6±1,0*	1007	81	8,1 ±0,8*
Гамма-промені, 150 Гр	1008	123	12,2±1,1*	1015	148	14,6±1,0*
Гамма-промені, 200 Гр	1012	211	20,9±1,4*	1009	234	23,2±0,9*
Гамма-промені, 250 Гр	718	101	14,1±1,3*	617	198	32,1±1,9*
Гамма-промені, 300 Гр	597	97	16,3±1,0	532	116	21,8±1,6*

* - різниця статистично достовірна при $P_{0.05}$

2. Спектр хромосомних аберацій у сорту Подолянка

Варіант	фрагменти (одинарні +подвійні)		мости (хромосомні + хроматидні)		Фраг- менти / мости	інші (мікроядра, відстаючі хромосоми)		дві і більш	
	шт.	%	шт.	%		шт.	%	шт.	%
Контроль, вода	4	50,0	3	37,5	1,3	1	12,5	1	12,5
гамма- промені, 100 Гр.	19	33,3	31	54,4	0,6	7	12,3	7	12,3
гамма- промені, 150 Гр.	36	29,3	69	56,1	0,5	18	14,6	21	17,1
гамма- промені, 200 Гр.	65	30,8	119	56,4	0,5	27	12,8	47	22,3
гамма- промені, 250 Гр.	34	33,7	51	50,5	0,7	16	15,8	52	51,5
гамма- промені, 300 Гр.	39	40,2	44	45,4	0,9	14	14,4	54	55,7

3. Спектр хромосомних аберацій у сорту Смуглянка

Варіант	фрагменти (одинарні +подвійні)		мости (хромосомні + хроматидні)		Фраг- менти / мости	інші (мікроядра, відстаючі хромосоми)		дві і більш	
	шт.	%	шт.	%		шт.	%	шт.	%
Контроль, вода	8	50,0	8	50,0	1,0	0	0,0	2	12,5
гамма- промені, 100 Гр.	25	30,9	43	53,1	0,6	13	16,0	11	13,6
гамма- промені, 150 Гр.	34	23,0	76	51,4	0,4	38	25,7	29	19,6
гамма- промені, 200 Гр.	61	26,1	132	56,4	0,5	41	17,5	52	22,2
гамма- промені, 250 Гр.	75	37,9	84	42,4	0,9	39	19,7	52	26,3
гамма- промені, 300 Гр.	41	35,3	49	42,2	0,8	26	22,4	43	37,1

створістю до рівня 250 Гр для сорту Подолянка, за досягнення якого почала радикально знижуватися через

високу елімінацію клітин, у випадку сорту Смуглянка зниження відбувалося за дози 300 Гр, що може свід-

чити про більш високу генетичну-зумовлену стійкість до дії іонізуючого опромінення.

У контролі вищу мінливість демонстрував (був менш стабільним) сорт Смуглянка, що загалом відповідає раніше проведеним дослідженням, коли сорт Подолянка характеризується високим рівнем екогенетичної стабільності за дії будь-яких, навіть комплексних, чинників.

За дози 100 Гр спостерігаємо статистично значуще зростання частоти аберацій до 5,6 % у сорту Подолянка та 8,1 % у сорту Смуглянка, тобто у другого генотипа зростання дози суттєво випереджає перший. За дії 150 Гр знов відбувається лінійне зростання частоти перебудов майже вдвічі, різниця між сортами поступово зменшується.

За опромінення дозою 200 Гр частота суттєво збільшується, особливо у сорту Смуглянка, причому інтервал між генотипами зостається приблизно тим же самим. За дії ж дози 250 Гр картина суттєво змінюється – якщо у сорту Смуглянка знову суттєве зростання, то у сорту Подолянка доволі велика частина клітин елімінує та кількість хромосомних перебудов падає до рівня приблизно 150 Гр. При дозі 300 Гр частота у сорту Подолянка зростає незначно, у сорту Смуглянка відбувається дуже різке падіння частоти приблизно до рівня 200 Гр. Отримані дані свідчать про доволі складну та неоднозначну картину дії, але загалом можна сказати, що сорт Подолянка має генетично-зумовлену нижчу ступінь варіативності.

За розгляду спектру аберацій (відповідно таблиці 2 та 3 для Подолянки та Смуглянки) знаходимо в наявності такі типи як одинарні і множинні фрагменти, хроматидні і хромосомні

мости, мікроядра, що відстають хромосоми. Окремо виділені клітини з множинними перебудовами, розраховане відношення фрагментів до мостів.

Для обох сортів за дії іонізуючого опромінення характерна перевага хромосомних перебудов за типом «міст» над фрагментами (фрагменти та, особливо подвійні фрагменти є більш характерними для швидких нейтронів та хімічних речовин), хоча в сорту Подолянка картина менш чітка за високих доз радіації. Переважна кількість перебудов припадає саме на мости та фрагменти, але кількість інших типів аберацій теж поступово зростає та є доволі значущою (до 15 % у сорту Подолянка та 22 % у сорту Смуглянка від загальної кількості перебудов).

На відміну від інших типів перебудов, частка комплексних продовжує зростати при високих дозах (250 та 300 Гр.), що свідчить про більш складний характер їхньої дії, частота мікроядер та відстаючих хромосом не завжди зростає у разі зростання дози особливо для сорту Смуглянка.

В обох сортів за дії всіх доз гамма-променів співвідношення фрагментів до мостів нижче одиниці (тобто на користь мостів), однак для сорту Подолянка характерно менш значуще переважання мостів, особливо у разі досягнення доз в 250- 300 Гр. Також для цього сорту характерна наявність меншого числа мікроядер і відстаючих хромосом, значущо меншої кількості клітин із комплексними (множинними) аберацією та загалом сорт є більш стабільним.

За результатами дискримінантного аналізу (таблиця 4) встановлено значимість окремих показників аналізу хромосомних перебудов - показ-

4. Ефективність впливу окремих параметрів за дискримінантною функцією та надійність класифікації об'єктів за канонічними коренями

Змінні в моделі	Коефіцієнт Уїлкса λ	F-remove (4,11)	p-level	Подоянка	Смуглянка
Загальна частота перебудов	0,47	11,04	0,00	80,00	100,00
Фрагменти (одинарні + подвійні)	0,17	4,03	0,06	60,00	20,00
Мости (хромосомні + хроматидні)	0,51	14,16	0,01	100,00	100,00
Мікроядра, відстаючі хромосоми	0,21	4,19	0,04	40,00	80,00
Комплексні перебудови	0,26	5,73	0,03	80,00	100,00

ники загальної частоти перебудов, наявності мостів і фрагментів завжди в моделі, для обох сортів в моделі також показник кількості клітин з множинними абераціями (тобто вони теж відносяться в динаміці до тих, що лінійно зростають з підвищенням дози гамма-променів).

Також до них додається параметр наявності мікроядер та відстаючих хромосом, що є принципово новим. Даний параметр є модельним переважно для сорт Смуглянка.

За результатами двофакторного аналізу за схемою дисперсійного (табл. 4) доведено, що спостерігався вплив чинника «доза мутагену» на параметр загальною частоти хромосомних перебудов в обох сортів. Він був основним у диференціації за ступенем цього параметру. Чинник «ге-

нотип» теж суттєво вплинув на частоту хромосомних аберацій (значення критерію Фішера перевищує критичне, але не так значно).

Отже, за загальною частотою аберацій за взаємодії за схемою генотип вихідною форми – доза мутагену (гамма-променів) виявлено значущу сортову специфіку. Отже, можна передбачати порівняно суттєву різницю за частотами мутацій в наступних поколіннях за даними суб'єктами, але також можливі часткові відмінності у спектрі мутацій.

Факторний аналіз (таблиця 6) показав що генотип суб'єкту мутагенної дії має доволі суттєве значення для показників загальна частота аберацій, частота мостів та наявності комплексних перебудов, проте більш значущим усе ж таки був чинник дози

5. Результати факторного (дисперсійного) аналізу за загальною частотою хромосомних аберацій

Джерело варіації	SS	df	MS	F	P	F _{критичне}
Доза опромінення	51919,67	5	10383,93	20,12	0,01	5,05
Генотип	3201,33	1	3201,33	12,20	0,02	6,61
Похибка	2580,67	5	516,133			
Всього	57701,67	11				

6. Результати факторного аналізу (varimax raw)

Параметр	Генотип сорту	Доза
Загальна частота перебудов	0.928914	-0.965641
Фрагменти (одинарні + подвійні)	0.423999	-0.216649
Мости (хромосомні + хроматидні)	0.897004	0.987001
Мікроядра, відстаючі хромосоми	-0.453330	-0.756500
Комплексні перебудови	-0.723344	0.875722
Загальна дисперсія	2.454890	2.933741
Доля загальної дисперсії	1.175640	0.435401

гамма-променів, що був істотним за впливом також для такої ознаки цитогенетичної активності як наявність мікроядер та відстаючих хромосом, що фіксується вперше.

Доведено на прикладі двох сортів пшениці м'якої озимої, що основні показники цитогенетичної активності при опроміненні гамма-променів залежать як від дози обробки, так й від генотипу суб'єкту мутагенної дії (єдине виключення параметр наявності фрагментів та подвійних фрагментів). У даному випадку відмінності реакції генотипу несуттєві, гамма-промені як і в попередніх дослідженнях [5, 6] більш індукують мости та подвійні мости, ніж фрагменти. Відмінності в генотипах проявляються переважно у співвідношенні фрагментів і мостів (менш чіткому у сорту Подолянка), наявності клітин з комплексними абераціями, іншими типами перебудов (мікроядра, відстаючі хромосоми) за високих доз.

Висновки і перспективи.

Можна зробити висновок, про нижчий рівень генетично-обумовленої стабільності сорту Смуглянка щодо сорту Подолянка залежно від параметрів цитогенетичної активності, з наявністю значущих ефек-

тів за взаємодії в системі генотип суб'єкту обробки – доза іонізуючого опромінення. Кількість хромосомних перебудов лінійно зростає за дії гамма-променів до 200 Гр. (Подолянка та 250 Гр. (Смуглянка), де починається суттєве падіння зі стабілізацією на нижчому рівні за дії високих доз (відповідно 250 та 300 Гр.). Виявлено, що й доза іонізуючого опромінення і генотип суб'єкту мутагенної дії є значущими чинниками для показників цитогенетичної мінливості для обох сортів, хоча суттєво вищу міндивістність показує сорт Смуглянка. Значущими параметрами мінливості на рівні клітинного апарату є загальна частота хромосомних аберацій, частота мостів, наявність мікроядер та відстаючих хромосом, частота комплексних перебудов. Не в моделі була лише кількість фрагментів, але навіть цей параметр дає змогу класифікувати об'єкти, що належать до генотипу Подолянки. Співвідношення фрагментів до мостів відповідає закономірностям, що властиві для дії гамма-променів, з меншою ідентифікаційною здатністю для сорту Подолянка, для якого характерна не така чітка роль переваги наявності фрагментів над мостами за високих доз. Показано, що сорт Смуглянка може бути більш перспективним з огляду

на мінливість у наступних поколіннях у порівнянні з більш стабільним сортом Полянка. Водночас, вирощування сорту Подольнка є більш обґрунтованим у зонах із підвищеним радіаційним фоном та цей генотип показує свою високу стабільність.

References

1. Fathin, T., Hartati, S., & Yunus, A. (2021). Diversity induction with gamma ray irradiation on *Dendrobium odoardi* orchid. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 637. 012035. doi: 10.1088/1755-1315/637/1/012035
2. Holme, I., Gregersen, P., & Brinch-Pedersen, H. (2019). Induced genetic variation in crop plants by random or targeted mutagenesis: convergence and differences. *Frontiers in Plant Science*, 10. 1468. doi: 10.3389/fpls.2019.01468
3. Nazarenko M. (2016) Characteristics of action of nitrosoalkylureas on cell level in winter wheat. *Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology*. 24(2), 258–263. doi:10.15421/011632
4. Nazarenko M.M. & O. O. Izboldin (2017) Chromosomal rearrangements caused by gamma-irradiation in winter wheat cells. *Biosystems Diversity*. 25(1). 25–28. doi: 10.15421/011704
5. Nurmansyah, S., Alghamdi, S., Hussein, M., & Farooq, M. (2018). Morphological and chromosomal abnormalities in gamma radiation-induced mutagenized faba bean genotypes. *International Journal Radiation Biology*, 94(2). 174-185. doi: <https://doi.org/10.1080/09553002.2018.1409913>
6. Nikolova, I., Georgieva, M., Kruppa, K., Molnor-Long, M., Liu, L., Manova, V., & Stoilov, L. (2015). Cytogenetic effects in barley root apical meristem after exposure of dry seeds to lithium ion beams. *Genetics and Plant Physiology*, 5, 3–9. http://www.bio21.bas.bg/ippg/bg/wp-content/uploads/2015/04/GPP_5_1_2015_03-09.pdf
7. Oney-Birol, S. & Balkan, A. (2019). Detection of Cytogenetic and Genotoxic Effects Of Gamma Radiation on M1 Generation of Three Varieties of *Triticum aestivum* L., *Pakistan Journal of Botany*, 51(3), 887–894. doi: 10.30848/PJB2019-3(48)
8. Shu, Q.Y., Forster, B.P. & Nakagawa, H., (2013). *Plant mutation breeding and biotechnology*. CABI publishing, Vienna. doi: 10.1079/9781780640853.0000.
9. Spencer-Lopes, M.M., Forster, B.P. Jankuloski L. (2018). *Manual on mutation breeding*. Third edition. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
10. Yali, W., & Mitiku, T. (2022). Mutation Breeding and Its Importance in Modern Plant Breeding. *Journal of Plant Sciences*, 10(2), 64–70. doi: 10.11648/j.jps.20221002.13

Izboldin O.O., Nazarenko M.M., Lykholat T.Y. (2022).

FORMATIVE ACTIVITY UNDER THE ACTION OF IONIZING RADIATION FOR WINTER WHEAT AT THE CELL LEVEL.

BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 13(3-4): 24-33.

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/article/view/16699>

[https://doi.org/10.31548/biologiya13\(3-4\).2022.028](https://doi.org/10.31548/biologiya13(3-4).2022.028)

Abstract. The purpose of the conducted experiments was to show the cytogenetic activity of a wide range of doses of ionizing radiation in individual genotypes of common wheat at the level of

the chromosomal apparatus of the cell. In the study, seeds of winter wheat varieties Podolyanka and Smuglyanka were used, irradiated with gamma rays in doses of 100, 150, 200, 250, 300 Gy. The control was seeds without treatment.

Based on the data of cytological analysis, the frequencies and spectra of chromosomal aberrations after exposure to gamma rays were studied. The total number of mitoses (in the corresponding phase) found in the preparations (20-25 preparations for each variant), the number of cells with chromosomal abnormalities and the percentage of such cells (from the number of mitotic), the frequency of chromosomal aberrations (from the total number of cells with rearrangements). The sample was approximately 500 - 1000 cells for each study variant.

Variety Smuglyanka is significantly less stable compared to the variety Podolyanka at the cytogenetic level, with the presence of significant differences in the interaction of the genotype-mutagen system for gamma rays. The number of chromosomal rearrangements increases linearly under the influence of gamma rays up to 200-250 Gy, where a significant drop begins with stabilization at a lower level at doses of 250-300 Gy. It was found that the dose of the mutagen is a significantly more significant factor of influence, but the nature of the genotype is also important. Significant variability parameters are the total frequency of chromosomal aberrations, the frequency of micronuclei and lagging chromosomes, the frequency of bridges, and the frequency of complex rearrangements. The ratio of fragments to bridges is standard for gamma rays. A higher level of variability in subsequent generations is foreseen for the variety Smuglyanka, the possibility of differences in the spectrum of changes in subsequent generations due to the action of gamma rays.

Key words: *bread wheat, ionizing radiation, cytogenetic activity, chromosomal rearrangements.*

ОТРИМАННЯ ГАПЛОЇДІВ ТА ДИГАПЛОЇДІВ БУРЯКІВ ЦУКРОВИХ (*Beta vulgaris* L.) В УМОВАХ IN VITRO

О.Л. КЛЯЧЕНКО,

професор, доктор сільськогосподарських наук

<https://orcid.org/0000-0002-4087-4082>

klyachenko@ukr.net

Національний університет біоресурсів і природокористування України,

Київ, Україна

Л.М. ПРИСЯЖНЮК,

кандидат сільськогосподарських наук

<https://orcid.org/0000-0003-4388-0485>

Український інститут експертизи сортів рослин, Київ, Україна

Анотація. Значну роль в селекційному процесі відіграють біотехнологічні методи, оскільки уможливають з високою ефективністю створювати вихідний матеріал. Пріоритетним напрямом у сучасній інноваційній біотехнології рослин є метод експериментальної гаплоїдії. Підбрано та застосовано ступінчасту передобробку ізольованих бутонів зниженими (+4°C упродовж 36 год) і підвищеними температурами (+22°C упродовж 21 доби та +30°C – 10, 14, 21 діб), яка дає можливість завершення процесу диференціації. Показано, що для індукції ембріогенного розвитку незалежно від генотипу оптимальною виявилася температура +30°C за тривалості культивування упродовж 21 доби. Водночас регенераційна здатність отриманих ембріоїдів обумовлювалась вихідним генотипом. Одержані укорінені гаплоїдні рослини-регенеранти з нормальною гео- і фототропічною реакцією переводили на диплоїдний рівень ($2n=38$) за допомогою дії водного розчину 0,1 % колхіцину на кореневу систему за експозиції 4 год. Встановлено, що створення гомозиготних ліній залежить від генотипних особливостей донорного матеріалу, який визначає кількість отриманих гаплоїдних рослин-регенерантів з різними характерними ознаками. Водночас велике значення має послідовність живильних середовищ для проведення стабілізації гаплоїдних форм. Залежно від морфологічного розвитку регенерантів чередування безгормонального і доповненого фітогормонами живильних сере-

довищ сприяє виживанню рослин у межах 90-95%. Вивчено вплив експантатів на регенераційну здатність гаплоїдних рослин. Показано, що оптимальним для індукування процесів прямого та непрямого морфогенезу *in vitro* є жилки та черешки цукрових буряків. Розроблена нами методика для отримання гаплоїдних рослин безпосередньо із ЧС ліній буряків цукрових дає можливість в короткий термін отримати гомозиготний матеріал, який може бути використано в гетерозисній селекції, оскільки традиційними методами гомозиготність досягається шляхом глибокого інбридингу і появою інбредної депресії.

Ключові слова: цукрові буряки, гаплоїди, дигаплоїди, калюс, рослини-регенеранти.

Вступ.

У селекційно-генетичних дослідженнях широке застосування методів експериментальної гаплоїдії пов'язано, в першу чергу, з можливістю отримання гомозиготного константного матеріалу за одну генерацію із цінних гібридних комбінацій, тоді як у традиційній селекції для цього проводиться декілька поколінь інбридингу [1]. Метод гаплоїдії *in vitro* з послідовним подвоєнням числа хромосом шляхом колхіцинування є одним із сучасних біотехнологічних методів [2]. Застосування одержаних клонів полегшує відбір фенотипів за якісними та кількісними ознаками, дає можливість отримати гомозиготні константні гаплоїдні сорти та гібриди, які зберігають в генотипі господарсько-цінні ознаки вихідних форм і прискорити оцінку їхньої перспективності [1, 3, 4, 5].

Для буряків цукрових як перехреснозапильної культури існують деякі особливості як в селекції, так і в насінництві, оскільки вирощування гібридного матеріалу виявляється комерційно вигіднішим, ніж вирощування сортів. Основною вимогою до батьківських компонентів в гетерозисній селекції буряків цукрових є їхня гомозиготність за більшістю

генів [3, 6], яка в традиційній селекції досягається глибоким інцуктом і ускладнюється наявністю генів, які детермінують систему самонесумісності в рослин [4]. Альтернативним шляхом одержання гомозиготних ліній буряків цукрових є метод індукції гаплоїдів із незрілих зародків в умовах *in vitro* [7, 8, 9], який дає можливість за короткий термін одержувати гомозиготний матеріал практично за всіма генами та в 2-3 рази зменшити строки його створення [10, 11]. Використання клонального мікророзмноження дає змогу швидко розмножити гаплоїди та отримати з них гомозиготні лінії шляхом поліплоїдизації в культурі *in vitro* [12]. Розроблені селективні середовища та умови для зміни рівня геному (диплоїдизація) на основі колхіцинування дозволяють впровадити цей метод у селекційну практику буряків цукрових [13, 14]. Однак, незважаючи на велику кількість експериментальних робіт, присвячених індукуванню гаплоїдів у буряків цукрових, технологія отримання залишається недосконалою в зв'язку з низьким виходом гаплоїдів.

Мета роботи – отримання гаплоїдів та дигаплоїдів буряка цукрового *in vitro* і застосування в селекційній практиці.

Матеріали та методи досліджень.

Робота виконана в лабораторії біотехнології рослин Національного університету біоресурсів і природокористування України за участю спеціалістів лабораторії молекулярно-генетичного аналізу Українського інституту експертизи сортів рослин в 2017-2019 рр. Матеріалом досліджень слугували бутони буряків цукрових вирощені в польових умовах. Дослідження проводили на 3 генотипах: чоловічостерильні лінії буряків цукрових ЧС 1628, БЧС 42 та RR 230. Із кожного селекційного номера використовували від 3 до 7 рослин. Повторність досліду трикратна. Всього вводили в культуру *in vitro* приблизно 100 незапліднених насінневих зачатків кожного генотипу. Відбір зразків проводили в літній період (липень-серпень). У роботі притримувались загальноприйнятих принципів стерилізації посуду, живильних середовищ та інструментів [15].

Холодову передобробку бутонів проводили за температури 3-5°C протягом 3-5 діб. Для стерилізації експлантатів використовували 0,5% розчин сулеми з експозицією 10 хв і тричі по 15 хв промивали стерильною дистильованою водою [16]. Насінневі зачатки вичленяли в стерильних умовах ламінар-боксу під бінокулярним мікроскопом ($\times 15$) за допомогою гострої голки. Обсяг вибірки становив 100 незапліднених насінневих зачатків для кожного дослідженого генотипу.

Для отримання гаплоїдних рослин насінневі зачатки переносили на агаризоване середовище Мурасіге-Скуга (МС) [17] з додаванням 2,4-Д та 6-БАП в різних концентраціях.

Контролем слугувало безгормональне живильне середовище МС. Експлантати культивували упродовж 14 діб за регульованої температури 20-23°C в термостаті, без освітлення.

Утворені структури пересаджували на модифіковані живильні середовища МС: з додаванням 1) 0,3 мг/л 2,4-Д і 0,5 мг/л 6-БАП; 2) МС + 0,8 мг/л 2,4Д; 3) МС + 0,4 мг/л 2,4Д + 0,25 мг/л 6-БАП для регенерації або розмноження брунькуванням. Ембріогенну здатність експлантатів визначали через кожні 15 діб. Культивування калюсних тканин здійснювали в умовах темряви за регульованої температури 23-25°C і відносної вологості 70-80%. Проростки культивували в світловій культуральній кімнаті за температури 23-25°C та 16-годинному фотоперіоді. Етап стабілізації гаплоїдів здійснювали на безгормональному і органогенному (доповненому, цитокінінами і ауксинами) живильних середовищах МС упродовж чотирьох тижнів їхнього культивування в кожному пасажі.

Отримані гаплоїдні рослини-регенеранти переводили на диплоїдний рівень в умовах *in vitro* на безгормональному живильному середовищі МС з додаванням 0,005-0,05% водного розчину колхіцину. Культивування рослин-регенерантів проводили впродовж двох діб в абсолютній темряві за температури 23-25°C. Потім рослини переносили на середовище МС, доповнене 0,25 мг/л БАП для збільшення кількості плідних клітин і культивували за 16-годинного фотоперіоду. Рівень плідності визначали на цитофлуоресційному фотометрі Partec (Німеччина). Статистичну обробку результатів одержаних експериментальних даних здійснювали з використанням паке-

ту програм «Аналіз електронних таблиць Microsoft Excel», Statistica 6.0.

Результати та обговорення.

Гіногенез є практично єдиним експериментальним способом отримання гаплоїдів у чоловічостерильних генотипів. Для експлантації відбирали не розкриті бутони з верхніх, середніх та нижніх ярусів центрального квітконосного пагону рослин, які вирощувались в польових умовах. Холодову передобробку бутонів проводили за температури 3-5°C упродовж 3-5 діб, витримуючи гілки з квітами в холодильній камері. Нами вивчена здатність незапліднених насінневих зачатків до індукції гаплоїдії в культурі *in vitro* залежно від розміщення бутонів на квітконосі. Квітконосні рослини буряку цукрового другого року життя мають центральний пагін з боковими гілками, які щодо центрального мають ярусний характер. За результатами наших досліджень найбільшу схильність до індукції гаплоїдії мають насінневі зачатки з центрального пагону. Водночас вихід гаплопродуктів в 1,5 рази вище порівняно з експлантацією насінневих зачатків із бокових гілок (табл.1).

Отримані результати можливо пов'язані з підвищеною фізіологічною активністю всіх біохімічних і фі-

зіологічних процесів, що проходять в основних пагонах рослини буряку цукрового. Отже, під час відбору донорського матеріалу для індукування гаплоїдії доцільно використовувати морфологічну оцінку квітки, а для масового отримання гаплоїдів і зниження травмування експлантатів необхідно використовувати центральний квітконосний пагін буряку цукрового.

Відомі на сьогодні дослідження щодо оптимізації технології одержання гаплоїдів буряків цукрових в культурі *in vitro* незапліднених насінневих зачатків свідчать про значний вплив на вихід гаплоїдів вмісту ІОК, БАП або кінетину в живильному середовищі, особливо на фоні різних концентрацій сахарози. Відмічається також достовірний вплив сезонності (червень) для ізолювання і введення в культуру експлантатів та генотипу на їхні процеси регенерації [12, 18]. В інших дослідженнях кращі результати одержано на середовищі МС з БАП і НОК, де максимальна регенерація рослин досягала 18%. Водночас спостерігалась висока варіабельність індукції гаплоїдів не тільки між лініями цукрових буряків, але і між окремими генотипами всередині ліній [19].

У наших дослідженнях до живильного середовища МС додавали 6-БАП та 2,4D у різних концентраціях, переносили утворені структури

1. Частота формування гаплоїдів під час культивування насінневих зачатків, виділених із бутонів різних ярусів

Ярус квітконоса	Висаджено насінневих зачатків, шт.	Отримано рослин-регенерантів	
		шт.	%
Верхній	141	35	2,5
Центральний пагін	214	14	4,5
Нижній	155	39	2,5
НІР ₀₅		1,5	0,2

2. Вплив 6-БАП на розвиток насінневих зачатків цукрових буряків

Варіант середовища	Повторність	К-сть насінневих зачатків, шт.	Кількість отриманих структур					
			Всього		Калюс		Проростки	
			шт.	%	шт.	%	шт.	%
1. МС+0,5мг/л 6-БАП+0,1мг/л 2,4Д	1	250	25	10,0	23	9,1	2	0,9
	2	205	21	10,2	20	9,7	1	0,5
	3	175	19	11,0	17	9,7	2	1,3
2. МС+1мг/л 6-БАП+0,1мг/л 2,4Д	1	225	6	2,7	3	1,3	3	1,3
	2	168	2	1,2	1	0,6	1	0,6
	3	147	6	4,0	2	1,5	4	2,5
3. МС+1,5мг/л 6-БАП+0,1мг/л 2,4Д	1	370	5	1,4	-	-	5	1,4
	2	356	3	0,9	-	-	3	0,9
	3	300	6	1,9	-	-	6	1,9
НІР ₀₅			0,5	0,2	0,3	0,2	0,2	0,1

3. Вплив 2,4 Д на розвиток насінневих зачатків цукрового буряку

Варіант середовища	Повторність	К-сть насінневих зачатків, шт.	Кількість отриманих структур					
			Всього		Калюс		Проростки	
			шт.	%	шт.	%	шт.	%
1МС+0,5мг/л 6-БАП+0,1мг/л 2,4Д	1	500	58	11,6	54	10,8	4	0,2
	2	615	51	8,3	47	7,6	4	-
	3	601	73	12,2	66	11,0	7	0,4
2МС+1мг/л 6-БАП+0,5мг/л 2,4Д	1	540	139	25,8	138	25,6	-	1,3
	2	589	118	20,0	118	20,0	1-	0,6
	3	500	176	35,2	174	34,8	2	2,5
3МС+1,5мг/л 6-БАП+1мг/л 2,4Д	1	620	268	43,2	268	43,2	-	-
	2	754	292	38,8	292	38,8	-	-
	3	705	356	47,6	356	47,6	-	-
НІР ₀₅			8,5	1,3	8,4	1,3	0,1	0,02

та культивували їх за фотоперіоду 16 год, підвищений інтенсивності освітлення до 5 тис. люкс, що стимулювало швидкість розвитку і кількість гіногенних гаплоїдів. Встановлено, що збільшення концентрації цитокінів від 0,5 до 1 мг/л збільшує кількість проростків, проте зменшує вихід калюсної маси (табл. 2). Більш високі концентрації 6-БАП інгібують процес органогенезу.

Робочим діапазоном концентрацій цитокінінів є 0,5-1мг/л, що стимулює розвиток насінневих зачатків. За даних концентрацій ріст активуючих

речовин в середовищі, вихід проростків збільшується від 0,9 до 6%. Більш низькі концентрації 6-БАП не вказують на відповідність впливу на утворення і розвиток макроструктур. У разі підвищення в живильному середовищі концентрації цитокінінів вихід калюсних тканин достовірно знижується. Перевагою методу культури ізольованих насінневих зачатків є можливість індукції деяких елементів апоміксису.

Під час вивчення нами варіювання вмісту 2,4Д у живильному середовищі в межах від 01 мг/л до 1 мг/л спо-

4. Вплив регуляторів росту на формування гапліодних проростків цукрових буряків

Варі- ант	Склад середовища	Кількість експлантатів, шт.	Число сформованих структур	
			калюси	проростки
1	МС+0,8 мг/л 2,4Д	220	200±9,1	-
2	МС+0,4 мг/л 2,4Д+0,25 мг/л 6-БАП	220	80±3,2	120±5,4
3	МС+0,3 мг/л 2,4Д+0,5 мг/л 6-БАП	220	-	190±9,2

5. Індукція гапліодів за різних умов культивування

Умови освітлення	Кількість насіннєвих зачатків	Отримано			
		регенерантів		калюсів	
		шт.	%	шт.	%
Фотоперіод 16 год	146	32	2,2	62	4,2
Темрява	131	15	1,1	39	3,0
НІР ₀₅		1,8	0,08	2,5	0,2

стерігався негативний вплив ауксинів на утворення проростків (табл. 3).

З представлених даних можна бачити, що за збільшення вмісту 2,4Д в середовищі вихід проростків знижується до 0. Присутність в живильному середовищі 2,4Д в межах 0,1-1 мг/л стимулює калюсогенез із насіннєвих зачатків. Для індукції гіногенних калюсів та ембріодів у культурі незапліднених насіннєвих зачатків обов'язковою є присутність 2,4Д або НОК в живильному середовищі, тоді як проростання отриманих ембріодів проходить краще на безгормональних середовищах. Проведені дослідження показали, що для індукції розвитку насіннєвих зачатків в проростки, оптимальним варіантом живильного середовища є середовище МС з додаванням 0,1мг/л 2,4Д і 1 мг/л 6-БАП. Отже, використовуючи однорідне середовище для культивування насіннєвих зачатків і варіюючи концентраціями регуляторів росту,

часто можна визначити шлях розвитку експлантату в культурі *in vitro*.

У разі вивчення трьох варіантів складу живильного середовища для культивування незапліднених насіннєвих зачатків та індукції проростків встановлено, що оптимальним є середовище МС з додаванням 0,3 мг/л 2,4-Д і 0,5 мг/л 6-БАП. Сумісна дія 6-БАП і 2,4Д на регенераційну здатність незапліднених насіннєвих зачатків проявлялась в стимулюванні непрямого морфогенезу (утворення калюсу та подальшої індукції пагонів) (табл.4).

Доповнення живильного середовища 2,4-Д в концентрації 0,3 мг/л призводило до утворення неморфогенного калюсу. Варіювання гормонального складу живильного середовища зумовило появу двох напрямків морфогенезу незапліднених насіннєвих зачатків: пряму регенерацію (ембріогенез), непряму регенерацію через калюсогенез та утво-

рення неморфогенного калюсу. Під час вивчення умов культивування насінневих зачатків встановлено, що в умовах темряви проходить пригнічення експлантатів, які розвиваються і кількість регенерантів скорочується вдвічі, що складає 1,1% (табл. 5).

Освітлення стимулює появу проростків через 4-5 тижнів культивування. В умовах темряви перші проростки з'явилися на 3-4 тижні пізніше. Регенераційна здатність експлантатів, які культивуються за 16-годинного фотоперіоду залежить від фізіологічного стану і генотипних особливостей донора, що пов'язано з умовами вирощування і обмінними процесами, які проходять в рослинному організмі.

У процесі культивування незапліднених насінневих зачатків буряка цукрового в культурі *in vitro* формувались макроструктури, що відрізнялись за морфологічними ознаками. Їх умовно можна було підрозділити на декілька типів: проростки з нормально розвиненим первинним корінцем, гіпокотилем і сім'ядолею; первинний корінь не розвинутий або слабо розвинутий, нормально розвинуті гіпокотилі і сім'ядолі; первинний корінець не розвинений, гіпокотиль розрісся, ущільнений, укорочений, сім'ядолі ущільнені продовгуваті і дрібні; калюс ущільнений або пухкий, коричневого або темно-зеленого кольору; калюс з обмеженою морфогенною здатністю. У разі перепасирування на живильне середовище спостерігається утворення проростків або вторинного калюсу, на якому проходить стебловий органогенез. Інколи спостерігається морфогенез без перепасирування калюсу на регенераційні середовища. Перші три типи структур складали 61,35% від загального

числа утворень, із яких в основному, отримані гаплоїдні рослини. Проростки, отримані в процесі культивування насінневих зачатків перенесли на живильні середовища для розмноження і укорінення.

Для вивчення морфогенетичного потенціалу калюсних тканин і розвитку рослин-регенерантів нами протестовано близько 10 варіантів живильних середовищ, які відрізнялись за вмістом мінеральних солей, співвідношенням ауксинів, цитокінів, вітамінів. Як показали дослідження, реакція калюсних тканин була різною і залежала від генотипу рослин. Так, за умов перепасирування їх на живильне середовище МС з додаванням 0,5 мг/л 6-БАП, 0,5 мг/л ІОК, 0,4 мг/л тіаміну, 30 г/л сахарози утворювався вторинний калюс. Процес органогенезу не спостерігався. Найбільш вдалим для морфогенезу у калюсних тканинах різних генотипів буряку цукрового виявилось середовище МС доповнене 1 мг/л 6-БАП, 0,5 мг/л кінетину, 0,2 мг/л НОК, 1 мг/л вітамінів по Уайту, 30 мг/л сахарози. Відсоток регенерації, в середньому, за генотипами становив 22,4% (табл. 6). Водночас вже на другий тиждень культивування відмічається регенерація великої кількості пагонів, бічних бруньок та мікророзеток.

Отже, виділені типи структур, які можуть формуватися під час розвитку насінневих зачатків в культурі *in vitro*. Показано шляхи їхнього перетворення під час культивування на різних живильних середовищах. Слід відмітити, що для збільшення виходу гаплоїдів необхідною умовою є одержання прямої регенерації проростків безпосередньо із насінневих зачатків, оминаючи стадію калюсоутворення. Водночас враховуючи, що росли-

6. Регенерація пагонів із калюсних ліній ЧС форм буряків цукрових

Донорний генотип	Кількість висаджених експлантів, шт.	Регенерація пагонів із калюсу, %	Довжина пагону, мм	Число пагонів, шт.
ЧС 1628	50	36	10	20
БЧС 42	50	24	8	18
RR 230	50	28	8	18
НСР ₀₅		1,4	0,6	0,9

7. Частота прямої регенерації гаплоїдних рослин залежно від походження експлантату (лінія RR 230)

Варіант	Експлантат	Кількість висаджених експлантатів, шт.	Регенерація рослин						Калюсоутворення		Некроз експлантату	
			пряма		через ущільнений експлантат		Всього					
			шт.	%	шт.	%	шт.	%	шт.	%	шт.	%
1	Листок	65	—	—	—	—	—	—	33	50,7	32	49,3
	Жилка	65	—	—	—	—	—	—	34	52,3	31	47,7
	Черешок	65	7	10,8	2,1	32,3	2,8	43,1	16	24,6	21	32,3
2	Листок	50	—	—	—	—	—	—	21	42,0	29	58,6
	Жилка	50	—	—	—	—	—	—	24	48,0	26	52,0
	Черешок	50	4	8,0	15	30,0	19	38	13	26,0	18	36,0
3	Листок	60	—	—	—	—	—	—	17	28,3	43	71,7
	Жилка	60	—	—	—	—	—	—	20	33,3	40	66,7
	Черешок	60	—	—	—	—	—	—	19	-	41	68,3
НІР ₀₅			0,2	0,5	0,4	1,5	0,5	2,0	1,1	1,9	1,6	2,7

ни-регенеранти отримані із калюсних тканин не завжди мають гаплоїдну природу.

Для одержання потрібної кількості гаплоїдних рослин буряка цукрового нами використано пряму регенерацію рослин в культурі *in vitro*. Здатність до регенерації визначається генотипом вихідного матеріалу та експлантатом. В наших дослідженнях в якості експлантів використано і проаналізовано окремо листок і черешок. Експлантати поміщали на живильні середовища таким способом, щоб нижня частина листка доторкалась до середовища, а черешки наполовину занурювали в живильне середовище. В нульовому пасажі визначали відсоток калюсоутворення

і прямої регенерації. Результати представлені в таблиці 7.

Калюс утворювався на всій верхній листовій черешку і листовій жилці, мав зелене або світло-коричневе забарвлення, трохи пухку або щільну консистенцію.

З літературних джерел відомо, що інтенсивна регенерація пагонів буряків цукрових спостерігається з тканин стеблових сегментів, черешків, а також у разі поранення центральної жилки листової пластинки [22]. Для вивчення прямої регенерації пагонів як експлантат використовували черешки, що мають високу органогенну здатність, які культивували на модифікованому середовищі МС, доповненому 0,1-0,3 мг/л ІОК,

8. Пагоноутворення в гаплоїдних ліній буяків цукрових із експлантатів

Час обліку	Донорний генотип	Число пагонів довжиною, см			Всього пагонів, шт.
		1-2,9	3-4,9	5 і вище	
Кількість пагонів через 3 тижні культивування, шт.	ЧС 1628	32	16	2	50
	БЧС 42	30	15	3	48
	RR 230	37	13	4	54
Кількість пагонів через 6 тижнів культивування, шт.	ЧС 1628	43	22	8	73
	БЧС 42	45	21	7	73
	RR 230	49	28	5	82
НІР ₀₅		1,83	1,2	0,95	3,6

0,5-0,8 мг/л 6-БАП, 1-2 мг/л ГК, 10 мг/л глютаміну. Живильне середовище для пагоноутворення містило речовину групи цитокинінів 6-БАП в концентрації 0,5-0,8 мг/л, яке викликає інтенсивне утворення бруньок і численних пагонів, які формувались упродовж двох тижнів. Через 3-6 тижнів культивування проводили облік пагоноутворення (табл. 8). Максимальна кількість пагонів спостерігалась у генотипу RR 230.

У результаті проведених досліджень були виділені морфогенні калюси, у яких здатність до регенерації пагонів *in vitro* зберігалась упродовж 3-4 років.

Регенеранти майже всіх генотипів відрізнялись за морфологічними ознаками: забарвленням і формою листків, довжиною і забарвленням черешка, висотою рослин. Аналіз хромосомного набору рослин-регенерантів проводили в точках росту рослин.

Як правило, плідність рослин визначають за вмістом ДНК, кількістю хлоропластів в протидях. Плідність отриманих проростків визначали за допомогою цитологічного аналізу на проточному цитофлуорометрі Partec (Німеччина).

Регенеранти, які пройшли період стабілізації і оцінку плідності ви-

користовували як матеріал для створення гаплоїдних ліній. Використовуючи мікроклональне розмноження кількість гаплоїдів доводили до необхідного рівня, при цьому коефіцієнт розмноження становив 1,5-1,75 рослин на одну пробірку залежно від генотипу. Подальше вивчення морфологічного розвитку рослин гаплоїдних ліній показало, що характерними ознаками є довжина черешків рослин, низькорослість та звуженість листових пластинок, що характерно для гаплоїдів.

Отже, створення гомозиготних ліній залежить від генотипних особливостей донорного матеріалу, який визначає кількість отриманих гаплоїдних рослин-регенерантів з різними характерними ознаками. Водночас велике значення має послідовність живильних середовищ для проведення стабілізації гаплоїдних форм. Залежно від морфологічного розвитку регенерантів чередування безгормонального і доповненого фітогормонами живильних середовищ сприяє виживанню рослин в межах 90-95%.

Відомо, що штучна поліплоїдизація займає значне місце в селекційних програмах зі створення нового вихідного матеріалу та у разі створення комерційних сортів [7, 14].

Найчастіше для створення дигаплоїдів використовують колхіцин, який впливає на поділ клітин рослини. Дослідженнями підтверджено, що експериментальне подвоєння числа хромосом у гаплоїдів – ефективний шлях отримання гомозиготних диплоїдних ліній у селекції буряків цукрових [20]. Для досягнення цієї мети використовують різні способи обробки колхіцином: замочування сухого насіння в розчині колхіцину, обробка замочених або накілчених насінин, повне занурення проростків або молодих рослин у розчин колхіцину, занурення кореневої системи рослин у розчин колхіцину, нанесення розчину на конус наростання, обробка в умовах *in vitro* [12]. Вченими визначено оптимальний склад селективних середовищ та умови для зміни рівня геному (диплоїдизація) на основі колхіцинування, які дають можливість впроваджувати цей метод створення гомозиготних матеріалів у селекційну практику [21, 22]. Отримання дигаплоїдів буряків цукрових тим часом проводиться внаслідок додавання колхіцину в живильне середовище або обробкою його розчином кореневої системи рослин-регенерантів перед перенесенням в ґрунт або апексів рослин, що росли в ґрунті.

Нами застосовано технологію переведення гаплоїдів на дигаплоїдний рівень в умовах *in vitro* на живильних середовищах з додаванням 0,005% колхіцину. Водночас виживання рослин буряків цукрових в середньому складало 87,8%, а вихід дигаплоїдів – 62%.

Висновки і перспективи

Створення гомозиготних ліній залежить від генотипних особливостей

донорного матеріалу, який визначає кількість отриманих гаплоїдних рослин-регенерантів з різними характерними ознаками. Тим часом велике значення має послідовність живильних середовищ для проведення стабілізації гаплоїдних форм. Залежно від морфологічного розвитку регенерантів чергування безгормонального і доповненого фітогормонами живильних середовищ сприяє виживанню рослин в межах 90-95%. Розроблена нами методика для отримання гаплоїдних рослин безпосередньо із ЧС ліній буряків цукрових дає можливість в короткий термін отримати гомозиготний матеріал, який може бути використаний в гетерозисній селекції, оскільки в традиційними методами гомозиготність досягається внаслідок глибокого інбридингу і появою інбредної депресії.

References

1. Kovalchuk, N., Roik, M., Hadzalo, Y., Nediak, T., & Zinchenko, O. (2019). Improvement of the technology of obtaining stable (di) haploid regenerants from embryonic culture of apomictic sugar beet (*Beta vulgaris*) breeding material without the use of colchicine. *Agricultural Science and Practice*, 6 (2), 3-17. <https://doi.org/10.15407/agrisp6.02.003>
2. Bochkareva, E.B., Horlova, L.A., Serdyuk, V.V., Strelnikov, E.A. (2019). Breeding value of dihaploid spring rapeseed rape (*Brassica napus* L.). *Oil crops*, 4 (180), 18-22. <https://doi.org/10.25230/2412-608X-2019-4-180-18-22>
3. Tomaszewska-Sowa, M., & Keutgen, A. J. (2022). Plant regeneration from unpollinated ovules of sugar beet (*Beta vulgaris* L.) on growing media with different carbohydrates. *Sugar Tech*, 24(2), 542-550. <https://doi.org/10.1007/s12355-021-00975-7>

4. Nohzadeh Malakshah, S., Habibi Rezaei, M., Heidari, M., & Hosseini Salekdeh, G. (2007). Proteomics reveals new salt responsive proteins associated with rice plasma membrane. *Bioscience, biotechnology, and biochemistry*, 71(9), 2144-2154. <https://doi.org/10.1271/bbb.70027>
5. Belynskaya, E. V. (2007). Creation of a collection of barley traits based on the ability to androgenesis in vitro and its use in genetic and biotechnological research. *Visn. Ukraine t-va geneticists and breeders*. 5 (1, 2), 11-20.
6. Balkov, I. Ya. (1990). CMS of sugar beet. M.: Agropromizdat, 239.
7. Klyachenko, O. L. (2011). Features microclonal reproduction of O-types of sugar beet (*Beta vulgaris* L.). In *Sugar Beet Crops: Growth, Fertilization & Yield* (pp. 173-179).
8. Batygina, T.B., Vasilyeva, V.E. (2002). Reproduction of plants. S.-Pub.: Izd-stvo St. Petersburg University, 232.
9. Tomaszewska-Sowa, M., & Olszewska, D. (2019). Evaluation of genetic stability of sugar beet (*Beta vulgaris* L.) plants obtained from unfertilized ovules using RAPD markers. *Journal of Central European Agriculture*, 20(3), 928-937. <https://doi.org/10.5513/JCEA01/20.3.2175>
10. DellaPenna, D., & Pogson, B. J. (2006). Vitamin synthesis in plants: tocopherols and carotenoids. *Annual review of plant biology*, 57 (1), 711-738. <https://doi.org/10.1146/>
11. Satarova, T. N., Cherchel, V. Yu., Cherenkov, A. V. (2013). Maize: biotechnological and breeding aspects. Dnipropetrovsk: New Ideology, 552
12. Podvigina, O. A. (2010). Induction of haploidy from unfertilized ovules of sugar beet under in vitro conditions. In *Encyclopedia of the genus Beta. Biology, genetics and selection of beets* (p. 455).
13. Seguí-Simarro, J. M., & Nuez, F. (2007). Embryogenesis induction, callogenesis, and plant regeneration by in vitro culture of tomato isolated microspores and whole anthers. *Journal of Experimental Botany*, 58(5), 1119-1132. <https://doi.org/10.1093/jxb/erl271>
14. Pazuki, A., Aflaki, F., Gürel, S., Ergül, A., & Gürel, E. (2018). The effects of proline on in vitro proliferation and propagation of doubled haploid sugar beet (*Beta vulgaris*). *Turkish Journal of Botany*, 42(3), 280-288. <https://doi.org/10.3906/bot-1709-14>
15. Klyachenko, O. L., & Melnychuk, M. D. (2014). *Biotechnology and agriculture: Study guide*. Vinnytsia, 265
16. Klyachenko, O. L. (2002). Morphogenesis in vitro unfertilized ovules of sugar beet (*Beta vulgaris* L.). *Bulletin of the State Nikitsky Botanical Gardens*, 86, 30-32.
17. Skoog, F., Murashige, T., & Skoog, F. (1962). A revised medium for rapid growth and bioassays with tobacco tissue cultures. *Physiol Plant*, 15, 473-497.
18. Dragunova, O. K. (2005). Induction of haploparthenogenesis under in vitro culture conditions in sugar beet. *Collection of scientific works [Sugar Beet Institute of the Ukrainian Academy of Sciences]*, (8), 411-418.
19. Zhuzhzhhalova, T. P., Podvigina, O. A., & Znamenskaya, V. V. (2010). Ways of reproduction of a new organism of sugar beet in in vitro culture. In *Sat.: Encyclopedia of the genus Beta. Biology, genetics and selection of beets (researcher of the Institute of Cytology and Genetics of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences)*. Novosibirsk, 403-419.
20. Grigolava, T. R., Vishnyakova, A. V., Sinit-syna, A. A., Voronina, A. V., Zubko, O. N., Zudova, O. V., & Monakhos, S. G. (2021). Methodological approaches for producing doubled haploids in sugar beet and red beet (*Beta vulgaris* L.). *Vavilov Journal of Genetics and Breeding*, 25(3), 276. <https://doi.org/10.18699/VJ21.031>
21. Finch-Savage, B. (2013). *Seeds: Physiology of development, germination and dormancy* (3rd edition) -JD Bewley, KJ Bradford, HWM Hilhorst H. Nonogaki. 392 pp. Springer-

- er, New York-Heidelberg-Dordrecht-London 2013 978-1-4614-4692-7. Seed Science Research, 23(4), 289-289. <https://doi.org/10.1017/S0960258513000287>
22. Pazuki, A., Aflaki, F., Gürel, E., Ergül, A., & Gürel, S. (2018). Gynogenesis induction in sugar beet (*Beta vulgaris*) improved by 6-benzylaminopurine (BAP) and synergized with cold pretreatment. Sugar Tech, 20(1), 69-77. <https://doi.org/10.1007/s12355-017-0522-x>

Kliachenko O., Prysiazhnuk L. (2022).

PHYSIOLOGICAL AND BIOCHEMICAL CHANGES OF TOMATO PLANTS UNDER BACTERIAL INFLUENCE OBTAINING HAPLOIDS AND DIHAPLOIDS OF SUGAR BEET (*Beta vulgaris* L.) IN VITRO CONDITIONS

BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 13(3-4): 34-45.

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/article/view/16702>

[https://doi.org/10.31548/biologiya13\(3-4\).2022.004](https://doi.org/10.31548/biologiya13(3-4).2022.004)

Abstract. Biotechnological methods play a significant role in the breeding process, as they have a mechanism to develop parent material with high efficiency. The priority approach in modern innovative plant biotechnology is the method of experimental haploidy. The stepwise pretreatment of isolated buds with reduced (+4°C for 36 hours) and increased temperatures (+22°C for 21 days and +30°C – 10, 14, 21 days) was selected and applied, which ensures to complete the differentiation process. It was shown that for the induction of embryogenic development, regardless of the genotype, the optimal temperature was +30°C for the cultivation for 21 days. At the same time, the regenerative capacity of the obtained embryos depended on the initial genotype. The obtained rooted haploid regenerant plants with normal geo- and phototropic reaction were transferred to the diploid level (2n=38) by treatment the root system of an aqueous solution of 0.1% colchicine for 4 hours. It was found that the creation of homozygous lines depends on genotypic characteristics of the donor material, which defines the number of haploid regenerant plants obtained with various specific features. In this case, the sequence of nutrient media for the stabilization of haploid forms is strong important. Depending on the regenerants morphological development, the alternation of hormone-free and media supplemented with phytohormones contributes to the survival of plants in the range of 90-95%. The explants influence on the regenerative capacity of haploid plants was studied. It is shown that the nerves and leafstalks of sugar beet are optimal for inducing the processes of direct and indirect morphogenesis in vitro. The developed method for obtaining haploid plants directly from CMS lines of sugar beets makes it possible to obtain homozygous material in a short time. These materials can be used in heterosis breeding process, since homozygosity is achieved by traditional methods through inbreeding and the appearance of inbred depression.

Keywords: sugar beet, haploids, dihaploids, callus, regenerant plants

ВПЛИВ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА КИЇВСЬКЕ ВОДОСХОВИЩЕ (ПОВІДОМЛЕННЯ 2: ЯКІСТЬ ВОДИ ТА ДЖЕРЕЛА ЗАБРУДНЕННЯ)

В.П. СТРОКАЛЬ,

кандидат педагогічних наук, доцент

*Національний університет біоресурсів і природокористування України
Україна, м. Київ*

E-mail: vita.strokal@gmail.com;

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-6876-1111>

А.В. КОВПАК,

*здобувач наукового ступеня доктора філософії зі спеціальності 101
«Екологія»*

E-mail: an.vs.kovpak@gmail.com;

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-0588-1041>

*Національний університет біоресурсів і природокористування України
Україна, м. Київ*

Анотація. Стаття присвячена актуальній проблемі дослідження якості води Київського водосховища. В ній розкрито основні шляхи надходження хімічних елементів до водойми (у тому числі біогенних). Наведені дані стану води за хімічними показниками в розрізі років (2016-2021 рр.). В ході аналітичних досліджень з'ясовано, що у водоймі присутні значні перевищення концентрацій біогенних речовин (N, P, БСК, ХСК), які зумовлюють органічне забруднення, їхнє накопичення в водоймі відбувається природним (впливають фактори: температура повітря, напрямок вітру, інтенсивність течій водосховища), антропогенним шляхом (фактори впливу: інтенсифікація прогнозованих джерел забруднення як діяльність сільськогосподарських та промислових підприємств, будівництво на берегах водойми, скиди побутових відходів від житлово-комунальних господарств). До основних антропогенних джерел впливу на стан води є ТОВ «Агромас», ТОВ «Чіпси Люкс», ГЕС, несанкціоновані сміттєзвалища які є результатом відпочинку, стічні побутові відходи від комунальних господарств

та приватного сектору, розораність сільськогосподарських земель. Ще вагомими факторами впливу на стан води у водосховищі є нестабільна соціально-економічні (рівень розвитку держави та населення, рівень розвитку інноваційних технологій – наприклад очистки стічних вод) та політичні (нестабільна військова ситуація).

Ключові слова: Київське водосховище, гідрогеологічні умови, джерела забруднення, антропогенне навантаження на стан річки

Вступ.

Каскад Дніпровських водосховищ має комплексне призначення, оскільки забезпечує водопостачання промислових й сільськогосподарських центрів, населення міст та сіл. Київське водосховище, що є найвищим по каскаду, формує водний стік р. Дніпро, і має специфічні морфометричні особливості (гідрологічний, геологічний та біологічний режими, які розкриті у повідомленні 1) які дозволяють використовувати водосховище в гідроенергетиці, рекреації, зрошувальному землеробстві та рибному господарстві.

Аналіз останніх досліджень і публікацій.

Гідрологи, біологи, екологи-агрохіміки, екологи-радіобіологи та екологи-аналітики у своїх працях виокремлюють основні екологічні проблеми функціонування водосховищ держави. Вивчення ступеня забруднення біогенними та органічними речовинами Київського та Канівського водосховищ, використовуючи метод біоіндикації для встановлення типу забруднення займалися вчені Klochenko P.D., Shevchenko T.F. (2019) [21]. Екологічні умови Київського водосховища та кондиційні фактори які є необхідними для виборозведення досліджували V. Litvinenko, G. Kotovska, O. Buzevitch,

D. Khrystenko (2021) [12, 22]. Дослідження щодо особливостей формування радіоактивного забруднення вищих водних рослин Київського водосховища представлені у працях Volkova E.N., Belyaev V.V., Prishlyak S.P. та інших [10, 20, 23]. Рівень радіонуклідного забруднення водойм Київського водосховища та рухливість радіонуклідів у водних екосистемах розкрито у працях М.І. Кузьменко, Д.І. Гудков [30]. Дослідження екологічного стану води Київського водосховища потребує постійного вивчення через вплив антропогенних факторів, наслідків військової агресії для водних ресурсів.

Матеріали та методи досліджень.

Мета – оцінити антропогенний вплив на стан води Київського водосховища та визначити основні джерела впливу. Методика досліджень враховувала системний підхід, зокрема був проведений аналіз даних води за хімічними показниками (2016-2020 рр. – моніторингові дані; 2021 – власні дослідження).

Аналіз проб води проходив протягом 2021-2022 років на базі двох лабораторій, що є підрозділами Національного університету біоресурсів і природокористування України: Українська лабораторія якості і безпеки продукції агропромислового комплексу НУБіП України, акреди-

тована Національним агентством з акредитації України відповідно до вимог ДСТУ EN ISO/IEC 17025:2019 (EN ISO/IEC 17025:2017, IDT; ISO/IEC 17025:2017, IDT), атестат про акредитацію зареєстрований в Реєстрі НААУ від 06 травня 2021 р. за № 20724; вимірювальна лабораторія якості води питної природної, стічної кафедри аналітичної, біонеорганічної хімії та якості води (сертифікат №ПТ 403/19). Варто зазначити, що між факультетом захисту рослин, біотехнологій та екології та лабораторією УЛЯБП НУБіП України укладений двохсторонній внутрішній договір про співпрацю у сфері наукових досліджень (https://nubip.edu.ua/sites/default/files/u341/ugoda_vnutrishnyanya_mob_ulyabp.pdf).

Результати дослідження та їх обговорення.

Загалом більша частина водосховища перетворена на водно-болотні угіддя складної структури, що мають антропогенне походження [12]. Дослідження багатьох вчених [9-10; 12-15] щодо абіотичних та біотичних компонентів Київського водосховища дозволяють його віднести до категорії «антропогенно порушених екосистем». Антропогенне навантаження на стан водосховища носить системний характер. Це пов'язано із низкою чинників, які впливають на внутрішні та зовнішні процеси водойми. Досліджуючи проблему антропогенного навантаження на водну екосистему Київського водосховища, основна увага була зосереджена на антропогенних джерелах забруднення, які можуть погіршити стан, а також на аналізі основних шляхів надходження небезпечних речовин

(наприклад важких металів) до водойми.

Зокрема, слід зазначити, що у донних відкладах водосховища існує значна частина радіоактивних елементів (цезію-137, стронцію-90 та плутонію-239), що зумовлене аварією на ЧАЕС [10]. Дана ситуація пояснюється історичною довідкою з початку створення Київського водосховища (1964-1966 рр.) [18], де води водосховища затопили майже всю заплаву Дніпра, нижче від падіння р. Прип'ять – заплави пониззя Прип'яті та Тетерева. Відповідно, після того як сталася техногенна аварія на атомній електростанції в м. Чорнобиль (26.04.1986 р.) – води забрудненої річки Прип'ять та прилеглі водотоки почали в першу чергу надходити до Київського водосховища, і з часом акумулювалися в донних відкладах [10]. У дослідженнях вчених [20] підкреслено важливість ведення радіоекологічного моніторингу у водах Київського водосховища, оскільки вода з відти використовується як джерело питної та зрошувальної води. За даними програми 2022 року Safecast bGeigie Nano [19] радіаційний фон значно підвищився, що пов'язано із захопленням ЧАЕС під час повномасштабного вторгнення Російської Федерації до України (рис. 1).

Слід зазначити, що лівий берег Київського водосховища є найбільш привабливим для відпочинку. Проте, не слід забувати, що дно водосховища вкрите радіаційним мулом, а при високих температурах влітку (+30), водорості водосховища починають активно розмножуватися, спричинюючи «цвітіння» водойми. Звісно, температура є лише природнім фактором впливу на «цвітіння» водойми, сюди варто ще віднести ряд антропоген-

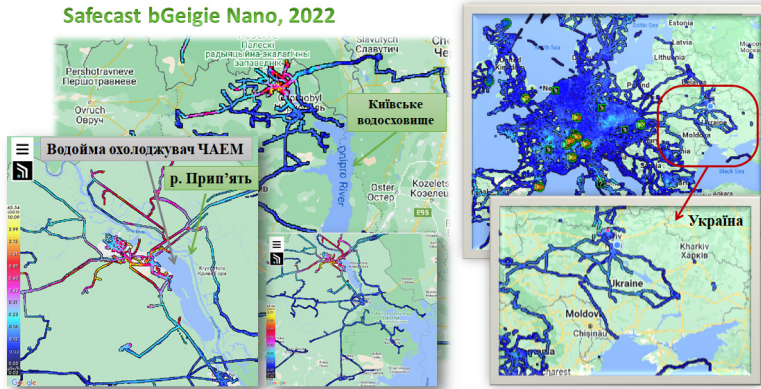


Рис. 1. Радіаційний моніторинг у Чорнобилі та інших частинах України в режимі он-лайн, станом на 21 липня 2022 року [19]

них чинників, зокрема надходження біогенних елементів до водойми, про що описуємо нижче.

Надходження важких металів, хімічних та біогенних елементів різного походження залежить від фізико-географічних та соціально-економічних умов існування суспільства, а також від кліматичних умов екосистеми [12].

Шляхи потрапляння хімічних елементів до Київського водосховища залежать від інтенсивності урбанізації, фізико-географічних та кліматичних умов регіону, соціально-економічних умов розвитку держави. В ході теоретичного аналізу літератури, синтезу наукових досліджень вчених з гідробіології, хімії, екології, та на основі власних досліджень виокремлюємо три основні шляхи:

- *Перший шлях – природний:* хімічні елементи (в т.ч. і важкі метали) можуть надходити через продукти абразії берегів, русла водойми, води приток (зокрема р. Прип'ять) [12]; процеси абразії спостерігаються у берегах водосховища – абразійно-зсувні та абразійно-обвальні бе-

реги з часів утворення водосховища сформувалися на правому його березі з с. Мижгір'я до с. Старі Петрівці [18], а також під час наших виїзних експедицій є підтвердженими; обвали та осипи спостерігаються від с. Сухолуччя до гирла р. Ірпін'я та вздовж його (рис. 1).

- *Другий шлях – антропогенний:* визначається високим ступенем урбанізації (будівництво, яке призводить до накопичення значних відходів у водоймі) [12], сільськогосподарські та житлово-комунальні підприємства [6-7] (стічні води, які містять: а) біогенні речовини, що викликають евтрофікацію [6], нестачу кисню у водоймі [12], підвищують рівень азотовмісних сполук у водоймі [11]; б) важкі метали, що зумовлюють забруднення водойми і спричиняють її непридатність до риборозведення та інших видів користування [12]), сільськогосподарської активності [6-7] (застосування пестицидів – токсичні речовини, їх сполуки або суміші речовин хімічного чи біологічного походження, призначені для знищення, регуляції та припинення розвитку шкідливих організмів; агро-

хімікатів – органічні, мінеральні, бактеріальні добрива, хімічні меліоранти, регулятори росту рослин та інші речовини, що застосовуються для підвищення родючості ґрунтів, урожайності сільськогосподарських культур і поліпшення якості рослинницької продукції).

- *Третій шлях – змішаний:* поєднує кліматичні умови з антропогенною діяльністю (атмосферні опади: здатні переміщувати сконденсовані полутанти від великих промислових об'єктів у водойму, при цьому немає значення на якій відстані знаходиться забруднювач-підприємство [12]; вітрова та водна ерозія: процеси здатні переміщувати забруднювачі до водойми в результаті повеней та вітрів [6])

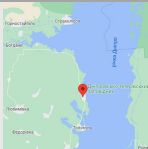
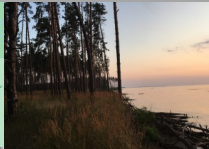
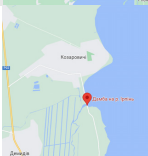
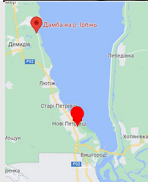
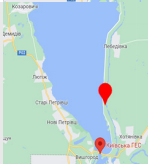
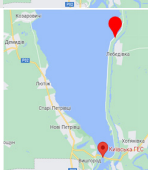
Проте в даний час варто виокремити ще один можливий шлях надходження різних елементів до водойми. Зокрема одним із шляхів надходження хімічних речовин до водойми з 2022 року виокремлюємо – військову активність. Науковці Академії наук України спрогнозували характер затоплення територій Київщини, спричиненого російським вторгненням. Зокрема інтенсивні бойові дії на північному заході від Києва та ушкодження дамби Ірпінського гідровузла призвели до загрози затоплення берегів Дніпра та сіл Казаровичі й Демидів [5, 26].

Нами були здійснені експедиційні дослідження протягом 2021 року з врахуванням сезонності (весна – квітень; літо – липень; осінь – жовтень; зима – початок лютого). Місця для дослідження були виокремлені залежно від прогнозованих джерел впливу на стан водної екосистеми, джерела забруднення висвітлені у працях [6-7]. Загалом всі проби води

поділили на основні 6 точок, які тим чи іншим чином пов'язані із впливом антропогенної діяльності (або військової) на стан якості води у водосховищі. Характеристика їх наведена у таблиці 1. Кожна з цих точок включала три проби води, які після аналізу, нами були усереднені. В ході експедицій нами було встановлено, що на правому березі водосховища спостерігаються абразійно-обвальні осипні берега. Вздовж берегів сіл Лютіж та Старі Петрівці – берега мають осипи та обвали, також поблизу відбувається великомасштабне будівництво. Слід зазначити що вздовж правого берега загалом знаходяться приватні садибні ділянки, які на 75 % не мають централізованого водовідведення, а земельні ділянки піддаються постійному розоренню. Також на цьому боці знаходяться сільськогосподарські та промислові підприємства (ТОВ «Чіпси Люкс», ТОВ «Агромас»). Ліва сторона Київського водосховища загалом представлена значною кількістю баз відпочинку, оскільки територія відноситься до природних зон з лісопарковими масивами.

Вздовж даної лінії біля берегів нами було неодноразово встановлено низку несанкціонованих сміттєзвалищ (включаючи мікро- та макропластик у водоймі), задуха риб, активне розмноження водоростей у літній період. Реалії нашої експедиції виходять з того що слід розуміти, з одного боку ліві берега водосховища мають досить красивий краєвид з водою, камінням, білим піском та лісом, з іншого боку – в деяких частинах знаходяться затоплені села із кладовищами під зеленою водою з жовтою піною та купою сміття після відпочивальників.

1. Характеристика об'єктів дослідження Київського водосховища

Точки відбору	Характеристика об'єктів дослідження вздовж каскаду Київського водосховища річки Дніпро	Схема відбору проб з авторською фото-фіксацією
1	Дніпровсько-Тетерівський заповідник; с. Сухолуччя, Вишгородський р-н, Київська обл., розташоване на берегах Київського водосховища; зверху від точки відбору впадає р. Прип'ять та р. Тетерів	 
2	с. Козаровичі, Вишгородський р-н, Київська обл., розташоване на берегах Київського водосховища; біля гирла р. Ірпінь, поруч була дамба (з березня 2022 року її було зруйновано українськими військовими з метою запобігти захвату міста Київ); в р. Ірпінь впадає р. Кізка, біля якої було розташоване ТОВ «Агромас» (бренд «Гаврилівські курчата»)	  
3	с. Нові Петрівці, Вишгородський р-н, Київська обл., розташоване на берегах Київського водосховища; нижче гирла р. Ірпінь; за 3 км. вище до с. Старі Петрівці знаходиться ТОВ «Чіпси Люкс»	 
4	м. Вишгород, Київська обл., Київська ГЕС, питний водозабір м.Київ	 
5	Київська дамба, Хотянівка, Вишгородський р-н., Київська обл., по дамбі Київського водосховища від ГЕС у сторону Лебедівки (за 10 км від ГЕС по дамбі); поблизу бази відпочинку «Shelest» та «Goodlife Park»	 
6	Київська дамба, Вишгородський р-н., Київська обл., по дамбі Київського водосховища від ГЕС за селище Лебедівка (за 20 км від ГЕС по дамбі); поблизу «Кемпінг парк на Київському морі», «Зона для шашликів», «SunSet»	 

Використовуючи напрацювання вчених, інтерактивну карту забрудненості річок в Україні на основі даних Державного агентства водних ресурсів України [8], нами були проведенні дослідження щодо визначення динаміки вмісту у водоймі сполук азоту,

фосфору, хлору, сульфатів, БСК₅ та ХСК за 2016-2020 роки. Дані дослідження були доповненні власними аналітичними даними за 2021 рік. Усі аналітичні дані були усереднені, оскільки основна мета дослідження стосувалася знаходження джерел

2. Хімічні показники стану води Київського водосховища за роками (усереднені дані)

Роки/точки відбору	PO ₄ ²⁻ , мг/дм ³						Cl ⁻ , мг/дм ³						SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
2016*	0,26	0,51	0,58	0,42	0,28	0,26	18,0	39,0	35,0	36,0	26,0	21,1	80,0	85,0	80,0	56,0	46,0	46,0
2018*	0,18	6,1	0,28	0,26	0,18	0,20	22,0	41,0	32,0	36,0	24,0	22,0	78,0	146,0	96,0	82,2	41,0	42,2
2020*	0,18	0,52	0,21	0,46	0,21	0,24	21,0	48,0	33,0	36,0	24,0	26,0	81,0	82,0	81,0	52,0	50,0	48,0
2021**	0,15	0,68	0,89	0,22	0,20	0,10	19,0	17,7	16,0	13,5	13,1	13,1	82,3	41,1	82,3	61,7	41,1	41,1
	NO ₃ ⁻ , мг/дм ³						NO ₂ ⁻ , мг/дм ³						NH ₄ ⁺ , мг/дм ³					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
2016*	8,2	18,0	8,2	14,5	19,5	12,0	0,08	0,32	0,41	0,21	0,12	0,10	1,0	1,0	1,1	0,5	1,1	0,9
2018*	15,0	21,0	8,2	20,1	18,0	14,1	0,08	0,18	0,18	0,25	0,10	0,10	1,0	1,1	1,1	0,8	1,2	1,1
2020*	17,5	19,0	8,1	18,2	18,5	11,8	0,04	0,17	0,12	0,12	0,08	0,08	0,9	4,2	0,8	0,36	1,0	0,9
2021**	16,0	16,0	12,1	37,2	3,2	3,2	0,03	0,1	0,8	0,1	0,01	0,01	1,25	1,01	1,2	0,95	1,07	1,07
	Розчинений кисень, мгО ₂ /дм ³						БСК ₅ , мгО/дм ³						ХСК, мгО/дм ³					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
2016*	7,8	8,2	8,1	7,2	6,2	6,8	4,2	6,2	6,4	9,1	5,8	6,2	20,2	18,4	25,8	28,0	18,6	20,2
2018*	7,5	2,8	6,0	6,4	6,6	6,4	4,2	10,2	6,4	6,4	6,2	5,8	20,5	25,1	28,1	30,2	26,5	24,3
2020*	6,8	5,2	6,1	6,8	6,7	7,2	4,6	6,4	5,1	3,8	5,8	5,8	22,4	22,4	20,6	26,8	22,4	21,5
2021**	3,8	4,9	4,7	6,0	6,0	5,8	3,8	4,8	4,2	4,6	4,5	4,5	-	-	-	-	-	-

* - усереднені дані за роками [8]

** - власні дослідження (усереднені дані за 2021-2022 рр.)

впливу, які можуть чинити негативний вплив на стан водойми.

Динаміка змін хімічних показників наведена у таблиці 2, демонструє органічне й біогенне забруднення (N,P, БСК, ХСК, розчинений кисень), а також хімічне забруднення водойми (Cl⁻, SO₄²⁻). Відповідно розгорнутий аналіз динаміки показників наведених на рисунках 2-10.

Причинно-наслідкові зв'язки надходження біогенних елементів (N, P) [6] до водойми показують суттєвий вплив наступних джерел забруднення: сільськогосподарська активність, що є наслідком потрапляння до водойми азотовмісних та фосфоровмісних елементів. Слід зазначити, що тваринництво, відсутність централізованого водовідведення у сільській місцевості, стічні води від промислових та сільськогосподарських підприємств – є основним чинником потрапляння вище наведених елементів до водойми водосховища.

Динаміка вмісту PO₄²⁻ (мг/дм³) у природних водах Київського водосховища наведена на рисунку 2.

Динаміка вмісту PO₄²⁻ (мг/дм³) у природних водах Київського водо-

сховища наведена на рисунку 5. Слід зазначити, що найбільший вміст за даним показником спостерігається в точках 2 (гирло річки Ірпінь) та 3 (нижче від гирла річки Ірпінь) протягом 2016-2021 років та зокрема у 2018 році. Важливе значення має норматив хімічного елементу у використанні води для різних потреб. Оскільки Київське водосховище використовується для господарсько-питного, рекреаційного, рибогосподарського призначення, відповідно важливо знати нормативи відповідно до призначення води. Для вище наведених видів використання вміст фосфору у водоймі має становити не більше – 3,5 мг PO₄/дм³ [7, 27, 28]. Відповідно, перевищення відносно нормативу є у точці 2, результатом чого є річка Ірпінь, яка у своєму складі має перевищення біогенних елементів у 2-3 рази (за даними [8]).

Вмісти показників азоту нітратного (NO₃⁻) та нітратного (NO₂⁻) наведені відповідно на рисунках 3 і 4. Найвищі їхні вмісти за показником NO₃⁻ знаходяться у водоймі досліджуваної точки 4 (Київська ГЕС), помірні значення його також є в точках 2, 3, 5

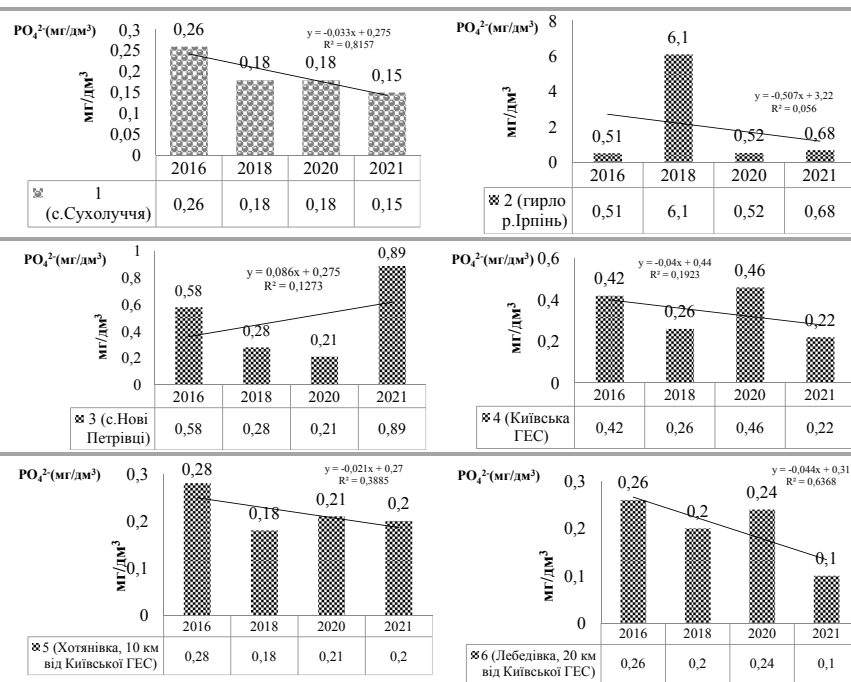
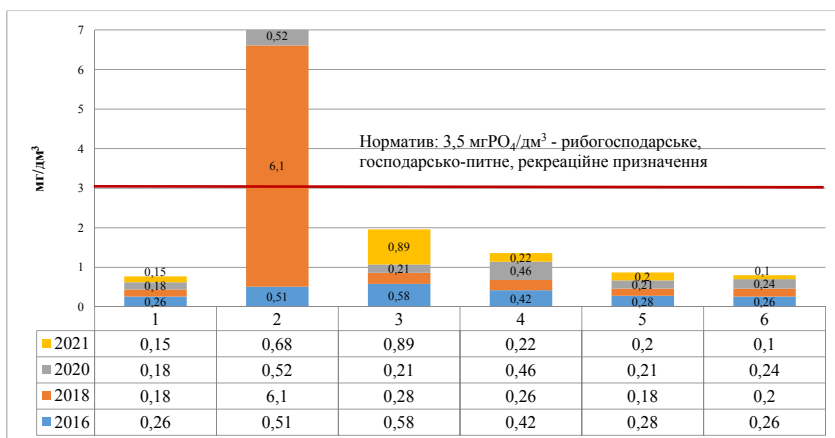


Рис. 2. Динаміка вмісту PO_4^{2-} (мг/дм³) у природних водах Київського водосховища (джерело: таблиці 1-2)

(рис. 3). Щодо NO_2^- – найбільші значення є у водоймах точок 2, 3, 4. Прогнозованими джерелами забруднення (рис. 4). Порівнюючи значення із нормативами для господарсько-питного, рибогосподарського та рекреаційного призначення – небезпека є за

вмістом азоту нітритного (NO_2^-) для рибогосподарського призначення, оскільки значення в деяких точках перевищує до 5 разів (наприклад у точці 3 за 2021 рік значення становить - 0,8 при нормі 0,08 мг NO_2^- /дм³ для розведення риб [7, 29]).

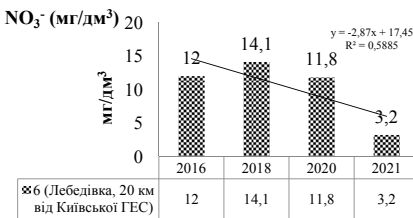
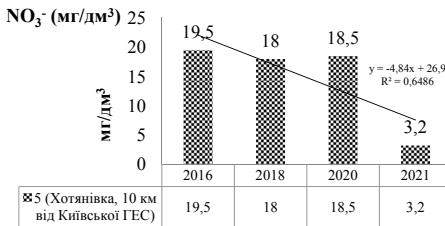
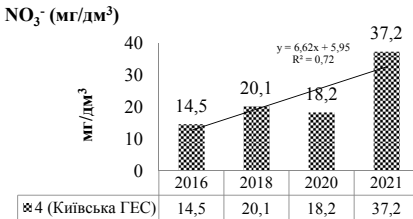
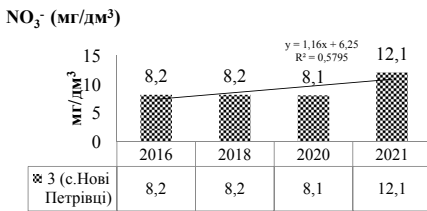
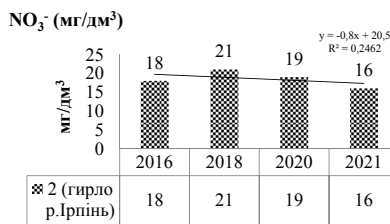
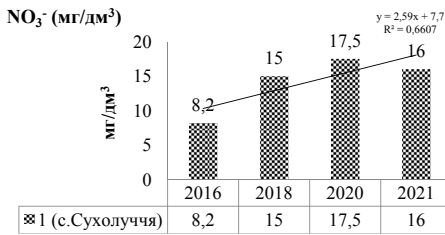
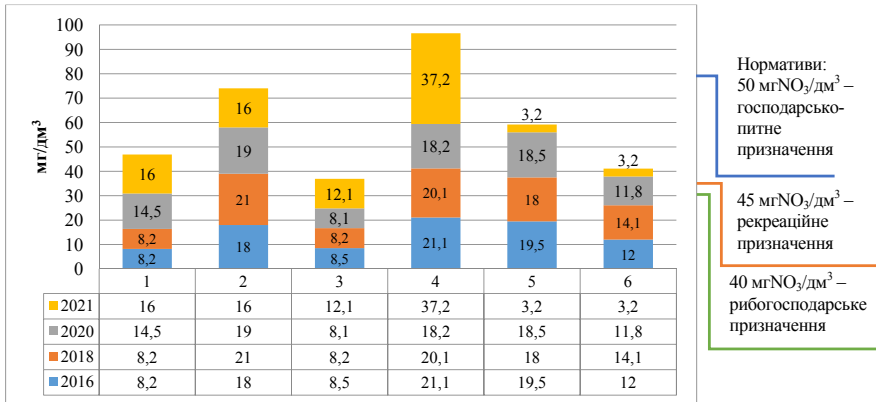


Рис. 3. Динаміка вмісту азоту нітратного NO₃⁻ (мг/дм³) у природних водах Київського водосховища (джерело: таблиці 1-2)

Вміст показника азоту амонійного (NH₄⁺) перевищує нормативи у всіх досліджуваних точках (0,5 мг/дм³ для господарсько-питного, рекреаційного та рибогосподарського призначення [7, 27, 28])). Найбільша концентра-

ція спостерігається у гирлі р. Ірпінь (точка 2) – 4,2 мг NH₄/дм³ (рис. 5).

Високі вмісти показників азоту амонійного свідчать про постійне органічне забруднення, що відбувається у водоймі Київського водо-

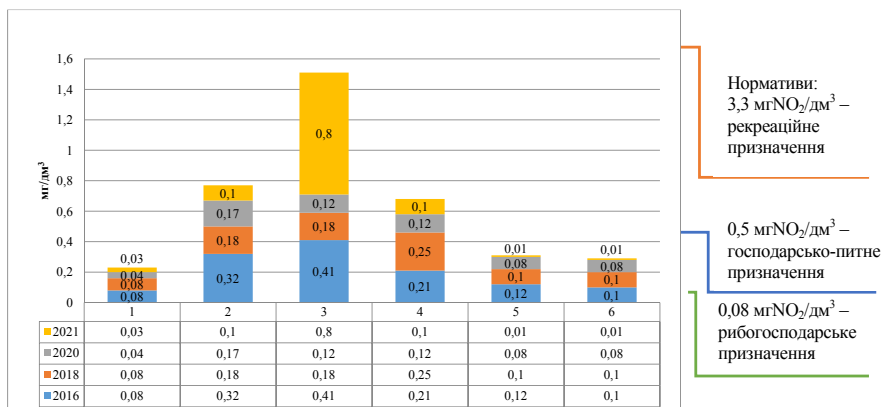
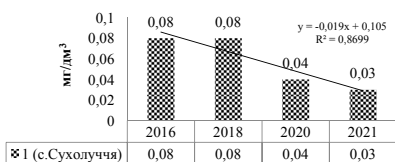
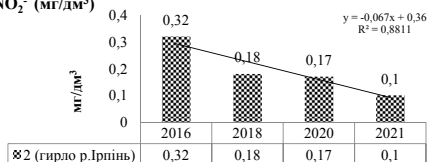
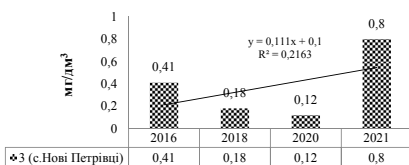
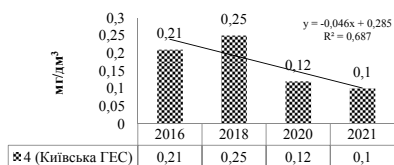
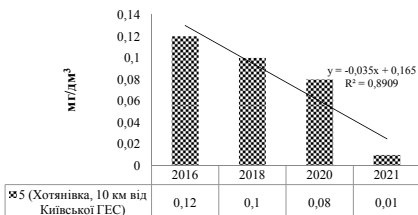
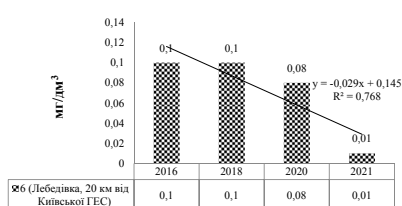
NO₃⁻ (мг/дм³)NO₃⁻ (мг/дм³)NO₃⁻ (мг/дм³)NO₃⁻ (мг/дм³)NO₃⁻ (мг/дм³)NO₃⁻ (мг/дм³)

Рис. 4. Динаміка вмісту азоту нітритного NO₃⁻ (мг/дм³) у природних водах Київського водосховища (джерело: таблиці 1-2)

сховища. Зокрема слід розуміти, що органічний нітроген має дві фази розкладання, I фаза – це у форму NH₄⁺; II фаза – у форми NO₃⁻ та NO₂⁻. Процеси перетворення NH₄⁺ відбуваються надзвичайно швидко, і якщо ми спостерігаємо перевищені показники

даної форми азоту – це є свідченням того, що постійно у водойму надходять біогенні елементи. Джерелом надходження біогенних елементів є органічні відходи що у свою чергу є продуктами тваринництва, сільськогосподарської діяльності (удобрення

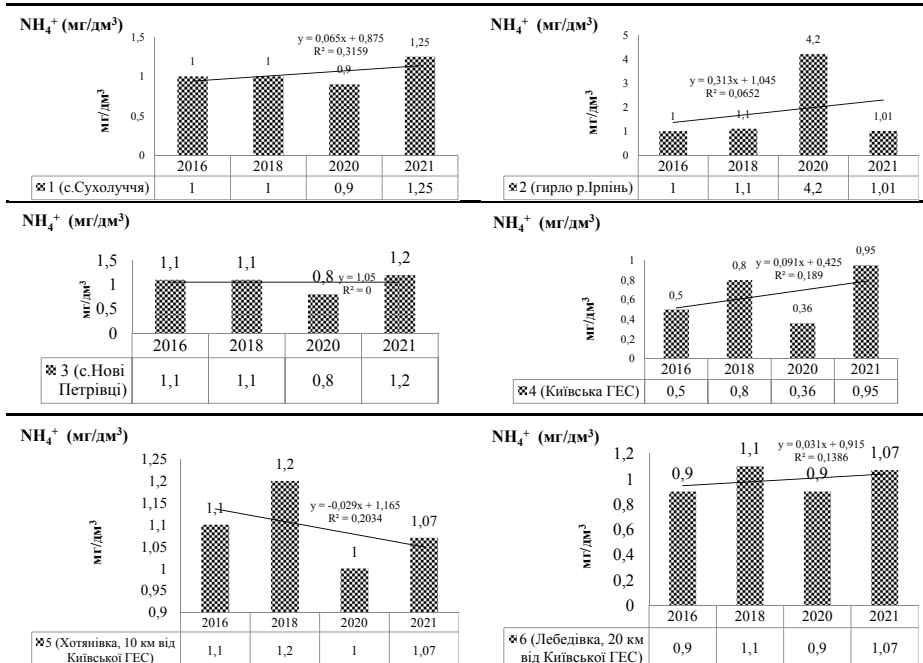
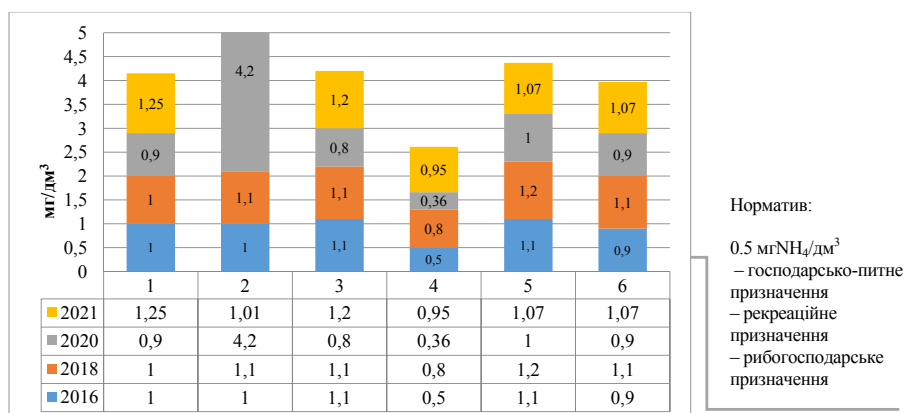


Рис. 5. Динаміка вмісту азоту амонійного NH₄⁺ (мг/дм³) у природних водах Київського водосховища (джерело: таблиці 1-2)

культур на сільськогосподарських землях), житлово-комунальних господарств (скид неочищених/не доочищених стічних побутових вод), життєдіяльності людей у сільських місцевостях (відсутність підключення до централізованого водовідведення свідчить про значне накопичення

людських відходів на їхніх територіях проживання, це у свою чергу наявність вигрібних ям). Слід зазначити, що важливим при надходження біогенних речовин до води є швидкість та напрямок течій водосховища. У повідомленні 1 наведено швидкість вітру та схема течій при якій буде

відбуватися рознесення шкідливих речовин по водоймі. Відповідно до течій можемо спостерігати міграцію біогенних речовин від джерела – гирло р. Ірпінь, води якої надходять до Київського водосховища) до Київської ГЕС.

Дослідивши ретельніше, видно, що суттєвий вплив щодо органічного забруднення водойми водосховища несуть води р. Ірпінь, зокрема до якої впадають води річки Кізка, які у свою чергу мають суттєвий вплив стічних зворотних вод ТОВ «Агромас» (відомий під брендом «Гаврилівські курчата»). Вище від гирла р. Ірпінь відповідно у водоймі Київського водосховища спостерігається значно менший вміст біогенних елементів (N,P), що дає нам зробити висновок про суттєвий вплив річок Кізка та Ірпінь на стан водойми Київського водосховища, особливо у досліджуваних точках 2-3. Також суттєвого біогенного забруднення спричиняють такі підприємства, як ТОВ «Чіпси Люкс» (біля точки 3), ГЕС (точка 4), продукти відпочинку людей (наявність несанкціонованих сміттєзвалищ в точках 5-6). Концентрації біогенних речовин, які надходять до водойми залежать від сезонності, і це в першу чергу зумовлене сільськогосподарською активністю. Найбільші значення спостерігаються у літку (липень-серпень), найменші концентрації – в зимовий період, коли біологічні, бактеріологічні та нітрифікаційні процеси є повільними.

Ще одним свідченням того, що у водоймі Київського водосховища відбуваються активні біохімічні процеси, які зумовлюють органічне забруднення – є перевищений вміст значень за показником БСК₅ та ХСК. Біологічне споживання кисню (БСК₅)

– показує ту кількість кисню, яка є необхідною для окиснення (розкладання) органічних речовин в 1 л води, аеробними бактеріями впродовж 5 діб без доступу до повітря і світла; є важливим екологічним показником стану природних вод. За результатами БСК₅ – всі досліджувані точки мають високі концентрації показника (рис. 6). Слід зазначити, що нормативи за показником БСК₅ становлять наступні: <4,0 мгО₂/дм³ – господарсько-питне призначення за даними ДСанПІН 2.2.4-171-10 (<5,0 за даними ВООЗ); ≤6,0 мгО₂/дм³ (при t=20) – рекреаційне призначення (СанПІН 4630-88); <3,0 мгО₂/дм³ – рибогосподарське призначення [29]. Слід також зазначити, що високі концентрації БСК свідчать про початок процесів нітрифікації.

Хімічне споживання кисню (ХСК) – визначається як кількість кисню, яка необхідна для хімічного окислення в одиниці об'єму води органічних і мінеральних речовин. Наявність високих концентрацій цих показників у водоймі є прямим доказом органічного забруднення (особливо фекального забруднення в результаті надходження побутових стоків до водойми та стоків від тваринницьких господарств). За даними (рис. 7) ми бачимо суттєве перевищення ХСК (Mn) відносно нормативу для господарсько-питних цілей (норма для питних цілей – 5,0 мгО₂/дм³[29]), не значне перевищення концентрацій (до 2 разів) – для рибогосподарських цілей (норма для риборозведення – 20,0 мгО₂/дм³[29]), відсутнє перевищення значень ХСК (Mn) для рекреаційного призначення (норма для рекреаційного використання – 30,0 мгО₂/дм³[29]).

Аналізуючи значення вмісту розчиненого кисню у водоймі (мгО₂/дм³)

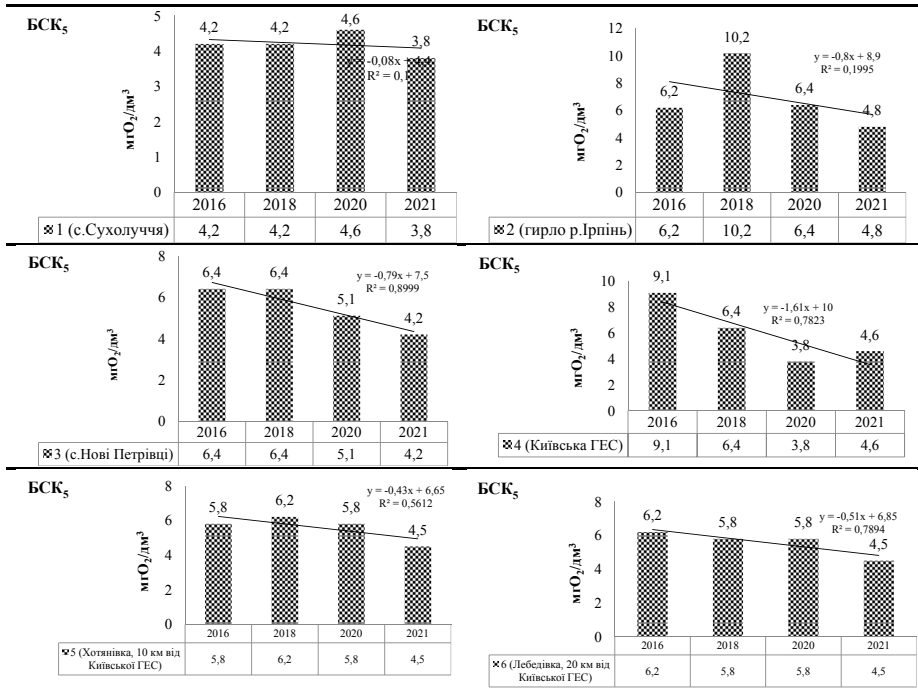
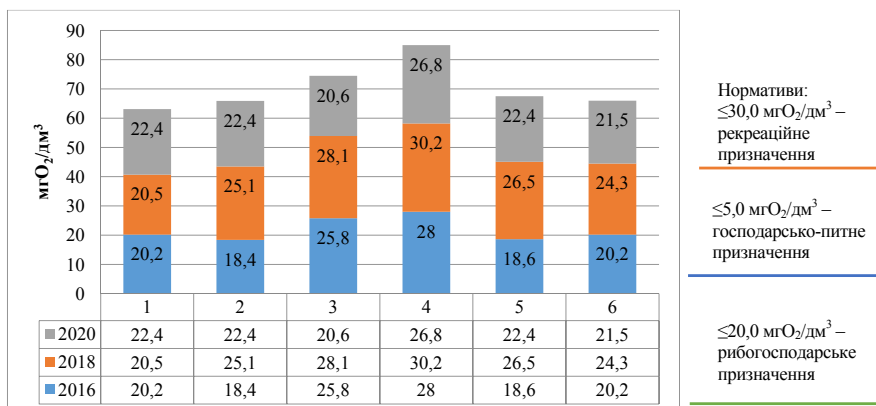


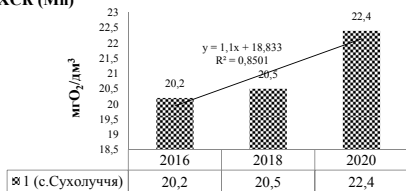
Рис. 6. Динаміка вмісту БСК₅ (мгО₂/дм³) у природних водах Київського водосховища (джерело: таблиці 1-2)

зазначаємо, що концентрація його знаходиться практично на рівні норми. Зокрема для господарсько-питного та рекреаційного використання норма є $\geq 4,0 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$, для рибогосподарського – норма є вищою і ста-

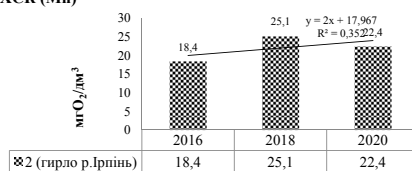
новить $\geq 6,0 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ [29]. За аналітичними даними, концентрація розчиненого кисню у воді знаходиться в межах $4,2\text{--}8,2 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ (рис. 8), що є придатною для використання у питних цілях та рекреації. Варто за-



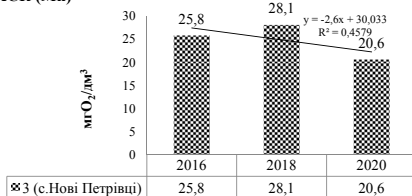
XCK (Mn)



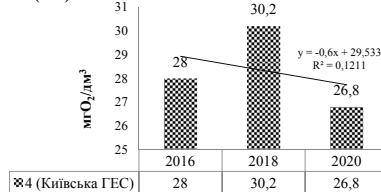
XCK (Mn)



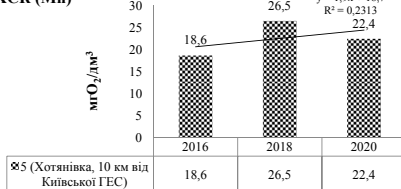
XCK (Mn)



XCK (Mn)



XCK (Mn)



XCK (Mn)

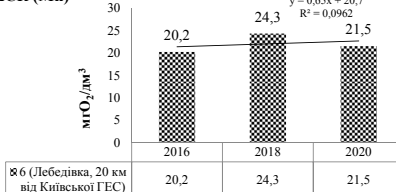


Рис. 7. Динаміка вмісту ХСК (Mn) ($\text{мгО}_2/\text{дм}^3$) у природних водах Київського водосховища (джерело: таблиці 1-2)

значити, що даний показник є динамічним і залежить в першу чергу від температури повітря та сезонності.

Зокрема за високого вмісту органічних речовин у воді швидко розмножують аеробні бактерії і це зумовлює зниження вмісту розчиненого кисню,

створює гіпоксичні умови і загибель окремих видів гідробіонтів.

Концентрації показників Cl^- та SO_4^{2-} (в мг/дм^3) знаходяться в межах норми, лише винятком є точка 2 (гирло р. Ірпінь), де відмічене значне перевищення за вмістом SO_4^{2-} зокрема



Рис. 8. Динаміка вмісту розчиненого кисню (mgO_2/dm^3) у природних водах Київського водосховища (джерело: таблиці 1-2)

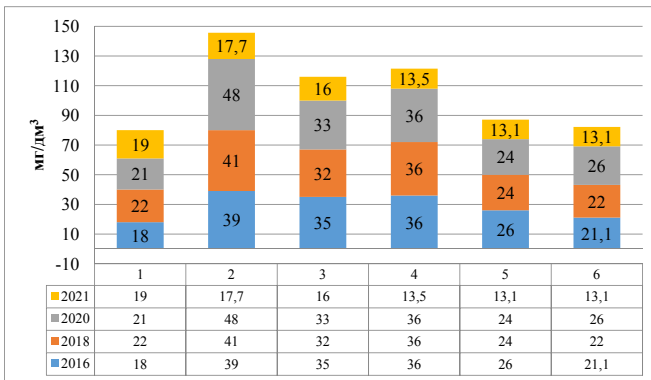


Рис. 9. Динаміка вмісту Cl^- (в mg/dm^3) у природних водах Київського водосховища (джерело: таблиці 1-2)

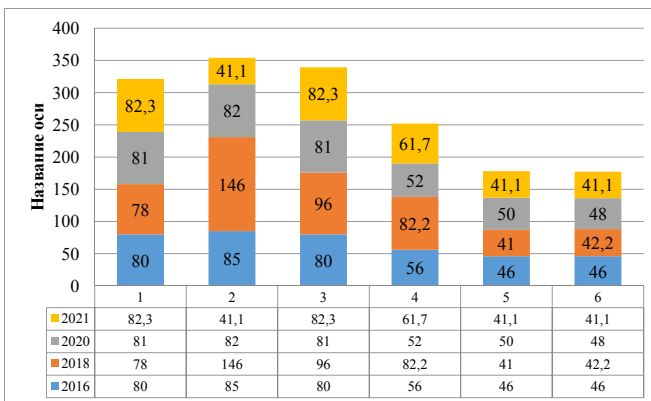


Рис. 10. Динаміка вмісту SO_4^{2-} (в mg/dm^3) у природних водах Київського водосховища (джерело: таблиці 1-2)



Рис.11. Антропогенне навантаження на водойми Київського водосховища (власна розробка на основі аналізу даних (рис.2-10))

для використання з метою риборозведення (рис. 9-10).

Нормами для показника Cl^- (в мг/дм³) в межах використання води є [29]:

- ≤350,0 мг/дм³ – для рекреаційного призначення;
- ≤250,0 мг/дм³ – для господарсько-питного призначення;
- ≤300,0 мг/дм³ – для рибогосподарського призначення.

Нормами для показника SO_4^{2-} (в мг/дм³) в межах використання води є [29]:

- ≤500,0 мг/дм³ – для рекреаційного призначення;
- ≤250,0 мг/дм³ – для господарсько-питного призначення;
- ≤100,0 мг/дм³ – для рибогосподарського призначення.

Варто зазначити, що співвідношення кількості проживаючих міського та сільського населення в регіоні Київського водосховища має суттєве значення. Це впливає в першу чергу

на процеси антропогенної активності та джерела впливу. Кількість сільського населення поблизу Київського водосховища перевищує міське. Це може свідчити про більший вплив відходів життєдіяльності людей у селах, оскільки у них відсутнє підключення до центрального водовідведення і відповідно – на територіях знаходяться вигрібні ями, які можуть бути причиною надходження біогенних речовин до водойми.

За результатами досліджень, як головний висновок щодо основного антропогенного навантаження на водойму, нами була розроблена схема, яка демонструє основні джерела забруднення та прогнозовані шляхи надходження речовин до водойми Київського водосховища (рис. 11).

Ще одним наслідком впливу на якість водойми київського водосховища є розпочаті військові дії з лютого 2022 року у зв'язку із повномасштабним вторгненням російської

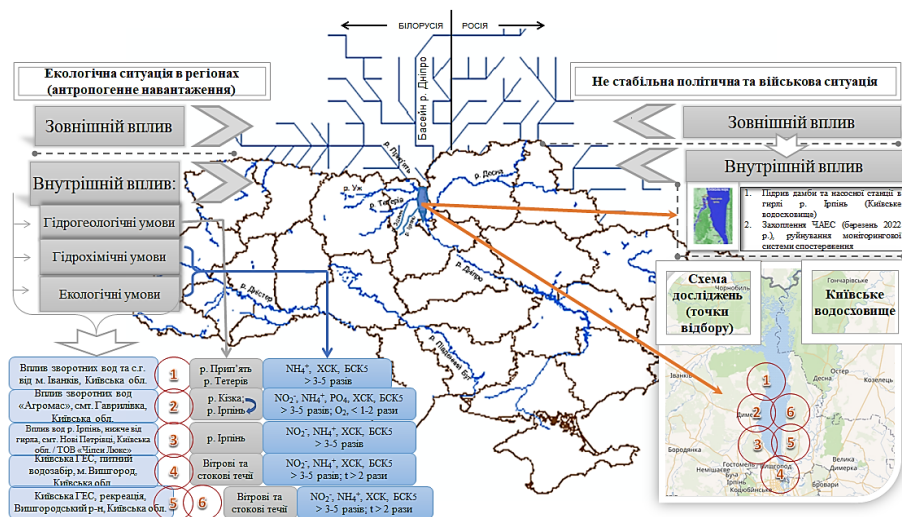


Рис.12. Джерела впливу на якісний стан води Київського водосховища (власна розробка; дані для побудови отримані із джерел [1-2; 5-8; 13-17; 24-28]; профіль карти України із нанесенням басейну річки Дніпро побудовано із використанням програми ArcGIS та shape files [3-4])

федерації на територію України. Це спричинило низку негативних явищ, які вплинули на якість водойми. Одними із таких явищ є – підірив українськими військами дамби та насосної станції в гирлі р. Ірпінь (Київське водосховище) – з метою зупинення ворожої техніки у наступу до міста Київ; захоплення ЧАЕС (березень 2022 р.), руйнування моніторингової системи спостереження [5].

Нами була розроблена карта-схема, яка демонструє схему (рис.12) наших досліджень Київського водосховища, а також основні джерела впливу.

Відповідно існують внутрішні та зовнішні впливи на стан водойми водосховища. Нестабільна політична ситуація, низький рівень соціально-економічних заходів та неспроможність сільського населення забезпечити високоефективні систе-

ми водопостачання та водовідведення – створюють значні перешкоди до забезпечення якості водойми.

Висновки.

З'ясовано, що вплив антропогенних факторів на стан водосховища носить системний характер. У донних відкладах існують радіоактивні елементи, які є результатом аварії на ЧАЕС, а також радіологічну ситуацію погіршують небезпечні умови, які виникли під час окупації території ЧАЕС (лютий-березень 2022 р.). Проаналізовано екологічний стан води Київського водосховища за показниками, які є маркерами процесів нітрифікації. В ході проведених аналітичних досліджень дійшли до висновку, що у воді Київського водосховища присутні процеси органічного забруднення, основними маркерами якого

виступають перевищенні концентрації біогенних речовин (N, P, БСК, ХСК). Накопичення їх та надходження залежить від ряду природних (температури повітря, напрямку вітру та схеми течій водосховища), антропогенних (інтенсифікації прогнозованих джерел забруднення), соціально-економічних (рівень розвитку держави та населення, рівень розвитку інноваційних технологій – наприклад очистки стічних вод) та політичних факторів (нестабільна військова ситуація).

Визначено основні три шляхи надходження різних хімічних елементів до водойм Київського водосховища, це природний, антропогенний та змішаний. Ці шляхи показують нам напрями надходження біогенних елементів, накопичення яких зумовлює евтрофікацію водойм, спричинює замор аквакультури, створює несприятливі умови для рекреації. Також у статті конкретизовано антропогенне навантаження на стан водойми із поєднанням джерел забруднення води водосховища, до яких віднесено тваринництво, рослинництво та життєдіяльність населення.

Напрямки подальших досліджень.

Наступними дослідженнями вбачаємо продовження даної тематики, зокрема опираючись на вимоги до використання водойми у цілях зрощення та гідроенергетики.

References

1. Басин річки Дніпро: карта [Dnipro river basin: map]. Available at: <http://www.karty.by/2011/10/11/basyn-dnepr/> (in Ukrainian)
2. Гідрографічна сітка басинів річок України [Hydrographic grid of river basins of Ukraine]. Available at: <https://www.imbf.org/karty/images/detailed-rivers-map-of-ukraine-hq.jpg> (in Ukrainian)
3. MapCruzin: Ukraine ArcGIS Shapefile Map Layers. Available at: <https://mapcruzin.com/> (in English)
4. AmeriGEO: Ukraine – Subnational Administrative Boundaries. Available at: <https://data.amerigeoss.org/it/dataset/ukraine-administrative-boundaries-as-of-q2-2017> (in English)
5. Khilchevskiy V.K. (2022). Vodni ta zbrojni konfliktky – klasyfikatsiini oznaky: u sviti ta v Ukraini [Water and armed conflicts - classification features: in the world and in Ukraine]. Hidrolohiia, hidrokhimiia i hidroekologhiia. №1(63). 6-19. Available at: https://hydro-chemistry-ecology.knu.ua/wp-content/uploads/2022/06/1_%D0%93%D0%93%D0%93163.pdf (in Ukrainian)
6. Strokalo, V. P., & Kovpak, A. V. (2021). Prychynno-naslidkovyi zv 'iazky zabrudnennia bioghennymy elementamy basynu richky Dnipro: syntezy teoretychnykh danykh [Causes of nutrient pollution in the Dnieper river basin: theoretical syntheses]. Naukovo-praktychnyi zhurnal «Ekolohichni nauky». – Kyiv: Vydavnychiy dim «Helvetyka», Vypusk, 2, 35. Available at: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2021.eco.2-35.6> (in Ukrainian)
7. Strokalo, V., & Kovpak, A. (2021). Ecological assessment of water quality for different water uses: the upstream sub-basin of the Dnieper and Desna rivers. Scientific journal "Biological systems: theory and innovations", 12(2), 24-40. Available at: <http://dx.doi.org/10.31548/biologiya2021.02.003> (in Ukrainian)
8. Interaktyvna karta zabrudnenosti richok v Ukraini na osnovi danykh Derzhavnoho ahentstva vodnykh resursiv Ukrainy [Interactive map of river pollution in Ukraine based on data from the State Water Resources Agency of Ukraine]. Available at: <https://texy.org.ua/water/> (in Ukrainian)

9. Abiotychni komponenty ekosystemy Kyivskoho vodoskhovyshcha [Abiotic components of the Kyiv Reservoir ecosystem] / Kolektyv avtoriv, za redaktsiieiu V.M. Timchenka – Kyiv: In-t hidrobiolohii NAN Ukrainy, 2013. 60. Available at: https://www.researchgate.net/publication/312529517_ABIOTICNI_KOMPONENTI_EKOSISTEMI_KIIVSKOGO_VODOSHOVISA (in Ukrainian)
10. Shcherbak, V. I. (2015). Suktsesiia fitoplanktonu Kyivskoho vodoskhovyshcha ta otsinka yoho transkordonnoi dilianky [Phytoplankton succession of the Kyiv Reservoir and assessment of its transboundary section]. Available at: <http://dspace.tnpu.edu.ua/bitstream/123456789/5946/1/Scherbak.pdf> (in Ukrainian)
11. Stokal, V., Makarenko, N., Chorna, T., & Kovpak, A. (2021). Екологічне оцінювання токсичності сполук азоту для водних організмів за допомогою біотесту Лемна minor L.. Наукові доповіді НУБіП України, 0(6(94)). Available at: <http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi2021.06.002> (in Ukrainian)
12. Lytvynenko, V. O., & Khrystenko, D. S. (2021). Osoblyvosti vykorystannia Kyivskoho vodoskhovyshcha yak rybohospodarskoho vodnoho ob'iekta (ohliad) [Peculiarities of using the Kyiv Reservoir as a fishery water object (overview)]. Rybohospodarska nauka Ukrainy: Bioresursy ta ekolohiia vo-doi-m. 4(58): 5-28. Available at: <https://doi.org/10.15407/fsu2021.04.005> (in Ukrainian)
13. Mykhaylyk, O.O. (2021). Dniprovi berehy Ky-ye-va: rozvytok i transformatsiya v chasi [The banks of the Dnieper in Kyiv: development and transformation in time.]. Suchasni tekhnolohiyi ta metody rozrakhunkiv u budivnyt-stvi. (16), 103-108. Available at: <https://eforum.intu.edu.ua/index.php/construction/article/view/715/697> (in Ukrainian)
14. Khilchevskyi, V. K., & Hrebin, V. V. (2021). Velyki i mali vodoskhovyshcha Ukrainy: rehionalni ta baseinovi osoblyvosti posh-yrennia [Large and small reservoirs of Ukraine: regional and basin features of distribution]. Hidrolohiia, hidrokhimiia i hidroekolohiia. Bioresursy ta ekolohiia vo-doi-m. №2(60). 6-17. Available at: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2021.2.1> (in Ukrainian)
15. Nesterova, K. A., Kopilevych, V. A., & Lavryk, R. V. (2021). Otsinka yakosti vody dla zros-hennia [Assessment of the quality of water for irrigation]. Publishing House “Baltija Publishing”. Available at: <file:///C:/Users/home/Downloads/145-Chapter%20Manuscript-9083-1-10-20210806.pdf> (in Ukrainian)
16. Voitenko L.V., Stokal V.P., Myroniuk O.O., Kochyn K.O., Voitenko A.H. (2017). Meto-dyka kompleksnoho otsiniuvannia yakosti vody dla zroshennia [Methodology of com-prehensive assessment of water quality for irrigation]. Materialy III Mizhnarodnoi nau-kovo-praktychnoi konferentsii molodykh uchenykh. Kyiv: Instytut vodnykh problem i melioratsii NAAN. 62–78. (in Ukrainian)
17. Voitenko, L. V., Stokal, V. P., & Myroniuk, O. O. Ekolohichna otsinka lokalnykh vodnykh resur-siv na prykladi mista Kam'iansia-Podilskoho [Environmental assessment of local water resources on the example of the city of Ka-mianets-Podilskyi]. Tavriiskyi naukovi visnyk, 1(100), 287-292. Available at http://www.tnv-agro.ksauniv.ks.ua/archives/100_2018/part_1/43.pdf (in Ukrainian)
18. Davydov O.V., Mokra P.O. Zahalni osobly-vosti rozvytku berehovoi zony kaskadu Dni-provskykh vodoskhovysch na suchasnomu etapi [General features of the development of the coastal zone of the cascade of the Dnieper reservoirs at the current stage]. Available at: <http://ekhsuir.kspu.edu/xmlui/bitstream/handle/123456789/2486/%D0%94%D0%B0%D0%B2%D0%B8%D0%B4%D0%BE%D0%B2%20%D0%9E.%D0%92.%20%D1%81%D1%82%D0%B0%D1%82%D1%82%D1%8F%20%D0%9D%D0%B0%D1%83%D0%BA%D0%BE%D0%B2>

- %D1%96%20%D0%B7%D0%B0%D0%B-F%D0%B8%D1%81%D0%BA%D0%B8%20%D0%A5%D0%A3%D0%93%D0%A2%20%D0%B2%D0%BE%D0%B4%D0%BE%D1%81%D1%85%D0%BE%D0%B2%D0%B8%D1%89%D0%B0%202008.pdf?sequence=1 (in Ukrainian)
19. Mobilnyi prystrii vymiriuвання radiatsi- inoho fonu [A mobile device for measuring the radiation background]. Available at: <https://map.safecast.org/?y=50.52&x=31.65&z=8&l=0&m=0> (in Ukrainian)
20. Yakymenko, A. N. (2013). Radiation Mon- itoring of the Surface Waters of the Kyiv Region. *Hydrobiological Journal*, 49(6). Available at: <https://www.dl.begellhouse.com/journals/38cb2223012b73f2,259dc-64c03a33c40,5edd1bb5138b671a.html> (in English)
21. Klochenko, P. D., & Shevchenko, T. F. (2019). Epiphyton as bioindicator of the state of the upper-cascade Dnieper res- ervoirs. *Hydrobiological Journal*, 55(4). Available at: <https://dl.begellhouse.com/journals/38cb2223012b73f2,4af-67413788d347e,0a5f484f1341312a.html> (in English)
22. Litvinenko, V., Kotovska, G., Buzevitch, O., & Khrystenko, D. (2021). Length-weight re- lationship and condition factors of white bream (*Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758)) from the Kyiv Reservoir. *Aquaculture, Aquar- ium, Conservation & Legislation*, 14(6), 3283-3290. Available at: https://www.re- searchgate.net/profile/Dmytro-Khrystenko/publication/360575175_Length-weight_ relationship_and_condition_factors_ of_white_bream_Blicca_bjoerkna_Lin- naeus_1758_from_the_Kyiv_Reservoir/ links/62810303973bbb29cc8129ef/Length- weight-relationship-and-condition-factors- of-white-bream-Blicca-bjoerkna-Linnae- us-1758-from-the-Kyiv-Reservoir.pdf (in English)
23. Volkova, E. N., Belyaev, V. V., Prishlyak, S. P., Parkhomenko, A. A., & Karapysh, V. A. (2012). Peculiarities of forming radioactive contamination of higher aquatic plants from Kyiv reservoir. *Yaderna Fyziika ta Energetika*, 160-165. Available at: https://inis.iaea.org/ search/search.aspx?orig_q=RN:44117056 (in English)
24. Strokai, V. (2021). Transboundary rivers of Ukraine: perspectives for sustainable devel- opment and clean water. *Journal of Integra- tive Environmental Sciences*, 18(1), 67-87. Available at: <https://www.tandfonline.com/ doi/full/10.1080/1943815X.2021.1930058> (in English)
25. Karta hlybyn Kyivskoho vodoskhovyscha [Depth map of the Kyiv Reservoir]. Available at: <https://ua.fishermat.org/depth-map/ kievskoe-vodohranilische/> (in Ukrainian)
26. Naukovtsi Akademii sprohnozuvaly kharak- ter zatoplenня території Kyivshchyny, sprychynenoho rosiiskym vtorhnnenniam [Scientists of the Academy predicted the nature of the flooding of the territories of Kyiv region caused by the Russian invasion / About the results of the work of scientists of the Institute of Problems of Mathemat- ical Machines and Systems of the National Academy of Sciences of Ukraine] / Pro re- zultaty roboty vchenykh Instytutu problem matematychnykh mashyn ta system. Avail- able at: <https://www.nas.gov.ua/UA/Mes- sages/Pages/View.aspx?MessageID=9011> (in Ukrainian)
27. Hihienichni vymohy do vody pytnoi, pry- znachenoї dlia spozhyvannia liudynoiu: DSanPiN2.2.4-171-10. – [Chynnyi vid 2010– 06–01]. – K.: Ministerstvo okhorony zdor- ov'ia Ukrainy, 2010. 89. (Derzhavni sanitarni normy ta pravyla) [Hygienic requirements for drinking water intended for human consumption: DSanPiN2.2.4-171-10. – [Ef- fective from 2010–06–01]. - K.: Ministry of Health of Ukraine, 2010. 89. (State sanitary norms and rules)]. (in Ukrainian)
28. Shamanskyi S.Y., Boichenko S.V. (2018). Nor- muвання hranychno dopustymykh skydiv biohennykh elementiv u vodni ob'iekty zi

- stichnymi vodamy v Ukraini [Standardization of maximum permissible discharges of biogenic elements into water bodies with wastewater in Ukraine]. *Naukovo-praktychnyi zhurnal «Ekolohichni»*, №2(21), 119-126: Available at: <http://ecoj.dea.kiev.ua/2-21-2018> (in Ukrainian)
29. Klymenko, M. O., Vozniuk, N. M., & Verbitska, K. Yu. (2012). Porivnialnyi analiz normatyviv yakosti poverkhnevyykh vod [Comparative analysis of surface water quality standards]. *Naukovi dopovidi NUBiP.* (8), 30. Available at: https://nd.nubip.edu.ua/2012_1/12kmo.pdf (in Ukrainian)
30. Kuzmenko, M. I., Hudkov, D. I., & Pankov, I. V. (2001). Radionuklidy ta yikh ekolohichne znachennia u vodoimakh Ukrainy [Radionuclides and their ecological significance in the reservoirs of Ukraine]. Available at: http://dspace.tnpu.edu.ua/bitstream/123456789/21313/1/Kuzmenko_Hudkov_Pankov.pdf (in Ukrainian)
-

Strokal V.P., Kovpak A.V. (2022).

**ANTHROPOGENIC IMPACTS ON WATER QUALITY OF KYIV RESERVOIR
(PART 2: WATER QUALITY AND POLLUTION SOURCES)**

BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 13(3-4): 46-66.

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/article/view/16704>

[https://doi.org/10.31548/biologiya13\(3-4\).2022.073](https://doi.org/10.31548/biologiya13(3-4).2022.073)

Abstract. *This article focuses on water quality and its pollution sources of Kyiv Reservoir. The findings reveal the main pathways of chemical elements to enter the water body (including biogenic elements). Data on the state of water according to indicators are given by year (2016-2021). Based on literature research, the reservoir has considerable concentrations of biogenic substances (nitrogen, phosphorus and others). This causes organic pollution. These substances can accumulate in the reservoir. Natural factors influencing this accumulation are temperature, wind direction, intensity of currents reservoirs. Anthropogenic factors are pollution sources such as agricultural and industrial enterprises, constructions on the banks of the reservoir, discharges of household waste from residential and communal enterprises. The most important anthropogenic sources are enterprises "Agromas", and "Chipsy Lux", hydroelectric power plants, unauthorized landfills that are the result of recreation, domestic waste from communal farms and the private sector, plowing of agricultural lands. Socio-economic factors also play a role. This includes the development of the population, the level of innovative technologies to treat wastewater, political conditions.*

Keywords: *Kyiv Reservoir, hydrogeological conditions, pollution sources, anthropogenic load on rivers.*

ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ҐРУНТОВОГО ПОКРИВУ У ВЕРХНІЙ ЧАСТИНІ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

В.М. СТАРОДУБЦЕВ,

*доктор біологічних наук, професор, кафедра екології агросфери та
екологічного контролю*

<https://orcid.org/0000-0002-7053-2032>

vmstarodubtsev3@gmail.com

М.М. ЛАДИКА,

*кандидат сільськогосподарських наук, доцент, кафедра екології
агросфери та екологічного контролю*

<https://orcid.org/0000-0002-5164-7117>

mm.ladyka@gmail.com

О.І. НАУМОВСЬКА,

*кандидат сільськогосподарських наук, доцент, кафедра екології
агросфери та екологічного контролю*

<https://orcid.org/0000-0002-5938-8471>

el.naumovskaya@gmail.com

Національний університет біоресурсів і природокористування України

Анотація. Проблема водосховищ, їхньої ролі та позитивних і негативних впливів на довкілля надзвичайно загострилась в усьому світі. Питання впливу водосховищ на ґрунти досліджується уже тривалий час. Найбільше уваги приділялось ерозії ґрунтів на берегах, особливо складених суглинковими породами, широко вивчали підтоплення земель й заболочування ґрунтів у гумідних регіонах, а також засолення підтоплених ґрунтів у посушливих регіонах. Під час дослідження Дніпровських водосховищ виникла потреба вивчення особливостей літо-морфогенезу і ґрунтоутворення на островах (залишкових і новостворюваних) і узбережжі цих водойм і сукцесій наземної та водної рослинності, оскільки водойми стрімко заростають, зменшуючи її водопрпускну здатність.

Методи дослідження – наземні та водні маршрути на островах і берегах водойми, стандартні методики опису й аналізу морфології ґрунтів та картографування їхнього поширення. Місця закладання ґрунтових розрізів фіксувались GPS-приймачем GARMIN, а динаміка гідроморфних ландшафтів

у часі й просторі на островах вивчалась за матеріалами дистанційного зондування Землі супутниками Ландсат і Сентинел.

Розглянуті гідролого-морфологічні умови й динаміка рослинного покриву як чинники формування ґрунтового покриву островів та узбережжя водосховища для оцінки особливостей їхнього профілю, властивостей і рекреаційного та господарського значення.

Встановлено, що у верхній (річковій) частині водосховища переважають дернові ґрунти різного ступеня оглеєння, а також лучні, лучно-болотні й болотні ґрунти. Формування ґрунтів як біотопічної основи гідроморфних ландшафтів відбувається по-різному на «фронтальній» (переважно північній) частині островів та на тильній (південній) їхній частині відповідно до гідроморфологічних особливостей і закономірностей літо-морфогенезу.

Дослідження виконуються спільно із чеським інститутом “CzechGlobe” і мають подальшу перспективу наукового проєкту міжнародного масштабу.

Ключові слова: Канівське водосховище, ґрунт, дистанційне зондування Землі, острів, рослинність

Вступ.

Проблема водосховищ, їхні ролі та позитивних і негативних впливів на навколишнє середовище надзвичайно загострилась в усьому світі. При тому досить часто з боку громадськості домінує агресивне заперечення корисної ролі водосховищ у водопостачанні, зрошенні, гідроенергетиці, боротьбі з повеннями й у багатьох інших галузях. Але ж тисячолітня історія вже довела важливість таких штучних водойм на різних етапах суспільно-економічного розвитку. Змінювалось життя – мінялися й потреби у регулюванні стоку річок малими ставками й великими водоймами. Згадаймо лише боротьбу за річкову воду у древні часи (зрошення, водопостачання), масове будівництво невеликих водойм для водяних млинів і перших промислових підприємств у середньовіччі, створення великих водойм для гідроенергетики у наші часи [1-3].

Проте стрімке збільшення чисельності населення на Землі, зростання

його потреб у воді належної якості зумовило будівництво вже гігантських водойм та їхніх каскадів, створення величезних каналів для транспортування води із одного річкового басейну до іншого, тощо. Знову боротьба за воду у світі надзвичайно загострюється в останні десятиліття. А тут ще й так зване “глобальне потепління”... Й справді настав час дещо оглянутись й оцінити – чи справляються екосистеми річкових басейнів із цим надзвичайним антропогенним навантаженням. Чи завжди ми оптимально й дбайливо використовували наші річки, чи не надмірно забруднювали їхню воду? Цілком очевидно, що потрібно ліквідовувати фізично й морально застарілі споруди на річках (а їх ще чимало), розчищати русла від техногенного сміття, захищати заплави річок від забудови, а головне – захищати від промислового й побутового забруднення [4-7].

Що ж до водосховищ, то вони свою роль ще довго будуть виконувати, хоча необхідно змінювати усю

стратегію їхнього розміщення у річкових басейнах, мінімізувати негативний вплив на природне середовище, оптимізувати використання води в соціально-економічних й екологічних потребах усього річкового басейну. У зв'язку з цим викликають тривогу агресивні заклики до знищення водосховищ й повернення річок до "природного стану" (тобто як колись було). Більше того, без урахування соціально-економічного розвитку річкових басейнів й демографічних проблем в них знищення водосховищ призведе до потужних руйнівних економічних процесів й масової міграції населення, як це може бути, наприклад, у Дніпровському басейні. А приклади нинішнього року об'єктивно показують, наскільки потужнішими негативні наслідки через сильне маловоддя могли бути в басейні річки Колорадо (США і Мексика), якби не величезна регулююча ємність водосховищ. Сильне маловоддя створило чималі проблеми й у Європі (Дунай, Рейн). Й протилежний приклад бачимо на річці Ганг, де екстремальні опади зумовили катастрофічні наслідки із численними людськими жертвами. Отже, водосховища ще послужать людям [8, 9].

Що ж до проблеми впливу водосховищ на ґрунти, то вона досліджується уже тривалий час. Найбільше уваги приділялось ерозії ґрунтів на берегах, особливо складених суглинковими породами. Найстаршому автору цієї публікації довелося спостерігати у 1961 році, як руйнувались українські чорноземи при наповненні Каховського водосховища. Крім того, широко вивчали підтоплення земель й заболочування ґрунтів у гумідних регіонах й засолення підтоплених ґрунтів у посушливих регіонах. Під

час дослідження Дніпровських водосховищ виникла потреба вивчення особливостей літо-морфогенезу і ґрунтоутворення на островах (залишкових і новостворюваних) і узбережжі цих водойм і суцесій наземної та водної рослинності, оскільки водойми стрімко заростають [10-14].

Об'єкт і методи дослідження

Канівське водосховище є другим (за розташуванням) після Київського у Дніпровському каскаді. Будівництво гідровузла розпочали у 1963 році, наповнення водосховища тривало з 1972 до 1976 р. За нормального підпірного рівня (НПР) 91,5 м його площа становила 581 км², об'єм – 2,50 км³, довжина 123 км [15]. За період експлуатації площа і об'єм водойми поступово зменшується через замулення й сильне заростання прибережно-водною і водною рослинністю, а також збільшення площі існуючих островів та утворення нових [12, 16]. Вивчення ґрунтів узбережжя водосховища проводилось поступово закладанням створів ґрунтових розрізів (рис. 1) від урізу води до території за межами впливу водойми [13]. А ґрунти островів досліджували плаванням човнами на найбільші острови, закладанням там ґрунтових розрізів, їх морфологічним описом і фіксуванням пунктів GPS-приймачем [12, 13]. Багаторічну і сезонну динаміку ландшафтів островів вивчали за матеріалами космічних знімків Ландсат і Сентинел.

Аналіз і обговорення результатів.

Ґрунтовий покрив району Канівського водосховища досліджувався

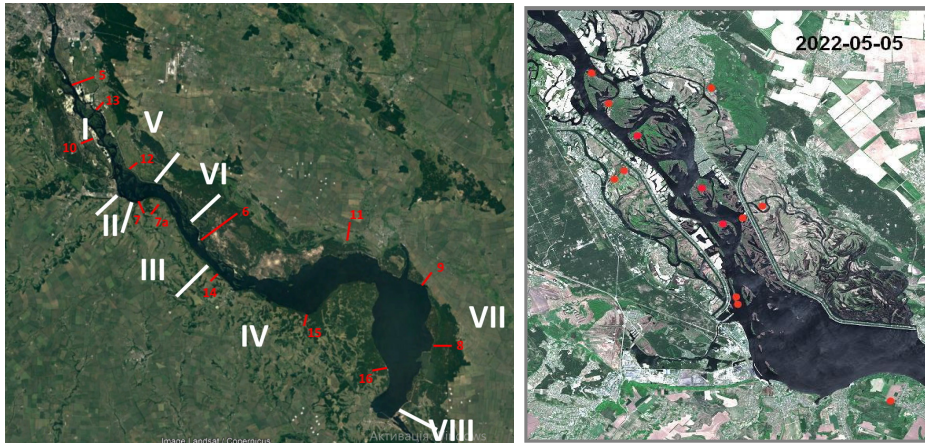


Рис. 1. Створи ґрунтових розрізів на берегах водойми (червоним кольором) й райони узбережжя (білим кольором) – ліворуч; ґрунтові розрізи на островах і польдерах – праворуч

у два етапи. На першому етапі вивчався вплив на ґрунти підтоплення й заболочування водоймою низьких берегів, а також ерозії високого узбережжя (рис. 1, ліворуч). На типових ділянках узбережжя закладали створи ґрунтових розрізів від урізу води до видимих меж впливу водойми, а також виконували районування території за характером змін і перспективами використання, які детальніше показані у попередніх публікаціях [13]. В останній час більше уваги приділяється літолого-морфологічним процесам і формуванню ґрунтів на островах водосховища переважно у його верхній частині (рис. 1, праворуч).

Ґрунотворні породи на високому правому березі – переважно леси грубопилювато-легкосуглинкові. Вони підстилаються шаруватими неогеновими і палеогеновими відкладами різного гранулометричного складу, а на висоті нормального підпірного рівня (НПР) водосховища залягають мергельні глини, які істотно послаблюють процеси абразії берегів

[11, 13]. На низькому лівому березі поширені алювіальні піски борової тераси, які далі на схід перекриваються лесовидними суглинками. Ґрунтовий покрив високого узбережжя – сірі лісові, темно-сірі опідзолені ґрунти та чорноземи типові й опідзолені різного ступеню еродованості. На низьких берегах поширені гідроморфні й напівгідроморфні ґрунти, а на боровій терасі вздовж лівого берега – дерново-підзолисті ґрунти, більш характерні для Полісся, зайняті лісовою рослинністю. Як вже згадувалось [10, 15], на Канівському ж водосховищі здійснені масштабні (певною мірою унікальні) заходи з інженерного захисту низьких берегів і створенню тут так званих польдерних систем. Для захисту ґрунтів узбережжя від затоплення й підтоплення було споруджено майже 80 км дамб обвалування, 7 насосних станцій потужністю 159,2 м³/с, 75 км дренажних і осушувальних каналів. Всього захищено від затоплення й підтоплення 45,6 тис. га земель, в тому числі 25,2

тис. га сільськогосподарських угідь, а також місто Переяслав [10, 16].

Дослідження гідроморфних ґрунтів, що формуються в умовах підтоплення або періодичного затоплення на існуючих та новостворюваних островах проводилось переважно у верхній (річковій) частині водосховища. Серед них переважали дернові ґрунти різного ступеня оглеєння, а також лучні, лучно-болотні й болотні ґрунти. Важливо відзначити, що формування ґрунтів як біотопічної основи гідроморфних ландшафтів [17] відбувається по-різному на «фронтальній» (переважно північній) частині островів та на тильній (здебільшого південній) їх частині відповідно до гідроморфологічних особливостей і закономірностей літо-морфогенезу. У першому випадку течіями відкладається піщано-супіщаний шаруватий алювій, який поступово освоюється лучною, а згодом – чагарниковою й деревною рослинністю. Тут утворюються переважно дернові й дерново-глеєві малогумусні ґрунти із слабо диференційованим профілем. У тильній частині островів, де течія менша, на мілководді активно розвивається прибережно-водна й водна рослинність. Відмерла органічна маса, часто з прошарками мулу, поступово накопичується на дні мілководь й профіль ґрунтів формується знизу вгору. Утворюються болотні, лучно-болотні ґрунти з мало розкладеною органічною масою у верхньому горизонті.

Наземні екосистеми островів тісно пов'язані у просторі з прибережно-водними, сформованими гігрофітною рослинністю, й водними, утвореними гідрофітами (водною рослинністю з плаваючим листям і зануреною). Тому на космічних знім-

ках Ландсат і Сентинел не завжди вдається чітко діагностувати ці екосистеми окремо [18-22]. Отже багаторічну динаміку заростання водосховища оцінювали переважно за їх сумарною площею.

Із найменшою точністю діагностуються ареали зануреної водної рослинності. А з урахуванням залежності зображень водно-болотних угідь на космічних знімках ще й від умов освітленості земної поверхні доцільно аналізувати динаміку площ такої сукупності екосистем на якомого довших часових рядах спостережень. У наших дослідженнях багаторічної динаміки гідроморфних ландшафтів вибирались знімки переважно за кінець літа, коли спостерігався максимальний розвиток наземної, прибережно-водної і водної рослинності. Але водночас динаміка площ прибережно-водної і водної рослинності суттєво залежала від погодних умов року. Так, за період до 2010 року середній приріст гідроморфних ландшафтів у верхній частині водосховища складав 66,2 га/рік, а їхня загальна площа досягла 4050 га [23]. Однак у 2010 році із дуже спекотним літом приріст площі із водною рослинністю був надзвичайно великим. За друге десятиліття нинішнього віку кількісна оцінка приросту площі гідроморфних ландшафтів ще триває, але польові спостереження у 2021-2022 рр. показали, що процес заростання верхів'я Канівського водосховища стрімко продовжується [13].

Для успішного картування у водосховищі наземної рослинності з переважно гідроморфними і напів-гідроморфними ґрунтами островів, прибережно-водної рослинності з субаквальними ґрунтами, а також водної рослинності доцільно вико-



Рис. 2. Сезонна динаміка ландшафтів верхньої частини Канівського водосховища (ліворуч) й окремо в більшому масштабі – острова Рославський (праворуч)



Рис. 3. Профіль дернових (зліва), дерново-глейових (центр) та лучно-болотних (справа) ґрунтів [4]

ристовувати космічні знімки за різні сезони року (рис. 2). Зокрема, знімки в кінці літа (серпень) показують сумарну площу гідроморфних ландшафтів, знімки глибокої осені (жовтень-листопад) дозволяють вичленити площі водної рослинності, яка на цей час вже відмирає, а знімки ранньої весни показують площі наземної рослинності та частини площі прибережно-водної рослинності, яка не була знищена льодоставом. Але такий аналіз достовірний для водойм із незначними коливаннями рівня води, як це має місце саме на Канівському водосховищі. На водосховищах багаторічного регулювання з великими коливаннями рівня води можливості такого аналізу обмежені.

Формування профілю ґрунтів на островах залежить головним чином від особливостей літо-морфогенезу ґрунтоутворних порід, розглянутих раніше, характеру водного режиму (зволонення поверхневими й ґрунтовими водами) та рослинності, яка формується на цих поверхнях (рис. 3).

Дернові ґрунти, що формуються на свіжих піщано-супіщаних шару-

ватих наносах під зрідженою лучною рослинністю, мають майже не диференційований профіль із слабо вираженим гумусованим горизонтом глибиною 10-15 см (рис. 3, ліворуч). Дерново-глейові ґрунти під змішаною лучною та чагарниково-дервною рослинністю за звичай вкриті з поверхні відмерлим рослинним «войлоком» (рис.3, середина), мають більш темний гумусовий горизонт потужністю до 15 см, іноді з ознаками слабого опідзолення, та ознаками оглеєння.

Лучно-болотні ґрунти (рис. 3, праворуч) формуються за постійного близького залягання ґрунтових вод (0,5 м та вище), мають сильно оглеєний горизонт сизого кольору в нижній частині профілю та ознаки оглеєння майже до поверхні, в гумусовому горизонті потужністю до 20 см багато коренів та напіврозкладених рослинних решток.

Окремо слід відзначити утворення ґрунтового покриву на територіях, намитих земснарядями переважно уздовж правобережжя в межах колишньої акваторії Канівського водо-



Рис. 4. Інтенсивне «освоєння» намитих земснарядми земель (23.10.2021 р.)



Рис. 5. Садово-паркові ландшафти із гідроморфними та напів-гідроморфними (переважно дерново-глейовими) ґрунтами на намитих землях [12]

сховища. Загалом від Києва до міста Українка було «намито» близько 1100 га земель, із них в межах дослідженої нами верхньої частини водосховища – близько 800 га [11]. Частина з них вже давно освоєна дачними кооперативами й не діагностується на космічних знімках як нові землі.

Формуються вони на антропогенно змінених піщано-супіщаних відкладах (рис. 4) й частково освоєні під садово-паркові угіддя (рис. 5). Морфологічний профіль таких ґрунтів загалом подібний до профілю дернових

і дерново-глейових ґрунтів островів, але відрізняється різним ступенем освоєння й окультурення.

Висновки.

1) Досліджено, що у верхній (річковій) частині водосховища переважають дернові ґрунти різного ступеня оглеєння, а також лучні, лучно-болотні й болотні ґрунти. Встановлено, що формування ґрунтів як біотопічної основи гідроморфних ландшафтів відбувається по-різному

на «фронтальній» (переважно північній) частині островів та на тильній (південній) їхній частині відповідно до гідроморфологічних особливостей і закономірностей літо-морфогенезу.

2) Наземні екосистеми островів тісно пов'язані у просторі з прибережно-водними, сформованими гігрофітною рослинністю, й водними, утвореними гідрофітами. Тому на космічних знімках Ландсат і Сентинел багаторічну динаміку гідроморфних ландшафтів оцінюють переважно за їхньою сумарною площею.

3) Експедиційні дослідження останніх років показують стрімкий процес заростання верхів'я Канівського водосховища з подальшим утворенням гідроморфних ландшафтів. У період від наповнення водосховища до 2010 року їхній середній приріст склав 66,2 га/рік, а їхня загальна площа досягла 4050 га. Кількісна оцінка приросту гідроморфних ландшафтів за останнє десятиліття ще триває.

4) Встановлено, що у водоймах із невеликими коливаннями рівня води, зокрема на Канівському, для успішного картування динаміки гідроморфних ландшафтів островів доцільно використовувати космічні знімки за різні сезони року. Згідно нашого аналізу, космічні знімки в кінці літа (серпень) дають можливість оцінити сумарну площу гідроморфних ландшафтів. Осінні знімки за період жовтень-листопад дозволяють виокремити площі водної рослинності, яка на цей час вже відмирає. А на ранньовесняних космознімках можна дослідити площі наземної рослинності та частини площі прибережно-водної рослинності, яка не була знищена льодоставом.

5) Формування ґрунтового профілю на островах залежить від комп-

лексу факторів: літоморфогенезу ґрунтоутворних порід, характеру їхнього водного режиму (зволоження поверхневими й ґрунтовими водами) й рослинності, яка розвивається за даних умов. Саме ці фактори обумовлюють різну диференціацію профілю на генетичні горизонти, потужність гумусового шару, прояви ознак оглеєння, опідзолення, а також напрям та інтенсивність розвитку ґрунтоутворних процесів.

6) Новий ґрунтовий покрив створюється на територіях, намитих земснарядом в акваторії водосховища переважно уздовж його правобережжя на площі близько 1100 га. Ґрунти тут формуються на антропогенно-змінених піщано-супіщаних відкладах й частково освоєні під дачні кооперативи та приватні садиби. Їхній профіль відрізняється від типових дернових і дерново-глейових ґрунтів - ступенем освоєння й окультурення.

7) Намивання земснарядом земель на акваторії Канівського водосховища та їхнього освоєння під дачні масиви та приватні садиби призводить до погіршення у водоймі санітарної ситуації, забрудненню й «цвітінню» водних мас, обмеженню пропускнув здатності водойми в екстремально багатоводні роки, а за сучасного воєнного стану в Україні створює суттєву небезпеку для населення у випадку руйнування дамби Київського водосховища.

References

1. Dams, W.C.O. (2000). Dams and Development: A New Framework for Decision-making - The Report of the World Commission on Dams (1st ed.). Routledge. DOI: <https://doi.org/10.4324/9781315541518>
2. Schmutz, S., & Moog, O. (2018). Dams:

- Ecological Impacts and Management. Riverine Ecosystem Management, Aquatic Ecology, Series 8, 111-127. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-73250-3_6
3. Piróg, D., Fidelus-Orzechowska, J., Wiejaczka, Ł., & Łajczak, A. (2019). Hierarchy of factors affecting the social perception of dam reservoirs. *Environmental Impact Assessment Review*, 79, 106301. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2019.106301>
 4. Asthana, BN, Khare, D. (2022). Layer deposition. A: Recent advances in dam construction. Springer, Cham. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-32278-6_12
 5. Obodovskyi, O., Habel, M., Szatten, D., Rozlach, Z., Babiński, Z., & Maerker, M. (2020). Assessment of the Dnieper Alluvial Riverbed Stability Affected by Intervention Discharge Downstream of Kaniv Dam. *Water*, 12(4), 1104. MDPI AG. DOI: <http://dx.doi.org/10.3390/w12041104>
 6. Yi, Y. J., Zhou, Y., Song, J., Zhang, S., Cai, Y., Yang, W., & Yang, Z. (2019). The effects of cascade dam construction and operation on riparian vegetation. *Advances in Water Resources*, 131, 103206. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2018.09.015>
 7. Arif, M., Jie, Z., Tahir, M., Xin, H., & Changxiao, L. (2022). The impact of stress factors on riparian and drawdown zones degradation around dams and reservoirs. *Land Degradation & Development*, 33(12), 2127-2141. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.4310>
 8. Chalise, D. R., Sankarasubramanian, A., & Ruhi, A. (2021). Dams and climate interact to alter river flow regimes across the United States. *Earth's Future*, 9(4), e2020EF001816. DOI: <https://doi.org/10.1029/2020EF001816>
 9. Jeuland, M. (2020). The economics of dams. *Oxford Review of Economic Policy*, 36(1), 45-68. DOI: <https://doi.org/10.1093/oxrep/grz028>
 10. Панасюк, І. В., Томільцева, А. І., Зуб, Л. М. та ін. (2012). Ефективність та екологічна роль берегоукріплювальних споруд на Дніпровських водосховищах. К.: Кафедра, 120. URL: https://www.researchgate.net/profile/Lesya-Zub-2/publication/299468906_Efektivnist_ta_ekologicna_rol_beregoukripluvnih_sporud_na_dnirovskih_vodoshovisah/links/56fa4ab808ae7c1fda319e91/Efektivnist-ta-ekologicna-rol-beregoukripluvnih-sporud-na-dnirovskih-vodoshovisah.pdf
 11. Стародубцев, В. М., Ладика, М. М., Дячук, П. П., Наумовська, О. І. (2021). Основні особливості переформування берегів Канівського водосховища. Наукові доповіді НУБіП України, 0(6(94)). Режим доступу: <http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Dopovidy/article/view/15712>. DOI: <http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi2021.06.006>
 12. Стародубцев, В. М., Ладика, М. М., Богданець, В. А., Наумовська, О. І. (2021). Просторово-часова динаміка формування гідроморфних ландшафтів у Канівському водосховищі. Науковий журнал «Біологічні системи: теорія та інновації», 12(4), 54-66. Режим доступу: <http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/article/view/15992>. DOI: <https://doi.org/10.31548/biologiya2021.04.005>
 13. Starodubtsev, V. M., Ladyka, M. M., Bogdanets, V. A., Naumovska, O. I. Dams and environment: landscapes change in the Kaniv reservoir on the Dnieper river, Ukraine. *Scientific Environment of Modern Human*, 3(sua19-03), 104-125. URL: <https://doi.org/10.30888/2663-5569.2021-19-03-017>
 14. Вишневецький В. І., Шевчук С. А., Бондар А. Є., Шевченко І. А. (2017). Сучасна площа дніпровських водосховищ. Український журнал дистанційного зондування Землі. 14. 4-11 DOI: <https://doi.org/10.36023/ujsr.2017.14.108>
 15. Вишневецький, В.І., Сташук, В.А., Сакевич,

- А.М. (2011). Водогосподарський комплекс у басейні Дніпра. Київ: Інтерпрес ЛТД, 188. URL: https://www.researchgate.net/publication/344450909_Vodogospodarskij_kompleks_u_basejni_Dnipro
16. Міжрегіональний офіс захисних масивів дніпровських водосховищ. Захисні споруди [Офіційна сторінка]. URL: <https://mozmdv.gov.ua/zakhysni-sporudy/> (дата звернення: 24.11.2023)
17. Дубняк, С. С. (2013). Эколого-гидроморфологический анализ биотопической структуры крупных равнинных водохранилищ. Географический вестник. № 3(26). 107-120. URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/ekologo-gidromorfologicheskij-analiz-biotopicheskoy-struktury-krupnyh-ravninnyh-vodohranilisch/viewer>
18. Вишневський, В. І., Шевчук, С. А. (2018). Використання даних дистанційного зондування Землі у дослідженнях водних об'єктів України. К.: Інтерпрес ЛТД, 116. URL: <https://cutt.ly/oUbabxV>
19. Jaskuła, J., Sojka, M. (2019). Evaluation of spectral indicators for the detection of vegetative overgrowth of water bodies. Polish Journal of Environmental Research, 28 (6), 4199-4211. URL: <https://doi.org/10.15244/pjoes/98994>
20. Sojka, Mariusz, Jaskuła, Joanna, Wróżyński, Rafał, Waligórski, Błażej. (2019). Application of sentinel-2 satellite imagery to assessment of spatio-temporal changes in the reservoir overgrowth process - a case study: Przebędowo, West Poland, Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences, February, Vol. 14, No. 1, 39-50. DOI: <http://dx.doi.org/10.26471/cjees/2019/014/056>
21. Demertzi, I. I., Detsikas, S. E., Tselka, I., Tzanavari, I., Triantakoustantis, D., Karymbalis, E., and Petropoulos, G. P. (2022). Monitoring morphological changes in river deltas exploiting GEE and the full Landsat archive, EGU General Assembly 2022, Vienna, Austria, 23–27 May 2022, EGU22-11722, 11722. DOI: <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu22->
22. Zhang, P., Cai, Y., Yang, W., Yi, Y., Yang, Z., & Fu, Q. (2020). Contributions of climatic and anthropogenic drivers to vegetation dynamics indicated by NDVI in a large dam-reservoir-river system. Journal of Cleaner Production, 256, 120477. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120477>
23. Starodubtsev, V. M. (2017). New deltaic landscapes formation in large water reservoirs: global aspect. Наукові доповіді НУБіП України, 0(1 (65)). URL: <http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Dopovidi/article/view/8107>. DOI: <http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi2017.01.001>

Starodubtsev V., Ladyka M., Naumovska O. (2022).

PECULIARITY OF SOIL COVER FORMATION IN THE UPPER PART OF THE KANIV RESERVOIR

BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 13(3-4): 67-78.

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiia/article/view/16756>

[https://doi.org/10.31548/biologiia13\(3-4\).2022.086](https://doi.org/10.31548/biologiia13(3-4).2022.086)

Abstract. *The problem of water reservoirs, their role and positive and negative effects on the environment has become extremely acute around the world. The issue of the impact of reservoirs on soils has been studied for a long time. The greatest attention was paid to the soils erosion on the coasts, especially those composed of loamy rocks. Flooding of lands and waterlogging of soils in humid regions and salinization of flooded soils in arid regions have been widely studied.*

There was a need to study the features of litho-morphogenesis and soil formation on the islands (residual and newly formed) and the coast of these reservoirs during the study of the Dnieper reservoirs. There is also a need to study successions of terrestrial and aquatic vegetation, as reservoirs are rapidly overgrown, reducing their water permeability.

The research methods are land and water routes on the islands and reservoir coasts, standard methods of description and analysis of soil morphology and mapping of their distribution. The locations of soil profile were recorded with a GARMIN GPS receiver. Dynamics of hydromorphic landscapes in time and space on the islands were studied using Landsat and Sentinel satellites remote sensing data of Earth.

Hydrological and morphological conditions and dynamics of vegetation cover as factors in the formation of the soil cover of the islands and reservoir coast were considered. It was done in order to assess the peculiarities of their profile, properties and recreational and economic value.

It was established that the upper (river) part of the reservoir is dominated by soddy soils of varying degrees of gleyey, as well as meadow, meadow-swamp, and marsh soils. The formation of soils as the biotope basis of hydromorphic landscapes occurs differently on the "frontal" (mainly northern) part of the islands and on their rear (southern) part in accordance with the hydromorphological features and laws of litho-morphogenesis.

Research is provided by the community with the Czech Institute "CzechGlobe" and has the further perspective of a scientific project of international scale.

Key words: *Kaniv reservoir, soil, remote sensing, island, vegetation.*

ДОСЛІДЖЕННЯ ВПЛИВУ БІОПРЕПАРАТУ SOIL ALGAE НА ТОКСИЧНІСТЬ ЗАЛИШКІВ ПЕСТИЦИДІВ ЗА ДОПОМОГОЮ БІОТЕСТІВ

А.В. САЛЬНІКОВА,

*кандидат сільськогосподарських наук, старший викладач кафедри
загальної екології, радіобіології та безпеки життєдіяльності,*

<https://orcid.org/0000-0001-6706-2140>

Національний університет біоресурсів та природокористування України

С.М. САЛЬНІКОВ,

кандидат сільськогосподарських наук, науковий співробітник,

<https://orcid.org/0000-0002-6704-2729>

Інститут здоров'я рослин

Анотація. Проблема залишків пестицидів на сільськогосподарських землях не втрачає своєї актуальності, оскільки з'являються все нові препарати, які можуть бути токсичними для навколишнього природного середовища. У світі широко застосовуються біопрепарати, які володіють відновлювальними властивостями у ґрунті.

Використання біопрепаратів саме мікробного походження може спричинити сукупність різних процесів, які можуть сприяти покращенню властивостей ґрунту, його ремедіації, тощо. Особливо важливим з екологічної точки зору є саме зменшення прояву токсичних властивостей залишків пестицидів у ґрунті. Біопрепарат *Soil algae* є мікробним біопрепаратом, що отримується шляхом культивування бактерій *Noctos commune* за допомогою відповідної технології. Бактерії *Noctos commune* так само володіють здатністю до активізації процесів мікробіологічної активності ґрунту.

Для дослідження впливу біопрепарату *Soil algae* польові (внесення біопрепарату у різних концентраціях на поля із відомим пестицидним фоном) лабораторні (проведення біотестування для з'ясування впливу біопрепарату на токсичні властивості пестицидів) дослідження.

Біотестування проводилось різними методами для визначення впливу біопрепарату на різних етапах росту і розвитку сільськогосподарських культур, на процеси мікробіологічного перетворення у ґрунті.

Токсичність залишків пестицидів визначали у чорноземі типовому середньосуглинковому після польового дослідження проведеного на базі ВП НУБІП України «Агрономічна дослідна станція». Визначення впливу біодобрива

Soil algae на токсичність ґрунту проводили за використання різних методів, а саме: визначення фітотоксичності ґрунту на культурах крес салат, редис сорту з червоним кінчиком, горох та пшениця тверда; визначення гальмівної дії біодобрива на ріст вищих рослин; дослідження загальної чисельності ґрунтових мікроорганізмів; дослідження нітрифікаційної здатності ґрунту за методом Кравкова та інгібіторної дії на мінералізацію ґрунту.

*Фітотоксичність ґрунту чорнозему типового середньосуглинкового зменшувалась при збільшенні концентрації препарату, проте лише до певної межі. Норма біопрепарату 8 л/га призвела до збільшення кількості пророслого насіння крес салату, редису, гороху та пшениці твердої. Це може свідчити здатність впливу бактерій *Nostoc commune* на процеси у ґрунті, що сприяють зменшенню токсичних властивостей залишків пестицидів у ґрунті.*

Ключові слова: Пестициди, залишки пестицидів, біотестування, токсичність.

Вступ.

Сучасне сільське господарство значно мірою залежить від застосування синтетичних агрохімікатів та пестицидів, інтенсивності обробітку ґрунту та зрошення. Ці заходи допомагають багатьом людям задовольняти свої потреби в продовольчій продукції. Однак ця діяльність спричинила ряд екологічних проблем в тому числі погіршення якісних показників родючості ґрунту (Kumar M., 2012; Singh J. S., 2016). Для підвищення ефективності використання ресурсів в сільськогосподарському виробництві, необхідно впроваджувати технології, що сприяють підвищення продуктивності, використовуючи обмежені ресурси без нанесення непоправимої шкоди довкіллю.

Новітні технології передбачають використання інновацій, зокрема - мікробні інокулянти, в тому числі бактерії (*Azotobacter*), ціанобактерії (синьо-зелені водорості) і мікоризні гриби, які забезпечують поживними речовинами для рослин, сприяють родючості ґрунту та зберігають структу-

ру ґрунту (Koller M. 2012). Препарати що містять ціанобактерії це найбільш інноваційний та доцільний для застосування в екологічно чистих і сталих сільськогосподарських системах вид біологічних препаратів (Singh J.S., 2016, Singh R., 2017).

Ціанобактерії володіють рядом переваг, а саме явищем фотосинтезу, N-фіксацію, автотрофною здатністю, виробляють стимуляцію росту такі речовини, як гормони, вітаміни, амінокислоти та органічні кислоти (Wilson L.T., 2006). Ціанобактерії сприяють істотно для біогеохімічних циклів вуглецю, азоту та кисню (Karl D, De Ruyter Y.S., 2008).

Тому велику увагу науковці наразі приділяють дослідженням впливу різних ціано бактерій, зокрема з роду *Nostoc*, на ґрунт, рослину та ін. *Nostoc* – це рід ниткоподібних азотфіксуючих ціанобактерій, які утворюють макроскопічні або мікроскопічні колонії та поширені як у наземному, так і у водному середовищах (Potts, 2002).

Nostoc spp. можуть бути використані для реабілітації ґрунту (Rossi,

2017) і як природні азотні добрива, зокрема на рисових полях (Pereira, 2009), що доведено дослідженнями багатьох науковців у всьому світі.

Згідно з науковими дослідженнями, за обробки насіння ціанобактеріями зростає схожість та енергія проростання, що має важливу роль для процесу формування урожаю рису (Jongdee та ін., 2002). Доведено також прямий зв'язок між схожістю насіння і його врожайністю (Murungu, 2003; Sawan, 2009).

Обробка насіння біопрепаратами один із цінних методів для підвищення схожості насіння і отримання ранніх дружніх сходів (Lee and Kim, 1999; Фарук 2006, 2007), що було досліджено на різних сільськогосподарських культурах.

Корисні ефекти обробки насіння водоростями *Nostoc spp.* були проаналізовані на різних культурах, таких як рис, ячмінь, огірок, помідори, бавовна, конюшина, кукурудза, і салат (Seifikalhor, 2019; Shariatmadari, 2013; Таджуддін, 2005 рік; Юнесі, 2019; Rezaee, 2019; Солтані, 2019).

Матеріали та методи дослідження.

Дослідження проводились у на базі Відокремленого підрозділу Національного університету біоресурсів і природокористування України «Агрономічна дослідна станція» (ВП НУБіП України «Агрономічна дослідна станція»). Норма внесення препарату заявлена виробником – 3-6 л/га для прикореневого внесення. Відповідно до цього обрано та складено схему досліду з вивчення оцінки впливу на основі *Nostoc commune* на кількість залишків пестицидів у ґрунті передбачала такі варіанти: 1)

контроль (без біодобрив), 2) внесення біодобрив у нормі 4 л/га, 3) внесення біодобрив у нормі 8 л/га, 4) внесення біодобрив у нормі 12 л/га. Варіанти розміщено рандомно. Культура – кукурудза (гібрид Дельфін). Площа дослідних ділянок 100м². Внесення у ґрунт.

Переважаючий тип ґрунту на полях господарства – чорнозем типовий середньосуглинковий. Фізико-хімічні показники чорнозему типового середньосуглинкового: рН сольової витяжки 7,2 – 7,7±0,49, вміст гумусу – 3,6 – 5,8±0,15, вміст азоту – 108 – 150±15 мг/кг, вміст фосфору – 98,01 – 142,0±9 мг/кг, вміст калію – 58,38 – 141,0±4 мг/кг.

Відбір зразків для визначення вмісту залишків пестицидів здійснювався за ДСТУ ISO 10381-1:2004 «Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 1. Настанови щодо складання програми відбирання проб (ISO 10381-1:2002, IDT)», ДСТУ ISO 10381-2:2004 «Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 2. Настанови з методів відбирання проб (ISO 10381-2:2002, IDT)». Були відібрані середньозважені проби ґрунту з шару 0-20 см ручним пробовідбірником.

Екотоксикологічні дослідження біодобрива *Soil algae* проводили за використання різних тест-об'єктів, а саме: за використанням ДСТУ ISO 17126:200 «Якість ґрунту. Визначення впливу забрудників на флору ґрунту. Спостережний дослід на проростання насіння салату (*Lactuca sativa* L.)» на культурах: салат, редис сорту з червоним кінчиком, горох та пшениця тверда; визначення гальмівної дії біодобрива на ріст вищих рослин за ДСТУ ISO 11269-1:2004 «Якість ґрунту. Визначення дії забрудників на флору ґрунту. Частина

1. Метод визначання інгібіторної дії на ріст коренів»; дослідження загальної чисельності ґрунтових мікроорганізмів проводився методом висіву на живильне середовище (картопляний агар (КА));, дослідження нітрифікаційної здатності ґрунту за методом Кравкова; інгібіторної дії на мінералізацію ґрунту за ДСТУ ISO 14238:2003.

Результати дослідження та їх обговорення.

Для дослідження можливості накопичення залишків пестицидів у

ґрунтах було обрано підприємство з ординарною системою захисту сільськогосподарських культур ВП НУ-БіП України «Агрономічна дослідна станція». Уміст залишків пестицидів у ґрунті може негативно впливати на урожайність сільськогосподарських культур, співвідношення мікроорганізмів у ґрунті, фізико-хімічні процеси, тощо. Тому було важливим провести комплексне дослідження впливу біопрепарату Soil algae на токсичні властивості, що проявляються у впливі на ростові процеси рослин та

Отримані результати підтвердили припущення щодо пригнічення рос-

1. Уміст залишків пестицидів на полі №2 ВП НУБіП України «Агрономічна дослідна станція» після внесення пестицидів, вересень 2021 року

Назва діючої речовини	Вміст у ґрунті, мг/кг	Відхилення, мг/кг	Максимально-допустимі рівні, мг/кг
Контроль (без біодобрив)			
Азоксистробін	0,011	±0,006	0,3
Імідаклоприд	0,075	±0,020	0,04
Метолахлор	0,080	±0,019	0,02
p,p'-ДДТ	0,027	±0,012	0,1
Норма внесення 4 л/га			
Імідаклоприд	0,039	±0,005	0,04
Хлорантраніліпрол	0,019	±0,010	0,1
Метолахлор	0,063	±0,031	0,02
p,p'-ДДТ	0,023	±0,014	0,1
Норма внесення 8 л/га			
Імідаклоприд	0,040	±0,020	0,04
Хлорантраніліпрол	0,018	±0,009	0,1
Метолахлор	0,038	±0,040	0,02
p,p'-ДДТ	0,022	±0,011	0,1
Норма внесення 12 л/га			
Ципроконазол	0,011	±0,006	0,01
Імідаклоприд	0,052	±0,026	0,04
Метолахлор	0,047	±0,024	0,02
p,p'-ДДТ	0,024	±0,011	0,1

2. Вплив біопрепарату Soil algae на загальну кількість мікроорганізмів чорнозему типового середньо суглинкового (польовий дослід)

Культура	Варіант дослід	Загальна кількість організмів, кл/мл
Кукурудза (гібрид Дельфін)	Контроль (без біодобрив)	$7,4 \pm 1,5 \times 10^6$
	Норма внесення 4 л/га	$8,9 \pm 0,3 \times 10^6$
	Норма внесення 8 л/га	$2,2 \pm 0,1 \times 10^6$
	Норма внесення 12 л/га	$1,9 \pm 0,1 \times 10^6$

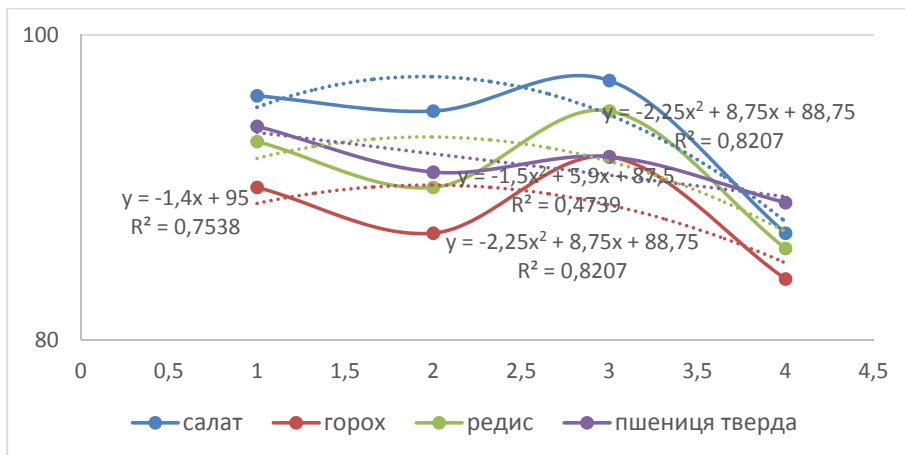


Рис. 1. Визначення фітотоксичності чорнозему типового середньосуглинкового після внесення біодобрива Soil algae

ту і розвитку рослин через наявність ґрунті значної кількості біодобрива. Досліджуване поле характеризується великою кількістю різноманітних залишків пестицидів, а також тут встановлене перевищенням допустимих рівнів вмісту азоксистробіну та ципроконазолу (табл. 1).

Також були проведені лабораторні дослідження з визначення фітотоксичності ґрунту після внесення біопрепарату Soil algae на дослідних ділянках поля №2 на крес салаті, редисі, гороші та пшениці твердій.

Результати визначення фітотоксичності ґрунту чорнозему типового середньосуглинкового свідчать, що найкращий результат показало

внесення біопрепарату у нормі 8 л/га, що призвело до збільшення кількості пророслого насіння на 5%. Це свідчить про зменшення токсичних властивостей залишків пестицидів присутніх у ґрунті під час проведення досліджень.

Важливим аспектом токсичного впливу пестицидів на ґрунт є зменшення його біологічної активності, тому ми проводили дослідження вмісту мікроорганізмів у ґрунті після внесення біопрепарату Soil algae (табл. 2).

Результати дослідження показали, що за норми внесення 4 л/га була зафіксована найбільша кількість мікроорганізмів, проте, за внесення більших

3. Вплив біопрепарату Soil algae на нітрифікаційну здатність чорнозему типового середньо суглинкового та інгібіторну дію на процеси мінералізації

Варіант досліду	Нітрифікаційна здатність ґрунту, мг/кг	Інгібіторна дія на мінералізацію (ID)
Контроль (без біодобрив)	140,8±0,2	-
Норма внесення 4 л/га	145,5±0,15	+1,2
Норма внесення 8 л/га	139,1±0,17	-0,9
Норма внесення 12 л/га	134,4±0,19	-6,4

НІР 0,5 = 4,56

4. Вплив залишків пестицидів та біопрепарату Soil algae на ріст ячменю (*Hordeum vulgare* L.), сорту Тріумф

Норма внесення біопрепарату Soil algae	Довжина кореня, мм	Відхилення від контролю, %	Довжина стебла, мм	Відхилення від контролю, %
Контроль (без біодобрив)	40	0	109	0
Норма внесення 4 л/га	44	+10	111	+1,8
Норма внесення 8 л/га	45	+12,5	113	+3,7
Норма внесення 12 л/га	38	-5	106	-2,3

НІР 0,5 = 6,78

концентрацій біодобрива було видно суттєве пригнічення процесів життєдіяльності ґрунтової мікробіоти.

Наступним важливим аспектом аналізу токсичності ми обрали нітрифікаційну здатність оскільки вона також представляє процеси перетворення важливих для рослин елементів. Дослідження показали пригнічення процесів нітрифікації та наявну дію пригнічення на процеси мінералізації у ґрунті (табл. 3).

Для визначення впливу залишків пестицидів та біопрепарату Soil algae на ріст і розвиток сільськогосподарських культур проводили біотест із використанням ячменю (*Hordeum vulgare* L.), сорту Тріумф. Отримані дані (табл. 4) свідчать про збільшення інтенсивності росту за збільшення норми концентрації препарату, але до

певної межі, оскільки за норми 12 л/га є виражене пригнічення ростових процесів.

Висновки і перспективи.

Досліджуваний ґрунт містить велику кількість різноманітних залишків пестицидів, зокрема, перевищення норм вмісту азоксистробіну та ципроконазолу.

Використання методу біотестування дає можливість встановити негативну дію залишків пестицидів на проростання сільськогосподарських культур. Визначенням фітотоксичності ґрунту після внесення біопрепарату на основі *Nostoc commune* (Soil algae) показав, що найефективніша норма застосування препарату 4 – 8 л/га.

Загальна кількість мікроорганізмів зменшується зі збільшенням концентрації біопрепарату Soil algae, тому рекомендована норма внесення 4-8 л/га. За норми внесення 4 л/га загальна кількість мікроорганізмів $8,9 \pm 0,3 \times 10^6$ кл/мл, за норми 8 л/га їхня кількість значно зменшилась і становила $2,2 \pm 0,1 \times 10^6$ кл/мл. Саме така концентрація біопрепарату володіє оптимальними параметрами для ймовірного зменшення токсичного ефекту від залишків пестицидів у ґрунті. Це ж показав аналіз нітрифікаційної здатності і інгібіторної дії на мінералізацію ґрунту.

Ростовий тест із застосуванням ячменю (*Hordeum vulgare* L.), сорту Тріумф підтвердив результати попередніх досліджень, оскільки норми внесення 4-8 л/га характеризувалися збільшенням довжини коренів (+10-12,5%) та стебла (+1,8-3,7%) щодо контролю.

Отже, дослідження впливу біопрепарату Soil algae на екотоксикологічні властивості залишків пестицидів показали, що норма внесення 4-8 л/га можуть сприяти зменшенню їхнього токсичного ефекту на сільськогосподарські культури.

References

1. Kumar M., Baudh K., Sainger M., Sainger P.A., Singh J.S. and Singh R.P. 2012 Increase in growth, productivity and nutritional status of rice (*Oryza sativa* L. cv. Basmati) and

enrichment in soil fertility applied with an organic matrix entrapped urea J. Crop Sci. Biotechnol. 15: 137–144.

2. Singh J.S., Strong P.J. 2016 Biologically derived fertilizer: a multifaceted bio-tool in methane mitigation Ecotoxicol. Environ. Saf 124: 267–276.
3. Koller M., Salerno A., Tuffner P., Koinigg M., Bozhzelt H. and Schoberd S 2012 Characteristics and potential of micro algal cultivation strategies: a review J. Clean. Prod. 37: 377–388.
4. Singh J.S., Kumar A., Rai A.N. and Singh D P 2016 Cyanobacteria: a precious bio-resource in agriculture, ecosystem, and environmental sustainability Front. Microbiol. 7: 529.
5. Singh R., Parihar P., Singh M., Bajguz A., Kumar J. and Singh S. 2017 Uncovering potential applications of cyanobacteria and algal metabolites in biology, agriculture and medicine: current status and future prospects Front. Microbiol. 8: 515.
6. Wilson L.T. 2006 Cyanobacteria: A Potential Nitrogen Source in Rice Fields Texas Rice 6: 9–10.
7. Karl D., Michaels A., Bergman B., Capone D., Carpenter E. and Letelier R. 2002 Dinitrogen fixation in the World's Oceans. In: Boyer W. and Howarth R.W. (Eds.). The Nitrogen Cycle at Regional to Global Scales, (Springer) 47–98.
8. De Ruyter Y.S. and Fromme P. 2008 Molecular structure of the photosynthetic apparatus, In: Herrero A. and Flores E. (Eds.) The Cyanobacteria: Molecular Biology, Genomics and Evolution, Caister Academic Press, Norfolk 217–270.

Salnikova A., Salnikov S. (2022).

RESEARCH OF THE INFLUENCE OF THE SOIL ALGAE BIOFETERLIZE ON THE TOXICITY OF PESTICIDE RESIDUES WITH THE HELP OF BIOTESTS

BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 13(3-4): 79-86.

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/article/view/16782>

[https://doi.org/10.31548/biologiya13\(3-4\).2022.100](https://doi.org/10.31548/biologiya13(3-4).2022.100)

Abstract. *The problem of pesticide residues on agricultural land does not lose its relevance, as new drugs appear that can be toxic to the natural environment. Biopreparations that have restorative properties in the soil are widely used in the world.*

The use of biological preparations of microbial origin can cause a combination of various processes that can contribute to the improvement of soil properties, its remediation, etc. Especially important from the ecological point of view is the reduction of the manifestation of toxic properties of pesticide residues in the soil. Biopreparation Soil algae is a microbial biopreparation obtained by cultivating Noctoc commune bacteria using the appropriate technology. In turn, Noctoc commune bacteria have the ability to activate the processes of microbiological activity of the soil.

To study the effect of the biological preparation Soil algae, field (application of the biological preparation in various concentrations to fields with a known pesticide background) and laboratory (conducting biotesting to find out the effect of the biological preparation on the toxic properties of pesticides) studies.

Biotesting was carried out by various methods to determine the effect of the biological preparation at various stages of growth and development of agricultural crops, on the processes of microbiological transformation in the soil.

The toxicity of pesticide residues was determined in a typical medium-loamy chernozem after a field study conducted on the basis of the Agronomic Research Station of the NUBiP of Ukraine. Determination of the effect of biofertilizer Soil algae on soil toxicity was carried out using various methods, namely: determination of soil phytotoxicity on watercress, red-tip radish, peas, and durum wheat crops; determination of the inhibitory effect of biofertilizer on the growth of higher plants; study of the total number of soil microorganisms; research of the nitrifying ability of the soil according to the Kravkov method and the inhibitory effect on soil mineralization.

Phytotoxicity of typical medium-loam chernozem soil decreased with increasing drug concentration, but only up to a certain limit. The rate of the biological preparation of 8 l/ha led to an increase in the number of germinated seeds of watercress, radish, peas and durum wheat. This can be evidenced by the ability of Noctoc commune bacteria to influence processes in the soil, which contribute to reducing the toxic properties of pesticide residues in the soil.

Key words. *Pesticides, pesticide residues, evaluation, biotesting, toxicity.*

ОСНОВНІ ШЛЯХИ ДЕГРАДАЦІЇ НАНОЧАСТИНОК МЕТАЛІВ

С.К. ЛОПАТЬКО,

*аспірант кафедри екології агросфери та екологічного контролю,
<https://orcid.org/0000-0001-7958-5600>*

В.М. ЧАЙКА,

*доктор сільськогосподарських наук, професор кафедри екології
агросфери та екологічного контролю,
<https://orcid.org/0000-0003-4324-5529>*

Національний університет біоресурсів і природокористування України

Анотація. Швидкість розвитку нанотехнологій регулює виробництво препаратів у нанорозмірній формі, у тому числі наночастинок металів. У свою чергу, вони можуть потрапляти в сільськогосподарські угіддя різними шляхами. Отже, їх подальша роль в агроценозі є прерогативою сучасних досліджень. Тому, основним питанням на сьогодні залишається можливість руйнування продуктів нанотехнологій за рахунок як едафічних чинників так і продуктами метаболізму рослин та мікроорганізмів для уникнення їхнього накопичення у агрофітоценозах. Ця стаття представляє огляд, здебільшого зарубіжної літератури, для систематизації знань зі шляхів деградації, механізмів проникнення наночастинок у клітину та вплив на неї, їхнього подальшого транспортування тканинами та взаємодії наночастинок металів з довкіллям, в агробіоценозах.

Фізикохімічні властивості наночастинок металів, (наприклад розмір, заряд, форма, покриття) та властивості ґрунту (наприклад рН, мінеральний склад, наявність органічних кислот та ін.) відіграють важливу роль у висвітленні питань розпаду, транспорту, мобільності та взаємодії нановмісних препаратів із ґрунтовими складовими.

Головна роль у формуванні основної більшості морфологічних особливостей наночастинок металів, які є основою нановмісних препаратів, відіграє метод їхнього синтезу. Серед багатьох існуючих, зокрема, перетворення в плазму речовини шляхом випаровування, осадження порошків з розчинів на підкладках, газофазний синтез та інші, був виділений метод електроіскрового диспергування як найбільш сучасний та прогресивний, адже для детального аналізу ми маємо змогу вдосконалити процес синтезу нановмісних

препаратів саме цим методом. За допомогою власного методу синтезу, регулюючи параметри нановмісних препаратів можна передбачити і уникнути потенційних ризиків використання нановмісних препаратів металів у фітоценозі та зменшити хімічне навантаження на ґрунт.

Отже, головна мета цього огляду - оцінити можливості наночастинок металів до деградації, описати передумови до біодеградації та підкреслити основні принципи використання таких властивостей в агропромисловому комплексі.

Ключові слова: наночастинки металів, біодеградація, розпад, біодоступність.

Вступ.

Розвиток наноіндустрії на сьогодні є прерогативою сучасних досліджень для більшості технологічних країн. Ця галузь науки розвивається з кожним днем та робить цінний внесок не тільки в технічні науки, а також у біотехнологію, біомедицину, агропромисловий комплекс та взагалі в будь-яку "науку про життя". Завдяки широкому розвитку нанонауки та нанотехнологій за останнє десятиліття, дослідники можуть отримати додатковий контроль над розмірами наночастинок, їхньою формою, структурною фазою та фізико-хімічними властивостями (такими як каталітичні, оптичні, електронні, магнітні, гідрофобні та гідрофільні).

Взагалі, нанотехнології – це процеси в якому беруть участь нанорозмірні частинки (від 1 до 100 нм) для створення нових речовин чи пристроїв. Багато унікальних властивостей наночастинок залежать від розміру та форми, поверхневого заряду та модифікації, гідрофобності наночастинок. Унікальні властивості наночастинок забезпечують біодоступність для живих клітин. Наприклад, невеликий розмір наночастинок може дати можливість їм проходити крізь біологічні

бар'єри; різноманітність структури наночастинок дає можливість збільшити біодоступність та ефективність препаратів агропромислового комплексу та ліків. Покращена біоактивність препарату, біодоступність дає змогу здійснювати контрольовану доставку ліків, оскільки їх можна інкапсулювати в нанопрепаративну систему. У порівнянні з традиційними методами доставки, така система вважається проривною. Останні наукові дані вказують на те, що нанотехнології можуть позитивно впливати на агропромисловий сектор, мінімізуючи несприятливі проблеми сільськогосподарської діяльності на довкілля та здоров'я людей, покращуючи продовольчу безпеку та продуктивність (як вимагає передбачуваний ріст населення), одночасно сприяючи соціально-економічному росту та раціональному ресурсо-користуванню.

Але з розвитком нанотехнологій виникло занепокоєння щодо подальшої участі наноматеріалів у біологічних процесах, а саме можливість до накопичення та розпаду. У зв'язку з цим, актуальним питанням на сьогодні стає можливість біодеградації наночастинок. Біорозкладані наноматеріали – це матеріали наномасштабу, які можуть природним чином

руйнуватися в біологічних умовах в організмі (Su & Kang 2020). Здатність наночастинок до розкладання, може бути корисною властивістю для контролю постачання діючої речовини, оскільки ідеальні біорозкладані матеріали потребують ефективної деградації на цільовій ділянці (Elemike, Uzoh, Onwudiwe & Babalola, 2019), у той час залишаючись активованими (Chen, 2018). Біорозкладані наночастинки мають велику перспективу в системі доставки лікарських засобів через безліч причин: вони забезпечують постачання з контрольованими показниками; вони стабільні в системі кровообігу; вони нетоксичні та неімуногенні (Chen, 2018). Обґрунтування цього огляду полягає в тому, що, незважаючи на прицілну увагу до наночастинок як засобів транспорту медичних препаратів, засобів захисту рослин, альтернативи препаратам мінерального живлення (Veklich et al., 2020), оглядів щодо можливості наночастинок до біодеградації та використання цієї властивості в агропромисловому комплексі майже немає.

Деградація наночастинок металів. Розпад із виділенням іонів є основним фізичним принципом як деградації так і біодеградації наночастинок металів. Біодеградація – біологічний процес, що призводить до зміни хімічного складу та структури молекули, під дією природних чинників, процесів або організмів (Khalid, 2019). Розпад наночастинок у ґрунті – це здебільшого динамічний процес, пов'язаний із реакційною здатністю наночастинок та чинниками довкілля. Здатність до розпаду залежить від сукупності характеристик наночастинок, як правило, менші за розміром частинки мають вищу швидкість

розпаду завдяки збільшеній питомій площі поверхні. Дослідження наночастинок Fe, Cu, Zn, Ag вказують на загальне збільшення інтенсивності розпаду в міру зменшення розміру частинок (Duhan et al., 2017). Хоча розмір є основною фізико-хімічною властивістю, що впливає на біодеградацію, ця тенденція може бути змінена за рахунок покриття поверхні наночастинок. Сучасні дослідження демонструють можливість зміни розчинності наночастинок (Chouhan, 2018), що вказує на здатність органічного покриття сприяти або інгібувати розпад наночастинок. Дослідження, проведене Borm та співавт. (Borm et al., 2006) показали, що сферичні частинки меншого розміру з позитивним зарядом, як правило, енергетично нестійкі, та більш розчинні. Вивчаючи процес природної біодеградації наночастинок у ґрунті, було доведено, що хімічна реакція, яка відбувається в природних умовах, обов'язково має низку природних чинників, які впливають на розчинність (Nanja, Focke, & Musee, 2020). Дослідження наночастинок Cu, у прісних водоймах (pH 6,32), демонструє зменшення розчинності наночастинок, завдяки присутності органічних речовин, поєднанню хелатів та утворенню стійкого покриття поверхонь частинок (Borm P., 2006). Однак Bian та ін. (Bian, Mudunkotuwa, Rupasinghe, & Grassian, 2011) резюмував, що розпад наночастинок Zn зростало в присутності гумінової кислоти при високому діапазоні pH. У дослідженнях Miao та ін. (2019) також зазначено перелік природних органічних сполук, які посилюють, або зменшують вивільнення іонів Zn^{2+} із наночастинок ZnO , залежно від їхнього хімічного складу й концентрації. Отже, проце-

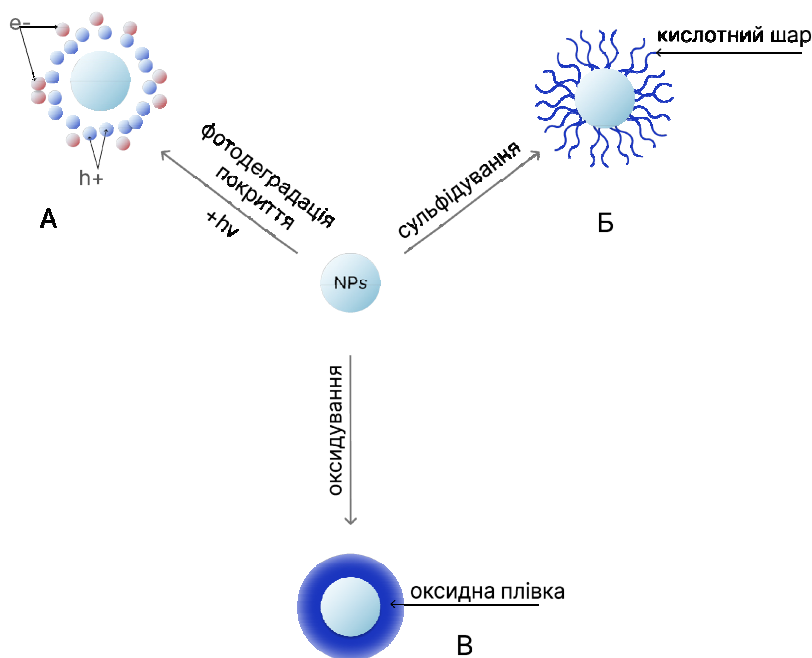


Рис. 1 Схема трансформації наночастинок металів

А – руйнування оксидного покриття наночастинок металів під дією світла;

Б – утворення сульфідної плівки на поверхні наночастинок;

В – зміна заряду наночастинок металів, під дією світла.

си біодеградації наночастинок металів у природному середовищі можуть суттєво відрізнятися від теоретичних (Dyshlyuk et al, 2021).

Також, наночастинки металів можуть зазнавати хімічного перетворення за допомогою окисно-відновних процесів у ґрунті (рис 1). Процеси окислення та відновлення пов'язані між собою та передбачають перенесення електронів між хімічними речовинами (Lead et al, 2018). Аеровані сільськогосподарські ґрунти є переважно окислювальними середовищами, а насичена підземна поверхня з обмеженим вмістом кисню може призводити до трансформації наночастинок. Індуковані сонячним світ-

лом окисно-відновні реакції (Xue et al, 2018) стають важливим процесом хімічного перетворення та впливають на ступінь окиснення, генерацію активних форм кисню та стійкість наночастинок (Nguyen, 2020). Металеві наночастинки, фотокаталізатори привернули останнім часом інтерес завдяки їх сильному поглинанню видимого та ультрафіолетового світла. Енергія, що поглинається електронами металу, і інтенсивними електричними полями в безпосередній близькості, створеними ефектом локалізованого поверхневого плазмонного резонансу(LSPR), робить вирішальний внесок в активацію молекул на наночастинок металу, що сприяє

хімічному перетворенню. Зараз є багато прикладів успішних реакцій, які каталізуються наночастинками металів і металевих сплавів, що керуються світлом при кімнатній або помірній температурі. Деякі наночастинки металів, такі як TiO_2 або ZnO спеціально створені чутливими до сонячного світла та здатні виробляти активні форми кисню під його дією. Також відомо, що деякі наночастинки металів мають можливість змінювати свій окислювально-відновний потенціал та потенційну токсичність під дією світла (Pang, et al 2020). Останнім важливим способом хімічної трансформації наночастинок є сульфидування. Доведено, що процес насичення поверхневого шару наночастинок сіркою та утворення сульфідної плівки, впливає на хімічну активність, виділення іонів та токсичність наночастинок (Alshehri, Aziz, Trivedi, & Panneerselvam, 2020).

Особливості деградації наночастинок, отриманих методом електро-іскрового диспергування. Застосування наночастинок металів у якості екологічно безпечних елементів мінерального живлення рослин вимагає вже на стадії їх отримання забезпечити ряд вимог для їх подальшого ефективного розчинення в клітині. Саме ці матеріали повинні мати зручну препаративну та біологічно доступну форму, не мати токсичних домішок, забезпечувати максимально рівномірний розподіл та легку корекцію їх концентрації в робочих (бакових) сумішах, що має найбільший вплив на подальше розчинення наночастинок у клітині.

Найбільш близько таким вимогам відповідають концентровані водні дисперсії металів (колоїдні розчини), але отримання їх із забезпеченням

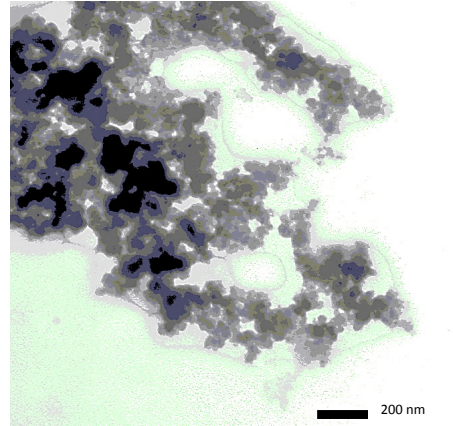


Рис. 2 Електронна мікроскопія наночастинок мангану

необхідної виробничої стабільності завжди було складною технічною задачею. У зв'язку з цим було удосконалено спосіб отримання водних дисперсій металів, в основі якого покладено фізичне явище електричного пробоя рідкого діелектрику. Метод об'ємного електроіскрового диспергування струмопровідних матеріалів для отримання дисперсних матеріалів детально вивчається вже на протязі останніх двох десятиків років. Еволюція різноманітних технічних рішень та загалом технології дала можливість отримувати стабільні, висококонцентровані розчини біологічно активних металів. Дослідження авторів та аналіз літературних джерел демонструють ефективність бактерицидної й біогенної дії колоїдних препаратів на основі наночастинок біологічно активних металів підвищується, якщо розмір дисперсної фази лежить в діапазоні 30-100 нм (рис.2), частинки однорідні за розмірами, формою, хімічним складом і структурно-фазовим станом (Zakharchenko, Shydlovska, Perekos, Lopatko, & Savluk, 2020).

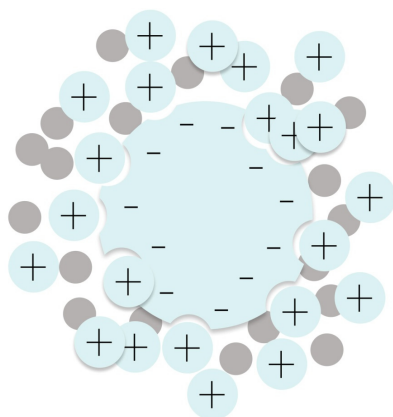


Рис. 3. Схема розпаду наночастинки (велика частинка із негативним зарядом) на іони (менші, позитивно заряджені частинки)

Отримані результати (Alshehri, Aziz, Trivedi, & Panneerselvam; Appa, & Nargund, 2020; Pappas, Turaga, Kumar, Ramkumar, & Kendall, 2017) з фізіології розвитку рослинних організмів під впливом колоїдних частинок та механізмів їхньої взаємодії й біологічної деградації дали можливість зробити припущення, що забезпечення пролонгованої дії полягає в поступовому розчиненні та генерації катіонів металу (рис.3).

Отже, навіть за умови інактивації або виведення наявних катіонів з організму, тривалий час буде існувати джерело катіонів – металева наночастинка. Очевидно, що за вказаного механізму постачання необхідних катіонів організму, токсичність речовини буде мінімальною. Тривалість латентного періоду (швидкість відгуку організму на обробку колоїдними розчинами), яка прямо пов'язана зі швидкістю та повнотою розпаду, в усіх досліджах залежала від конкретних умов їхнього проведення, фізіо-

логічного стану організму, етапу органогенезу тощо.

Подальші механізми транспорту катіонів рослиною давно відомі (Andresen, Peiter, & Küpper, 2018; Huang, Zhao, & Keller, 2017; Patel P.R., 2018; Radetić, & Šaponjić, 2017; Tripathi et al, 2017), але науковий та практичний інтерес представляють саме імовірні механізми транспорту або біологічної деградації та транспорту, самих наночастинок, оскільки використання наноматеріалів із кожним роком тільки зростає, та відбувається розширення сфери (галузей) їхнього використання (Manzanares, & Ceña, 2020). Це стосується не тільки рослинництва, а й медицини, методів діагностики та лікування.

Висновки.

У цьому огляді було обговорено можливості наночастинок металів до деградації, виявлено основні процеси, які сприяють розчиненню та трансформації наночастинок у ґрунті та розглянуто перспективні методи з їхнього виготовлення.

Результати аналізу літературних джерел показали, що наночастинки металів здатні трансформуватись та розчинятись за дії різних хімічних органічних речовин, фізичних факторів та едафічних чинників у природному середовищі за звичайних умов. Можна резюмувати, що основними факторами деградації наночастинок в природному середовищі є руйнування оксидної плівки, фотодеградація покриття поверхні наночастинок та сульфидування. Крім того, наночастинки металів деградують за дії ґрунтових мікроорганізмів та рослин.

Також, був описаний та проаналізований один з перспективних ме-

тодів синтезу наночастинок металів – електро-іскровий синтез наночастинок металів. Саме завдяки йому можна отримати наночастинок металів із сталою формою та розміром. Адже, морфологічні параметри нано-об'єктів це головний чинник їхньої біологічної функціональності.

Подальші дослідження будуть сприяти мінімізації хімічного навантаження на ґрунти через можливість наночастинок металів, виготовлених електро-іскровим методом, успішно розпадатися на іони в ґрунтах та під дією зовнішніх чинників.

Усі теоретичні аспекти та гіпотези, які було проаналізовано, у майбутньому детально досліджуватимуться та будуть підтверджені або спростовані.

References

1. Su, S., & Kang, P. M. (2020). Systemic Review of biodegradable nanomaterials in nanomedicine. *Nanomaterials*, 10(4), 656. doi:10.3390/nano10040656
2. Elemike, E., Uzoh, I., Onwudiwe, D., & Babalola, O. (2019). The Role of Nanotechnology in the Fortification of Plant Nutrients and Improvement of Crop Production. *Applied Sciences*, 9(3), 499. doi:10.3390/app9030499
3. Chen, H. (2018). Metal based nanoparticles in agricultural system: Behavior, transport, and interaction with plants. *Chemical Speciation & Bioavailability*, 30(1), 123-134. doi:10.1080/09542299.2018.1520050
4. Veklich A. et al. (2020) Regulation of Biological Processes with Complexions of Metals Produced by Underwater Spark Discharge. In: Fesenko O., Yatsenko L. (eds) *Nanooptics and Photonics, Nanochemistry and Nanobiotechnology, and Their Applications*. Springer Proceedings in Physics, vol 247. Springer, Cham. doi:10.1007/978-3-030-52268-1_23
5. Khalid F et al. Mechanism of Pollutants Magnetized Biodegradation in Wastewater by Some Yeasts. (2019). *International Journal of Science and Research (IJSR)*, 5(3), 3rd ser., 1599-1603.
6. Duhan, J. S., Kumar, R., Kumar, N., Kaur, P., Nehra, K., & Duhan, S. (2017). Nanotechnology: The new perspective in precision agriculture. *Biotechnology Reports*, 15, 11–23. doi:10.1016/j.btre.2017.03.002
7. Chouhan, N. (2018). Silver Nanoparticles: Synthesis, Characterization and Applications. *Silver Nanoparticles - Fabrication, Characterization and Applications*, 17–26. doi:10.5772/intechopen.75611
8. Borm, P., Klaessig, F. C., Landry, T. D., Moudgil, B., Pauluhn, J., Thomas, K., Trotter, R., & Wood, S. (2006). Research Strategies for Safety Evaluation of Nanomaterials, Part V: Role of Dissolution in Biological Fate and Effects of Nanoscale Particles. *Toxicological Sciences*, 90(1), 23–32. doi:10.1093/toxsci/kfj084
9. Nanja, A. F., Focke, W. W., & Musee, N. (2020). Aggregation and dissolution of aluminium oxide and copper oxide nanoparticles in natural aqueous matrixes. *SN Applied Sciences*, 2(7). doi:10.1007/s42452-020-2952-4
10. Bian, S. W., Mudunkotuwa, I. A., Rupasinghe, T., & Grassian, V. H. (2011). Aggregation and Dissolution of 4 nm ZnO Nanoparticles in Aqueous Environments: Influence of pH, Ionic Strength, Size, and Adsorption of Humic Acid. *Langmuir*, 27(10), 6059–6068. doi:10.1021/la200570n
11. Miao, A. J., Zhang, X. Y., Luo, Z., Chen, C. S., Chin, W. C., Santschi, P. H., & Quigg, A. (2019). Zinc oxide-engineered nanoparticles: Dissolution and toxicity to marine phytoplankton. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29(12), 2814–2822. doi:10.1002/etc.340
12. Dyshlyuk, L., Babich, O., Ivanova, S.,

- Vasilchenko, N., Atuchin, V., Korolkov, I., Prosekov, A. (2020). Antimicrobial potential of ZnO, TiO₂ and SiO₂ nanoparticles in protecting building materials from biodegradation. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 146, 104821. doi:10.1016/j.ibiod.2019.104821
13. Cervantes-Avilés, P., Huang, X., & Keller, A. (2021). Dissolution and aggregation of metal oxide nanoparticles used as nano-enabled agricultural products at the root-soil interface. doi:10.1021/scimeetings.1c00196
14. Lead, J. R., Batley, G. E., Alvarez, P. J., Croteau, M., Handy, R. D., McLaughlin, M. J., Schirmer, K. (2018). Nanomaterials in the environment: Behavior, fate, bioavailability, and EFFECTS-AN updated review. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37(8), 2029-2063. doi:10.1002/etc.4147
15. Xue, Y., Wang, J., Huang, Y., Gao, X., Kong, L., Zhang, T., & Tang, M. (2018). Comparative cytotoxicity and apoptotic Pathways induced by NANOSILVER in human liver HepG2 and L02 cells. *Human & Experimental Toxicology*, 37(12), 1293-1309. doi:10.1177/0960327118769718
16. Nguyen, V. T. (2020). Sunlight-driven synthesis of silver nanoparticles using pomelo peel extract and antibacterial testing. *Journal of Chemistry*, 2020, 1-9. doi:10.1155/2020/6407081
17. Pang, C., Zhang, P., Mu, Y., Ren, J., & Zhao, B. (2020). Transformation and Cytotoxicity of Surface-Modified Silver Nanoparticles Undergoing Long-Term Aging. *Nanomaterials*, 10(11), 2255. doi:10.3390/nano10112255
18. Alshehri, M. A., Aziz, A. T., Trivedi, S., & Panneerselvam, C. (2020). Efficacy of chitosan silver nanoparticles from shrimp-shell wastes against major mosquito vectors of public health importance. *Green Processing and Synthesis*, 9(1), 675-684. doi:10.1515/gps-2020-0062
19. Zakharchenko, S., Shydlovska, N., Perekos, A., Lopatko, K., & Savluk, O. (2020). Features of Obtaining of Plasma-Erosion Nanodispersed Silver Hydrosols and Their Bactericidal and Fungicidal Properties. *Metallofizika i noveishie tekhnologii*, 42(6), 829-851. doi:10.15407/mfint.42.06.0829
20. Appa, C., & Nargund, V. B. (2020). Green synthesis of chitosan Based copper nanoparticles and Their Bio-efficacy against bacterial blight OF POMEGRANATE. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 9(1), 1298-1305. doi:10.20546/ijcmas.2020.901.143
21. Alshehri, M. A., Aziz, A. T., Trivedi, S., & Panneerselvam, C. (2020). Efficacy of chitosan silver nanoparticles from shrimp-shell wastes against major mosquito vectors of public health importance. *Green Processing and Synthesis*, 9(1), 675-684. doi:10.1515/gps-2020-0062
22. Pappas, S., Turaga, U., Kumar, N., Ramkumar, S., & J. Kendall, R. (2017). Effect of concentration of silver nanoparticles on the uptake of silver from silver nanoparticles in soil. *International Journal of Environmental and Agriculture Research*, 3(5), 80-90. doi:10.25125/agriculture-journal-IJOEAR-APR-2017-2
23. Andresen, E., Peiter, E., & Küpper, H. (2018). Trace metal metabolism in plants. *Journal of Experimental Botany*, 69(5), 909-954. doi:10.1093/jxb/erx465
24. Tripathi, D. K., Shweta, Singh, S., Singh, S., Pandey, R., Singh, V. P., . . . Chauhan, D. K. (2017). An overview on manufactured nanoparticles in plants: Uptake, translocation, accumulation and phytotoxicity. *Plant Physiology and Biochemistry*, 110, 2-12. doi:10.1016/j.plaphy.2016.07.030
25. Huang, Y., Zhao, L., & Keller, A. A. (2017). Interactions, transformations, and bioavailability Of Nano-Copper exposed to ROOT EXUDATES. *Environmental Science & Technology*, 51(17), 9774-9783. doi:10.1021/acs.est.7b02523

26. Patel, P. R., Shaikh, S. S., & Sayyed, R. Z. (2018). Modified chrome azurol s method for detection and estimation of siderophores having affinity for metal ions other than iron. *Environmental Sustainability*, 1(1), 81-87. doi:10.1007/s42398-018-0005
27. Radetić, M., & Šaponjić, Z. (2017). Biodegradation behavior of textiles impregnated with ag and tio2 nanoparticles in soil. *Methods in Pharmacology and Toxicology*, 281-296. doi:10.1007/978-1-4939-7425-2_14
28. Manzanares, D., & Ceña, V. (2020). Endocytosis: The nanoparticle and submicron nanocompounds gateway into the cell. *Pharmaceutics*, 12(4), 371. doi:10.3390/pharmaceutics12040371

Lopatko S., Chayka V. (2022).

THE MAIN WAYS FOR METAL NANOPARTICLES DEGRADATION

BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 13(3-4): 87-95.

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/article/view/16703>

[https://doi.org/10.31548/biologiya13\(3-4\).2022.061](https://doi.org/10.31548/biologiya13(3-4).2022.061)

Abstract. *Progress of nanotechnology development regulates the production of substance in nanosized form, including metal nanoparticles. Therefore, they can enter agricultural land in different ways. Consequently, their further role in agroecosystem is the prerogative of modern research. So, the main issue today remains the possibility of destruction of nanotechnology products at the expense of both edaphic factors and metabolic products of plants and microorganisms to avoid their accumulation in agroecosystems. This article presents a review, mostly of foreign literature, to systematize knowledge of degradation pathways, mechanisms of nanoparticle penetration into the cell, their subsequent transport through tissues, and the interaction of metal nanoparticles with the environment in agroecosystems.*

Physicochemical properties of metal nanoparticles (for example, size, charge, shape, coating) and soil properties (for example, pH, mineral composition, presence of organic acids, etc.) play an important role in elucidating the issues of decomposition, transport, mobility and interaction of nano-containing preparations with soil components .

The main role in the formation of most morphological features of metal nanoparticles, which are the basis of nano-containing preparations, played by the method of nanoparticle synthesis. Among many existing ones, in particular, transformation in plasma by evaporation, deposition of powders from solutions on a substrate, gas-phase synthesis, and others, the electrospark dispersion method was released as the most modern and progressive, since for detailed analysis we can perfectly reproduce the synthesis process of nano-containing solutions, by this method.

With the help of our own method of synthesis, by adjusting the parameters of nano-containing preparations, it is possible to predict and avoid the potential risks of using nano-containing preparations of metals in agroecosystem.

Therefore, the main goal of this review is to evaluate the potential of metal nanoparticles for degradation, to describe the prerequisites for biodegradation and to note the main possibilities of using such properties in the agro-industrial complex.

Keywords: *metal nanoparticles, biodegradation, disintegration, bioavailability*

ДЕГРАДАЦІЙНІ ПРОЦЕСИ В ҐРУНТАХ УКРАЇНИ ТА ЇХ НЕГАТИВНІ НАСЛІДКИ ДЛЯ ДОВКІЛЛЯ

Є.М. БЕРЕЖНЯК,

кандидат сільськогосподарських наук,
доцент кафедри екології агросфери та екологічного контролю,
<https://orcid.org/0000-0001-5945-1285>

О.І. НАУМОВСЬКА,

кандидат сільськогосподарських наук,
доцент кафедри екології агросфери та екологічного контролю

М.Ф. БЕРЕЖНЯК,

кандидат сільськогосподарських наук,
доцент кафедри ґрунтознавства і охорони ґрунтів ім. М.К. Шукли
Національний університет біоресурсів і природокористування України
E-mail: genybereg1980@gmail.com

Анотація. Встановлено, що тривале інтенсивне сільськогосподарське використання різних типів ґрунтів України призвело до суттєвих масштабів розвитку в них деградаційних процесів. Широкого поширення набули: деградація ґрунтів внаслідок водної ерозії, на півдні країни періодично відбуваються пилові бурі та процеси дефляції, для багатьох регіонів характерні агрофізична деградація і дегуміфікація, помітні екологічні ризики виникають і за нерационального осушення водно-болотних угідь та зрошення.

У статті проаналізовані деградаційні процеси ґрунтів та негативні наслідки їх для довкілля. Зазначається, що водна ерозія ґрунтів є головним чинником їхньої деградації, яка поширена на площі 13,4 млн. га. Це призводить до зниження енергетичного потенціалу ґрунтів, втрати посівів, замулення водойм, а за виникнення проявів дефляції – забруднення повітря пилом і зростання ризиків хвороб органів дихання в людей. У разі розповсюдження агрофізичної деградації небажаними є заплівання і кіркутворення на поверхні ґрунтів, зниження рівня їхньої інфільтрації, обмеження доступу до культур елементів живлення. Дегуміфікація ґрунтів поширена на площі приблизно 39 млн. га сільськогосподарських земель, часто причиною її проявів є недостатнє внесення органічних добрив, а також спалювання пожнивних решток зернових культур, що призводить до втрат вуглецю, азоту, ураження корисної мікрофлори. За тривалого осушення змінюються гідрологічний режим ґрунтів, рослинний покрив і фауна, послаблюється їхня ерозійна стійкість.

До заходів поліпшення деградованих земель варто віднести впровадження в сівозміни бобових і сидеральних культур, використання альтернативних органічних добрив і кальцієвмісних меліорантів. Отже, необхідно постійно враховувати всі небажані наслідки деградації ґрунтів, водночас застосовувати економічно вигідні дієві заходи поліпшення їхніх властивостей, які б покращили фітосанітарний і еколого-меліоративний стан довкілля.

Ключові слова: водна ерозія, дефляція, пилові бурі, агрофізична деградація, дегуміфікація, водно болотні угіддя, осушення, торфові пожежі, меліорація.

Вступ.

Відомо, що ґрунт є складною і динамічною системою, яка виконує глобальні біосферні та біоценологічні функції, до яких варто віднести: забезпеченість життя організмів на планеті; виробництво сировинних ресурсів для створення продуктів харчування; регуляцію обміну газів між ґрунтовим покриттям та атмосферою; формування теплового режиму агроландшафтів; підтримання енергетичного балансу довкілля; утримання біологічного й ландшафтного різноманіття, тощо. За експертними оцінками приблизно 95 % світового продовольства прямо або опосередковано виробляється за використання ґрунтового вкриття. У світових масштабах значна частина органічного вуглецю акумулюється у ґрунтах, що відіграє ключову роль у вуглецевому циклі й може бути важливим механізмом адаптації до кліматичних змін певної території та відтворення родючості ґрунтів [1, 2]. Також інтенсивне використання ґрунтового покриття в сучасному землеробстві призводить до помітної деградації ґрунтів, що є прямою загрозою для продовольчої безпеки та майбутнього життя людства [3].

У звіті організації ФАО [4] йдеть-

ся, що до 2030 року у світі будуть спостерігатися дві тенденції: демографічні проблеми (збільшення чисельності населення) та зростання потреб людства в продуктах харчування, що може призвести до суттєвого дефіциту споживання ресурсів [5]. Постійне зростання попиту на продукти харчування, поряд зі змінною клімату, створюють незворотний вплив на розвиток світової економіки на найближчі 15-20 років, це без сумніву відобразиться і на екологічних наслідках у довкіллі [6]. На ювілейній 70 сесії Генеральної Асамблеї ООН на період до 2030 року прийнято 17 цілей та 169 завдань спрямованих на усунення основних системних перешкод на шляху до збалансованого розвитку суспільства [7]. Зокрема, відповідно до Цілі 2 передбачено всебічно сприяти збалансованому розвитку сільського господарства, а Ціль 15 трактується як «забезпечити захист і відновлення наземних екосистем, боротися із опустелюванням, припинити розвиток деградації земель та розпочати процес їхнього відновлення» [8]. Відповідні завдання також задекларовані і в Цілях сталого розвитку України на період до 2030 року, затверджених Указом Президента України за №722/2019 від 30 вересня 2019 року [9].

Огляд публікацій по темі досліджень.

Масштаби деградації ґрунтів України, погіршення їхніх властивостей стали все більше проявлятися в останні десятиліття за перехідного періоду від державної до ринкової економіки. Інтенсивне використання земель, як основного засобу існування в цей час, відбувається переважно завдяки природній родючості ґрунтів без компенсації їхніх витрат. На засіданні НАТО з питань якості ґрунтів щодо екологічно стійкого розвитку сільського господарства й екологічної безпеки визначено поняття «якість ґрунтів», як їхня здатність забезпечувати вирощування повноцінної поживної продукції рослинництва, що безперервно підтримується тривалий час, без шкідливої дії на навколишнє середовище. Зрозуміти це можна в контексті аналізу стійкості ґрунтів, які розглядаються як сума їхньої продуктивності та екологічної рівноваги і визначається здатністю ґрунту відновлюватися після порушень, викликаних зовнішніми або внутрішніми чинниками.

Багато наукових праць вітчизняних вчених присвячені вивченню масштабів поширення водної та вітрової ерозії ґрунтів і їхніх наслідків на довкілля. Зокрема, у статті Tarariko [10] відмічено, що через прояви водно-ерозійних процесів відбуваються втрати вологи на поверхневий стік, змив ґрунту й поступове забруднення малих річок, а також періодичні запилення атмосферного повітря внаслідок дефляції. Встановлено, що у східних регіонах України за останні 30 років у структурі опадів зросла кількість ерозійно-небезпечних дощів з інтенсивністю понад 40

мм за добу, що збільшило ерозійні втрати ґрунту до 42% [11]. Результати прояву інтенсивної ерозії у Правобережному Лісостепу наводяться в статті Svitlichniy [12], що в підсумку призвело до зниження економічної та екологічної цінності земель регіону. Отже, внаслідок цих негативних процесів знижується не лише родючість ґрунтів і продуктивність агроєкосистем, але й погіршується загалом екологічний стан агроландшафтів, забруднюються й замулюються продуктами ерозії малі річки, поступово зменшується їхня водність [13, 14]. Тому на загальнодержавному рівні має дотримуватися нормативне забезпечення формування сталої структури агроландшафтів, охорони земельних, водних і біологічних ресурсів.

Що стосується вітрової ерозії (дефляції), то в певні роки вона може проявлятися на площі до 20 млн га земель, переважно в зоні Степу України [15]. Зазначається, що за швидкості вітру понад 14 м/с польові роботи в зонах Північного Степу та Лівобережного Лісостепу не бажано проводити, оскільки втрати ґрунту від агротехнічного пилення збільшуються у кілька разів, що може спричинити дефляцію й відповідні наслідки [16].

Нині в Україні досить вираженою є агрофізична деградація ґрунтів, за якої втрачається їхня агрономічно-цінна структура і проявляється помітне переущільнення. Цю проблематику ретельно досліджували такі вчені як Medvedev [17]; Demidenko [18]; Plisko [19]; Berezhniak [20]; Li G. [21]; Lema [22]. Негативним наслідком переущільнення чорноземних ґрунтів є зменшення потужності й продуктивності кореневих систем,

ослаблення адаптації рослин до нестачі вологи, різке погіршення якості орного шару після обробітки через перевагу брил. Ризик переуцільнення ґрунтів в Україні очевидний на площі 32,4 млн. га орних земель [23]. Найбільшою схильністю до прояву фізичної деградації характеризуються ґрунти Херсонської області. Також підвищений ризик її проявів спостерігається у Запорізькій, Полтавській та Київській областях [19]. У монографії Demidenko O.V. [18] наведені дані щодо позитивного впливу довготривалого ґрунтозахисного землеробства в агроценозах Лісостепу на розуцільнення чорноземного ґрунту в кореневмісному шарі, поступове відновлення його структури і зростання водостійкості агрегатів, що є позитивною ознакою зменшення агрофізичної деградації ґрунтів.

Зміни форм господарювання і власності на землю, що стали основним змістом перетворень в аграрному секторі України в останні роки, на жаль, негативно позначилися на родючості ґрунтів [24]. Вони втратили помітну частину гумусу, родючі чорноземи частково перетворились у ґрунти із середнім рівнем родючості і далі погіршуються. Співставлення гумусованості ґрунтів за часів Докучаєва (1882 р.) із сучасним станом свідчить, що відносні втрати гумусу за цей, майже 120-річний період, досягли 22 % в Лісостеповій, 19,5 – в Степовій і біля 19 % – у Поліській зонах України [25].

Усе більші площі родючих ґрунтів Лісостепу і Степу України піддаються дегуміфікації, яку у своїх стаціонарних дослідженнях вивчали в різний час Balayev [26]; Degtyarov [27]. Учені наполегливо рекомендують впроваджувати ресурсоощадні тех-

нології обробітки ґрунтів, такі як *potill*, *strip-till*, *mini-till*, *mulch-till*, що дасть змогу зменшити втрати гумусу та закріпити до 2,7 т/га CO₂ екв. на рік [26]. Отже, постала необхідність розробки загальнодержавної програми використання та охорони земель, яка б враховувала конкретні умови землекористування, ґрунтово-кліматичні ресурси, визначала б диференційовано комплекс збалансованих заходів для зниження дегуміфікації і формування екологічно безпечних агроландшафтів [28]. Також аналіз останніх публікацій Truskavetzkiy [29]; Romaschenko [30]; Kolomietz [31]; Zabuga [32] свідчить про певні негативні зміни функціонування водно-болотних екосистем опісля тривалого осушення гідроморфних ґрунтів. Негативні наслідки меліоративних робіт з інтенсивним зрошенням у минулому аридних територій держави йдеться в публікаціях [33-34].

Метою статті було дослідження основних деградаційних процесів ґрунтів України, виявлення їхніх негативних наслідків для довкілля та розроблення заходів щодо зменшення проявів деградацій і збереження земель.

Результати дослідження та їх обговорення.

Аналіз літературних джерел щодо сучасного стану використання ґрунтів свідчить про посилення різноманітних деградаційних процесів ґрунтового вкриття. Значних розмірів набули водна ерозія та дефляція, агрофізична деградація, дегуміфікація, вторинне підкислення, підтоплення, засолення й осолонцювання та інші. Деякі типи ґрунтів мають підвищену щільність, певною мірою

втратили агрономічно-цінну структуру, здатність нагромаджувати і утримувати вологу. Постійний антропогенний вплив на ґрунти призводить до погіршення їхніх властивостей, помітної втрати родючості і зниження продуктивності сільськогосподарських угідь. До основних видів антропогенної діяльності, яка є екологічно небезпечною щодо подальшого розвитку деградації ґрунтів, доцільно виділити: повсюдну глибоку оранку із обертанням скиби, ущільнення ґрунтів важкою технікою, втрати органічної речовини за спалювання соломи та стерні зернових, суттєве збільшення частки просапних культур, інтенсивне зрошення та необґрунтоване осушування боліт.

За результатами багаторічних власних досліджень авторів статті та літературних джерел щодо проходження деградаційних процесів в ґрунтах України виділено їхній негативний вплив на довкілля та представлені основні заходи щодо поліпшення деградованих земель (табл. 1).

Водна ерозія ґрунтів є головним чинником деградації ґрунтового вкриття й агроландшафтів в Україні, яка нині набула загрозливих розмірів. Причиною цього стала довготривала екологічно необґрунтована інтенсивна експлуатація земельних ресурсів, надмірна розораність ґрунтового покриву, порушення рівноваги кругообігів хімічних елементів в агроекосистемах. Негативні наслідки сучасної антропогенної ерозії стосуються не лише сфери аграрного виробництва, але й інших компонентів природного середовища – рельєфу, поверхневих і підземних вод, рослинного покриву та всієї біоти [34].

В Україні загальна площа угідь, які зазнали згубного впливу водної

ерозії, становить 13,4 млн га, у тому числі 10,6 млн га орних земель. До складу еродованих земель входять 4,5 млн га із середньо- та сильнозмитими ґрунтами, в тому числі 68 тис. га повністю втратили гумусовий горизонт [35].

Відомим ученим ерозієоністом М.М. Заславським були виділені екологічні й економічні збитки внаслідок проявів ерозійних процесів. Учений зазначив, що поверхневий стік і змив ґрунтів призводять до таких екологічних наслідків:

- відкладення змитих наносів у підніжжі схилів, по балках і долинах річок (пошкодження і знищення посівів, погіршення родючості ґрунтів та якості урожаю сільськогосподарських культур);

- втрат гумусу (дегуміфікація), змиву поживних речовин і елементів удобрення на полях, а також зниження енергетичного потенціалу ґрунтів;

- засмічення доріг і автомагістралей твердим змитим матеріалом ґрунту.

Вищезазначені небажані наслідки для довкілля, які виникають унаслідок поширення ерозійних процесів, потребують подальшого впровадження заходів щодо їхнього зниження і мінімізації. Серед заходів поліпшення варто виокремити створення ландшафтно-адаптивних систем землеробства, проведення заліснення крутосхилів, обов'язкові посіви бобових культур і злакових трав.

Під дефляційні явища постійно або періодично підпадають близько 6 млн. га оброблюваних земель [8]. Найчастіше вітрова ерозія проявляється у посушливих регіонах. Зокрема, повсякденну ерозію викликають вітри малої швидкості, завихрення повітря, невеликі пориви вітру, а та-

1. Основні деградаційні процеси в ґрунтах України, їхні наслідки для довкілля та заходи з поліпшення

Деградаційні процеси ґрунтів і площа ураження	Негативні наслідки для довкілля	Заходи поліпшення
Водна ерозія ґрунтів, 13,4 млн. га	Зниження енергетичного потенціалу ґрунтів, замулення водойм і боліт, засмічення автомагістралей	Застосування ландшафтно-адаптивних систем землеробства, масштабне заліснення крутосхилів, посіви бобових культур і трав
Дефляційні явища, 6 млн. га	Пошкодження сільськогосподарських посівів культур, забруднення повітря пиловими часточками ґрунту і зростання ризиків для здоров'я людей	Збереження, відновлення позахисних лісових смуг, оптимізація структури сівозмін
Агрофізична деградація (переуцільнення, знеструктурування), понад 32,4 млн. га	Запливання і кіркоутворення на поверхні ґрунту, погіршення водопроникності і рухомості поживних елементів, обмеження розвитку кореневих систем	Мінімізація обробітку ґрунту, впровадження ґрунтозахисних сівозмін, внесення органічних добрив і кальцієвмісних меліорантів
Втрати гумусу (дегуміфікація), 39 млн. га с.-г угідь	Зменшення вмісту і запасів гумусу, падіння потенційної та ефективної родючості ґрунтів, втрати енергії гумусових речовин за проявів ерозії, розпилення структурних окремоностей, зниження протиерозійної стійкості	Мінімізація обробітку ґрунтів, насичення сівозмін бобовими і сидеральними культурами, використання альтернативних видів органічних добрив, заробка поживних решток у полях
Деградація внаслідок осушення, 3,1 млн га	Порушення гідрологічного режиму. Втрати органічної речовини торфів, спрацювання осушених торфовищ. Ксерофітизація флори, зміни у функціонуванні екосистем (фітоценозів, фауни), чисельності птахів і ссавців. Підсилений розвиток дефляції. Виникнення торфових пожеж.	Обов'язкова інвентаризація осушуваних земель, обґрунтування напрямів їхнього подальшого екологічно безпечного використання. Застосування двосторонніх (водооборотних) меліоративних систем. Ренатуралізація вироблених торфовищ. Відновлення водно-болотних угідь для збереження біорізноманіття, пом'якшення наслідків змін клімату і поліпшення якості поверхневих вод
Деградація внаслідок зрошення, 2,6 млн га	Підйом рівня ґрунтових вод і розвиток процесів підтоплення. Активізація галохімічних процесів (прояви засолення, підлуження та осолонцювання ґрунтів). Погіршення агрофізичних властивостей (деагрегація і ущільнення, розвиток злитизації)	Модернізація меліоративних систем. Покращення якості поливних вод. Оптимізація поливних норм, застосування новітньої техніки і технологій зрошення. Висока культура землеробства.

кож дія на сухий ґрунт різних ґрунтообробних знарядь та транспортних механізмів, коли дрібні частки потоками повітря піднімаються і переносяться на незначну віддадь. Натомість причиною виникнення пилових бур є сильні поривчасті вітри, які охоплюють великі території, видувачучи у повітря величезні маси ґрунту й переносячи його на інші території. Доведено, що дефляційні втрати 10 см родючого шару ґрунту прирівнюються до переміщення понад 1 тис т/га ґрунту [36-37]. Пилова буря, яка відбулася у південних областях України 23-24 березня 2007 року призвела до катастрофічних наслідків, адже втрати ґрунту в епіцентрі явища із поверхонь без рослинності становили від 150 до 400 т/га, а на периферії від 10 до 50 т/га [38]. Цікаво, що весною 2020 року нехарактерну пилову бурю спостерігали на Поліссі. За даними супутникових знімків Sentinel-5P UV Aerosol Index, які містять інформацію про концентрацію аерозолів (дрібнодисперсного пилу)

встановлено, що територія масштабного прояву дефляції ґрунту охоплює площу до 3,5 млн га (рис. 1).

Отже, екологічні наслідки для довкілля у випадку поширення пилових бур є негативними, оскільки пошкоджуються сільськогосподарські посіви культур, значно забруднюється повітря дрібнодисперсними пилуватими частками ґрунту, в якому можуть міститися залишки мінеральних добрив та пестицидів, що зумовлює не лише втрати ґрунтових ресурсів поверхневого шару, але також і зниження врожайності культур та зростання ризиків для здоров'я населення.

Агрофізичною деградацією ґрунтів є надмірне переущільнення земель, втрата ними агрономічно-цінної структури, погіршення повітряного режиму й водних властивостей. Це призводить до зменшення глибини кореневмісного шару, зниження польової вологості, діапазону активної вологості та її доступності рослинам, а також рухомості елементів живлення культур. У результаті по-

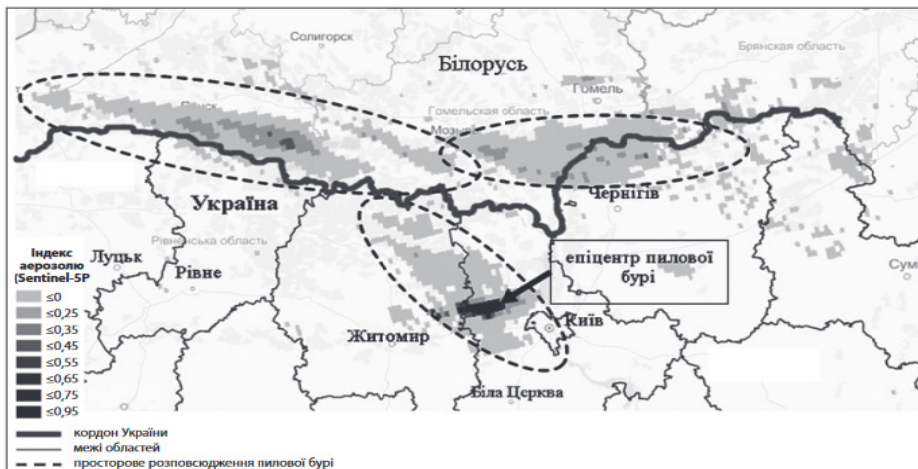


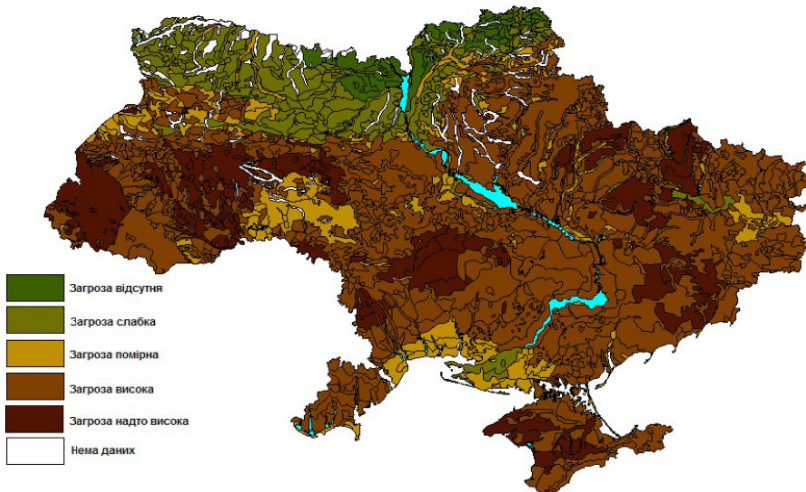
Рис. 1. Поширення пилової бурі на території Українського Полісся за даними супутника Sentinel-5P UV Aerosol Index (16.04.2020 року) [10]

гіршується якість обробітку ґрунту і збільшуються витрати на його проведення. Сучасні трактори й сільськогосподарські машини активно взаємодіють із ґрунтом і рослинами, порушуючи хід проходження природних процесів в агроландшафтах. Вплив сільськогосподарської техніки на довкілля супроводжується забрудненням атмосфери, ґрунтів і водойм, руйнуванням структури і ущільненням ґрунту, особливо в останні роки, коли середня маса трактора збільшилася у 1,5–2,4 рази, а кількість їхніх проходів по полю за вегетаційний період зросла з 3–4 до 10–15 за вирощування зернових і до 20–25 – пропашних культур [17]. Ця проблема створює несприятливі екологічні наслідки й економічні збитки. Втрати сільськогосподарської продукції від переущільнення ґрунтів в Україні можуть сягати 160–500 млн. доларів щорічно [34]. Так, у ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського» проведено прогноз і розроблено карту схильності

ґрунтів до переущільнення (рис. 2).

Переущільнення практично відсутнє в ґрунтах легкого гранулометричного складу, із високими параметрами вихідної щільності й зниженою вологістю. Навпаки, висока схильність відзначається в глинистих ґрунтах, з низькою рівноважною щільністю складення і вологістю. небезпека переущільнення існує майже на 32 млн. га ріллі України.

Поширеним видом деградації ґрунтів є дегуміфікація, якою охоплено 39 млн. га сільськогосподарських угідь. За даними ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського» останні 20-річні втрати гумусу в ґрунтах України в грошовому еквіваленті становлять понад 450 млрд грн, водночас баланс гумусу в ґрунтах упродовж цих років був гостродефіцитним і коливався в межах 0,4–0,8 т/га. Основною причиною зменшення гумусу є надзвичайно низькі обсяги внесення органічних добрив, приблизно 1 т/га, тоді як мінімальна норма для забезпечення



**Рис. 2. Синтезована карта прогнозу переущільнення ґрунтів [34]
(Національна доповідь про стан родючості ґрунтів України, 2010)**

бездефіцитного балансу гумусу, залежно від ґрунтово-кліматичної зони, має становити від 8 до 14 т/га. [34].

Отже, за дегуміфікації відбуваються зменшення вмісту й запасів гумусу, втрата енергії гумусових сполук, а також зниження протиерозійної і екологічної стійкості ґрунтів. Водночас досить негативним для довкілля є спалювання пожнивних решток культур, коли втрачається не тільки органічна речовина, яка могла б узяти участь у гуміфікації, але й частково пригнічується корисна мікрофлора й мезофауна поверхневого шару ґрунту. Великі втрати гумусу відбуваються внаслідок ерозійних процесів, де разом зі змивом ґрунту, вимиваються основні поживні речовини, які були б дуже корисними у період вегетації сільськогосподарських культур [13].

Важливе екологічне значення мають водно-болотні угіддя, що є унікальними екосистемами з неповторним розмаїттям видів рослин і тварин. Вони формують стік річок і сприятливий мікроклімат; регулюють вологість, температуру, радіоактивний фон; поглинають і утримують забруднюючі речовини (органічні сполуки, пестициди; важкі метали, радіонукліди); є джерелом кисню. На болотах ростуть лікарські та ягідні рослини, живуть водоплавні птахи, певні види тварин, багато з яких перебувають під охороною. Також ці екосистеми запобігають замуленню річок, затримуючи продукти виносу і є джерелом торфу, який здатний поглинати воду й підтримувати водний баланс.

Водночас осушення боліт вносить значні зміни у функціонування ґрунтового покриву, водних ресурсів, мікроклімату, рельєфу, рослинного і тваринного світу не тільки меліоро-

ваних угідь, але й прилеглих територій. Меліоративний вплив на природне середовище зумовлює зміни як структурних елементів екосистеми (фітоценоз, підземні води), так і її функціональних елементів (тепло-волога-речовинообмін). За тривалого осушення істотним змінам підлягає гідрологічний режим, рослинний покрив і фауна, набувають розвитку процеси спрацювання торфовищ, втрати органічної речовини торфів і гумусу мінеральних ґрунтів, зміни в хімізації підґрунтово-дренажних і поверхневих вод, послаблюється ерозійна стійкість ґрунтів. Внаслідок осушення порушується структура сівозмін і найчастіше такі землі використовують, як непродуктивні луки й пасовища. Водночас застаріле обладнання для осушення призводить до виснаження й забруднення підземних вод, прогресуючої деградації ґрунтів, підтоплення орних земель та явищ засолення [39].

Суттєвий вплив на природне середовище зумовлює інтенсивне зрошення, яке впливає на більшість властивостей ґрунтів та екологічний стан довкілля. Меліорація зрошуваних земель є екологічно необхідним заходом, що передбачає втручання в закономірний процес перебігу масо-і енергопотоків в екосистемах [40]. За неправильного зрошення відбувається підйом рівня ґрунтових вод й можливі процеси підтоплення, небажані галохімічні процеси – засолення, підлуження, осолонцювання, дезагрегація й ущільнення, розвиток злитизації ґрунтів. Відповідні заходи поліпшення полягають у модернізації меліоративних систем, дотриманні якості поливних вод, оптимізації об'ємів норм поливів, застосуванні нових технологій зрошення.

Висновки.

Аналіз розвитку деградаційних процесів у сучасному землеробстві України свідчить, що вони спричиняють небажані негативні наслідки, як у ґрунтовому середовищі, так і для довкілля загалом. За ерозійних процесів відбувається втрата верхнього родючого шару ґрунтів, зниження їхнього енергетичного потенціалу, пошкодження посівів культур в агроландшафтах, замулення акваторій. Для зменшення негативного впливу на довкілля необхідно застосовувати контурно-меліоративні системи землеробства, зберігати і відновлювати поєзасисні лісові смуги, оптимізувати структуру сівозмін.

Для зниження процесів агрофізичної деградації та дегуміфікації необхідно мінімізувати обробіток ґрунтів завдяки сучасним ґрунтозахисним технологіям, поліпшувати органічну речовину ґрунту за введення бобових і сидеральних культур, а також використання альтернативних видів органічних добрив. Ґрунти меліоративного фонду потребують ретельної інвентаризації осушуваних земель, екологічного обґрунтування їхнього подальшого використання з елементами ренатуралізації вироблених торфовищ та відновленні водно-болотних угідь. На зрошуваних землях півдня держави і не тільки необхідно відновити й модернізувати меліоративні системи, оптимізувати поливні норми із застосуванням новітньої техніки і технологій сучасного зрошення.

Державна політика щодо охорони ґрунтів має бути реалізована шляхом науково-обґрунтованого перерозподілу земель із формуванням раціональної системи землекористування, створення екологічно сталих агро-

ландшафтів, інформаційного забезпечення правового і еколого-економічного механізму регулювання земельних відносин на усіх рівнях господарювання.

References

1. Borelli P., Robinson D., Panahos P., Ballabio K. (2020), Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070), Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 117 (36), 21994-22001 doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.2001403117>
2. Joris P.C., Joris de Vente. (2022), Global impact of climate change on soil erosion and potential for adaptation through soil conservation. Earth Science Reviews. Vol. 226. March 2022. 103921. doi: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2022.103921>
3. Tarariko O. H., Kuchma T. L. Il'yenko T. V., Dem'yanyuk O. S. (2017) Eroziyna dehradatsiya gruntiv Ukrayiny na vplyv zminy klimatu [Erosion degradation of Ukrainian soils under the influence of climate change] / Agroecological Journal. 1, 7-15. doi: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.1.2017.174156>
4. Elektronne vydannya, rezhyom dostupu [Electronic edition, access mode]: https://www.fao.org/fileadmin/templates/wsfs/docs/expert_paper/How_to_Feed_the_World_in_2050.pdf
5. Fukase, E., Martin, W., (2020), Economic growth, convergence, and world food demand and supply. World Dev. Policy Research Working Paper; No. 8257. doi: <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2020.104954>
6. Zmina klimatu: naslidky ta zakhody adaptatsiyi: analit. dopovid' [Climate change: consequences and adaptation measures: analyst. report] (2020), S. P. Ivanyuta, O. O. Kolomiyets, O. A. Malynovs'ka, L. M. Yakushenko. Za red. S.P. Ivanyuty.

- Kyiv, NISS, 110. Rezhym dostupu, access mode: https://niss.gov.ua/sites/default/files/2020-10/dop-climate-final-5_sait.pdf
7. Tsili staloho rozvytku. Ukrayina. Natsional-na dopovid'. (2017). [Sustainable development goals. Ukraine. National report 176. Access mode: <https://cutt.ly/SJJUZC5>
 8. Tarariko O. H., Izyumova O. H. (2017). Dosyahnennya neytral'noho rivnya dehradatsiyi gruntiv u eroziyno nebezpechnykh ahrolandshaftakh Ukrayiny [Achieving a neutral level of soil degradation in erosion-hazardous agricultural landscapes of Ukraine], *Agroecological journal*, 2, 117-126. doi:<https://doi.org/10.33730/2077-4893.2.2017.220167>
 9. Ukaz Prezydenta Ukrayiny «Pro tsili staloho rozvytku Ukrayiny na period do 2030 roku». (2019) [Decree of the President of Ukraine "On the goals of sustainable development of Ukraine for the period up to 2030"]. Access mode: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/722/2019>
 10. Tarariko O. H., Ilyenko T. V., Kuchma T. L., Bilokin' O. A. (2021). Eroziya gruntiv yak chynnyk opustelyuvannya ahrolandshaf-tiv Ukrayiny [Soil erosion as a factor in desertification of agricultural landscapes of Ukraine], *Agroecological journal*, 3, 6-16. doi: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.3.2021.240316>
 11. Zubov O. R. (2020). Vplyv zmin klimatu na doshchovu eroziyu gruntiv ta alhorytm yoho prohnouzuvannya [Influence of climate change on rainy soil erosion and algorithm of its forecasting]. *Tavriya Scientific Bulletin*, 111, 231-244. doi <https://doi.org/10.32851/2226-0099.2020.111.32>
 12. Svitlychnyy O. O., Pyatkova A. V. (2021), Vodna eroziya gruntiv u Pravoberezh-nomu Lisostepu Ukrayiny [Water erosion of soils in the Right-Bank Forest-Steppe of Ukraine]. *Visnyk of ONU. Ser.: Geographical and geological sciences*. Vol. 26, 2(39), 51-63. doi: [https://doi.org/10.18524/2303-9914.2021.2\(39\).246191](https://doi.org/10.18524/2303-9914.2021.2(39).246191)
 13. Berezhnyak Ye. M. (2014), *Ekolohichna otsinka vodno-eroziynykh protsesiv na gruntakh Pravoberezhnoho Lisostepu Ukrayiny*, [Ecological assessment of water-erosion processes on the soils of the Right-Bank Forest-Steppe of Ukraine], Monograph, NULES. Kyiv, Interservice Publishing House, 280. Access mode: <https://cutt.ly/uJ13btP>
 14. Berezhnyak Ye. M., Berezhnyak M. F., Shevchenko I. P., Dzyamko T. V. (2018), *Otsinka stupenya dehradatsiynykh protsesiv na ornykh zemlyakh Lisostepovoyi zony Kyivskoyi oblasti* [Estimation of the degree of degradation processes on arable lands of the Forest-Steppe zone of Kyiv region]. *Naukovyy visnyk NUBiP, Seriya "Ekolohiya, biotekhnolohiya i bio-inzheneriya"*. Vyp. 287. Ceriya "Biolohiya, biotekhnolohiya, ekolohiya". Kyiv, NU-BiP Ukrayiny, 60-70. doi: <http://dx.doi.org/10.31548/biologiya2018.287.061>
 15. Novakovskyy L. Ya., Novakovska I. O. (2017), *Ekoloho-ekonomichni ta pravovi problemy okhorony zemel* [Ecological, economic and legal issues of land protection. Bulletin of Agricultural Science]. *Visnyk ahrarnoyi nauky*. 11. 61–70. Access mode: http://nbuv.gov.ua/UJRN/vaan_2017_11_12
 16. Bulyhin S. Yu., Vitvitsky S. V., Timchenko D. O., Didenko V. I. (2018), *Ahrotekhnichne pylennya ornykh gruntiv Livoberezhnoho Lisostepu i Pivnichnoho Stepu Ukrayiny* [Agrotechnical sawing of arable soils of the Left-Bank Forest-Steppe and Northern Steppe of Ukraine]. *Visnyk ahrarnoyi nauky*. (8). 5-11. Access mode: <https://cutt.ly/SKdZUW6>
 17. Medvedev V.V., Bihun O.M. (2014), *Antropohenne pereushchil'nennya korenevymisnoho sharu chornozemnykh gruntiv* [Anthropogenic recompaction of the root-containing layer of chernozem soils]. *Visnyk ahrarnoyi nauky*. (10). 55-60. Access mode: http://nbuv.gov.ua/UJRN/vaan_2014_10_12.

18. Demydenko O.V. (2021), Ahrofizychnyy stan gruntiv Lisostepu: metodolohichnyy aspekt [Agrophysical condition of Forest-Steppe soils: methodological aspect], Monograph, Chornobay, 441.
19. Plisko I.V., Uvarenko K.Yu., Krylach S.I., Nakis'ko S.H. (2021), Zakonomirnosti proyavu fizychnoyi dehradatsiyi v ornykh gruntakh Ukrayiny ta rehiony pidvyshchenoho yiyi ryzyku [Regularities of manifestation of physical degradation in arable soils of Ukraine and regions of its increased risk], Visnyk ahrarnoyi nauky. (10). 5-13. doi: <https://doi.org/10.31073/agrovisnyk202110-01>
20. Berezhnyak M.F., Berezhnyak Ye.M. (2010), Optymizatsiya ahrofizychnykh parametriv chornozemnykh gruntiv za riznykh system obrobitku [Optimization of agrophysical parameters of chernozem soils under different tillage systems], Visnyk ahrarnoyi nauky. (12). 16-19. Access mode: http://nbuv.gov.ua/UJRN/vaan_2010_12_4
21. Li G., Li X., Chen W. et al. (2020), Effects of degradation severity on the physical, chemical and mechanical properties of topsoil in alpine meadow on the Qinghai-Tibet Plateau, west China. Catena, V. 187. doi: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104370>
22. Lema B., Mesfin S., Kebede F. et al. (2019), Evaluation of soil physical properties of long-used cultivated lands as a deriving indicator of soil degradation, north Ethiopia. Physical Geography, V. 40 (4). 323 – 338. doi: <https://doi.org/10.1080/02723646.2019.1568148>
23. Medvedev V.V. (2013), Fizicheskaya degradatsiya chornozemov. Diagnostika, prichiny, sledstviya, preduprezhdeniye, [Physical degradation of chernozems. Diagnosis, causes, consequences, prevention]. Kharkiv, Gorodskaya tipografiya, 326.
24. Kucher L.I. (2018), Estimation of Potassium reserves in zonal chernozemic soils of Ukraine's Forest-Steppe. Polish Journal of Soil Science V. 51(1) 83-91. <http://dx.doi.org/10.17951/pjss.2018.51.1.83>
25. Balayev A.D., Tonkha O.L. (2014), Vidnovlennya rodyuchosti chornozemiv Lisostepu v suchasnomu zemlerobstvi [Restoration of forest-steppe chernozem fertility in modern agriculture], Nauk. visnyk NUBiP Ukrayiny. Seriya: Ahronomiya. 165 (1). 14-19. Access mode: http://nbuv.gov.ua/UJRN/nvnuagr_2014_195%281%29_4
26. Tonkha O.L., Balayev A.D., Vitvits'kyi S.V. (2017), Biolohichna aktyvnist i humusnyy stan chornozemiv Lisostepu i Stepu Ukrayiny, [Biological activity and humus condition of chernozems of the Forest-Steppe and Steppe of Ukraine], Monograph, NULES. Kyiv, 354.
27. Dehtyar'ov V.V., Chekar O.Yu. (2020), Zv'yazok pokaznykiv humusovoho stanu ta rukhomosti vazhkykh metaliv u chornozemakh, [Relationship between humic condition and mobility of heavy metals in chernozems]. Ahrokhimiya i gruntoznavstvo. Mizhvid. tem. nauk. zbirnyk. (90). Kharkiv: NNTS "IGA im. O.N. Sokolovs'ko-ho". 4-12. doi: <https://doi.org/10.31073/acss90-01>
28. Burlaka N.I., Pan'ko V.V. (2020), Ekolohichni naslidky dehradatsiyi gruntu ta innovatsiyi shlyakhy yiyi podolannya Ahrosvit, [Ecological consequences of soil degradation and innovative ways to overcome it]. (7). 80-86. doi: <https://doi.org/10.32702/2306-6792.2020.7.80>
29. Truskavets'kyi R.S., Tsapko Yu. (2016), Osnovy upravlinnya rodyuchistyu gruntiv [Fundamentals of soil fertility management], Monograph; for science. Kharkiv: Brovin O.V., 388.
30. Romashchenko M.I., al (2019), Problemy ta vodno-ekolohichni ryzyky zabudovy osushuval'nykh zemel' davnoyi zaplavy r. Dnipro [Problems and water-ecological risks of building drainage lands of the ancient floodplain of the Dnieper River]

- Melioratsiya i vodne hospodarstvo. (1). 20-27. doi: <https://doi.org/rn.3rn73/mivg201901-170>
31. Kolomiyets' S.S., Yasenchuk T.O. (2011), Suchasni aspekty ekolohichnykh problem osushuvanykh zemel' ta shlyakhy yikhnoho rozv'yazannya [Modern aspects of environmental problems of drained lands and ways to solve them]. Melioratsiya i vodne hospodarstvo. (99). 103–111. Access mode: http://nbuv.gov.ua/UJRN/Mivg_2011_99_16
32. Zabuha A.O. (2017), Osoblyvosti ta problemy rehulyuvannya vodnoho rezhymu gruntiv na osushuvanykh zemlyakh za suchasnykh zakhodiv yikh vykorystannya [Features and problems of regulation of water regime of soils on drained lands under modern measures of their use]. Melioratsiya i vodne hospodarstvo. (105). 81-87. Access mode: <http://mivg.iwpim.com.ua/index.php/mivg/article/download/42/30>
33. Balyuk S.A., Romashchenko M.I., Truskavets'kyi R.S. (2018), Problemy ekolohichnykh ryzykiv ta perspektyvy rozvytku melioratsiyi zemel' v Ukraini [Problems of ecological risks and prospects of land reclamation development in Ukraine] Ahrokhimiya i gruntoznavstvo. (87). 5-10. Access mode: http://nbuv.gov.ua/UJRN/agrohimigrn_2018_87_3
34. Natsional'na dopovid' pro stan rodyuchosti gruntiv Ukrainy [National report on the state of soil fertility of Ukraine] (2010), [Balyuk S.A., Medvedyev V.V., Tarariko O.H. ta in.]. Kyiv. Vyk Prynt, 111. Access mode: http://www.iogu.gov.ua/wp-content/uploads/2013/07/stan_gruntiv.pdf
35. Berezhniak E.M., Sidorenko O.O., Babayev M.A. (2011), Ahroekolohichni osoblyvosti torfovykh gruntiv zaplavy richky Trubizh vnaslidok yikh osushennya [Agroecological features of peat soils of the floodplain of the Trubizh river as a result of their drainage] Ahroekolohichnyy zhurnal. (3). 50-53.
36. Voloshchuk M.D. (2017), Dehradatsiya gruntiv – hlobal'na ekolohichna problema [Soil degradation is a global environmental problem]. Visnyk L'vivskoho universytetu. Seriya heohrafichna. (51). 63–70. Access mode: <http://publications.lnu.edu.ua/bulletins/index.php/geography/article/download/8738/8705>
37. Pichura V.I. (2017), Strategic Ecological Assessment of the State of the Transboundary Catchment Basin of the Dnieper River Under Extensive Agricultural Load. Indian Journal of Ecology. Vol. 44(3). 442–450. Access mode: <https://cutt.ly/fKIWult>
38. Dudiak N.V. et al. (2019), Geomodeling of Destruction of Soils of Ukrainian Steppe Due to Water Erosion, Journal of Ecological Engineering. Vol. 20. Iss. 8. 192–198. doi: <https://doi.org/10.12911/22998993/110789>
39. Chornyy S.H. (2007), Prychyny ta naslidky pylovoyi buri 23–24 bereznya 2007 r. Rehional'ni problemy Ukrainy: heohrafichnyy analiz ta poshuk shlyakhiv vyrishennya. [Causes and consequences of the dust storm March 23-24, 2007. Regional problems of Ukraine: geographical analysis and search for solutions], Khereson, 43
40. Balyuk S.A., Truskavets'kyi R.S. (2019), Torfovo-zemel'nyy resurs Ukrainy: suchasnyy stan ta kompleksne vykorystannya [Peat-land resource of Ukraine: current state and complex use], Holos Ukrainy. (68). 70-74. Access mode: <http://www.golos.com.ua/article/315738>
41. Balyuk S.A., Romashchenko M.I., Truskavets'kyi R.S. (2018), Problemy ekolohichnykh ryzykiv ta perspektyvy rozvytku melioratsiyi zemel' v Ukraini [Problems of ecological risks and prospects of land reclamation development in Ukraine]. Ahrokhimiya i gruntoznavstvo. (87). 5-10. Access mode: <https://cutt.ly/LKIQVcg>

Berezhniak E. M., Naumovska O. I., Berezhniak M. F. (2022).

DEGRADATION PROCESSES IN THE SOILS OF UKRAINE AND THEIR NEGATIVE CONSEQUENCES FOR THE ENVIRONMENT

BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 13(3-4): 96-109.

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/article/view/16698>

[https://doi.org/10.31548/biologiya13\(3-4\).2022.014](https://doi.org/10.31548/biologiya13(3-4).2022.014)

Abstract. Long-term intensive plowing of different types of soils in Ukraine has led to large-scale development of degradation processes in them. Soil degradation due to water erosion has become widespread, dust storms and deflation processes are taking place in the south of the country, agrophysical degradation and humus losses are characteristic for many regions, certain ecological risks also arise from irrational drainage of wetlands and irrigation.

The article analyzes soil degradation processes and undesirable consequences for the environment as a result of their development. It is noted that soil erosion is the main factor in their degradation, which is spread over an area of 13.4 million hectares. This leads to a decrease in the energy potential of the soil, siltation of reservoirs, clogging of roads, and thanks to the manifestations of deflation, air pollution with dust and an increase in the risk of people's respiratory diseases. As a result of the spread of agrophysical degradation, flooding and crusting on the surface of the soil, a decrease in their infiltration level, and a restriction of access to nutrient-rich crops are undesirable. It is noted that humus losses is widespread on an area of about 39 million hectares of land, and often the cause of its manifestations is the burning of crop residues, which leads to losses of carbon, nitrogen, humus burning, and the destruction of useful microflora.

Improvement measures should include the mass introduction of leguminous and sider crops in crop rotations, the use of alternative organic fertilizers and calcium-containing meliorants. With long-term drying, the hydrological regime, vegetation and fauna change, erosion resistance weakens, and mostly such lands are used as unproductive meadows and pastures. Therefore, it is necessary to take into account all the undesirable consequences of soil degradation, to apply economically beneficial and effective measures to improve their properties, which would improve the phytosanitary and ecological-remedial state of the environment.

Key words: water erosion, deflation, dust storms, agrophysical degradation, humus losses, wetlands, drainage, peat fires, reclamation.

ОСОБЛИВОСТІ ПРОЯВУ БОРОШНИСТОЇ РОСИ НАГІДОК ЛІКАРСЬКИХ (*CALENDULA OFFICINALIS*)

Ю.О. МИРОНОВА,

*аспірантка кафедри фітопатології ім. академіка В.Ф. Пересипкіна
факультету захисту рослин, біотехнологій та екології,*

<https://orcid.org/0000-0001-7263-4940>

E-mail ylia14myronova@ukr.net

О.В. БАШТА,

*науковий керівник кандидат біологічних наук,
доцент кафедри фітопатології ім. академіка В.Ф. Пересипкіна
факультету захисту рослин, біотехнологій та екології*

<https://orcid.org/0000-0003-4682-1595>

Національний університет біоресурсів і природокористування України

Анотація. Видовий склад збудників хвороб, їх особливості прояву та розвитку на нагідках лікарських є недостатньо вивченими. Борошниста роса є однією з найпоширеніших і небезпечних хвороб нагідок лікарських. Прояв борошнистої роси зазвичай збігається з фазою цвітіння нагідок лікарських (червень місяць). При сильному розвитку збудник хвороби призводить до всихання листя і стебел та загибелі рослин. Хворі рослини відстають у рості, генеративні органи після трьох зборів сировини відновлюються пізніше. У період проведення досліджень (2019-2021 р.р.) було проведено моніторинг поширеності і розвитку борошнистої роси нагідок лікарських, встановлено її шкодочинність та особливості розвитку, проведено оцінку стійкості різних сортів.

Під час обліків борошнистої роси оцінювали такі показники: кількість уражених рослин – у відсотках; ступінь ураження – у балах візуально. Для проведення досліджень було використано загальноприйняті методики у лікарському рослинництві. Загальний розмір ділянок 20-25 м², обліковий 20-30 м², за чотириразового повторення. Польову оцінку стійкості сортів нагідок лікарських на стійкість до хвороб проводили на природному інфекційному фоні у період максимального розвитку хвороб (2-3 рази протягом усього періоду вегетації – червень-серпень).

Висока стійкість до збудника борошнистої роси під час періоду проведення досліджень спостерігалася у сортів Мандарин твіст, Дежавю, Індійський принц, Помаранчевий король, Шовковий поцілунок, Дежавю, Індійський принц, Рудий лікар Цитронгельб, Ред Баф та Щербет.

Слабку сприйнятливості до збудника борошнистої роси мали сорти Крембрюле, Цитрон, Фіеста та Принцеса. Сприйнятливими до борошнистої роси виявилися сорти Монарх, Пінк Сюрпрайз, Помаранчеве серце, Чарівне серце та Тач оф ред.

Ключові слова: нагідки лікарські, борошниста роса, *Sphaeroteca fuliginea* f. *calendulae*, хвороби лікарських рослин.

Актуальність.

Лікарські рослини є важливим джерелом біологічно активних речовин, які широко застосовуються у різних галузях виробництва, насамперед, фармацевтичному. З огляду на зростання частки лікарських препаратів рослинного походження, попит у світі на рослинну сировину невинно зростає. Найважливішою проблемою в лікарському рослинництві є якість вирощеної продукції, і тут вразливою ланкою технології є пошкодження рослин хворобами й ураження шкідниками, що призводить до необхідності розробити певну систему захисту [7].

Нагідки лікарські (*Calendula officinalis* L.) відомі в усьому світі своїми лікувальними властивостями, оскільки містять різні фітохімічні речовини, включаючи вуглеводи, амінокислоти, ліпіди, жирні кислоти, каротиноїди, терпеноїди, флавоноїди, хінони, кумарини та інші компоненти, які мають ранозагоювальну, імуностимулюючу, спазмогенну, спазмолітичну, гепатопротекторну, генотоксичну, антиамілазну, протизапальну, протинабрякову, антибактеріальну, протигрибну, антиоксидантну, протидіабетичну, антитератогенну,

гіпоглікемічну та гастропротекторну дію без токсичного ефекту [4].

Це має високу економічну цінність як фітотерапія і широко використовується в косметичці, парфумерії, барвниках, фармацевтичних препаратів і харчових продуктів протягом століть [5].

У галузі сучасного лікарського рослинництва нагідки лікарські є однією з стратегічно важливих культур. Наразі, їх сировину (суцвіття) використовують у парфюмерно-косметичній, хіміко-фармацевтичній, харчовій промисловості, ветеринарній практиці та у ландшафтному дизайні [7].

У європейських країнах серед лікарських культур за посівними площами нагідки посідають друге місце, поступаючись лише ромашці лікарській. Вони широко культивуються також у Молдові, Китаї, Єгипті, Австралії та США. В Україні нагідки лікарські вирощують на площі близько 300 га.

Проте, за останнє десятиріччя майже втрачено стабільну базу з вирощування цієї культури, а отже сучасний рівень виробництва сировини не задовольняє наявних потреб держави.

Суттєвою причиною зменшення урожайності та погіршення якості сировини нагідок лікарських є уражен-

ня їх різними збудниками хвороб. Серед них одним із найпоширеніших і найшкодочинніших збудників є гриб *Sphaeroteca fuliginea* f. *calendulae*, що викликає борошністу росу нагідок лікарських.

Аналіз останніх досліджень та публікацій.

Борошніста роса уражує посіви щорічно і поширюється на 100% посівах культури. На нижній і верхній поверхні ураженого листя, квітконосних стеблах і обгортці корзинок в червні-липні утворюється білий павутинистий наліт, що складається з міцелія і конідіального спороношення гриба. З часом наліт може зникнути. На початковій стадії розвитку грибниці формується на верхній стороні листка. Білий павутинистий наліт, з часом темніє, і в ньому формуються чорні плодові тіла зимуючої стадії гриба. У разі сильного поширення хвороби уражуються і стебла рослини.

Хвороба призводить до всихання листя. Збудником хвороби є гриб *Sphaeroteca fuliginea* f. *calendulae*.

Борошніста роса зазвичай починає проявлятися з початку цвітіння нагідок. Хворі рослини відстають у рості, генеративні органи після трьох зборів сировини відновлюються пізніше [1, 8].

Зимує збудник в формі клейстотеціїв на опалому листі. Особливо сильний розвиток захворювання спостерігається в загущених посівах [8].

Вперше борошністу росу описав Pollacci, G. в 1911 році в «Monografia delle Erysiphaceae italiane. Atti dell'Istituto Botanico della Università e Laboratorio Crittogamico di Pavia».

Борошністу росу на нагідках лікарських вивчав П.М. Головін з 1960

року. Борошністу росу і церкоспороз нагідок лікарських описували А.В. Васіна в 1960 році а також О.О. Белошапкіна і Е.О. Бабаєва М в 2012 році.

Гриб *Sphaeroteca fuliginea* f. *calendulae* належить до царства – *Fungi*, відділу *Ascomycota*, класу *Euascomycetes*, порядку *Erysiphales*, родини *Erysiphaceae*, роду *Sphaerotheca*.

Конідії *Sphaeroteca fuliginea* бочкоподібні, в ланцюжках 31-34 x 18-19 μ. Клейстотеції скупчені в групи, на квітконосах, повздовжньо розміщені вздовж стебла, рідше розкидані, темно-коричневі, 85-97 μ в діаметрі, з нечисленними звивистими великими, до 45 μ довжиною клітинами оболонки. Придатки розміщені на нижній частині клейстотеція, прості, не відрізняються від грибниці, або переплітаються з нею. Придатки нечисленні, звичайно 4-5, в 2-3 рази довше діаметра клейстотеція, коричневі інколи майже прозорі, прямі або іноді злегка зігнуті. Сумка одна в порожнині плодового тіла, яйцевидна 75-85 x 60 μ. Спор в сумці 8, еліпсоподібні, 27-30 x 18-20 μ, дозрівають пізно.

Поверхнева грибниця прикріплюється до органів ураженої рослини за допомогою спеціальних присосок – апресоріїв. Від основи апресоріїв відходять дуже тонкі гілочки грибниці, що проникають в кутикулу листя, а згодом в епідермальні клітини, де вони здуваються на кінцях і перетворюються в особливі спеціалізовані органи харчування, які називають гаусторіями.

Розмноження борошністо-росяних грибів відбувається двома способами – статевим і нестатевим. За нестатевого способу розмноження на поверхневій грибниці утворюється конідії, які можуть заражати нові

рослини, такий спосіб повторюючись в декількох поколіннях під час вегетаційного періоду. Як правило конідії утворюються в дуже великій кількості, легко поширюються потоками повітря і слугують для масового поширення гриба під час вегетаційного періоду. Конідії здатні проростати відразу після дозрівання і опадання з конідієносія. Конідіальна стадія з'являється відразу після проростання спори і розвитку первинної грибниці і продовжується під час всього вегетаційного періоду. Пережити зиму конідії не здатні. Зберігаються вони недовго і гинуть звичайно через тиждень від низьких або занадто високих температур. Конідії борошнистороссяних грибів здатні проростати при невисокій вологості повітря. Цикл розвитку борошнистороссяних грибів закінчується утворенням плодових тіл, що розвиваються після статевого процесу. Плодові тіла у борошнистороссяних грибів називають клейстотеціями. Вони утворюються в кінці вегетаційного періоду, завжди на поверхні, окремо від органів рослини господаря на поверхневій грибниці. Клейстотеції є дуже дрібними, ледве помітними тілами, спочатку жовтуватими, згодом поступово темніють, стаючи темно-коричневими, майже чорними. Клейстотеції завжди закриті і не мають входних отворів. Клейстотеції мають на своїй поверхні типові вирости, окремих клітин, що складають оболонку плодового тіла. Розміщені ці придатки, як правило на нижній частині плодового тіла. В середині клейстотеціїв розміщена одна сумка. В середині сумок розміщені одноклітинні, прозорі, еліпсовидні спори. Клейстотеції є зимуючою стадією гриба і слугують для збереження виду під час несприятливого періоду

року. Весняне відновлення гриба, як правило відбувається за зараження рослин спорами, що вийшли з сумок [6].

Особливо сильний розвиток хвороби спостерігається в загущених посівах. Розвитку хвороби сприяє висока вологість повітря в поєднанні з підвищеною температурою, надлишок азоту в ґрунті [4].

Гриб *Sphaceloteca fuliginea* розвивається тільки на живих частинах рослин, переважно на листях, іноді на пагонах, квітах і плодах. Цей гриб є обов'язковим паразитом. Ступінь розвитку грибниці і характер нальоту залежить від зовнішніх умов – вологості, температури, інтенсивності освітлення. Грибниця однорічна.

Гриб *Sphaeroteca fuliginea* є посухостійким видом. У цього гриба відсутні гігроскопічні пристосування для поширення клейстотеціїв.

Другим дуже важливим чинником, що має дуже важливе значення для поширення цього гриба є температура. Мікроміцет *Sphaeroteca fuliginea* не дуже вимогливий до температури повітря.

Патоген розвивається в умовах короткого вегетаційного періоду, що зумовлено пізнім настанням весняного сезону і раннім закінченням вегетації, в зв'язку з похолоданням в кінці літа. Редукція числа сумок у порожнині плодового тіла до одної є однією із форм пристосування організму до більш швидкого розвитку в зв'язку з скороченим вегетаційним періодом.

Шкідливість хвороби залежить від багатьох чинників, які формують сприятливі умови та ступінь сприятливості умов для її розвитку, а також тривалості їхньої дії в певну фенологічну фазу розвитку рослини; до важливих належать, зокрема, погодні умо-

ви. Складність і багатофакторність біоекологічних процесів розвитку епіфітотії потребують їхнього вивчення, збору та аналізу фітосанітарного стану для прогнозування й розроблення системи захисту культури від окремо взятої хвороби. Основними кліматичними чинниками, які впливають на динаміку хвороб рослин, є температура та волога. Світло, вітер, атмосферний тиск та інші абіотичні чинники мають лише незначний коригуючий вплив на патогени в окремі періоди їхньої життєдіяльності.

Температура середовища може впливати на перебіг ще на перших етапах інфекційного процесу. Від його рівня залежить життєздатність збудника і можливість його збереження на початку вегетаційного періоду культури [6].

Матеріал і методи дослідження.

У роботі використані наступні методи дослідження: теоретичні (вивчення й аналіз наукової літератури та польові (облік поширення та розвитку хвороб нагідок лікарських).

Для проведення досліджень та відповідних спостережень було використано загальноприйняті і спеціальні методики у лікарському рослинництві. Загальний розмір ділянок 20-25 м², обліковий 20-30 м², за чотириразового повторення.

Польова оцінка сортів нагідок лікарських на стійкість до хвороб проводилась на природному інфекційному фоні у період максимального розвитку хвороб (2-3 рази впродовж усього періоду вегетації – червень-серпень).

Під час обліків борошнистої роси оцінювалися такі показники: кіль-

кість уражених рослин – у відсотках; ступінь ураження – в балах візуально.

Систематичний моніторинг за фітосанітарним станом посівів лікарських культур є важливим елементом в системах захисту. Під час обліків поширення та інтенсивності розвитку хвороб використовували такі методи з використанням 5 та 7 бальних шкал. Для визначення динаміки росту борошнистої роси обліки проводилися один раз на декаду.

Відсоток поширення хвороби визначали за формулою (1):

$$P = (n \times 100) / N \quad (1)$$

де P – відсоток поширення хвороби;

n – кількість уражених рослин;

N – число взятих до обліку рослин.

Розвиток хвороби визначали за формулою (2):

$$R = (E \cdot a \cdot b) / (a \times k) \times 100 \quad (2)$$

де a – кількість хворих рослин;

b – бал ураження;

n – кількість рослин у пробі;

k – найвищий бал шкали обліку.

Під час обліку борошнистої роси облік проводився за фактично зайнятою грибною (білим борошним нальотом, окремими плямами) площі листків та стебел рослин. Інтенсивність ураження визначалася за 5 бальною шкалою:

0 – борошністий наліт на листках і стеблах відсутній;

1 – поодинокі білі плями борошністого нальоту вкривають до 10% поверхні листка;

2 – легким борошним нальотом вкрито до 10% поверхні листків;

3 – інтенсивний білий наліт грибиці вкриває до 50% поверхні листків і поширюється на стебла;

4 – білим суцільним нальотом міцелію та конідіального спороншен-

ня гриба вкрито від 75% до 100% верхні листя і стебел [8].

За період проведення досліджень було оцінено стійкість до борошнистої роси 32 сортів нагідок лікарських.

Польову оцінку сортів і селекційного матеріалу нагідок на стійкість до хвороб на природному інфекційному фоні проводили у період максимального розвитку хвороби (2-3 рази впродовж усього періоду вегетації – червень, липень), виділяючи стійкі і слабосприйнятливі сорти.

Ступінь ураження зразків листя нагідок лікарських хворобами визначали окомірно за кількістю інфекції на листках.

В умовах наукової лабораторії «Демонстраційне колекційне поле сільськогосподарських культур» НУБіП було проведено дослідження стійкості до хвороб таких сортів нагідок лікарських: Абрикос, Абрикосовий джем, Гітана, Дежавю, Джига джига, Індійський принц, Каблуна голд, Каліфорнійська махрова, Кендімен, Крембрюле, Монарх, Мандарин твіст, Пінк Сюрпрайз, Помаранчеве серце, Зелене серце, Золоті кулі, Монарх, Помаранчевий король, Принцеса, Радіо, Рудий лікар, Тач оф ред, Фієста, Цитрон, Цитронгельб, Чарівне сарі, Червоне серце, Щербет.

Дослідження проводилося в умовах наукової лабораторії «Демонстраційне колекційне поле сільськогосподарських культур» НУБіП.

Результати роботи та їх обговорення.

Під час періоду проведення досліджень борошниста роса проявлялася щороку у вигляді білого павутинистого нальоту спочатку на верхній,

а згодом і на нижній стороні листя. З часом наліт темніє через утворення на ньому численних плодових тіл гриба – клейстотеців. За інтенсивного розвитку наліт утворювався також на стеблах та з нижнього боку суцвіть (Рис.1).

Період зараження нагідок лікарських збудником борошнистої роси щорічно збігається з фазою цвітіння нагідок лікарських (кінець червня-початок липня). Це явище пов'язано з тим що саме в цей період складаються найбільш сприятливі кліматичні умови для зараження рослин. Максимальна поширеність борошнистої роси становила 100 % за розвитку 80,0% (Рис 2).

У разі сильного поширення та розвитку борошнистої роси (80-100%) листя та стебла нагідок лікарських всихали, рослини гинули, зменшувалася кількість зборів суцвіть та урожайність.



Рис. 1 Нагідки лікарські уражені збудником борошнистої роси.

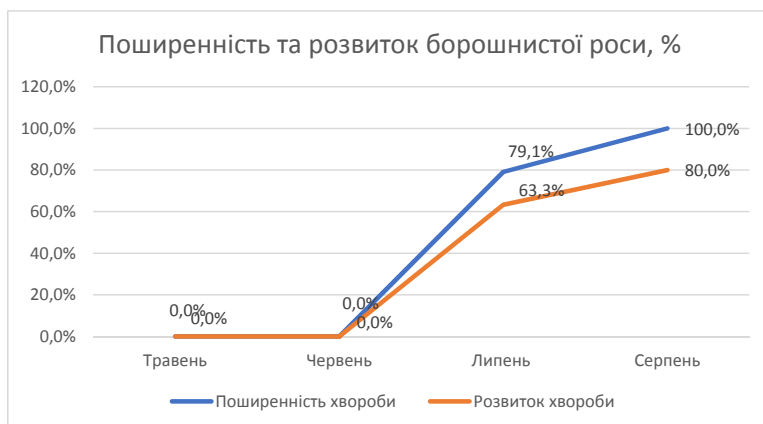


Рис. 2 Поширеність та розвиток борошнистої роси під час вегетації.

Під час періоду проведення досліджень також проведено оцінку стійкості різних сортів нагідок лікарських до борошнистої роси.

В умовах проведення досліджень найбільшу стійкість до збудника борошнистої роси проявили сорти Каліфорнійська махрова, Кендімен, Каблуна голд та Червона, адже розвиток хвороби на цих сортах становив відповідно: 0,3, 0,6, 0,7 та 1,1%.

Висока стійкість до збудника борошнистої роси спостерігалася у сортів Мандарин твіст, Дежавю, Індійський принц, Помаранчевий король, Шовковий поцілунок, Дежавю, Індійський принц, Рудий лікар Цитронгельб, Ред Баф та Щербет. Розвиток хвороби на цих сортах становив: 5,6 % на Мандарин твіст, 4,6 % на Дежавю, 4,0 % на Індійський принц, 9,3 % на Помаранчевий король, 6,8 на Шовковий поцілунок, 14,4 % на Рудий лікар та Щербет, 16,7 % на Ред Баф.

Слабку сприйнятливість до збудника борошнистої роси мали сорти Крембрюле, Цитрон, Фієста та Принцеса. Розвиток хвороби на цих сортах становив: 25,2% на Цитрон, 48,0 %

на Крембрюле, 52,8 % на Принцеса та 56,4 % на Фієста.

Сприйнятливими до борошнистої роси виявилися сорти Монарх, Пінк Сюрпрайз, Помаранчеве серце, Чарівне серце та Тач оф ред. Розвиток хвороби на цих сортах становив: 62,9 % на Монарх, 75,0 % на Пінк сюрпрайз, 75,5% та Помаранчеве серце, 80,0 % на Чарівне сарі та Тач оф ред.

Висновки та перспективи.

Однією з найпоширеніших і найшкодочинніших хвороб нагідок лікарських є борошниста роса, адже збудник цієї хвороби уражує посіви щорічно і поширюється на 100% посівах культури.

Щорічно хвороба проявляється в період цвітіння, тому саме в цей період потрібно проводити профілактичну обробку біологічними фунгіцидами для захисту нагідок лікарських від борошнистої роси.

Висока стійкість до збудника борошнистої роси спостерігалася у сортів Мандарин твіст, Дежавю, Індійський принц, Помаранчевий король,

Шовковий поцілунок, Дежавю, Індійський принц, Рудий лікар Цитронгельб, Ред Баф та Щербет.

Слабку сприйнятливість до збудника борошнистої роси мали сорти Крембрюле, Цитрон, Фієста та Принцеса.

Сприйнятливими до борошнистої роси виявилися сорти Монарх, Пінк Сюрпрайз, Помаранчеве серце, Чарівне серце та Тач оф ред.

References

1. Beloshapkina O. Protection against diseases of medicinal plants / Beloshapkina O.O., Babayeva E.Y.// Moscow: RGAU-MAA named after K.A. Timiryazeva – 2012. – P.120 p.
2. Golovin P. Powdery mildew parasitizing on cultivated and useful wild plants / P. N. Golovin; V.P. Savich. – 1960.– P 266.
3. Gorlenko S.V. Determinant of diseases of flowering and ornamental plants / Gorlenko S.V.// Minsk: Harvest – 1969. – P 158.
4. John R. Calendula Officinalis-An Important Medicinal Plant with Potential Biological Properties / R. John, N. Jan – 2017. P 93. DOI:10.16943/ptinsa/2017/49126
5. Kumar P. Phytochemical ingredients and Pharmacological potential of Calendula officinalis Linn./ P.Kumar Verma, R. Raina, S. Agarwal, H. Kour // 4 (2). – 2018 .-DOI: 10.18502/pbr.v4i2.214
6. Omelyuta V. Accounting for pests and diseases of agricultural crops / Omelyuta V.P., Grigorovich I.V., Chaban V.S., etc – Kyiv: Harvest– 1986. – P.296.
7. Pospelova G. Analysis of the phytopathogenic status of medicinal cultures and perspectives of the use of biocontrol in the protection system / G. D. Pospelova, N. P. Kovalenko, O. V. Barabolya, V. M. Zdor. // BULLETIN of the Poltava State Agrarian Academy. – 2020. – No. 2. – P. 80–87. DOI: 10.31210/visnyk2020.02.10
8. Sirik O. Diseases of medicinal plants/ O. M. Sirik // Quarantine and protection of plants. – 2017. – No. 10-12. - P.16-17.

Myronova Y., Bashta O. (2022).

FEATURES OF THE MANIFESTATION OF CALENDULA OFFICINALIS POWDERY MILDEW.

BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 13(3-4): 110-118

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/article/view/16743>

[https://doi.org/10.31548/biologiya13\(3-4\).2022.113](https://doi.org/10.31548/biologiya13(3-4).2022.113)

Abstract. *Calendula officinalis* are an annual light-loving, moisture-loving herbaceous plant, the inflorescences of which are raw materials for the pharmaceutical, food, and perfumery and cosmetic industries.

The species composition of pathogens, their features of manifestation and development on medicinal plants are insufficiently studied. Powdery mildew is one of the most common and dangerous diseases of medicinal plants. The appearance of powdery mildew usually coincides with the flowering phase of medicinal plants (the month of June). With strong development, the causative agent of the disease leads to the drying of leaves and stems and the death of plants. Diseased plants lag behind in growth, generative organs recover later after three collections of raw materials. During the research period (2019-2021), the prevalence and development of powdery mildew of medicinal plants was monitored, its harmfulness and development features were determined, and the resistance of various varieties was assessed.

When accounting for powdery mildew, the following indicators were evaluated: the number of affected plants - in percent; degree of damage - in points visually. Generally accepted methods in medicinal plant breeding were used for the research. The total size of the plots is 20-25 m², accounting 20-30 m², with four repetitions. The field evaluation of the resistance of varieties of medicinal plants for resistance to diseases was carried out on a natural infectious background during the period of maximum development of diseases (2-3 times during the entire vegetation period - June-August).

High resistance to the powdery mildew pathogen during the research period was observed in the varieties Tangerine Twist, Dejavu, Indian Prince, Orange King, Silk Kiss, Dejavu, Indian Prince, Red Doctor Citrongelb, Red Buff and Sherbet.

Cremebrule, Citron, Fiesta and Princess varieties had a weak susceptibility to the pathogen of powdery mildew. Varieties Monarch, Pink Surprise, Orange Heart, Magic Heart and Touch of Red were susceptible to powdery mildew.

Key words: *Calendula officinalis, medicinal marigolds, powdery mildew, Sphaeroteca fuliginea f. calendulae, diseases of medicinal plants.*

АНТАГОНІСТИЧНІ ВЛАСТИВОСТІ *BACILLUS THURINGIENSIS* ПРОТИ НУТОВОГО МІНЕРА (*LIRIOMIZA CICERINA* RD.)

М.М. ЛІСОВИЙ,

доктор сільськогосподарських наук, професор

<https://orcid.org/0000-0002-7289-1098>

В.М. ЧАЙКА,

доктор сільськогосподарських наук, професор

<https://orcid.org/0000-0003-4324-5529>

Національний університет біоресурсів та природокористування України

E-mail: lisova106@ukr.net

Анотація. Загиблих особин імаго зернової молі виділено штам бактерій (0376), який за ознаками споро- і кристалоутворення віднесений до групи *B. thuringiensis*. На 10 добу досліджу загибель личинок колорадського жука (*Leptinotarsa decemlineata* Say.) при використанні штаму *B. thuringiensis* 0376 складала 100% (при загибелі у контролі 2,3%). Показано доцільність культивування штаму *B. thuringiensis* 0376 в об'ємі поживного середовища 600 мл. Перевірено ефективність отриманої рідкої спорової культури на личинках колорадського жука. Показано інсектицидну ефективність штаму *B. thuringiensis* 0376, яка проявлялась у зменшенні кількості мін нутового мінера (*Liriomiza cicerina* Rd.) на рослинах нуту – 111,6-152,4 мін/рослину, залежно від сорту, тоді як в контрольному варіанті ці показники становили 202,0-342,0 мін/рослину. Проведені дослідження свідчать, що новий штам *B. thuringiensis* 0376 проявляє високу біологічну ефективність щодо регуляції чисельності нутового мінера.

Ключові слова: *Bacillus thuringiensis*, штам, біологічна ефективність, *Liriomiza cicerina* Rd., нут.

Вступ.

На сьогодні відома велика група біологічних агентів, які здатні регулювати чисельність різних видів шкідливих комах [1, 2]. Значний інтерес для біологічного контролю мають ентомопатогенні бактерії, які з кормом проникають до організму

комахи і спричиняють патологічні зміни і загибель особини [3]. Так, дія ентомопатогену *Bacillus thuringiensis* складається не тільки з антифідантного і летального ефектів, що проявляються на рівні організму, а також метатоксичного і епізоотичного ефектів на популяційному рівні [1, 4]. Водночас, доведено відсутність

негативного впливу спор, кристалічних комплексів та інших продуктів метаболізму штамів *B. thuringiensis* на хребетних (риб, птицю, ссавців, людину) [5].

У сучасних умовах застосування мікробних препаратів вважається найбільш екологічно виправданим і перспективним методом контролю чисельності комах-фітофагів бобових культур. Нут (*Cicer arietinum* L.) є перспективною продовольчою культурою. В останні роки в Україні набуває актуальності проблема ураження нуту нутовим мінером (*Liriomiza cicerina* Rd.), який широко розповсюджений на півдні країни.

Мета роботи – виділити та дослідити ефективні штами *B. thuringiensis* для створення біологічних препаратів захисту нуту.

Матеріали і методи дослідження.

Збір, аналіз та зберігання комах природних популяцій проводили за загальноприйнятими методиками [6, 7, 9]. Скринінг штамів-ентомопатогенів здійснювали в місцях масового розмноження та високої чисельності комах, де можливі спалахи спонтанних епізоотій, за [10]. Мікробіологічні аналізи (отримання чистих культур, приготування послідовних розведень мікробних суспензій, культивування на рідких та агаризованих поживних середовищах тощо) здійснювали загальноприйнятими методами [12-18].

У роботі використано референтний екзотоксигенний штам *B. thuringiensis* var. *thuringiensis* 994 (біоагент препарату Бітоксикацилін) із колекції корисних ґрунтових мікроорганізмів Інституту сільськогоспо-

дарської мікробіології і агропромислового виробництва Національної академії аграрних наук України.

Об'єктом досліджень були штами *B. thuringiensis* var. *kurstaki* 0293 – аналог штаму-основи біопрепарату Лепідоцид, *B. thuringiensis* var. *thuringiensis* 994 – аналог штаму-основи біопрепарату Бітоксикацилін, новий штам *B. thuringiensis* 0376. У лабораторно-польових дослідках вивчали ефективність дії ентомопатогенних бактерій на нутового мінера (*Liriomiza cicerina* Rd.) та личинок колорадського жука (*Leptinotarsa decemlineata* Say.).

Вивчення морфологічних ознак штаму та ідентифікацію проводили за [7]. Первинне визначення патогенності нового штаму *B. thuringiensis* 0376 досліджували в лабораторних дослідках на личинках колорадського жука молодшого віку. Рослини нуту обробляли методом обприскування суспензією з титром спор 2×10^8 в 1 мл. Об'єм витраченої суспензії складав 5 мл на повторення. Ефективність визначали протягом 10 діб.

Досліди проводили на рослинах нуту сортів: Пам'ять, Буджак, Розанна, Триумф і Антей. Використовували рекомендовану агротехніку вирощування нуту за [8]. Рослини нуту обробляли одноразово по вегетації робочими суспензіями штамів бактерій з титром 400 млн спор/мл. Контрольний варіант обробляли водою. Збір і зберігання хворих і мертвих комах проводили за загальноприйнятною методикою [10, 11].

Польовий дрібноділянковий дослід проводили у восьми повтореннях, по 16 облікових рослин в кожному, площа одного повторення – 3,35 м². Облік заселеності рослин нутовим мінером проводили перед

обробкою, а також після обробки на 5,10,15 і 20 добу за рекомендованою методикою [11]. Статистична обробка отриманих результатів проводилась методами описової (варіаційної) обробки, дисперсійного аналізу на персональному комп'ютері з використанням програм MS Excel 10.0 та STATISTICA.

Результати дослідження та їх обговорення.

Із загиблх імаго і личинок картопляної молі, зібраних в агроценозах картоплі півдня України, було виділено 24 ізоляти мікроорганізмів, серед яких один за первинними ознаками споро- та кристалоутворення був віднесений до бактерій групи *B.*

thuringiensis та зареєстрований за номером 0376.

Результати первинного визначення патогенності нового штаму *B. thuringiensis* 0376 наведено в табл. 1. Встановлено, що загибель личинок колорадського жука складала 100 % на 10-ту добу дослідів, в порівнянні до еталонного штаму *B. thuringiensis* 994 – 98 % та контролю – 2,3 %.

Досліджували вплив обробок ентомопатогенними штамами *B. thuringiensis* на кількість мін нутового мінери *Liriomiza cicerina* Rd. на рослинах нуту сорту Пам'ять (рис. 1). Встановлено, що кількість мін упродовж експерименту (з 5 до 20 доби обліку) у варіантах зі всіма штамами істотно відрізнялась від їхньої кількості у контролі. У цей же час достовірна різниця

1. Ефективність штаму *B. thuringiensis* 0376 проти личинок колорадського жука (лабораторний дослід, L1-2)

Варіанти дослідів	Загибель личинок на... добу, %			
	3	5	7	10
Контроль (вода)	0,0	0,0	2,3±0,1	2,3±0,1
<i>B. thuringiensis</i> 994 (еталон)	10,7±0,3	69,7±0,1	91,7±0,1	98,3±0,3
<i>B. thuringiensis</i> 0376	20,0±0,3	76,7±0,7	95,0±1,0	100

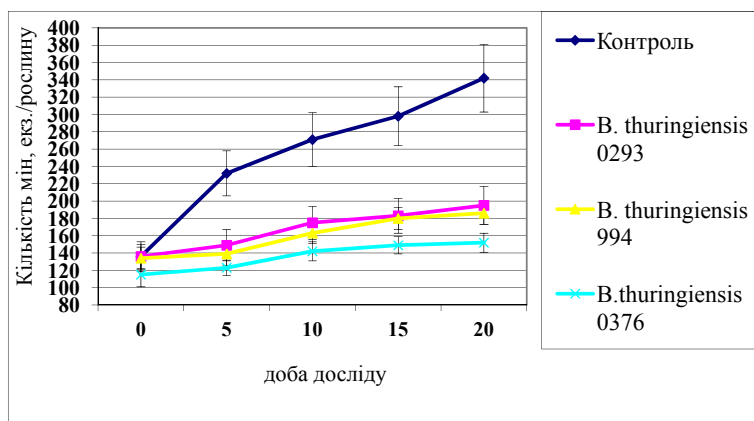


Рис. 1 Вплив обробки ентомопатогенними штамами *B. thuringiensis* на кількість мін нутового мінери (*Liriomiza cicerina* Rd.) на рослинах нуту сорту Пам'ять

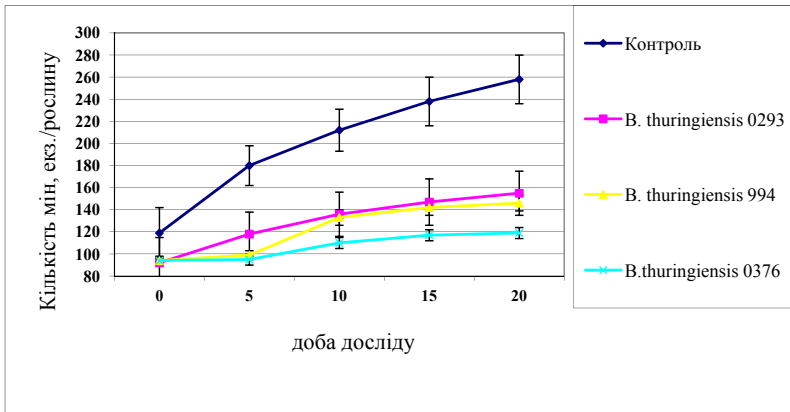


Рис. 2 Вплив обробки ентомопатогенними штамами *B. thuringiensis* на кількість мін нуттового мінера *Liriomiza cicerina* Rd. на рослинах нуту сорту Антей (польовий дослід)

між референтними штамами і новим штамом *B. thuringiensis* 0376 була зареєстрована на 15 і на 20 добу дослідження.

Результати дослідження впливу обробок ентомопатогенними штамами *B. thuringiensis* на кількість мін нуттового мінера *Liriomiza cicerina* Rd. на рослинах нуту сорту Антей наведено на рис. 2.

Для рослин нуту сорту Антей кількість мін у варіанті з використанням штаму *B. thuringiensis* 0376 на 5 і 10 добу обліку була на рівні початку дослідження – 95-10⁹ екз./рослину, в по-

рівнянні з контрольним варіантом, де кількість мін зростає з 119 екз./рослину до 180, 212 і 238 екз./рослину відповідно на 5, 10 і 15 добу обліку.

На 20 добу спостережень кількість мін у контролі складала 258 екз./рослину, у варіанті зі штамом *B. thuringiensis* 0293 – 115 екз., у варіанті зі штамом *B. thuringiensis* 994 – 146 екз., зі штамом *B. thuringiensis* 0376 – 119 екз./рослину (див. рис. 2).

В результаті проведених досліджень встановлено, що обробка рослин нуту сортів Антей, Буджак,

2. Вплив обробки ентомопатогенними штамами *B. thuringiensis* на урожайність нуту (польовий дослід)

Варіант дослідження	Урожайність за сортами, ц/га, (% до контролю)				
	Пам'ять	Антей	Буджак	Розанна	Тріумф
Контроль (вода)	10,0 (100%)	6,0 (100%)	8,0 (100%)	4,5 (100%)	6,5 (100%)
Штам <i>B. thuringiensis</i> var. <i>kurstaki</i> 0293	10,0 (100,0%)	9,5 (158,3%)	8,0 (100,0%)	6,5 (144,5%)	8,5 (130,8%)
Штам <i>B. thuringiensis</i> var. <i>thuringiensis</i> 994	12,0 (120,0%)	10,5 (175,0%)	9,0 (112,5%)	7,5 (166,7%)	14,0 (215,4%)
Штам <i>B. thuringiensis</i> 0376	14,5 (145,0%)	10,0 (166,7%)	14,0 (175,0%)	9,0 (200,0%)	15,5 (238,5%)
НІР ₀₅	1,50	1,87	1,45	1,14	1,38

Пам'ять, Розанна, Тріумф штамом *B. thuringiensis* 0376 дозволяє знизити їх ураженість мінуючим фітофагом *Liriomiza cicerina* Rd. і підвищити урожайність на 66,7%, 75,0%, 45,0%, 100,0%, 138,5% відповідно в порівнянні до контролю (табл. 2).

Отримані експериментальні дані свідчать про ефективність застосування штамів *B. thuringiensis* для захисту рослин нуту від *Liriomiza cicerina*. Для регуляції чисельності фітофага з метою попередження втрат урожаю доцільно застосування біопрепаратів на основі штаму *B. thuringiensis* 0376..

Висновки.

1. Загибель личинок *Leptinotarsa decemlineata* Say (L1-2) в лабораторії при обробленні новим штамом *B. thuringiensis* 0376 становила 20,0% на третю добу, а на 10 добу–100%, в той час як в контролі (обробка водою) ці показники становили – 0,0–2,3 % відповідно.

2. Після обробки ентомоцидна дія штаму *B. thuringiensis* 0376 на нутового мінера проявилася на 7 діб раніше, ніж у еталонного штаму *B. thuringiensis* 994.

3. Використання штаму *B. thuringiensis* 0376 проти нутового мінера достовірно підвищувало врожайність нуту в середньому за сортами на 9,0 – 15,5 ц/га, що становило 145,0 – 238,5 %, порівняно з контролем.

References

1. Khareba V.V. Vplyv strokiv i sposobiv pikiruvannya na nasinnyevu produktyvnist' ta yakist' nasinnya kapusty biloholovoyi // Visnyk aharnoyi nauky. [Khareba V.V. Influence of terms and methods of dictation on seed productivity and quality of seeds of cabbage of a whitehead // Bulletin of agrarian science.] - 2002. – №3 - P. 31-32. [in Ukrainian].
2. Slavgorodskaya-Kurpiyeva L.Ye. Zashchita sel'skokhozyaystvennykh kul'tur ot vreditel' i bolezn' [Slavgorod-Kurpiev L.E. Protection of crops from pests and diseases] Slavgorodskaya-Kurpiyeva L.Ye., Slavgorodskiy V.Ye., Alpeyev A.Ye. - Donetsk: izdatel'stvo «Donechchina», 2003. – 480 p.
3. Zashchita rasteniy ot vreditel' / I.V. Gorbachev, V.V. Grishchenko, YU.A. Zakhvatkin i dr.; Pod red. prof. V.V.Isaicheva. [Plant protection from pests / I.V. Gorbachev, V.V. Grishchenko, Yu.A. Zakhvatkin et al.; Ed. prof. V.V. Isaicheva.] Kolos, 2002. - 472 p.
4. Fedorov L.A. Pestitsidy - toksicheskiy udar po biosfere i cheloveku / Fedorov L.A., Yablokov A.V. - M.: Nauka [Fedorov L.A. Pesticides - toxic impact on the biosphere and man / Fedorov L.A., Yablokov A.V.: Science] 1999. - 462 p..
5. Dovidnyk iz zakhystu roslyn. / [L.I.Bublyk, H.I.Vasechko, V.P.Vasyl'yev ta in.]; pid red. M.P. Lisovoho. - K.:Urozhay [Plant protection guide. / [L.I.Bublik, G.I.Vasechko, V.P. Vasiliev and others]; ed. MP Forestry - K.: Harvest] 1999. - 744 pp. [in Ukrainian].
6. Dovidnyk iz pestytsydiv / [M.P. Sekun, V.M. Zherebko, O.M. Lapa ta in.]. – K.: Kolobih [Handbook on pesticides / [MP Secun, V.M. Zherebko, O.M. Lap and others.] - K.: Kolobig] 2007. - 360 p. [in Ukrainian].
7. Ahroekolohichna otsinka mineral'nykh dobryv ta pestytsydiv: Monohrafiya / [Patyka V.P., Makarenko N.A. Moklyachuk L.I. ta in.]: za red. V.P.Patyky. – K.: Osnova [Agroecological assessment of mineral fertilizers and pesticides: Monograph / [Patty V.P., Makarenko N.A. Moklyachuk L.I. et al.]: ed. VPPatika - K.: Basis] 2005. - 300 p. [in Ukrainian].
8. Zeddarn, J.-L., Vasquez Soberon, R.M., Vargas Ramos, Z., Lagnaoui, A., 2003. Producciyon viral y tasas de aplicaciyon del granulovirus usado para el control biolgyico de las polillas de la papa Phthorimaea operculella y Tecia solanivora (Lepidoptera: Gelechiidae). Bol. Sanidad

- Vegetal Plagas. 29, 659–667. [in English].
9. Das, G.P., Magallona, E.D., Raman, K.V., Adalla, C.B., 1992. Effects of different components of IPM in the management of the potato tuber moth, in storage. *Agr. Ecosyst. Environ.* 41, 321–325. [in English].
 10. Patyka V.F. *Ekologiya Bacillus thuringiensis* / V.F.Patyka, T.I. Patyka – K.: Izd-vo PDAA. [Patyka V.F. Ecology of *Bacillus thuringiensis* / V.F. Patyka, T.I. Patyka - K.: Publishing House PDAA.] - 2007. - 216 p.
 11. Misra H. S., Khairnar N. P., Mathur M., Vijayalakshmi N., Hire R. S., Dongre T. K. and Mahajan S. K. 2002 Cloning and characterization of an insecticidal crystal protein gene from *Bacillus thuringiensis* subspecies *kenyae*. *Journal of Genetics*, Vol. 81, No. 1, April 2002, P. 5–11. [in English].
 12. Kandybin N.V. *Bakterial'nyye sredstva bor'by s gryzunami i vrednymi nasekomyymi: teoriya i praktika* / N.V. Kandybin - M.: Agropromizdat [Kandybin N.V. Bacterial means of rodent and pest control: theory and practice / N.V. Kandybin -: Agropromizdat] 1989. - 172 p.
 13. B.A.Federici. *Bacillus thuringiensis* in Biological Control / B.A.Federici // *Handbook of Biological Control. Principles and Applications of Biological Control.* – 1999., P. 575-593.
 14. Environmental Health Criteria 217 Microbial Pest Control Agent *BACILLUS THURINGIENSIS* Published under the joint sponsorship of the United Nations Environment Programme, the International Labour Organisation, and the World Health Organization, and produced within the framework of the Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals. World Health Organization Geneva, 1999.- 109 P. [in English].
 15. Lebedev S.N. *Primeneniye mikrobiologicheskikh preparatov v bor'be s grozdevoy listovertkoy v usloviyakh predgornogo Kryma.* Nauchnyye trudy uchenykh Krymskogo gosudarstvennogo agrarnogo universiteta. Vypusk 75 [Lebedev S.N. The use of microbiological preparations in the fight with a moth leafworm in the conditions of the piedmont Crimea. Scientific works of scientists of the Crimean State Agrarian University. Issue 75.] - S. 2002 - p. 43 - 46.
 16. Burtseva L. I. *Metody vydeleniya i biotestirovaniya entomopatogennykh bakteriy. // Patogenny nasekomykh: strukturnyye i funktsional'nyye aspekty* / Pod red. V.V. Glupova. M.: Kruglyy god [Burtseva L. I. Methods for the isolation and biotesting of entomopathogenic bacteria. // *Insect pathogens: structural and functional aspects* / Ed. V.V. Foolov. All year] 2001. 736 p.
 17. Leskova A.Ya., Rybina L.M., Stroyeva I.A. *Identifikatsiya kul'tur Bacillus thuringiensis i otsenka ikh patogennykh svoystv. (Metodicheskiye ukazaniya).* L.: Izd. Vsesoyuz.NII Zashchity rasteniy. [17. Leskova A.Ya., Rybina L.M., Stroeveva I.A. Identification of *Bacillus thuringiensis* cultures and assessment of their pathogenic properties. (Methodical instructions). Izd. Vsesoyuz.NII Institute of Plant Protection.] - 1984. - 21 p.
 18. *Metodika polevogo opyta (s osnovami statisticheskoy obrabotki rezul'tatov issledovaniy).* 5-ye izd. M.: Agropromizdat. [Methods of field experience (with the basics of statistical processing of research results). 5th ed. Agropromizdat.] - 1985. - 352 p.

Lisovyy M., Chaika V. (2022).

ANTAGONISTIC PROPERTIES OF *BACILLUS THURINGIENSIS* AGAINST *LIRIOMIZA CICERINA* RD.

BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 13(3-4): 119-125.

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/article/view/16757>

[https://doi.org/10.31548/biologiya13\(3-4\).2022.149](https://doi.org/10.31548/biologiya13(3-4).2022.149)

Abstract. From the corpses of the imago of grain moth the selected strain of bacteria (0376), which on the grounds of spore and crystal formation were referred to the group of *B. thuringiensis*. On the 10th day of the experiment the death of the larvae of the Colorado potato beetle (*Leptinotarsa decemlineata* Say.) when using a strain of *B. thuringiensis* 0376 accounted for 100% (if deaths in the control to 2.3%). The expediency of cultivation of a strain of *B. thuringiensis* 0376 in the volume of the nutrient medium 600ml. Tested the effectiveness of the obtained liquid spore culture on the larvae of Colorado potato beetles. Shown the insecticidal efficacy of *B. thuringiensis* 0376, which was evident in the number of mines per plant of chickpea – 111,6-152,4 min. per plant, depending on cultivar, whereas in the control variant, the figures were 202,0-342,0 min. studies have shown that a new strain of *B. thuringiensis* 0376 exhibits substantial biological efficacy in relation to the regulation of the number of gram miner (*Liriomiza cicerina* Rd.)

Key words: *Bacillus thuringiensis*, entomotoxic action, strain, formulation, phytophage, chickpeas

ЕНТОМОЛОГІЧНІ СЕНСОРИ ЗА РЕСУРСООЩАДНИХ ТЕХНОЛОГІЙ ВИРОЩУВАННЯ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ КУЛЬТУР У ПОЛЬОВИХ СІВОЗМІНАХ ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ

А. Г. БАБИЧ,

*д.с.-г.наук, кафедри ентомології,
інтегрованого захисту та карантину рослин
Національний університет біоресурсів і природокористування України
м. Київ, Україна,
ORCID 0000-0003-0299-4478
nubipbabich@gmail.com*

Анотація. Упродовж 2010–2022 рр. у польових сівозмінах Лісостепу України із застосуванням новітніх засобів хімізації, уточнена особливість біології, екології і поширення ґрунтових та інших шкідливих видів членистоногих. Зокрема, за технологій виробництва високоякісного зерна шляхом застосування бакових сумішей засобів захисту рослин і порівняно високих норм туків, що впливали на формування структури ентомокомплексу із превалюванням окремих видів коваліків, чорнотілок, підгризаючих совок та пластинчастовусих. За фенофазами культурних рослин ця особливість супроводжувалась як станом біоресурсів, так і технологіями ведення рослинництва загалом із оптимізацією фітосанітарних, природоохоронних та економічно обґрунтованих ресурсоощадних методів контролю чисельності фітофагів. Установлено, що в культурних екосистемах за інтенсивних технологій у складі сучасних біоресурсів кількість організмів, як флори, так і фауни, зокрема, шкідливих комах-фітофагів на перших етапах формування і розвитку зернових культур вірогідно змінюється. У роки спостереження, відмічено, що біорізноманіття агроценозів досить численне у видовому та кількісному відношенні, головним чином на фоні органо-мінеральних систем і за умов порівняно не високих норм застосування туків. Це дає можливість моделювати такі процеси за ентомологічними та зоологічними об'єктами, як сенсори, зокрема з позицій системності моніторингу та прогнозу, а також сталого управління на ресурсоощадній основі. Водночас урахована багаторічна динаміка чинників формування ентомокомплексів із уточненням впливу систем основного і дробного живлення, обробітку ґрунту та заходів захисту зернових й інших культур із оцінкою механізмів самоуправління комплексом членистоногих і визначені домінуючі види в теологічному аспекті. За результатами досліджень уточнені окремі біоценотичні зв'язки культурних рослин та їхніх шкідливих

організмів за різних систем живлення пшениці, кукурудзи, сої, нуту, соняшнику в періодах посухи та порівняно оптимальних показниках погоди зі з'ясуванням рівнів трофічних ланцюгів первинних та вторинних ценозів. Уточнена структура членистоногих за новітніх систем внесення рідких форм добрив, а також із оцінкою впливу бакових сумішей агрохімікатів на рівні міграції та виживання комах-фітофагів у короткочасних сівозмінах.

Обґрунтовані нові параметри систем захисту зернових культур із біологічно орієнтованими комплексами на основі ентомологічних та зоологічних тест-об'єктів дії чинників інтенсифікації ведення рослинництва.

Ключові слова: ентомокомплекс, захист рослин, моніторинг, популяції, живлення, агроценози, шкідники, епізоотії

Вступ.

У роки досліджень екологічні категорії, що поєднані в біологічному кругообігу, зокрема продуцентів, консументів та деструкторів (редуцентів), особливе місце набували перші. Зокрема, сільськогосподарські культури, як автотрофні організми, що з простих неорганічних сполук синтезували за допомогою енергії Сонця органічну речовину та заселялися комплексом шкідливих організмів (Vasylenko, 2017).

Друга категорія органічного світу – консументи рівного порядку переважно зоологічні види живитися продуцентами, оскільки самі не здатні утворювати органічну речовину. Серед тваринного світу особливе місце належало комахам. Ця група в трофічному відношенні живилася та розвивалася за рахунок сучасних сортів і гібридів зернових культур і консументів як зоологічних організмів – зоофагів, а також інші види – комахи-ентомофаги тощо.

Третя категорія сукупності всіх живих організмів або деструктори, живилися мертвою органічною масою і рослинними рештками або відмерлими зоологічними видами, включаючи і комах. Завдяки такому трофічному

функціонуванню редуценти розкладали органічну речовину на неорганічні продукти, які були субстратом або живильним середовищем для продуцентів. Такий процес забезпечував стійкий біоритмічний кругообіг в агроценозах, головним джерелом енергії якого є сонячна радіація (Lisovyi et. all., 2019; Schowalter, 2016).

За даними багаторічних спостережень у сучасних умовах вирощування зернових культур порівняно сприятливий фон для розвитку розмноження і виживання ґрунтових видів комах становив 59,0 % задовільний 30,3 % та несприятливі умови 29,3 %. Це дестабілізувало стійкість механізмів саморегуляції та ефективність використання нових систем живлення і заходів захисту. Основними причинами, які негативно впливали на формування структури ентомокомплексів виявились наступні:

- дисбаланс поживних речовин, як чинник, що впливає на окремі стадії розвитку комах;

- висока кислотність робочого розчину через повне призупинення меліоративних заходів;

- зниження рівнів трофічних зв'язків, головне через недостатню кількість застосованих органічних добрив або сидератів;

– неспроможність застосованих систем забезпечувати оптимальний баланс із сучасними високими рівнями саморегуляції ентомокомплексів;

– екологічна вразливість окремих видів комах, які характеризують високим коефіцієнтом життєздатності за інтенсивних форм ведення рослинництва;

– недосконалість існуючих технологій управління ентомокомплексами на видовому та популяційному рівнях за нових систем вирощування зернових культур.

Отже, сталий розвиток сучасних агроценозів не можливий без стратегічно збалансованого поєднання агропромислового виробництва, у тому числі вирощування зернових культур із збереженням природних механізмів саморегуляції членистоногих створення якісних моделей прогнозу чисельності фітофагів і розширення та застосування високоефективних біологічно орієнтованих композицій захисту посівів від комплексу шкідливих організмів. Це пов'язано із досить широким різноманіттям комах та інших таксономічних груп членистоногих, які проявляли особливість розвитку та розмноження, поширення, за рівнями агрохімічного та водно-фізичного стану ґрунтів із створенням локальний асоціацій та інших умов, як для вирощування зернових культур, так і розмноження домінуючих видів домінуючих видів комах-фітофагів. Встановлено, що для перспективних напрямів ефективного використання механізмів їхньої саморегуляції доцільно оптимізувати сівозміни, як максимально обґрунтований прийом із найбільш адаптивним до різних агрокліматичних умов сортів та гібридів. Першочергового значення

набувало широкомасштабне впровадження у виробництво сидеральних культур із контролем динаміки розвитку та поширення корисних видів членистоногих. Важливим виявились і застосування сучасних бакових композицій систем живлення і захисту зернових культур із контролем динаміки поведінки мікрозалишків препаратів та заощадженням кратності й кількості проведених заходів захисту від комплексу шкідливих організмів (Ilchenko & Radko, 2016; Kulma et. all., 2022; Kaur & Kaur, 2020).

За різних форм ведення рослинництва і запровадження моніторингу екосистем із забезпеченням проведення профілактичних заходів контролю шкідливих видів на фоні поліпшення екологічного стану угідь та оптимізації водного їхнього режиму в напрямку сталого забезпечення вологості в активному шарі (0-50 см) не нижче 90 % від найменшої вологості (НВ) дає можливість розвиватись комплексу корисних видів членистоногих і підвищувати рівень саморегуляції ентомокомплексів.

Нагальним виявився показник щодо обсягів ренатуралізації, із обґрунтованим визначенням впливу систем і заходів контролю шкідників та інвентаризація й паспортизація наявного фонду, що впливає на виживання й поширення домінуючих комах фітофагів, зокрема на високих рівнях систем живлення.

У роки спостережень забезпечення екологічної рівноваги, агроценозів із запобіганням виникнення негативних наслідків ґрунтується у першу чергу дії та післядії застосованих систем живлення і заходів захисту зернових культур (Gorun et. all., 2019).

У сучасних технологіях вирощування зернових культур нагальним

є роль організації системи оперативного моніторингу параметрів структур ентомокомплексів, що зумовлені високою динамічністю процесів хімізації ценозів (Khlabak, 2022).

Виходячи з природоохоронних вимог, значної уваги заслуговує питання щодо обґрунтування, розробки та впровадження законів контролю біорізноманіття екосистем при різних формах їхнього функціонування (Lisivyi et. all., 2019; Schowalter et. all., 2017).

Такий напрям надзвичайно актуальний під час вирощування сільськогосподарських культур, зокрема для одержання якісної та безпечної фітопродукції. Це викликано тим, що в агроекосистемах існують своєрідні взаємовідносини між культурними рослинами та різними групами організмів, зокрема певними домінуючими видами.

Матеріали і методи дослідження.

Виявлення і обліку комах-фітофагів проводили за загальноприйнятими методиками щодо складання прогнозу та обліку багатокішечних шкідників та хвороб зернових, зернобобових культур, багаторічних трав (Borzykh et. all., 2019).

Результати дослідження та їх обговорення.

Результатами досліджень підтверджено, що контроль шкідливих видів членистоногих за умов оцінки екологічних чинників і економічних порогів шкідливості дає можливість оптимізувати природні регулюючі механізми агроценозу зернових культур із використанням в єдиному

технологічному процесі, комплексів ресурсощадних методів і прийомів у тому числі і токсикологічних вимог з метою отримання якісного врожаю зерна. Водночас важливим загальним показником формування агроценозу, виявилось забезпечення оптимальних умов, що впливають на механізми саморегуляції ентомокомплексів у часі та просторі, а також на ріст і розвиток та трофічні ланцюги сучасних сівозмін із вирощуванням зернових колосових до 40 %, зерно-бобових до 20 %, технічних та інших культур до 40 %. Однак ентомологічні аспекти із аналізом агрохімічного стану ґрунтів і показників поліпшення їхньої родючості завдяки оптимізації кислотності та збалансованості удобрення є і предикторами прогнозу чисельності, як ґрунтоживучих комах-фітофагів, так і хижих видів членистоногих, що проявляють певну закономірність на фоні агротехнічних, біологічних та інших природоохоронних заходів (Russo et. all., 2020).

За результатами багаторічних спостережень екологічно обґрунтованим є застосування ентомологічних і зоологічних об'єктів, як сенсорів, що впливають на стійкість і різноманітність агроценозів і зумовлені екологічними нішами, механізмами підтримки яких проявляються за видами конкуренції зумовленими взаємною регуляцією, чисельності популяції їхнього доступу до ресурсів екосистем зернових культур і є характерними популяційних циклів сучасних домінуючих шкідливих видів комах-фітофагів (табл. 1).

Так, висока залежність сезонної динаміки чисельності чорної пшеничної мухи також відмічена від умісту в ґрунті основних елементів, що впливали на ріст і розвиток пше-

1. Популяційні цикли шкідників пшениці озимої (Лісостеп України, 2002 - 2022 рр.)

№	Вид комах, роки масових розмножень	Тривалість ма- сових розмно- жень, у роках	Проміжки в роках між черговими масовими розмноженням, роки
1	Шведська муха (<i>Oscinella frit</i> L.) (2002, 2006, 2012, 2017)	3	3-4
2	Пшенична муха (<i>Phorbia secures</i> Tiens.) (2002, 2003, 2006, 2010, 2014)	1	3-4
3	Гесенська муха (<i>Mayetiola destructir</i> S.) (2002, 2003, 2007, 2009, 2011, 2015)	2	4-5
4	Хлібні жуки (<i>Anisoplia austriaca</i> H.) (2002, 2003, 2009, 2011, 2015)	1	3-4
5	Хлібна жужелиця (<i>Zabrus</i> <i>tenebrioides</i> G) (2002, 2007, 2011, 2015)	2	5-6
6	Клоп шкідлива черепашка (<i>Eurigaster integriceps</i> Put.) (2002, 2004, 2007, 2009, 2015)	1	3-4
7	Посівний ковалик (2003, 2008, 2012, 2016)	3	4-5
8	Акацієва вогнівка (2005, 2011, 2019, 2020, 2022)	1	2-3
9	Стебловий кукурудзяний метелик (2005, 2009, 2011, 2014, 2017, 2022)	1	2-3
10	Бавовникова совка (2006, 2010, 2015, 2018, 2020)	1	4-5
11	Чорнотілки (на кукурудзі) (2003, 2008, 2012, 2016)	2	3-4
12	Довгоносики на бобових (2007, 2011, 2015, 2019)	1	4-5

ниці та підтверджує значущість даних предикторів прогнозу в оцінці ступеня формування популяції фітофага. Сумарний ефект впливу комплексу макроелементів живлення виявився позитивним, як у рості та розвитку пшениці озимої, так і багаторічний динаміці чисельності внутрішньостеблових комах-фітофагів та інших видів у Лісостепу України. Це доцільно враховувати під час застосування та оптимізації ефективності дії інсектицидів у заходах захисту пшениці ози-

мої від комплексу комах-фітофагів на фоні різних форм і систем живлення культурних рослин.

Водночас на фоні післядії гною, встановлено накопичення мігруючих шкідливих видів комах, таких як злакові мухи, попелиці, клопи і зменшення чисельності окремих ґрунтових видів шкідників, зокрема личинок коваликів, несправжніх коваликів, пластинчастовусих. Зокрема, із урахуванням умісту поживних речовин у ґрунті, що забезпечується

2. Вилив умісту рухомих форм елементів живлення в ґрунті на чисельність основних видів шкідників пшениці озимої (2012 - 2022 рр.)

Варіант	Вміст в ґрунті, мг/кг						Рівень показників виявлених видів шкідників (+ – до ЕПШ)	
	Мінеральний азот	P ₂ O ₅	K ₂ O	Pb	Cd	Cu*	Ґрун-тові	внутрішньостеблові
Без добрив (контроль)	31,3	15,6	61,4	1,14	0,076	2,11	+++	-
Післядія 30 т/га ґною	34,2	17,7	65,6	0,92	0,041	1,34	++	-
Фон + P ₃₀	36,7	20,3	68,7	0,98	0,082	1,26	-	-
Фон + P ₉₀ K ₉₀	35,1	25,6	71,3	0,89	0,085	1,18	-	+
Фон + N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	41,3	28,3	75,9	0,81	0,08	1,29	-	++
Фон + N ₁₂₀ P ₁₃₅ K ₁₃₅	48,7	31,6	80,3	0,76	0,079	1,03	-	+++
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	40,2	21,9	69,0	0,96	0,092	1,56	-	+
N ₉₅ P ₉₅ K ₉₅	37,4	20,4	67,1	0,84	0,062	1,16	-	+
N ₁₀₀ P ₁₀₀ K ₁₀₀	39,1	22,6	72,4	0,99	0,082	1,24	-	+
N ₁₀₅ P ₁₀₅ K ₁₀₅	41,3	26,1	76,0	0,10	0,091	1,32	-	+

технологіями вирощування й оптимізує систему захисту пшениці озимої від шкідників у Лісостепу України (табл. 2).

Доцільно відмітити, що за наявними в науковій літературі оцінками фауна комах України нараховує до 35 тис. видів (Lysovyi et., all., 2019). Діапазон оцінок особливостей біології і екології цих видів свідчить, що ґрунтова систематизація видового різноманіття цих комах на фоні застосованих засобів хімізації досі не проведена, що ускладнює, як визначення стану агробіорізноманіття, так і застосування комплексу чинників як біосенсори ентомологічного або зоологічного спрямування за різних рівнів живлення рослин. Така оцінка на прикладі вибірки домінуючих шкідливих видів комах-фітофагів дає можливість визначити роль фауніс-

тичних досліджень різних стацій ценозів і життєві їхні форми оцінювати за рівнем наслідків застосованих систем удобрення. Водночас обґрунтувати окремі періоди онтогенезу з урахуванням сезону і особливо ембріонального та постембріонального розвитку у разі застосування різних форм, норм, строків та сумішей засобів хімізації. Водночас доцільно враховувати структуру ґрунту від якої залежить її тепловий повітряний та водний режими, а також динаміку хімічного складу. Оскільки вплив ґрунту на окремі стадії розвитку комах проявляється за наявності, як наслідків засобів хімізації, так і агрофізичних властивостей, що доцільно також урахувати за нових систем вирощування зернових культур.

У роки досліджень, комплекс внутрішньостеблових видів-фітофагів

інтенсивно заселяв посіви пшениці озимої практично на всіх варіантах застосування туків, а також на фоні післядії гною, 20-30 т/га + $N_{90-120} P_{90-120} K_{90-120}$ число личинок шведських мух, чорної пшеничної мухи і звичайного хлібного пильщика зросло у 2,7-3,2 рази в порівнянні з неудобреними ділянками.

Це доцільно враховувати в ресурсоощадних системах захисних заходів на посівах пшениці озимої.

За нових систем живлення, зокрема із застосуванням рідких форм мінеральних добрив, встановлено позитивний вплив на чисельність та виживання комах у польових сівоzmінах. Так, карбамідно-аміачна суміш (КАС, 32 %) істотно впливала на інтенсивність розмноження внутрішньостеблових шкідників, знижуючи чисельність і тривалість їхнього виживання в рослинних рештках, а в агроценозах відмічено підвищення біологічної активності ґрунту зі зростанням стійкості й витривалості рослин до пошкоджень шкідниками.

Отже на удобреному фоні уточнено фізіологічну стійкість, витривалість і конкурентну спроможність культурних рослин і до шкідників генеративних органів пшениці озимої.

Характерно, що досліджені суміші препаратів на основі діючих речовин: імідаклоприд, ацетоміпрід та тіаметоксам впливали на центральну нервову систему сисних (попелиці, цикадки, трипси) і листогризухих комах на посівах пшениці озимій. Ці препарати блокували специфічні нейрони в комах, у них припиняється передача нервового імпульсу, і вони гинуть від нервового перезбудження. Дія препаратів призводила до паралічу і загибелі фітофагів у разі використання їх у мінімальних нормах як

під час обробки насіння, так і в період вегетації.

Оцінка динаміки поведінки діючих речовин показала, що вони проникають в насіння, сходи, вегетуючі і генеративні органи пшениці озимої та контролюють комплекс комах-фітофагів, зокрема, і на фоні внесених високих норм добрив.

За отриманими даними, передпосівна обробка насіння пшениці озимої забезпечує високоефективний захист від комах-фітофагів, завдяки системній дії речовин у суміші із рідкою формою КАС-32 %. Це дає змогу токсикантам проникати в рослину через кореневу систему і розміщатися в надземні органи і тканини рослин. У результаті такого процесу відбувається токсикація сходів зернових культур, що забезпечує загибель личинок фітофагів у період проникнення їх в стебло на початку процесу порушення цілісності рослини і обмежує їхню шкідливість та ступінь пошкодження комплексом личинок фітофагів восени і навесні на початку органогенезу.

Висновки.

За ресурсоощадних технологій обґрунтовано екосистемний контроль комплексу комах фітофагів як сенсорів застосованих агрохімікатів і засобів захисту рослин, що дає можливість регулювати природні регулюючі механізми агроценозів у технологічному процесі вирощування зернових культур із урахуванням екологічних та токсикологічних показників ценозів. Агрохімічний стан і показники родючості ґрунтів впливають на структуру ентомокомплексів зокрема видів, які мають багаторічні цикли розвитку окремих стадій ковалики, а також вну-

трішньостеблові види, що доцільно враховувати в сучасних системах моніторингу і контролі цих груп членистоногих. Удосконалення структури заходів захисту від домінуючих шкідливих видів зернових культур, які доцільно проводити за показниками дії систем живлення. У системах управління шкідливими організмами із використанням природних обмежуючих факторів доцільно застосовувати прийоми за показниками ентомологічних сенсорів, що включають сучасні аспекти особливостей біології, життєздатності та поширення ентомологічних тест-об'єктів.

Ентомологічні сенсори є особливим показником щодо природних і антропогенних регулюючих механізмів і впровадження науково-обґрунтованих заходів захисту зернових культур за ресурсоощадних технологій.

References

1. Khlabak S. (2022) System of protection against diseases and pests of wheat. *Agronomist*. №4 (78) <https://www.agronom.com.ua/programy-insekytsydnogo-za-hystu-ozymoyi-pshenytsi-vid-shkidnykiv/> (in Ukrainian)
2. Borzykh O.I., Retman S.V., Chayka V.M., Tribel S.O. (2019). Methodological recommendations for forecasting and accounting of polyphagous pests and diseases of cereals, legumes, perennial grasses. State Service of Ukraine for Food Safety and Consumer Protection, Kyiv, 2019, 144 p. (in Ukrainian)
3. Lisovyi M.M., Mahmud Z.M., Chaika V.M. (2019). Assessment of insect diversity of agroecosystems. *Agroecological journal*. №3, 100-104 DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.3.2019.183481> (in Ukrainian)
4. Ilchenko O.V., Radko A.O. (2016). The use of resource-saving technologies in crop production as a direction of increasing the efficiency of agricultural production. Mechanisms of regulation of socio-ecological and economic development of enterprises in the regional and sectoral dimension. Sumy: SNAU <http://repo.sau.sumy.ua/handle/123456789/3924> (in Ukrainian)
5. Gorun M.V., Pyrig G.I., Fayfura V.V., Fedirko M.M. (2019). *Ecology: a textbook*. Ternopil, 156 p. (in Ukrainian)
6. Vasylenko M. (2017). Organic-mineral fertilizers and growth regulators in organic farming. *Bulletin of Agrarian Science*. № 2, C. 11-18 (in Ukrainian)
7. Schowalter, T.D. (2016). *Insect Ecology: An Ecosystem Approach: Fourth Edition*.
8. Schowalter, T.D. & Noriega, Jorge & Tscharnkte, Teja. (2017). Insect effects on ecosystem services – Introduction. *Basic and Applied Ecology*. 26. DOI: 10.1016/j.baae.2017.09.011.
9. Russo, Laura & Buckley, Yvonne & Hamilton, Hannah & Kavanagh, Mark & Stout, Jane. (2020). Low concentrations of fertilizer and herbicide alter plant growth and interactions with flower-visiting insects. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 304. DOI: 10.1016/j.agee.2020.107141
10. Kulma, Martin & Škvorová, Petra & Petříčková, D & Kouřimská, L. (2022). A descriptive sensory evaluation of edible insects in Czechia: do the species and size matter?. *International Journal of Food Properties*. 26. 218-230. DOI: 10.1080/10942912.2022.2161569
11. Kaur, T., & Kaur, M. (2020). Integrated Pest Management: A Paradigm for Modern Age. *Pests, Weeds and Diseases in Agricultural Crop and Animal Husbandry Production*. doi: 10.5772/intechopen.92283

Babich A. (2022).

ENTOMOLOGICAL SENSORS USING RESOURCE-SAVING TECHNOLOGIES OF GROWING AGRICULTURAL CROPS IN FIELD CROP ROTATIONS OF THE FOREST STEPPE OF UKRAINE

BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 13(3-4): 126-134

<http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/article/view/28573>

[https://doi.org/10.31548/biologiya13\(3-4\).2022.131](https://doi.org/10.31548/biologiya13(3-4).2022.131)

Abstract. During 2010-2022, in the field crop rotations of the Forest-Steppe of Ukraine with the use of the latest chemical means, the peculiarities of biology, ecology and distribution of soil and other harmful species of arthropods were clarified. In particular, according to the technologies of high-quality grain production through the use of tank mixtures of plant protection agents and relatively high rates of fats, which influenced the formation of the structure of the entomocomplex with the predominance of certain species of weevils, gnats, gnawing scoops and lamellae. According to the phenophases of cultivated plants, this feature was accompanied both by the state of biological resources and by the technologies of crop production in general, with the optimization of phytosanitary, nature protection and economically justified resource-saving methods of controlling the number of phytophages. It has been established that in cultural ecosystems under intensive technologies in the composition of modern bioresources, the number of organisms, both flora and fauna, in particular, harmful phytophagous insects at the first stages of the formation and development of grain crops, probably changes. In the years of observation, it was noted that the biodiversity of agrocenoses is quite numerous in terms of species and quantity, mainly against the background of organo-mineral systems and under conditions of relatively low rates of application of fats. This makes it possible to model such processes by entomological and zoological objects as sensors, in particular from the standpoint of systematic monitoring and forecasting, as well as sustainable management on a resource-saving basis. At the same time, the long-term dynamics of the factors of the formation of entomocomplexes are taken into account, with the clarification of the influence of the systems of basic and minor nutrition, tillage and measures to protect grain and other crops, with an assessment of the self-management mechanisms of the arthropod complex, and the dominant species are determined in the theological aspect. Based on the results of research, separate biocenotic relationships of cultivated plants and their harmful organisms under different nutrition systems of wheat, corn, soybean, chickpea, sunflower in periods of drought and relatively optimal weather conditions were clarified, with clarification of the levels of trophic chains of primary and secondary coenoses. The structure of arthropods of the newest systems of application of liquid forms of fertilizers, as well as with an assessment of the influence of tank mixtures of agrochemicals on the level of migration and survival of phytophagous insects in short-rotational crop rotations.

The new parameters of grain crop protection systems with biologically oriented complexes based on entomological and zoological test objects of the factors of crop production intensification are substantiated.

Key words: entomocomplex, plant protection, monitoring, populations, nutrition, agrocenoses, pests, epizootics