

Криворізький ботанічний сад НАН України  
Дніпровський національний університет ім. Олеся Гончара  
Міністерство освіти і науки України

Кваліфікаційна наукова  
праця на правах рукопису

КОМАРОВА ІРИНА ОЛЕКСАНДРІВНА

УДК 581.522.4(477.63)(043.3)

## ДИСЕРТАЦІЯ

ЕКОЛОГО-БІОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ *TARAXACUM OFFICINALE* WIGG  
ЗА ДІЇ ЗАБРУДНЕННЯ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ В УМОВАХ  
ПРОМИСЛОВОГО КРИВОРІЖЖЯ

03.00.16 – екологія

Біологічні науки

Подається на здобуття наукового ступеня  
кандидата біологічних наук (доктора філософії)

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей,  
результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

\_\_\_\_\_ І.О. Комарова

Науковий керівник Гришко Віталій Миколайович, кандидат біологічних наук,  
старший науковий співробітник

Дніпро – 2019

## АНОТАЦІЯ

**Комарова І. О. Еколого–біологічні особливості *Taraxacum officinale* Wigg за дії забруднення важкими металами в умовах промислового Криворіжжя –**

Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук за спеціальністю 03.00.16 «екологія». – Дніпровський національний університет ім. Олеся Гончара МОН України, Дніпро, 2019.

Дисертаційна робота присвячена комплексному вивченню механізмів стійкості *Taraxacum officinale* Wigg за дії забруднення важкими металами в умовах промислового Криворіжжя, а саме забруднення від підприємств гірничо-металургійного комплексу, визначенню інформативних індексів для біоіндикації забруднення середовища важкими металами.

За допомогою екологічного та ценоморфічного аналізу рослинності з використанням даних «Екофлори України» (2001-2010) за принципами, розробленими О. Л. Бельгардом (1960) було встановлено, що у складі рослинних угруповань Криворізького урбопромислового комплексу наявний 91 вид, які належать до 77 родів та 26 родин. Найбільш часто зустрічаються представники таких родин, як Asteraceae, Fabaceae, Brassicaceae, Poaceae, Rosaceae, Arisiaceae, Plantaginaceae, Salicaceae.

Базу рослинних угруповань Криворізького урбопромислового комплексу створюють рудеранти (51,27% від загальної кількості видів) та степанти (21,61%). Крім того серед життєвих форм за класифікацією К. Раункієру (1934) переважають гемікриптофіти (50% від загальної кількості видів) і терофіти (25,9%). У аспекті преференцій до водного режиму найчисельнішими є ксеромезофіти (53% від загальної кількості рослин) та мезоксерофіти (29,4%). В угрупованнях домінують геліофіти (55,0%) та мезотрофи (60,6%).

Серед важких металів рухомої форми, що досліджувалися хіміко-аналітичним методом на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С115, при незначному рівні забруднення було виявлено збільшення частки Ni, Cu, Zn, Pb. Суттєве збільшення відбувається і при високому рівні забруднення, що

найбільшою мірою проявляється для Ni та Cd. Особливістю високого рівня забруднення є перевищення і валового вмісту важких металів у ґрунті, особливо Cu, Zn, Pb та Cd.

Коефіцієнти транслокації, які розраховували за Varman et al. (2000) і Gupta et al. (2008) для Ni свідчить про його макроконцентрацію в системі «листок-корінь» на ділянках помірного і незначного рівнів забруднення та мікроконцентрацію в системі «корінь-листок». В умовах високого рівня забруднення транслокаційні режими Pb знаходяться у діапазоні від деконцентратора до макроконцентратора. При переході Cu із кореня в листок спостерігаємо його мікроконцентрацію. Такий ефект відсутній при транслокації Cu із ґрунту в корінь та із листка до кореня. Особливістю Zn та Cd є їх макроконцентрація при усіх рівнях забруднення.

Вміст продуктів, що реагують з тіобарбітуровою кислотою (ТБК-активних продуктів), визначали за В. С. Камишніковим (2000). Мінімальний їх вміст спостерігали в умовному контролі. За активної акумуляції важких металів у листках *T. officinale* концентрація ТБК-активних продуктів підвищувалась до 3 разів. Крім того встановлено наявність тісних обернених кореляційних зв'язків між акумуляцією важких металів та концентрацією ТБК-активних сполук.

Серед концентрації хлорофілів та каротиноїдів, що визначали за методикою A.R. Wellburn (1994) в екстракті диметилсульфоксиду спостерігали особливі реакції, а саме вміст хлорофілу *a* зі збільшенням рівня забруднення зменшується нелінійно. При незначному та помірному рівні забруднення зменшення його вмісту відбувається у середньому на 44,6 %, а при сильному рівні забруднення відбуваються компенсаторні явища так, що зменшення складає тільки 31,9 %. Концентрація хлорофілу *b* різко зростає за умов незначного забруднення, але при більш високих рівнях аеротехногенного забруднення цей показник зменшується від контрольного рівня на 22,7 %. Концентрація каротиноїдів при незначному рівні забруднення не відрізняється

від контролю, а при більш високих рівнях суттєво знижується, у середньому на 52,5%.

Фертильність пилку визначали за гістохімічною реакцією з розчином Люголя (Паушева, 1988) та встановили високу чутливість чоловічого гаметофіту *T. officinale* до атмосферного забруднення, що проявляється у збільшенні абортивного пилку та впливає на формування життєздатного насіння. Лабораторна схожість насіння *T. officinale*, яку визначали згідно з Міжнародними правилами визначення якості насіння (1969), статистично достовірно знижувалася за високого рівня забруднення на 55%. У рослин на моніторингових ділянках із незначним рівнем забруднення спостерігалось зменшення схожості сім'янок до 10% або вона суттєво не відрізнялась від контролю. При цьому рівень забруднення суттєво не впливав на вагу насіння, але призводив до зменшення його розмірів (або довжини і ширини насінини, або хоча б одного з цих показників).

Залежно від рівня забруднення зростала і кількість морфологічно зміненого пилку, що аналізували за С. С. Хохловим з співавт. (1978) і М. А. Нечкіною, В. С. Журковою (1997). А за високого рівня поллютантів зафіксовано утворення лінзоподібної аномальної форми, яку спостерігали в центрі електронної мікроскопії та мікроаналізу Інституту ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України на СЕМ JEOL (JSM – 6060LA, Японія) за рекомендаціями Н.С. Снігірьовської і І. К. Ferguson (1970).

За результатами проведених досліджень були запропоновані для використання в біоіндикації забруднення навколишнього середовища важкими металами в умовах промислового Криворіжжя наступні інформативні показники: індекс стильності пилку *T. officinale*, який визначали за Е.Е. Ібрагімовою та палінотоксичний ефект за І.Н. Лозановської (1998). Крім того чутливим індикатором аеротехногенного забруднення є індекс  $Chl_{a+b}/Car$ , який збільшується з підвищенням рівня забруднення.

Обробку та аналіз даних здійснювали методами варіаційної статистики на 95% рівні значущості

Новизна роботи полягає в наступному. Вперше в умовах промислового Криворіжжя з'ясовано, що Zn є абсолютним лідером по накопиченню як коренями, так і листковими пластинками на ділянках всіх рівнів забруднення; визначено, що накопичення коренями та листками Pb і Cd, відбувалося диференційно від рівня забруднення ділянок; доведено, що високий рівень поліелементного забруднення докiлля спричинює активізацію процесів пероксидного окислення ліпідів; з'ясовано, що концентрація хлорофілу *a* зі збільшенням рівня забруднення зменшується нелінійно, а концентрація хлорофілу *b* різко зростає за умов незначного забруднення, але при більш високих рівнях аеротехногенного забруднення цей показник зменшується в порівнянні із контролем; з'ясовано, що забруднення призводить до поступового збільшення на 50 % нежиттєздатного пилку за високого рівня промислових викидів і підвищення більше як удвічі кількості стерильних пилкових зерен; доведено, що залежно від рівня забруднення зростає кількість морфологічно зміненого пилку, а за високого рівня полютантів зафіксовано утворення лінзоподібної аномальної форми пилкових зерен; визначено, що рівень забруднення впливає на зниження схожості сім'янок *T. officinale*, зменшення його розмірів (або довжини і ширини насінини, або хоча б одного з цих показників), але суттєво не впливає на вагу насіння.

Під час виконання роботи удосконалено методи біоіндикації докiлля та отримані результати розширюють уявлення про механізми стійкості *T. officinale* в залежності від різного рівня стресового фактору.

Методичні підходи для дослідження еколого-фізіологічних особливостей функціонування та розвитку репродуктивної сфери *T. officinale* використовуються в науково-дослідній та навчальній роботі у наступних закладах вищої освіти: Криворізький державний педагогічний університет, Львівський національний університет ім. І.Я. Франка, Дніпровський державний аграрно-економічний університет. Департамент екології та природних ресурсів Дніпропетровської облдержадміністрації у рамках Дніпровської обласної комплексної програми екологічної безпеки та запобігання змінам клімату на

2016–2025 рр. використовує матеріали для розробки рекомендацій щодо оцінки забруднення ґрунтів, застосування у системі біоіндикації у якості інформативних критеріїв рекомендовано використовувати палінологічні показники та особливості проростання насіння *T. officinale* Wigg.

*Ключові слова:* *Taraxacum officinale* Wigg, рослинні угруповання, техногенне забруднення, гірничо-металургійний регіон, стійкість, пилок, фотосинтезуючі пігменти, ПОЛ, транслокація важких металів.

## SUMMARY

Komarova I.O. Ecological-biological features of *Taraxacum officinale* Wigg to the action of heavy metals in the conditions of industrial Kryviy Rih –

Qualification scientific work on the rights of manuscripts.

Thesis for the degree of candidate of biological sciences on specialty 03.00.16. – ecology.– Oles Honchar Dnipro National University. – Dnipro, 2019..

The dissertation considers a comprehensive study of *Taraxacum officinale* Wigg resistance mechanisms under heavy metal pollution in Kryviy Rih industrial region, namely mining and metallurgical sector pollution; determination of informative indices for biological benchmark of the environment with heavy metals.

By means of environmental and xenomorphic vegetation analysis with the use of “Ecoflora of Ukraine” data (2001-2010) and the principles, developed by O. L. Belgard (1960) it was found that within plant aggregation of Kryviy Rih urban industrial complex there are 91 kinds, which belong to 77 types and 26 plant families. The most common are the representatives of such families as Asteraceae, Fabaceae, Brassicácae, Poaceae, Rosaceae, Apiaceae, Plantaginaceae, Salicaceae.

The plant aggregation base of Kryviy Rih urban industrial complex is set by ruderals (51,27% of total species count) and stepants (21,61%). Along with that, according to K. Raunkiaer classification (1934) among life forms predominate hemicryptophytes (50% of total species count) and therophytes (25,9%). In terms of water regime preference the most numerous are xeromesophytes (53% of total number of plants) and mesoxerophytes (29,4%). In plant aggregations heliophytes (55,0%) and mesotrophs (60,6%) dominate.

Among heavy metals of a mobile form, studied by means of chemical-analytical method with atomic absorption spectrophotometer C 115, with insignificant level of pollution the increase of the fraction of Ni, Cu, Zn, Pb was detected. Apparent increasing also occurs with high level of pollution, which becomes evident for Ni and Cd. The specificity of high level of pollution resides in the excess of total heavy metal content in soil, especially of Cu, Zn, Pb та Cd.

The translocation factors which were calculated by Barman et al. (2000) and Gupta et al. (2008) for Ni demonstrate its macroconcentration in “leaf-root” system at the sites with moderate and insignificant levels of pollution and microconcentration in “leaf-root” system. Under high level of pollution Pb translocation regimes are within the range from deconcentrator to macroconcentrator. While Cu moving from root to leaf its microconcentration is observed. Such effect is absent during Cu translocation from soil to root and from leaf to root. The singularity of Zn and Cd is their macroconcentration with all levels of pollution.

The content of the products that are reactive with thiobarbituric acid (TBA-active products) was determined by V. S. Kamyshnikov (2000). Its minimum content was observed in conditional control. With the active accumulation of heavy metals in *T. officinale* leaves, concentration of TBA-active products was increasing up to 3 times. Alongside this, close feedback correlations between heavy metal accumulation and concentration of TBA-active combinations were established.

Among the concentration of chlorophylls and carotinoids that were determined according to A. R. Wellburn (1994), in dimethylsulphoxide extract specific reactions were observed, namely, with the increase of pollution level chlorophyll *a* content decreases nonlinearly. With insignificant and moderate level of pollution the decrease of its content decreases on average by 44,6 %, with high level of pollution compensatory effects take place to the extent that the decrease makes up as little as 31,9%. Chlorophyll *b* concentration climbs excessively subject to insignificant pollution but with higher levels of aeroanthropogenic pollution this index decreases by 22,7% compared to control level. The concentration of carotinoids with insignificant level of pollution does not contrast with control group, and with higher levels drastically reduces on average by 52,5%.

Pollen fertility was determined by histochemical reaction with Lugol’s solution (Pausheva, 1988). High sensitivity of *T. officinale* male gametophyte to atmosphere pollution was established, which makes itself evident in the increase of abortive pollen and influences the formation of viable seed. The laboratory similarity of



*T. Officinale* seed, determined according to the International seed quality assurance regulations (1969), was reliably decreasing by 55% with high level of pollution.

It has been established that the plants on monitoring sites with insignificant level of pollution are characterized by decrease of seed pod similarity up to 10% or it did not differ fundamentally from the control group. Concurrently, the level of pollution did not wield major influence on seed weight, however caused its size reduction (either seed length and width, or at least one of these indicators).

Depending on the level of pollution the amount of morphologically changed pollen, analyzed by S. S. Khokhlov et al. (1978) and M. A. Naiechkina, V. S. Zhurkova (1997) was increasing. With the high level of pollutants the composition of lenslike abnormal form was recorded. It was observed in the centre for electron microscopy and microanalysis of M. G. Kholodnyi Institute of Botany NAS of Ukraine on CEM JEOL (JSM – 6060LA, Japan) upon the recommendations of N. S. Snihirovska and I. K. Ferguson (1970).

Based on the results of the researches conducted, such informative indicators were proposed to be used in bioindication of environmental pollution with heavy metals in Kryvyi Rih industrial region as: pollen sterility index of *T. Officinale*, calculated according to E. E. Ibrahimova and palinotoxic effect according to I. N. Lozanovska (1998). Furthermore, a sensitive indicator of aerotechnogenic pollution is a  $Chl_{a+b}/Car$  index which rises with the increase of pollution level.

The processing and analysis of the data was conducted by means of variation statistics method at 95% significance level.

The novelty of the study is the following. For the first time within industrial Kryviy Rih region Zn is found to be an absolute leader in accumulation both in roots and leaf blades at the sites with all levels of pollution; it is defined that the accumulation of Pb and Cd in roots and leaves occurred differentially from the level of pollution of the sites; it is proved that high level of polyelemental environment pollution causes activation of lipid peroxide oxidation processes; it is revealed that concentration of chlorophyll *a* with the increase of pollution level decreases nonlinearly, and concentration of chlorophyll *b* rises exponentially with insignificant

pollution, but with higher levels of aerotechnogenic pollution this indicator reduces compared to control; it is determined that pollution results in gradual 50% increase of abortive pollen with high level of industrial emissions and double increase of sterile pollen grains; it is proved that depending on the level of pollution the amount of morphologically changed pollen increases, and with high level of pollutants the formation of lenslike abnormal-shaped pollen grains was recorded; it is determined that the level of pollution influences the decrease of similarity of *T. officinale* seed pot, reduction in its size (either seed length and width, or at least one of these indicators), but does not wield major influence on seed weight.

Through the execution of the study the methods of environment bioindication were improved and the results obtained expand vision of *T. Officinale* resistance mechanism depending on a different level of a stress factor.

Methodological approaches to achieving ecological and physiological specific aspects of functioning and development of *T. Officinale* reproductive sphere are used in academic research and training activities in the following higher educational establishments: Kryviy Rih state pedagogical university, Ivan Franko national university of Lviv, Dnipro state agrarian and economic university. The department of ecology and natural resources of Dnipropetrovsk regional state administration in terms of Dnipro regional comprehensive program of ecological safety and prevention from climate changes for 2016–2025 uses the materials for elaboration of guidelines for soil pollution assessment. In the system of bioindication it is recommended to implement the following informative criteria: palynological indicators and peculiarities of germination of *T. officinale* Wigg seeds.

*Key words:* *Taraxacum officinale* Wigg, plant aggregations, technogenic pollution, mining and metallurgical region, resistance, pollen, photosynthetic pigments, LCP, heavy metal translocation.

**Список публікацій здобувача в яких опубліковані основні наукові  
результати дисертації**

**Монографія:**

1. Е. О. Євтушенко, В. І. Шанда, В. М. Савосько, Я. В. Маленко, Н. В. Ворошилова, Н. В. Гнілуша, В. В. Качинська, О. О. Кобрюшко, **І. О. Комарова**, Є. В. Поздній, С. О. Марченко Структура та розвиток культурфітоценозів Криворіжжя: монографія / за ред. Е.О. Євтушенка, В.М. Савоська. – Кривий Ріг: Діонат, 2017. – 168 с. (*Особистий внесок: аналіз літературних даних щодо структури та стану трав'янистих та деревно-чагарникових культурфітоценозів Криворіжжя, написання та оформлення розділу монографії*).

**Публікації у наукових фахових виданнях, які включені до міжнародних наукометричних баз**

2. **Комарова І.** *Taraxacum officinale* as bioindicator of heavy metal accumulation in soil Danish Scientific Journal (DSJ) Istedgade 1041650 København V Denmark, №8/2018. – p. 10 – 12. (site: <http://www.danish-journal.com>). (**ІІІІ, ДІІІ, Scientific Indexing Services**).

3. **Сіліч (Комарова) І. О.** Вміст важких металів у рекреаційних та промислових зонах Криворіжжя // Грунтознавство: науковий журнал. – Дніпропетровський національний університет, 2013. – Випуск 14, № 3– 4. – С. 35-42. (**Index Copernicus**).

4. Гришко В.М. **Сіліч (Комарова) І. О.** Деякі особливості формування насіння *Taraxacum officinale* Wigg. в умовах різного рівня забруднення // Вісник Львівського національного університету. Серія біологічна, 2014. – Випуск 69. – С. 45 – 56. (*Здобувачем проведено експериментальну роботу, аналіз та обговорення результатів досліджень*). (**Thomson Scientific Master Journal List**).

5. **Сіліч (Комарова) І. О.** Буферні властивості ґрунтів як показник забруднення важкими металами едафотопів Криворізької урбоекосистеми / Агроекологічний журнал: науково – теоретичний журнал НААН інститут агроекології і природокористування, 2015. – Вип. 4 . – С. 65 – 69. (**Index Copernicus, Journals Master List, Citefactor**).

### Публікації у наукових фахових виданнях України

6. **Комарова І. О.** Особливості функціонування рослинного організму в урботехногенній екосистемі (аналіз стану проблеми) / Питання біоіндикації та екології. – Запоріжжя: ЗНУ, 2015. – Вип. 20, № 2. – С. 18 – 29.

7. Гришко В. М., **Комарова І. О.** Біоіндикація атмосферного забруднення за реакцією пилкових зерен *Taraxacum officinale* F.H.Wigg (на прикладі м. Кривий Ріг) / ScienceRise: Scientific Journal, 2016. – № 5 (22). – С. 15-20. *(Здобувачем проведено експериментальну роботу, аналіз та обговорення результатів досліджень).*

### Публікації, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

8. **Сіліч (Комарова) І. О.** Фитомониторинг состояния окружающей среды техногенно нагруженного региона (на примере г. Кривой рог) / Современное естествознание и охрана окружающей среды // труды Международной молодежной конференции (г. Курган, 20 сентября 2013г.). – Курган: из-во Курганского гос. Ун-та, 2013. – С. 50 – 51.

9. **Сіліч (Комарова) І. О.,** Кузьменко В. Г. Моніторинг стану едафотопу м. Кривий Ріг (на прикладі двох районів міста) / Рослини та урбанізація // Матеріали третьої міжнародної науково-практичної конференції (Дніпропетровськ, 19–20 березня 2013р.). – Дніпропетровськ: ТОВ ТВГ «Куніца», 2013. – С. 19 – 21. *(Здобувачем проведено експериментальну роботу, аналіз та обговорення результатів досліджень).*

10. **Сіліч (Комарова ) І. О.** Кузьменко В .Г. Залежність фітотоксичності ґрунту від його буферних властивостей // Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування: Матеріали 3-го Міжнародного конгресу (Львів, 17 – 19 вересня 2014 року). – ЛНУ, 2014. – с. 32 – 33. *(Здобувачем проведено експериментальну роботу, аналіз та обговорення результатів досліджень).*

11. **Сіліч (Комарова) І.О.** Деякі особливості формування насіння *Taraxacum officinale* Wigg в умовах Криворізької урбоекосистеми / Біологічні

дослідження – 2015 // Збірник наукових праць. – Житомир: ПП «Рута», 2015. – С. 293-297.

12. **Сіліч (Комарова) І.О.** Пилковий аналіз *Taraxacum officinale* Wigg в умовах Криворізької урбоекосистеми / Молодь і поступ біології // Збірник тез XI Міжнародної наукової конференції студентів і аспірантів (м. Львів, 20 – 23 квітня 2015р.). – Львів: СПОЛОМ, 2015. – С. 229-230.

13. **Комарова І.О.** Насіннева продуктивність *Taraxacum officinale* Wigg в умовах криворізької урбоекосистеми / Регіональні аспекти флористичних і фауністичних досліджень // Матеріали другої міжнародної науково-практичної конференції (24–25 квітня 2015 року смт Путила, Чернівецька область). – Чернівці «Друк Арт», 2015. – С. 124 – 126.

14. **Комарова І.О.** Регіональні особливості накопичення рухомих форм важких металів у ґрунтах на території м. Кривий Ріг / Біологія та екологія ґрунтів // Матеріали наукової конференції (14-16 жовтня 2015 р. м. Львів), - Львів, 2015. – С. 75 – 77.

15. **Комарова І.О.** Використання *Taraxacum officinale* Wigg для біоіндикації рівня забруднення навколишнього природного середовища / Інтродукція рослин, збереження та збагачення біорізноманіття в ботанічних садах та дендропарках // Матеріали Міжнародної наукової конференції (15-17 вересня 2015 р. м. Київ). – Київ, 2015. – С. 104-106.

16. **Комарова І.О.** Морфометричні особливості насіння *Taraxacum officinale* Wigg. в умовах Криворізької урбоекосистеми / Наукові основи збереження біотичної різноманітності // Матеріали I (XII) Міжнародної конференції молодих учених (21-22 травня 2015р. м. Львів). – Львів, 2015. – С. 184 – 187.

17. **Комарова І. О.** Фітотоксична оцінка стану едафотопу Криворізької урбоекосистеми / Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства // Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції (24-25 березня 2016р. м. Тернопіль). – Тернопіль: Крок, 2016. – С. 89 – 91.

18. **Комарова І.** Біоіндикація техногенного забруднення довкілля за фізіологічними реакціями *Taraxacum officinale* Wigg // Модернізація національної системи управління державним розвитком: виклики і перспективи: Матеріали II Міжнародної наук.-практ. Конференції (Тернопіль, 8–9 грудня 2016 р.) Ч. 1. – Тернопіль : Крок, 2016. – 198 с.

19. **Комарова І.О.** Біоіндикація рівня забруднення за реакцією репродуктивних структур *Taraxacum officinale* Wigg / Шевченківська весна 2016: біологічні науки // Матеріали XIV Міжнародної наукової конференції студентів, аспірантів та молодих вчених (6-8 квітня 2016р. м. Київ). – Київ, 2016. – С.111 – 112.

20. **Комарова І.** Особливості функціонування фотосинтетичної системи рослин *T. officinale* в умовах дії важких металів / Молодь: наука та інновації – 2017 // Матеріали V Всеукраїнської науково-технічної конференції студентів, аспірантів і молодих вчених (28-29 листопада 2017 року м. Дніпро). – Дніпро.: ДВНЗ НГУ, 2017. – С. 25-26.

21. **Komarova Irina** Heavy metal accumulation in roots of *Taraxacum officinale* Wigg // Applied Biotechnology in Mining: Proceedings of the International Conference (April 25-27, 2018, Dnipro). – Dnipro: National Technical University «Dnipro Polytechnic», 2018. – P 91.

22. Komarova Irina Bioindication of environmental condition of mining region by photosynthesis pigment content of *Taraxacum officinale* Wigg / Smart Bio // 2 ND International Conference (03-05 May 2018, Kaunas, Lithuania). – Kaunas, 2018. – P. 302-303.

23. **Комарова І.** *Taraxacum officinale* як біоіндикатор акумуляції важких металів в ґрунті / Екологічні дослідження лісових біогеоценозів степової зони України // Матеріали II Міжнародної наукової конференції (м. Дніпро, 14–15 листопада 2018 р.). – Дніпро: Ліра, 2018. – С. 33 – 35.

## ЗМІСТ

<b>ВСТУП</b> .....	17
<b>РОЗДІЛ 1. СТІЙКІСТЬ РОСЛИН В УМОВАХ ТЕХНОГЕННО ПОРУШЕНОГО СЕРЕДОВИЩА</b> .....	24
1.1. Важкі метали в навколишньому середовищі та їх акумуляція рослинами .....	24
1.2. Механізми поглинання та еколого-фізіологічні особливості адаптації рослин до дії забруднювачів.....	29
1.3. Вплив важких металів на репродуктивні можливості трав'янистих та деревних рослин .....	37
1.4. Використання рослин для моніторингу стану навколишнього середовища.....	42
Перелік посилань.....	49
<b>РОЗДІЛ 2. ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕННЯ, ОБ'ЄКТУ ТА МЕТОДІВ</b> .....	74
2.1. Ґрунтово-кліматичні умови території дослідження .....	74
2.1.1. Оцінка стану атмосферного повітря міста.....	78
2.1.2. Характеристика дослідних ділянок .....	84
2.2. Об'єкт досліджень .....	90
2.3. Методи досліджень.....	92
Перелік посилань.....	95
<b>РОЗДІЛ 3. ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА РОСЛИННОГО ПОКРИВУ ТА ЕДАФОТОПІЧНИХ УМОВ ТЕХНОГЕННИХ ЕКОТОПІВ КРИВОРІЗЬКОГО УРБОПРОМИСЛОВОГО КОМПЛЕКСУ</b>	100
3.1. Екологічні особливості антропо-трансформованих рослинних угруповань промислових зон м. Кривий Ріг .....	100
3.2. Рівень забруднення ґрунтів сполуками важких металів та специфіка функціонування деяких компонентів буферних бар'єрів в техногенних едафотопісах .....	111
3.2.1. Вміст важких металів в зоні умовного контролю .....	112
3.2.2. Вміст важких металів в ґрунтах промислової зони м. Кривий Ріг .....	113
3.2.3. Специфіка функціонування буферних бар'єрів в техногенних едафотопісах .....	117

	16
Висновки до розділу .....	119
Перелік посилань.....	120
<b>РОЗДІЛ 4. АКУМУЛЯЦІЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ <i>T. OFFICINALE</i> ЗА РІЗНОГО РІВНЯ ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ В СИСТЕМІ «ГРУНТ– РОСЛИНА».....</b>	<b>125</b>
4.1. Акумуляція важких металів у вегетативних органах <i>T. officinale</i> .....	126
4.2. Особливості транслокації важких металів в системі ґрунт-рослина.....	132
Висновки до розділу .....	137
Перелік посилань.....	137
<b>РОЗДІЛ 5. ФІЗІОЛОГО – БІОХІМІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ АДАПТАЦІЇ <i>T. OFFICINALE</i> ДО РІЗНОГО РІВНЯ ЗАБРУДНЕННЯ.....</b>	<b>141</b>
5.1. Інтенсивність процесів пероксидного окислення ліпідів як показник рівня акумуляції в рослинах важких металів .....	141
5.2. Особливості функціонування фотосинтетичної системи <i>T. officinale</i> за різного рівня забруднення довкілля .....	145
Висновки до розділу .....	148
Перелік посилань.....	149
<b>РОЗДІЛ 6. ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ГЕНЕРАТИВНОЇ СФЕРИ <i>T. OFFICINALE</i> В УМОВАХ ТОКСИЧНОЇ ДІЇ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ТА МОЖЛИВІСТЬ ЇЇ ВИКОРИСТАННЯ ДЛЯ БІОДІАГНОСТИКИ.....</b>	<b>154</b>
6.1. Реакція чоловічого гаметофіту <i>T. officinale</i> на техногенне навантаження середовища.....	154
6.2. Особливості формування насіння <i>T. officinale</i> в умовах різного рівня забруднення .....	158
Висновки до розділу .....	163
Перелік посилань.....	164
<b>ВИСНОВКИ .....</b>	<b>170</b>
<b>ДОДАТКИ .....</b>	<b>173</b>



## ВСТУП

**Актуальність теми.** За техногенного навантаження при несприятливих кліматичних умовах степової зони актуальним є вивчення відповідних реакцій живих організмів та механізмів їх стійкості до впливу різних чинників антропогенного походження. В цьому аспекті важкі метали розглядаються як один із найважливіших чинників техногенного забруднення, оскільки ці елементи здатні до акумуляції в різних компонентах екосистем. Зокрема, їх надлишок призводить до порушення стабільності та стійкості структурно-функціональних властивостей ґрунтів, негативно впливаючи на виконання ними основних біогеохімічних функцій біогеоценозу. Акумулюючись в рослинах, сполуки важких металів призводять до зменшення асиміляційного потенціалу. На таку дію рослини відповідають пристосувальними реакціями, які забезпечують їх функціональну цілісність [12, 45, 78].

Наразі проблема дії такого фактору особливо гостро стоїть на територіях з розвиненою гірничо-металургійною, енергетичною та хімічною промисловістю. За даними Державної санітарно-епідеміологічної служби забруднення атмосфери по м.Кривий Ріг від стаціонарних джерел у 2009 – 2013 роках свідчить про збільшення обсягів викидів важких металів та їх сполук у 2,2 рази, а у 2013 році їх об'єм склав 15,4 тис. т. Проте, потребує детального дослідження вплив важких металів на рослинну складову біогеоценозу. Тому цілком обґрунтованим є вибір м.Кривий Ріг, як одного з важливих промислових центрів України, забруднення урбоекосистем якого характеризується поліелементним характером [56, 84].

На сьогодні оцінка стану екосистем здійснюється за екологічними стандартами й нормативами, зокрема державними стандартами, які містять показники гранично допустимих концентрацій (ГДК) шкідливих речовин у окремих об'єктах навколишнього середовища. Але в останні роки як в Україні, так і за кордоном пріоритетним є розробка системи біологічних показників для моніторингу довкілля. Важливими критеріями для останньої можуть бути

показники акумуляції полютантів видами–іднікаторами [23, 45, 81], адаптації рослин на фізіологічному рівні та оцінка їх мутагенної активності [16, 64, 72].

Тому вкрай актуальними є дослідження адаптаційної спроможності певних видів рослин до дії полютантів, що має як теоретичне значення – для подальшого розвитку екологічної фізіології рослин, так і практичне – для біоіндикації стану довкілля.

Вивчення різних урбоекосистем свідчить, що для можливості ефективного управління якістю міського середовища необхідно мати інформацію про стан забруднення довкілля [46, 58, 64]. Аналіз літературних даних свідчить, що питанням забруднення атмосферного повітря м. Кривий Ріг у другій половині 80-х років минулого століття займались Е.Ю. Безуглая, Г.П. Растаргуева, І.П. Смірнова. На той час на кожен квадратний кілометр припадало більше 3 тис. т забруднюючих речовин [84, 92]. Подальші дослідження підтверджували сильний ступінь забруднення повітря і загрозову екологічну ситуацію в регіоні.

Було доведено, що вплив техногенного навантаження на різні компоненти урболаншафтів розподіляється нерівномірно. На сьогоднішній день багато авторів зазначають, що поверхневий шар ґрунтів промислових центрів зазнає як локального забруднення, так і регіонального розповсюдження забруднювачів, особливо важких металів першого та другого класів небезпеки [54, 62, 91, 164]. Тому актуальним є вивчення процесів міграції та транслокації зазначених токсикантів і участь ґрунтових бар'єрних механізмів у забрудненні едафотопів, завдяки чому значною мірою зменшується активне забруднення ґрунтів. Проте визначення особливостей накопичення важких металів та їх транслокації у синантропних видів, зокрема *Taraxacum officinale* Wigg. в умовах Криворіжжя до сьогодні не розглядалось.

Іншою складовою зазначеної проблеми є використання фізіолого-біохімічних показників адаптації рослин в аутфітоіндикації. Серед їх широкого спектру, одними з найбільш інформативних є рівень ТБК-активних сполук (як показник порушень на клітинному рівні); відмінності вмісту каротиноїдів (як

показник ефективного функціонування антиоксидантної системи) та співвідношень між хлорофілами а та б. На основі результатів по оцінці цих показників визначають толерантні види до впливу токсикантів. Саме в цьому контексті перспективним є дослідження *T. officinale* за дії стресових екологічних чинників, до яких відносять і забруднення важкими металами.

Також не втрачає актуальності пошук показників, зміна яких безпосередньо відображає рівень сумарного забруднення повітря та ґрунту і дозволяє використовувати рослини як індикатор стану довкілля. Одним із найбільш перспективних та доступних підходів у визначенні стану навколишнього середовища розглядається зміна репродуктивних структур рослин, які виявляють значну чутливість до забруднювачів. Проведений нами аналіз публікацій провідних наукових журналів (вітчизняних та зарубіжних) показав, що спектр питань, присвячених можливості використання паліноіндикації як елементу системи моніторингу стану довкілля, широкий та з роками не звужується [ 5, 14, 37, 48, 154, 247]. Тому актуальним залишається питання визначення можливості використання паліноіндикації із залученням рослин *T. officinale* для оцінки забруднення довкілля важкими металами.

**Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.** Робота виконана у Криворізькому ботанічному саду НАН України під час навчання в 2013-2016 рр. у заочній аспірантурі відділу фізіології рослин та біології ґрунтів в межах планових досліджень держбюджетної теми "Фізіолого-біохімічні і цитогенетичні особливості адаптації рослин до стресової дії важких металів та процеси біологічної мобілізації сполук карбону і нітрогену в технозомах" (№ 0116U003465)

**Мета і завдання дослідження.** Встановити аутоекологічні особливості *Taraxacum officinale* Wigg в умовах різного рівня забруднення та можливості їх використання у біоіндикації довкілля.

Для досягнення поставленої мети необхідно вирішити наступні **завдання:**

- провести аналіз флористичної структури угруповань за участі *T. officinale* Криворізького урбопромислового комплексу;

- визначити екоморфічну структуру рослинних угруповань дослідних ділянок;
- оцінити тенденції забруднення важкими металами едафотопів м. Кривий Ріг;
- встановити специфіку транслокації важких металів в системі «грунт–рослина» на прикладі *T. officinale* в техногенних едафотопах;
- визначити тест-параметри стійкості *T. officinale* до дії важких металів за показниками інтенсивності процесів пероксидного окислення ліпідів та реакцією фотосинтетичних пігментів;
- проаналізувати особливості формування генеративної сфери *T. officinale* в умовах техногенезу;
- визначити інформативні індекси для біоіндикації забруднення середовища важкими металами.

*Об'єкт дослідження:* аутокологічні особливості *T. officinale* в умовах техногенного забруднення.

*Предмет дослідження:* еколого-фізіологічні особливості пристосування *T. officinale* до існування в умовах забруднення середовища важкими металами.

**Методи дослідження.** У роботі використані загальноприйняті геоботанічні методи дослідження рослинності. Для опису екологічних умов ділянок використовували метод екоморфічного аналізу рослинності О. Л. Бельгарда, для вивчення ґрунтів застосовували хіміко-аналітичний метод; обробку та аналіз даних здійснювали статистичними методами.

### **Наукова новизна отриманих результатів.**

*Уперше:*

- з'ясовано, що Zn є абсолютним лідером по накопиченню як коренями, так і листовими пластинками на ділянках всіх рівнів забруднення;
- визначено, що накопичення коренями та листками Pb і Cd, відбувалося диференційно від рівня забруднення ділянок;
- доведено, що високий рівень поліелементного забруднення доквілля спричинює активізацію процесів пероксидного окислення ліпідів;

– з'ясовано, що концентрація хлорофілу *a* зі збільшенням рівня забруднення зменшується нелінійно, а концентрація хлорофілу *b* різко зростає за умов незначного забруднення, але при більш високих рівнях аеротехногенного забруднення цей показник зменшується в порівнянні із контролем.

– з'ясовано, що забруднення призводить до поступового збільшення на 50 % нежиттєздатного пилку за високого рівня промислових викидів і підвищення більше як удвічі кількості стерильних пилкових зерен;

– доведено, що залежно від рівня забруднення зростає кількість морфологічно зміненого пилку, а за високого рівня полутантів зафіксовано утворення лінзоподібної аномальної форми пилкових зерен;

– визначено, що рівень забруднення впливає на зниження схожості сім'янок *T. officinale*, зменшення його розмірів (або довжини і ширини насінини, або хоча б одного з цих показників), але суттєво не впливає на вагу насіння.

*Удосконалено:*

–методи біоіндикації довкілля.

*Набули подальшого розвитку:*

–отримані результати розширюють уявлення про механізми стійкості *T. officinale* в залежності від різного рівня стресового фактору.

**Практичне значення отриманих результатів.** Вивчення адаптаційних можливостей *T. officinale* Wigg та виявлення толерантності до різного рівня забруднення важкими металами навколишнього середовища можуть бути використані як критерії біоіндикації стану довкілля. Встановлено, що зміни палінологічних показників є інформативними критеріями для екологічного моніторингу та системи біоіндикації. Особливості проростання насіння може бути використано для розробки рекомендацій щодо оцінки рівня забруднення ґрунтів важкими металами.

Результати досліджень еколого–фізіологічних особливостей функціонування та розвитку репродуктивної сфери *T. officinale*

використовуються в науково-дослідній роботі вищих навчальних закладів: Криворізького державного педагогічного університету, Львівського національного університету імені Івана Франка, Дніпропетровського державного аграрно-економічного університету, що підтверджується відповідними актами впровадження (Додаток 1, 2, 3).

Надані рекомендації щодо екологічної оцінки стану довкілля використовуються департаментом екології та природних ресурсів Дніпропетровської облдержадміністрації про що свідчить лист департаменту екології та природних ресурсів (Додаток 4). Матеріали дисертаційної роботи були використані при розробці та реалізації природоохоронних проектів Криворізькою районною державною адміністрацією, що засвідчується відповідним листом (Додаток 5).

**Особистий внесок здобувача.** Дисертація є особистою науковою роботою здобувача, яка виконувалась впродовж 2010-2018 років. За тематикою роботи виконано інформаційний пошук та аналіз наукової літератури, відбір проб (матеріалу дослідження), аналіз та їх підготовка до лабораторного дослідження; самостійно опрацьовано методики дослідження. Проведено аналіз та узагальнення отриманих даних, їх математичну обробку, формування висновків та практичних рекомендацій. Розробку програми дослідження й основної гіпотези виконано з науковим керівником – к.б.н., ст.н.с. В.М. Гришком.

**Апробація результатів дисертації.** Матеріали досліджень доповідались на міжнародних і всеукраїнських конференціях: «Современное естествознание и охрана окружающей среды» (Курган, 2013), «Рослини та урбанізація» (Дніпропетровськ, 2013), «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (Львів, 2014), «Біологічні дослідження – 2015» (Житомир, 20015), «Молодь і поступ біології» (Львів, 2015), «Регіональні аспекти флористичних і фауністичних досліджень» (Чернівці, 2015), «Біологія та екологія ґрунтів» (Львів, 2015), «Інтродукція рослин, збереження та збагачення біорізноманіття в ботанічних

садах та дендропарках» (Київ, 2015), «Наукові основи збереження біотичної різноманітності» (Львів, 2015), «Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства» (Тернопіль, 2016), «Модернізація національної системи управління державним розвитком: виклики і перспективи» (Тернопіль, 2016), «Шевченківська весна 2016: біологічні науки» (Київ, 2016), «Молодь: наука та інновації – 2017» (Дніпро, 2017), «Applied Biotechnology in Mining» (Dnipro, 2018), «Smart Bio» (Kaunas, Lithuania, 2018), «Екологічні дослідження лісових біогеоценозів степової зони України» (Дніпро, 2018).

**Публікації.** Основний зміст роботи відображено у 23 наукових публікаціях, із них 1 монографія, 4 статті у виданнях, що входять до міжнародних наукометричних баз даних, 2 – у наукових фахових виданнях України, 16 публікацій у матеріалах наукових конференцій.

**Структура і обсяг роботи.** Дисертаційна робота викладена на 168 сторінках і складається зі вступу, шести розділів, висновків, списку використаних джерел, що включає 358 найменувань, з поміж них 85 латиницею. Робота містить 24 таблиці, 15 рисунків.

## РОЗДІЛ 1 СТІЙКІСТЬ РОСЛИН В УМОВАХ ТЕХНОГЕННО ПОРУШЕНОГО СЕРЕДОВИЩА

### 1.1. Важкі метали в навколишньому середовищі та їх акумуляція рослинами

Сучасне гірничо-металургійне виробництво є потужним екологічним чинником антропогенного походження та джерелом надходження в навколишнє середовище важких металів, які активно накопичуються в різних компонентах екосистем, зокрема в едафотопах великих промислових регіонів. Переважна більшість елементів акумулюється у верхньому гумусовому горизонті. Найбезпечнішими з них є рухомі форми, оскільки вони найбільш доступні для живих організмів.

Питанням забруднення ґрунтів Криворіжжя важкими металами різної форми рухомості займалися такі вчені як І.А. Добровольський, І.М. Малахов, В.М. Савосько, В.М. Гришко, В.О. Гапон, які з'ясували загальні аспекти сучасного стану ґрунтів регіону [24, 33, 51, 53, 93, 122, 123]. Однак і до сьогодні недостатньо висвітлене питання вмісту важких металів в ґрунтах міської агломерації в залежності від таких буферних властивостей як кислотність ґрунтового розчину і кількість органічної речовини [7, 104, 175].

В техногенних екосистемах рослини, накопичуючи важкі метали, лишаються проміжною ланкою в ланцюгу надходження та їх перерозподілу у біокосній системі «ґрунт–рослина–тварина–людина». Саме тому вони розглядаються переважною більшістю дослідників як основне джерело надходження важких металів в організм тварин, до яких з рослинами надходить від 40 до 80% мікроелементів, а з повітрям і водою лише 20-40% [28, 54].

Відомо, що поряд з видовою специфічністю, акумуляція важких металів рослинами підпорядковується загальним закономірностям: найбільш високий уміст важких металів виявлено в листових овочах і силосних культурах, найменший – у бобових і технічних культурах [3, 37, 151]. S. Clemens [158], Бао Т [152] констатують, що слід уникати вирощування на ґрунтах з



надлишковим умістом важких металів рослин, з яких в їжу використовують листки, стебла і коренеплоди. За даними В.Б. Ільїна [73] на незабруднених ґрунтах найменша акумуляція важких металів властива органам запасання.

Аналіз багаточисельних наукових публікацій свідчить, що на надходження важких металів впливає кілька чинників: видові особливості рослин, тип ґрунту, концентрація та форма знаходження важких металів, рН ґрунту, його гранулометричний склад, вміст органічних речовин, ємність поглинання катіонів у ґрунті, наявність техногенних джерел забруднення екосистем [11, 71, 169].

Незважаючи на істотну мінливість накопичення металів, їх біоаккумуляція має певну тенденцію, що дозволяє упорядкувати елементи у кілька груп [6, 44; 45], а саме: Cd, Cs, Rb – елементи інтенсивного поглинання; Zn, Mo, Cu, Ni, Pb, As – середнього ступеня поглинання; Mn, Cr, Co – слабого поглинання; Se, Fe, Ba, Te – елементи важкодоступні рослинам

Серед елементів першої групи найбільше вивчена екологічна небезпека для рослин Cd. Уміст Cd в рослинах залежить від біологічних особливостей і наявності елементостатичних бар'єрів на кордоні «корінь – стебло» [162, 168]. За даними А.Кабати-Пендіас, Х.Пендіас [192] безпечний уміст Cd у надземній частині рослин становить 0,05 – 0,6 мг/кг фізіологічно сухої речовини; токсичний – 1,0 – 70 мг/кг. На основі даних М.С. Кобилецької, В.Б. Ільїн, Т.М. Мінкіної, S. Uraguchi, I. Finkemeier, які зазначають, що концентрація Cd у зерні для різних видів рослин може коливатись в межах 0,013 – 0,22 мг/кг сухої маси [71, 79, 105, 165, 205]. При підвищеній концентрації елемента у ґрунті, його вміст може коливатися від 5,5 до 15,2 мг/кг [146, 163]. Межа пригнічення росту і розвитку рослин для Cd становить 1-2 мг/кг, його гранично безпечна концентрація складає 3 мг/кг [77, 47].

Висока фітотоксичність Cd пояснюється його спорідненістю за хімічними властивостями до Zn. Надлишок Cd гальмує фотосинтез, порушує транспірацію і фіксацію CO<sub>2</sub>, змінює проникність клітинних мембран [206, 185, 39]. Характерні ознаки токсичної дії Cd у рослин — уповільнення росту,

пошкодження коренів, хлороз листів, червоно-буре забарвлення їх країв або жилок [79, 180].

Середній уміст Cu, елемента, що відноситься до другої групи, в земній корі становить 47 мг/кг [28]. Серед елементів Cu у ґрунтах є середнього ступеня поглинання, незважаючи на високий уміст рухомої форми. Відсоток його рухомих форм залежить від складу материнської породи, рН, вмісту органічної речовини [1].

У рослинах до 98-99% Cu міститься у вигляді комплексних форм. Він має значну спорідненість з амінокислотами і середню мобільність по флоемі [133]. Значна частина міді (50-75%) сконцентрована в хлорофільних тканинах і у комплексних сполуках (білки, пластоціанін, цукри) [136, 176].

Рослини в межах навіть одного виду мають різний уміст Cu на різних ґрунтах [179]. Це вказує на значну варіабельність накопичення Cu рослинами в різних кліматичних умовах [214, 178]. На думку В. С. Барсукова [10178] вищі рослини характеризуються відносно невисоким вмістом Cu, в середньому від 1 до 20 мг/кг сухої речовини. Її концентрація у ксилемі і флоемі коливається від слідової до 140 моль/л. У коренях Cu в основному зв'язується із геміцелюлозними компонентами стінки клітин.

Концентрація міді у листках зазвичай вище, ніж у стеблах, що пов'язано присутністю елемента в пластоціаніні і білках [86, 182]. Проте в роботі А. Ф. Титова, І. Б. Калімова були представлені інші результати: середній вміст Cu в листках *Medicago sativa* L., *Trifolium pratense* L. та *Galium odoratum* L. становив 2,0 мг/кг, в стеблах – 4,2 мг/кг, що дослідники пов'язують із особливостями геохімічного середовища зростання рослин, а також видовою специфікою поглинання і фази розвитку [133, 77]. Концентрація Cu в інших трав'янистих рослинах варіює від 1 до 20 мг/кг сухої речовини; найбільший уміст металу спостерігається в листках [101, 196].

Кларк іншого важливого металу, зокрема цинку, який належить до групи елементів інтенсивного поглинання, в земній корі складає 83 мг/кг. Важливим фактором, який впливає на рухомість Zn в ґрунті, є кількість глинистих

мінералів і рівень рН. При підвищенні рН елемент зв'язується в органічні комплекси і його рухомість у ґрунті зменшується. Тому в більшості випадків Zn акумулюється в горизонтах з високим вмістом гумуса [63, 195]. Причинами підвищеного вмісту цинку можуть бути природні геохімічні аномалії і техногенне забруднення.

В рослинах Zn знаходиться в двовалентній формі. У ксилемі може зустрічатися у вигляді вільного катіону  $Zn^{2+}$  або у складі комплексів з органічними сполуками. У флоемі, що характеризується високими концентраціями органічних сполук і рН, сполуки Zn, як і інших елементів живлення, залежать від умов середовища і генотипових особливостей рослин і його концентрація коливається в діапазоні 1-80 мг/кг сухої речовини [179]. Високий уміст зафіксовано і у листках, генеративних органах та точках росту [19, 39, 62].

Для Zn відомі рослини-концентратори: лишайники, хвойні, серед трав'янистих – гвоздичні здатні акумулювати (до 1500-4900 мг/кг), хрестоцвіті (до 5400-13630 мг/кг сухої речовини) [13, 141]. До накопичення Zn здатні деревні рослини: Слід зазначити, що такі деревні рослини як *Pinus strobus* L., *Acer rubrum* L., *Picea abies* L. Karst., *Populus tremula* L., *Populus nigra* L., *Salix alba* L. також вважаються хорошими індикаторами вмісту Zn, послабляючи шкідливу дію металу шляхом метаболічної адаптації, комплексоутворення і переходу іонів у нерозчинну форму у запасуючих тканинах [36, 40]. При цьому відмічається пряма залежність між швидкістю поглинання металу і вмістом його у середовищі.

Деякі автори відзначають, що серед культурних рослин Zn, як правило, більше накопичується в злаках, ніж у бобових [146]. Уміст Zn в зернових культурах коливається в межах 20 – 50 мг/кг [10] і залежить від біологічних особливостей культур, властивостей і складу ґрунтів, умов зростання. Так, вміст Zn в зерні *Triticum aestivum* L., *Hordéum vulgáre* L., *Secále cereále* L., *Avéna satíva* L і *Pisum sativum* L, вирощених на дерново-підзолистих і сірих лісових ґрунтах з рН 5,4-6,0, становить відповідно 36; 31; 26; 34 і 48 мг/кг, а на

опідзолених і вилужених чорноземах з рН 6,0-6,8 – 22; 26; 24; 30 і 31 мг/кг відповідно [154, 155].

Єдиної думки щодо фізіологічно небезпечної концентрації Zn у тканинах рослин немає. За даними різних авторів [11, 32, 87] вона варіює від 15 до 150 мг/кг сухої речовини. Деякими дослідниками гранично допустима концентрація Zn для рослин встановлена в діапазоні 150-300 мг/кг, а рівень фітотоксичності не перевищує 400 мг/кг [37, 97]. Критична концентрація Zn в рослинах, що призводить до значного зниження врожайності, залежить від культури і властивостей ґрунту. Наприклад, на кислих і карбонатних ґрунтах токсичний ефект Zn для *Lactuca sativa* спостерігався при акумуляції 380 і 1058 мг/кг сухої маси, а для *Triticum aestivum* – при 189 та 655 мг/кг відповідно [133].

Необхідно зауважити, що при вивченні особливостей надходження металу в рослини був виявлений ген ZNT1, який відповідає за транспорт цинку [215, 120, 150]. Крім того, показано, що в транслокації Zn беруть участь білки родини CDF, кодовані транспортерними генами ZAT [169].

Вміст Ni в ґрунтах значною мірою залежить від механічного складу та вмісту мікроелементів ґрунтоутворюючих порід. Найбільші концентрації Ni, як правило, спостерігаються в глинистих, суглинних та багатих органічною речовиною ґрунтах [51, 81].

У біологічних системах елемент в основному представлений у вигляді  $Ni^{2+}$ , але може перебувати у формах  $Ni^+$ ,  $Ni^{3+}$ . Як і інші мікроелементи утворює стійкі комплекси з органічними сполуками [29]. За літературними даними, вміст Ni в різних видах рослин становить від 0,1-1,0 [47] до 8,1 мг/кг [128], при критичній концентрації 3,0 мг/кг [118]. А.Ф. Титов зі співавторами запропонував поділ культур за здатністю акумулювати нікель в рослинній продукції на групи: з відносно низьким рівнем накопичення – *Triticum aestivum*, *Hordéum vulgare*, *Secale cereale* і високим – *Avéna sativa* та бобові. На їх думку ГДК Ni в рослинницькій продукції становить 5 мг/кг. Концентрація металу в зернових і кормових культурах варіює від 0,1 до 1,7 мг/кг, в овочевих рослинах - від 0,2 до 3,7 мг/кг сухої маси [133].

Для рослин нормальна концентрація Pb знаходиться в межах від 0,1 до 5,0 мг/кг сухої речовини [28], критична – 10 мг/кг [132], фітотоксична – понад 60 мг/кг [2]. За даними Ж.З. Гуральчук свинець на 96-98% акумулюється в кореневій системі рослин [45]. Фоновий вміст Pb у кормових культурах в середньому становить (мг/кг сухої маси): у травах 1 – 9); коренеплодах 3 – 6; бобових 2 – 5. У забруднених районах Pb може надходити в рослини не тільки з ґрунту, але і з повітря, накопичуючись до 63-232 мг/кг [15, 64]. В роботі М. А. Носсіан, Р.Ріятіда [184] виявлено, що іони Pb стимулюють процеси пероксидного окиснення ліпідів, що підтверджується підвищенням вмісту ТБК-активних продуктів у вегетативних органах *Poa angustifolia* L. (на 15 – 68%), *Dactylis glomerata* L. (на 88 – 188 %) і *Setaria viridis* L. (на 43 – 68 %).

Наведений вище аналіз наукової літератури свідчить, що рівень накопичення важких металів рослинами залежить як від забезпеченості ними ґрунтів, фізико-хімічних властивостей останніх, так і від видових особливостей рослин. З огляду на потенційну екологічну небезпеку забруднення сполуками важких металів ґрунтів і рослинної продукції, яка вирощується на них, науковцями приділялась більша увага вивченню рівня акумуляції важких металів сільськогосподарськими культурами в агроєкосистемах. Дещо менше робіт присвячено впливу такого антропогенного чинника на деревні рослини.

Тоді як визначення особливостей накопичення важких металів та їх транслокації у синантропних видів, зокрема *T. officinale*. до сьогодні не розглядалось. Тому перспективним є дослідження розподілу вмісту важких металів при поліелементному забрудненні, а також особливостей транслокації певних елементів в системі «ґрунт-корінь», «корінь-листок» у трав'янистих видів на прикладі *T. officinale*.

## **1.2. Механізми поглинання та еколого-фізіологічні особливості адаптації рослин до дії забруднювачів**

Урбанізоване середовище, відрізняючись від природного за такими екологічними факторами як тепловий режим, забруднення приземного

атмосферного шару, фізико-хімічні і гідрологічні характеристики ґрунту та інші спричинює зміни фізіологічних процесів у рослин, які обумовлюють різну їх адаптаційну пластичність. Ріст і розвиток рослин в умовах техногенного середовища регулюється як зовнішніми, так і внутрішніми факторами, що забезпечують їх стійкість в онто- і філогенезі [77]. Одними із найстійкіших і тривало діючих полютантантів є важкі метали, які через порушення метаболізму рослини, негативно впливають на фізіологічні процеси [31; 57].

Існує два основних шляхи надходження металів у рослини: кореневий та фоліарний (позакореневий). Зазвичай переважає надходження іонів металів у рослину шляхом абсорбції корінням, яке може бути пасивним (не метаболічним) і/або активним (метаболічним). Більша частина металів при поглинанні корінням локалізується в ризодермі та корі. Транслокація від ризодерми до ендодерми здійснюється по апопласту, а подальший рух гальмують пояски Каспарі. Багатошарова кора також виконує бар'єрну функцію, що знижує токсичну дію іонів важких металів. Крім того, існують деякі особливості міграції іонів по тканинам кореня, зокрема кількість Pb в базальній ділянці кореня більше, ніж в апікальній. Протилежна тенденція спостерігалась для Ni [175, 190]. При цьому швидкість поглинання важких металів позитивно корелює з їх доступним запасом у ґрунті та його фізико-хімічними характеристиками [184].

Інший шлях надходження (через листову пластину) має суттєве значення в екосистемах, що формуються поблизу промислових підприємств. Важкі метали, які поглинаються через листя, також включаються в обмінні процеси та транспортуються в тканини і органи [192].

Захисні властивості листової пластинки визначаються ступенем опушення, восковим нальотом, клейкістю, площею продихів тощо. Встановлено, що ксерофітизація листків газонних рослин в умовах промислового забруднення проявляється у зменшенні розмірів і кількості листків на річних пагонах, потовщенні листової пластинки [58, 46], збільшенні кількості продихів на  $1 \text{ мм}^2$  поверхні листка. За інтенсивністю пилоутримання

Г.М. Илькун виділяє три групи видів: з максимальною ( $5\text{г}/\text{м}^2$ ), середньою (до  $2\text{г}/\text{м}^2$ ) та мінімальною (до  $0,5\text{г}/\text{м}^2$ ) пілофільтруючою здатністю [74].

У рослин є кілька фізіологічних бар'єрів, що обмежують надходження важких металів у надземні органи. Основні з них — плазматична мембрана та ендодерма — відповідно на клітинному і тканинному рівнях. Надходження важких металів у цитоплазму клітини відбувається різними транспортними системами, локалізованими на плазматичній мембрані [25; 78]. Зокрема, Zn, Mn і Cd переносяться крізь мембрану за допомогою ZIPs (Zrt Irt-like protein family) і NRAMPs (natural resistance associated macrophage protein) білкових транспортерів, Cu — за участю транспортера міді — COPT1-5 (copper transporter) та АТФаз. У злаків можливе надходження Cd, Zn і Ni Ca-каналами і шляхом фітометалофорів [131, 177, 178].

Аналізуючи літературні джерела, потрібно відмітити, що питання надходження та розподілу важких металів по органам рослин досить суперечливі та дискусійні [55; 62; 65; 189; 203]. Деякі автори вказують на переважаючу акумуляцію важких металів в надземних органах [90, 91, 77], інші — в коренях [87, 120]. В першу чергу, це визначається ефективністю кореневого бар'єру, який затримує надлишкову кількість іонів за градієнтом концентрації в кореневій системі.

Про видоспецифічність акумуляції та транслокації важких металів у системі «грунт-корінь-листок» свідчать як проведені лабораторні експерименти, так і досліді в натурних умовах [205, 207, 208]. Зокрема, при вирощуванні рослин на середовищі, що містить  $2\text{нМ}$  іонів важких металів встановлено, що у надземній частині *Poa copressa* L. для Zn, Mn, Cu, Fe уміст суттєво не відрізнявся від їх концентрації в тканинах *Festuca rubra* L., а Ni і Cd — був більшим в 2,3 і 6,3 рази відповідно. Тоді як, Pb акумулюється у надземній частині *F. rubra* в 3,5 разів інтенсивніше, ніж у *P. copressa*. [15; 136]

Проте необхідно наголосити, що і підприємства певної промисловості у викидах яких є характерні сполуки важких металів, обумовлюють різну ступінь їх акумуляції трав'янистими рослинами. Так, на промислових майданчиках

трубопрокатного та метизного виробництв Дніпропетровщини у *P. coppersa* і *Elytrigia repens* L. переважає акумуляція Zn і Cd, тоді як коксохімічного – Ni. Характерною особливістю акумуляції іонів Pb, встановленою науковцями, було переважання його вмісту у газонних травах на промислових майданчиках трубопрокатного та асфальтобетонного заводів [58].

Проведеними дослідженнями в зонах дії емісій підприємств машинобудівного комплексу Білорусі максимальною акумуляцією Ni (до 37 разів перевищення фонового) характеризувались злакові *Agrostis gigantea* Roth., а Zn (до 4 разів) – *Convolvulus arvensis* L. Вивчення акумулятивної здатності 42 видів трав'янистих рослин показало, що у більшості злакових уміст Cu і Cr перевищував токсичні для рослин концентрації – 20 і 10 мг/кг сухої фітомаси [133].

Поряд з цим виконаний В.С. Безель та Т.В. Жуйковою порівняльний аналіз транслокації важких металів у системі «грунт – угруповання рослин» показав різний внесок представників родин у загальний перерозподіл елементів за дії підприємств металургійного комплексу Уралу [66]. Із збільшенням техногенного навантаження внесок видів родини Asteracea в загальний надземний запас Zn і Pb підвищувався до 50% і 60% відповідно. Спостерігалось підвищення на 5-15% на максимально забруднених ділянках умісту важких металів у рослин видів родини Rosacea, тоді як на фонових ділянках у тканинах представників родини Fabacea накопичувалось 23% Cd, 34% Zn, Pb та до 50% Cu.

Підвищена акумуляція Pb рослинами, крім емісій промислових підприємств, обумовлюється і викидами автотранспорту. Так, серед чотирьох представників роду *Nemerocalis* максимальна його акумуляція (вміст в листках підвищувався в 2,5раза) була притаманна *Nemerocalis lilioasphodelus*, який був висаджений біля автомагістралі з інтенсивним (до 1025 машин/год) рухом [144].

Як правило, суттєві зміни морфометричних показників у організмів є проявом відповідних фізіологічних адаптивних реакцій, які обумовлюються дією певного лімітуючого чинника. За свідченням О.Н. Кулаєвої [86] і



Л.В. Копилової [82] набір таких ознак у рослин визначає адаптивний потенціал виду. Одну із важливих функціональних ланок у процесі адаптації до дії несприятливих факторів, в тому числі важких металів, представляють антиоксидантні системи, які активуються за стресових умов [184; 170].

У клітинах ключовою ланкою між стресовим впливом і реалізацією захисних реакцій організму багатьма науковцями розглядається активація процесів пероксидного окислення ліпідів (ПОЛ). Зазначені реакції можуть бути як “індикаторами”, так і “первинними медіаторами” стресу [25; 138; 45; 37]. Зміни функціональної активності мембран унаслідок дії різних агентів призводять до активації ПОЛ [41; 99]. Зокрема, в умовах теплового шоку в ізольованих листках *Pisum sativum* L. на тлі підвищення ПОЛ плазмалеми спостерігалось підвищення активності Н<sup>+</sup>-АТФ-ази. Подібні зміни відбувались при обробці паракватом [163]. Аналогічну інтенсифікацію процесів ПОЛ відзначали за дії важких металів у листках *Betula pendula* L та *Populus italica* L [68]. В умовах хлоридного та металевого стресу [18; 188] підсилення процесів ПОЛ та активне утворення ТБК-активних продуктів, як адаптативних реакцій рослин, є важливим показником зрушення рівноваги і зміни нормального функціонального стану організму. Передбачається, що інтенсифікація ПОЛ може бути однією з причин змін активності Н<sup>+</sup>-АТФ-ази плазмалеми рослин в умовах стресу [172, 171, 191].

У результаті проведених досліджень [58] встановлено, що дія Zn, Pb та Cd призводить до максимального накопичення у порівнянні із контролем, ТБК-активних продуктів у листках *Festuca rubra* та *Lolium perenne*. Є. А. Єрофєєва із співавторами [62] досліджували порушення функціонування прооксидантно-антиоксидантних метаболічних процесів у газонних травах за дії іонів Cd<sup>2+</sup>. На п'яту добу дії іонів Cd визначено достовірне збільшення вмісту ТБК-активних продуктів у листках *P. copressa* та *Anizantha tectorum* (L.) Nevski порівняно з контролем на 90 та 55 % (концентрація 10<sup>-4</sup> моль/л) і 50 та 25 % (концентрація 10<sup>-5</sup> моль/л).

Відомо, що в клітинах функціонують антиоксидантні системи як білкової природи (каталаза, пероксидаза, супероксиддисмутаза, аскорбат- і глутатіонпероксидази та ін.), так і низькомолекулярні сполуки, зокрема, глутатіон, аскорбінова кислота, токофероли і каротиноїди [6; 41, 138]. Зазначене підтверджується дослідженнями науковців [43, 46, 47, 201, 167, 207], які розглядають зміни їх умісту як характеристики резервних механізмів адаптації.

Іншим механізмом підтримання стійкості рослин до дії антропогенного чинника є функціонування антиоксидантних ферментних систем. Так, автори досліджуючи адаптацію злакових газонних трав (*Koeleria cristata* Pers., *Setaria viridis* L., *Agropyrum repens* L. і *Avena fatua* L.) до умов забруднення поллютантами металургійних підприємств, показали, що адаптаційні процеси відбуваються за рахунок підвищення активності таких антиоксидантних ферментів як супероксиддисмутази, каталази та пероксидази [197; 202].

Пристосування *Elytrigia repens* (L.) Nevski та *Avena fatua* L. до комплексного впливу шахтних промислових емісій також відбувається за рахунок активізації дії ферментів-детоксикаторів активних форм кисню – супероксиддисмутази, каталази і пероксидази [141]. Найбільш стійкі види до аерогенного забруднення за показниками активності пероксидази розташовуються у такому ряду *Artemisia vulgaris* L. і *Taraxacum officinale* L. < *Achillea submillefolium* L. і *Vicia cracca* L. < *Sedum acre* L. і *Potentilla argentea* L. [132].

Численні наукові дослідження [153; 196; 210] доводять, що стійкість рослин до впливу аерополлютантів знаходиться в тісній функціональній залежності з інтенсивністю фотосинтетичних процесів. Більшість забруднювачів, що надходять до хлоропластів, викликають зміну балансу між хлорофілами *a* і *b* та каротиноїдами, яка може призводити до депресії фотосинтезу [198; 214]. Низка вчених зазначають, що в умовах міста при високій температурі повітря, та асфальтового покриття, підвищеної щільності і

забруднення ґрунтів сполуками важких металів істотно знижується фотосинтетична активність рослин [105; 133; 108; 67]

Так, наприклад, в межах урболандшафтів Бурштинської агломерації спостерігали зниження кількості хлорофілу *a* та *b*, а також зростання вмісту каротиноїдів у листках *Tilia cordata* і *Acer negundo*. При цьому виражений інгібуючий ефект на систему пластидних пігментів листків відбувався в наступному ряді досліджених ділянок: зелені міські насадження > зони капітальної забудови > зони індивідуальної забудови > аграрна зона міста > придорожні ділянки > промислова площадка БуТЕС [103].

Дослідження впливу поллютантів чорної та кольорової металургії, а також викидів автотранспорту на території м. Запоріжжя показали, що у *Tilia cordata*, *Acer tataricum*, *Platanus acerifolia* вміст хлорофілу *a* переважно зменшувався або майже не змінювався відносно контролю впродовж вегетаційного періоду, на відміну від хлорофілу *b*, вміст якого значно збільшувався. Уміст каротиноїдів у досліджуваних видів під впливом високого рівня аерогенного забруднення також підвищувався порівняно із умовним контролем [134]. Аналогічні реакції фотосинтетичного апарату під впливом викидів заводів “Запоріжсталь”, “Дніпроспецсталь” спостерігали у *Platanus orientalis* L. та *Platanus acerifolia* L. При цьому, більшу стійкість зелених пігментів до промислового забруднення виявлено в листках *Platanus orientalis*.

Зниження вмісту хлорофілів та порушення їх співвідношення описує ряд вчених для *Zea mays* L. [194, 186, 187], які спостерігали хлорози, обумовлені інгібуванням синтезу хлорофілів у тканинах рослин, що вирощувалась на поживному середовищі із вмістом  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$  і  $\text{Pb}^{2+}$ . Подібні реакції хлорофілу *a* спостерігали за сумісної дії  $\text{Cd}^{2+}$  та  $\text{Pb}^{2+}$  в листках *L. perenne*, що зумовило зменшення їх співвідношення [18] на відміну від рослин *Mesembryanthemum crystallinum* у яких простежували інгібування біосинтезу хлорофілу *b* [83]. Аналогічна закономірність спостерігалась у листках *Phleum pratense* при дії іонів  $\text{Cd}^{2+}$  [7].

Проте потрібно зауважити, що за даними В.Л. Бухариной, А.А. Двоглазовой [22] високою інтенсивністю фотосинтезу в урбанізованому середовищі відрізняються інтродуценти *Malus baccata* Borkh., *Populus balsamifera*, *Caragana arborescens* Lam. А М. Цирк [142], на основі проведених досліджень, запропонував класифікацію газонних трав в залежності від їх стійкості до антропогенних забруднювачів розподілити на три групи: стійкі види – *Festuca pratensis* Huds. і *Poa pratensis* L.; середньостійкі – *Dactylis glomerata* L. і *Phleum pratense* L.; нестійкі – *Trifolium pratense* L. і *Trifolium alba* L.

Наведений аналіз літературних даних свідчить, що механізми стійкості рослин до надмірного надходження важких металів різноманітні. Реалізація одних дозволяє організмам накопичувати високі концентрації металів і проявляти до них толерантність, інших – сприяє зменшенню їх надходження шляхом максимального використання бар'єрних механізмів [1, 10; 11]. Зазначене проявляється в функціонуванні певних моделей реагування (адаптивних пристосувань на фізіологічному і морфологічному рівні) до різних екологічних умов. Останнім часом визначення специфіки механізмів реагування організмів на різні прояви хімічного і фізичного забруднення довкілля розглядається низкою дослідників як одне із нових завдань аутокології [44; 101; 70].

Проте більшість аутокологічних особливостей адаптації рослин на фізіологічному рівні до дії важких металів для синантропних видів залишаються недостатньо вивченими. Тому перспективним є визначення інтенсивності розвитку процесів пероксидного окиснення ліпідів, як маркерів оцінки стресового впливу важких металів, та функціонування фізіологічних систем адаптації, зокрема стану пігментного апарату у *Taraxacum officinale*. Дослідження видів з різними діапазонами толерантності за дії стресових екологічних чинників, до яких відноситься і забруднення важкими металами, дозволить поглибити знання про механізми адаптивних стратегій у рослин, як

частини набору пристосувань, які забезпечують можливість займати певну екологічну нішу у біоценозах урбанізованих екосистем.

### **1.3. Вплив важких металів на репродуктивні можливості трав'янистих та деревних рослин**

Іншим аспектом аутокології є вивчення змін життєвих циклів організмів як прояву видових особливостей реагування на чинники середовища їх існування, включаючи і антропогенні. Важливою складовою самовідновлення і розвитку організмів певного виду в онтогенезі є спроможність формувати життєздатне насіння. Саме тому високо чутливими до токсичної дії промислових забруднювачів є генеративні органи. На процеси мікроспорогенезу, проростання пилку, запліднення у рослин впливає безліч абіотичних факторів, а саме: несприятлива погода, нестача елементів мінерального живлення, вплив високих або низьких температур, високі дози хімічних речовин, радіоактивне забруднення. Наслідком подібного впливу негативних факторів можуть стати уповільнене проростання пилку, порушення росту пилкових трубок і повна зупинка їх росту, втрата життєздатності статевих клітин [67].

Із комплексу абіотичних факторів навколишнього середовища досить часто один-два є лімітуючими. Саме вони здійснюють потужний вплив на процеси мікроспорогенезу, викликаючи різного плану аномалії подальшого розвитку. Тому порушення мікроспорогенезу можна вважати одним із інформативних біоіндикаційних показників рівня екогенетичної напруженості територій [Горова, Павліченко], маркером зміни генетичного статусу популяцій у цілому.

М. Wierzbicka [211, 212] і Н.В Шаміна [130] розглядають основні типи патології мейотичного поділу — десинапсис – порушення в розходженні унівалентів, аномалії утворення веретена поділу. Патологічні мікроспори характеризуються нерівномірним забарвленням цитоплазми, плазмолізом, високою гідрофільністю ядра, утворенням хромосомних мостів, нерівномірним

розподілом хромосом та їх лізисом. Патологічні зміни, що з'являються на всіх стадіях мейозу, значно знижують формування повноцінного життєздатного пилку. При цьому всі види стерильності слід розглядати як генетичну елімінацію, що призводить до зниження генетичної різноманітності популяцій і порушення внутрішньо- і міжпопуляційних відносин.

Розвиток цієї ідеї має місце в працях Я.С. Гасинця [34], який вивчав вплив міської агломерації на стан пилкових зерен, що стало результатом стерилізації та аномалій в мейозі при мікроспорогенезі у *Crataegus monogyna* Jacq та *Crataegus corallina* Hort.

Існують багаточисельні відомості про вплив емісії промислових підприємств на репродуктивний процес у хвойних рослин. Так, у насадженнях *Pinus pallasiana* D. Don на території металургійних підприємств Донбасу спостерігали патології мітозу в 2,1–4,4 рази більше, ніж у рослин із природної популяції [84, 85]

В.П. Бессонова зі співавторами при проведенні досліджень пилку трав'янистих і деревних рослин як додатковий критерій гаметоцидності хімічних агентів розглядає зміну активності окремих ферментів пилкових зерен [19]. Забруднення повітря може викликати пригнічення процесу формування пилку, зниження перенесення і життєздатності пилку, а також інгібувати проростання пилкових трубок.

Експериментальними дослідженнями виявлена пряма залежність між дозою ряду хімічних агентів і рівнем порушень у мейозі й ембріогенезі, а також зворотна – між дозою та фертильністю й життєздатністю пилку [125, 126, 135]. У техногенних екосистемах виявлено зв'язок між акумуляцією важких металів у квіткових бруньках, кількістю аберацій у мейозі та стерильністю й діаметром пилку [84]. Відповідно, якість пилкових зерен напряму визначає їх здатність до запліднення, є важливим показником репродуктивної біології рослин, тобто, стратегії життя особини та популяції в цілому.

Зниження росту пилкової трубки відбувається при зниженні активності інвертази, а зниження активності амілази свідчить про пригнічення мобілізації

крохмалю і, відповідно вуглеводів, у процесі проростання пилкових зерен. Активність пероксидази може зменшуватися і збільшуватися в залежності від стійкості рослин до забруднювачів і життєздатності пилку [92].

Пилок рослин із забруднених ділянок характеризується більш низькою активністю кислій фосфатази, що призводить до порушення засвоєння пилковою трубкою органічних сполук маточки [66; 12; 209].

Ферментативна діагностика дозволяє з'ясувати механізми впливу забруднювачів на репродуктивні структури рослинних організмів, проте є складною й трудомісткою. Для здійснення біомоніторингових досліджень великих територій, О.А. Неверова [108, 109] рекомендує дотримуватися принципу простоти досліджень та оцінювати ступінь гаметоцидності середовища шляхом визначення вмісту неферментативних сполук, зокрема, крохмалю. За твердженням О.Ф. Дзюби [48], наявність крохмалю не є критерієм життєздатності пилкових зерен, оскільки процес інгібування проростання пилкової трубки може бути зумовлений порушенням синтезу будь-якої іншої біологічно активної речовини. З. В. Паушева [115] також відзначає, що пилкові зерна, які несуть спермії, не завжди фертильні, навіть якщо вони містять крохмаль. Тому найбільш інформативною ознакою порушення процесів мікроспорогенезу є інгібування процесів проростання пилку та росту пилкової трубки. Таким чином, порушення мікроспоро – та мікрогаметогенезу є зворотніми реакціями рослинного організму на вплив несприятливих зовнішніх факторів, тому вони можуть використовуватись для оцінки екологічної пластичності та толерантності репродуктивних процесів у рослин [89; 88].

Зменшення розмірів пилкових зерен розглядається як один з показників адаптованості рослин до техногенних умов середовища [9; 38; 135]. Велика кількість дослідників вказують на те, що під дією зовнішніх чинників відбувається утворення деформованих (зморщених, зруйнованих, лінзовидних, гігантських) і недорозвинених пилкових зерен [85; 87; 89].

Н. Круглова [88] визначила класифікацію аномалій пилкових зерен, які

характерні для злаків:

1. Клітинні (додатковий поділ археспоріальних клітин; порушення при утворенні діад і тетрад мікроспор; порушення полярності мікроспори пилкового зерна; порушення процесу мітотичного поділу мікроспори; утворення багатоклітинної структури);

2. Ядерні (незавершеність у формуванні синаптонемального комплексу і, як наслідок, викиди хроматину та утворення мікроядер або мікроспор невеликих розмірів; порушення у розподілі хроматину в ядрі мікроспори; утворення багатоядерної структури);

3. Цитоплазматичні (порушення вакуолізації мікроспори: утворення замість єдиної великої вакуолі безлічі дрібних і, як наслідок, зсув ядра в центральну частину клітини);

4. Структурно-архітектонічні (порушення орієнтації мікроспори пилкового зерна в гнізді пиляка, аномальний стан тканин гнізда пиляка; порушення кореляційних зв'язків між мікроспорою пилкового зерна і стінкою гнізда пиляка).

Узагальнення описаних аномалій при розвитку чоловічого гаметофіту, можна звести до деяких моментів: 1) ядро мікроспори не зміщується до стінки і не приступає до мітозу; 2) ядро мікроспори займає пристінне положення, але послідовно відбуваються два-три мітози і утворюється кілька дрібних ядер; 3) пилкові зерна дегенерують на стадії виникнення вегетативного і генеративного ядер [66].

Чутливість чоловічого гаметофіту до атмосферного забруднення проявляється у збільшенні абортивного пилку, що впливає на формування життєздатного насіння. Широкий спектр робіт присвячено вивченню насінневої продуктивності в популяціях рослин при техногенному забрудненні середовища [92; 70; 119; 125]

Як зазначає М. М. Миленька [103], урбопромислові забруднювачі спричинюють гаметоцидну дію. Оскільки мейоз виконує роль своєрідного бар'єру у передачі потомству деяких типів мутацій, які призводять до



утворення стерильного пилку і нежиттєздатного насіння, а, отже, більшість індукованих полютантами мутацій є рецесивними й проявляються в гаплоїдних пилкових клітинах чи зародках при ембріональному розвитку насіння.

На думку В. М. Балана [8], продуктивність насінників у *Beta vulgaris saccharifera* в значній мірі залежить від їх пилкоутворюючої здатності, повноти переzapилення, що в підсумку визначає інтенсивність зав'язування і схожість насіння.

В роботах В.П. Бессонової [12, 17], показано що у дослідженого насіння *Robinia pseudoacacia* з паркових зон м. Дніпра, спостерігали різну схожість, яка корелювала із кількістю стерильних пилкових зерен.

За результатами дослідів визначення насінневої продуктивності декоративних клумбових рослин, О. П. Приймак [121] рекомендовано *Tagetes patula* для озеленення приміагістральних територій із середнім та високим рівнем забруднення, *Salvia splendens* – лише для територій із середнім рівнем забруднення, а *Calendula officinalis* та *Petunia x hybrida* Vilm не бажано використовувати для озеленення територій із високим рівнем забруднення.

Вищенаведений стислий аналіз літературних джерел дозволяє констатувати, що одним із найбільш перспективних та доступних підходів в біоіндикації навколишнього середовища є оцінка змін репродуктивних структур рослин, які виявляють значну чутливість до забруднювачів. Проте в Україні роботи, в яких *Taraxacum officinale* використовують як об'єкт дослідження поодинокі. Наприклад, А.О. Дичко [50] здійснив спробу класифікації урбосистем м. Черкаси за реакцією пилкових зерен *Taraxacum officinale*, В. Я. Віщур [26] визначив, що в пилку рослин, які ростуть на територіях з середнім та низьким техногенним навантаженням, порівняно із високим, зменшується вміст Fe, Zn, Cu, Cr, Ni, Pb, Cd. Російськими науковцями вивчено онтогенетичну та популяційну стійкість *Taraxacum officinale* в умовах хімічного забруднення на території Південного Уралу; еколого-генетичну характеристику ценопопуляцій із лучних екосистем р. Течи Челябінської області; проаналізовано здатність накопичувати плумбум та цинк [66, 124, 126]

Але, до сьогодні, відкритим залишається питання визначення можливості використання *Taraxacum officinale* для паліноіндикації забруднення важкими металами в умовах степової зони України на прикладі промислових районів Криворіжжя, яке до сьогодні не розглядалось.

#### **1.4 Використання рослин для біоіндикації та моніторингу стану навколишнього середовища**

Основою функціонування екосистем різного типу є взаємозв'язки як всередині системи (її складовими елементами, структурою та організацією) так і довкіллям. Таким чином, у процесі тривалого розвитку великий вплив на структуру, генетичну детермінацію, еволюційну адаптацію, функціонування, поведінку, резистентність усіх біологічних систем мають фактори навколишнього середовища [49]. А в умовах інтенсивного розвитку промислових центрів України та глибокою трансформацією середовища зростає актуальність вивчення комплексного впливу антропогенного забруднення, як одного з провідних факторів, з метою діагностики функціонування та збереження урбанізованих екосистем [2, 4; 157].

На сьогоднішній день система спостережень, збирання, оброблення, передавання, збереження та аналізу інформації про стан довкілля, прогнозування його змін і розробка науково обґрунтованих рекомендацій для прийняття рішень щодо запобігання негативним проявам зовнішнього середовища та дотримання вимог екологічної безпеки потребує удосконалення системи моніторингу довкілля [56]. Термін «моніторинг» (від латинського *monitor* – той, що наглядає, нагадує, спостерігає) виник перед проведенням Стокгольмської конференції ООН з навколишнього середовища (Стокгольм, 5 - 16 червня 1972 р.). Перші пропозиції з нагоди такої системи були розроблені експертами спеціальної комісії SCOPE у 1971 р. Формуванню наукових основ сучасного моніторингу навколишнього середовища були присвячені роботи професора Ю. А. Ізраеля [69], в яких розроблені основні принципи формування системи екологічного моніторингу, а також частково відображені

міжнародні аспекти глобальної системи моніторингу. М. О. Клименко, А. М. Прищепка і Н. М. Вознюк [79] у системі моніторингу виділяють такі методи прогнозування як експертне оцінювання, екстраполяцію, моделювання.

Біоіндикація, як елемент моніторингу, займається проблемами оцінювання екологічних факторів або екосистем, їх стану та змін за біотичними ознаками. Основне її завдання полягає в оцінці залежностей між біотичними ознаками і станом екосистем чи їх складових. Об'єктом зазначеного напряму є екологічні властивості, біотичні ознаки, а предметом — закономірності відношень між цими ознаками і абіотичними факторами [49].

Низка науковців розглядають біоіндикаційні дослідження на двох рівнях [38; 31; 29]. Видовий рівень включає в себе констатацію присутності організму, облік частоти його відтворення, вивчення анатомо-морфологічних, фізіолого-біохімічних властивостей. При біоценотичному моніторингу враховуються різні показники різноманітності видів, продуктивність цієї спільноти. При фітоіндикації забруднення атмосферного повітря І. А. Добровольський [53], розділяє індикаторні критерії на дві групи – індивідуальні, що стосуються окремих рослин, та ценотичні, які характеризують рослинні угруповання.

Ю. Одум [111] зазначає, що при виборі індикаторів необхідно враховувати розміри дослідних об'єктів, стенотопність видів, мати польові та експериментальні відомості про лімітуючі значення чинників середовища, в якому розвивається вид та чисельне співвідношення різних видів (популяцій або угруповань).

З метою ефективного управління станом навколишнього середовища науковцями Дніпровського національного гірничого університету розроблено узагальнену шкалу оцінки небезпеки від забруднення ґрунтів важкими металами з визначенням рівнів ушкодженості біоіндикаторів. Вона дозволяє проаналізувати рівень забруднення території важкими металами за відповідним рівнем ушкодженості біоіндикаторних тест-систем [38].

В свою чергу, рослини відповідають пристосувальними реакціями, які обумовлюють діапазон норми реакції, відповідно й екологічну пластичність

виду. Її критерієм слугує здатність виду існувати в умовах з різними рівнями забруднень. Індикаційна роль рослинності визначається об'ємом інформації про умови середовища, що отримана за допомогою індикаторів. На думку С. Бертиз, Х. Ендерляйн [20] рослина-індикатор повинна відповідати наступним вимогам: відносною швидкістю реакції на подразник для проведення індикації; одержанням достатньо точних і відтворюваних результатів; наявністю особин, що використовуються з метою біоіндикації в значній кількості та з однаковими властивостями; діапазон похибок порівняно з іншими методами тестування не перевищує 20 %; наявністю у рослини вираженої реакції на вплив забруднюючої речовини, тобто помітних ознак ушкодження, змін швидкості росту, морфологічних змін, порушень цвітіння, змін продуктивності або врожайності; невибагливістю до умов вирощування; стійкістю до шкідників; можливістю використання недовговічних (трав'янистих) рослин, які оновлюються кожного сезону чи кілька разів упродовж одного вегетаційного періоду, або дерев'янистих рослин (дерева, кущі), що можна висадити на потрібних ділянках і використовувати як індикатори тривалий період.

Як біоіндикатори в містах науковці [52; 109; 42, 46, 36] пропонують використовувати деревні рослини зважаючи на їх повсюдне поширення, а також здатність накопичувати різні поллютанти з можливістю детально проаналізувати морфологічні, продукційні та фізіологічні відповідні реакції на антропогенне забруднення.

Для оцінки кліматичних та едафічних факторів застосовують фітоіндикаційні шкали. Методика їх створення базується на тому принципі, що кожен вид флори може зростати лише в певному діапазоні екологічних умов, обмежених максимальним і мінімальним значенням фактора, і завдяки цьому, розглядатися як індикатор умов середовища [29, 31, 32]. Сьогодні існує багато шкал, які дають характеристику або екоморфи за допомогою порядкового номера режиму в шкалі фактора (однозначні виміри), або амплітуду толерантності видів, охарактеризовану її крайніми значеннями (двозначні виміри) [49].

Починаючи із 30-х років ХХ ст. Браун-Бланке [156] розвивав методи геоботанічних досліджень та формував цілісне уявлення про організацію рослинного покриву, заклавши принципи класифікації як континуума разом із визнанням штучності будь-якої класифікації рослинності. При укладанні регіональної класифікації за Брауном-Бланке простежується процес “висхідного” встановлення синтаксонів за флористичним складом, що відображає екологічні умови і певну стадію сукцесії рослинності [204]. На основі ретельного дослідження невеликих ділянок (в кількості 34) лісового масиву на півдні Франції, на початку ХХ ст., Браун-Бланке реконструкційним шляхом встановив структуру і склад природного лісу *Quercetum ilicis galloprovincialis*. На час виходу наукового повідомлення у 1936 р. Браун-Бланке вже розробив свою шкалу для визначення рясності рослин в межах різних ярусів у фітоценозах [156].

Шкали найменувань є одними з невеликої кількості за точністю до взаємно однозначних перетворень. Значення таких шкал є лише назвою класів еквівалентності. Так, Г. Елленберг запропонував шкалу біоморф, де кожній біоморфі відповідає певна літера. Так для позначення дерева – Р, чагарника — N, чагарничка – Z, напівчагарника — С [165]. Але за цими шкалами не можна здійснювати жодних математичних операцій, крім підрахунку кількості біоморф.

Шкали порядку застосовують до об'єктів або явищ, елемент яких можна пронумерувати у порядку їх збільшення, а саме це збільшення є нерівномірним (нелінійним). Одиницею вимірювання в них, як правило, є бал, хоча іноді вживають і літери. Наприклад, шкала рясності Друге [204], в якій рослини характеризують таким чином: *sos* — рослини зникаються надземними частинами; *sors* — рослини розповсюджені дуже рясно (відстань між рослинами не більше ніж 20 см); *sor* — рослини розповсюджені досить рясно (відстань 40... 100 см); *sr* — рослини розріджені (відстань 100... 150 см); *sol* — рослини поодинокі (відстань більше ніж 150 см). Більшість шкал порядку дають лише загальні, часто суб'єктивні оцінки.

Шкали інтервалів застосовують для вимірювання температури, часу, положення точки на прямій тощо. Шкали відношень використовують для вимірювання всіх екстенсивних властивостей, таких як довжина, площа, об'єм, сила, маса тощо. До вимірювань, виконаних за останніми двома типами шкал, застосовують усі можливі математичні операції та методи статистичного аналізу [49].

Досить часто в екології шкали поділяють на кількісні та якісні. Кількісні надають кількісну характеристику об'єкта або явища, а якісні — якісну. Під час вдосконалення якісних шкал їх поступово наповнюють кількісними характеристиками і врешті-решт вони досягають того, що між ними і кількісними шкалами важко провести межу. Вважають, що коли якісна шкала досягає певного рівня, а кількісне наповнення її ступенів стає рівнозначним, вона стає кількісною [143].

В біоіндикаційних дослідженнях існує значна кількість методів виявлення рослинних індикаторів. Флорогенетичний метод, суть якого полягає в тому, що несформовані нові види, що прогресують на певній території, відрізняються залежністю до специфічних місцезростань, що сприяє їх подальшому формуванню. У зв'язку з цим багато форм, різновидностей і нових видів мають індикаційне значення. Деякі регресуючі палеоендемичні види також мають певне індикаційне значення на відміну від поліморфних видів, що мають широкий екологічний ареал.

Еколого-фізіологічний метод базується на вивченні фізіологічних показників рослин залежно від умов довкілля. Рослини з високими абсолютними значеннями та істотними коливаннями показників є чутливими індикаторами [31].

Експериментальний вегетаційний метод полягає у вирощуванні дослідних рослин за різної інтенсивності природних факторів і спостереженнями за реакцією рослин на зміну цих факторів. Максимальних розмірів рослини певного виду досягають в оптимальних екологічних умовах. Цей метод вважають найоб'єктивнішим. Недоліком його є те, що він

достовірний лише в аутоекологічній системі, а в синекологічній – результати досліджень можуть істотно відрізнятись [90; 91]

Польовий бонітувальний метод полягає у визначенні життєвості, виживання, співвідношення вікової структури і висоти, величини річного приросту та інших показників швидкості росту багаторічних рослин залежно від умов середовища. Основу методу складає максимальна життєвість і приріст, які відповідають оптимальним екологічним умовам. Показником несприятливих для рослини умов є слабкий ріст, неповний цикл розвитку (рослини не утворюють квіток, плодів) тощо.

Польовий еколого-морфологічний метод базується на вивченні структурно-функціональної організації рослин, будови і відповідності кореневої системи умовам місцезростання. Оптимальні умови росту рослин знаходяться в тих горизонтах ґрунтів, де розташовані активні частини кореневих систем. Під час аналізу розподілу кореневих систем виявляють горизонти, де умови наближені до оптимальних, і ті, яких корені уникають [112].

Польовий геоботанічний метод дає змогу аналізувати зміни фітоценотичних ознак угруповань за різних умов довкілля. Вважають, що максимальне проективне покриття відбувається в умовах екологічного оптимуму і зменшується з погіршенням умов середовища. Також використовують аналіз зустрічальності видів на певній території: максимальне розповсюдження відповідає оптимальним синекологічним умовам, а відсутність виду є індикаційною ознакою відсутності умов, що відповідають екологічному ареалу цього виду [109].

Порівняльно-географічний метод — це зіставлення описів одних і тих самих угруповань із різних структурних елементів ландшафту або навіть різних ландшафтів. Виділяють загальні та відмінні умови їх місцезростань.

Картографічний метод — зіставлення контурів геоботанічних карт розповсюдження певних видів рослин із контурами кліматичних, ґрунтових, гідрогеологічних, геологічних та інших спеціальних карт.

Але не всі рослини мають однакові індикаційні функції. Угрупування рослин особливості їх будови і складу, що мають вузьку екологічну амплітуду, є стенотопними. Вони можуть використовуватись як індикатори. Інші рослини, угрупування і ознаки, екологічна амплітуда яких дуже широка, відносять до евритопних. Такі рослини недоцільно використовувати для індикації.

За ступенем надійності рослини-індикатори поділяють на постійні та змінні. Постійні індикатори — це рослини, фітоценози або окремі ботанічні ознаки з вузькою екологічною амплітудою, показники яких задовольняють вимоги потрібної точності та детальності спостережень. Наприклад, існує 50 індикаторів рН ґрунту за двома градаціями і лише сім індикаторів з градацією 0,5. Змінні індикатори мають дуже широку екологічну амплітуду. В деяких випадках вони забезпечують потрібну точність, а в деяких — ні. Більша частина індикаторів належить саме до цієї групи [106].

Індикатори також поділяють на позитивні та негативні. Позитивні індикатори свідчать про прояви певних природних умов вданому місцезростанні, стосовно яких вони «топофільні». Наприклад: галофільні - до засолення, гігрофільні — до зволоження, ацидофільні — до кислотності.

Негативні індикатори — це угрупування, рослини й окремі ознаки, що характеризують стан умови місцезростання. Наприклад: глікофільні рослини — галофобні індикатори, ацидофоби — показники високої кількості вапна в ґрунті. Негативні індикатори часто є чинними показниками природних умов.

За характером зв'язку рослин з природними умовами індикатори поділяють на прямі її опосередковані. Прямі завжди функціонально пов'язані з фактором, що індикують. Прояв цього фактора є необхідною умовою життєдіяльності індикатора, наприклад гідроіндикатори характеризують наявність води. Опосередковані індикатори безпосередньо не пов'язані з умовами, що індикують, а перебувають з ними в певній кореляційній залежності. Так, опосередкованими індикаторами ґрунтових вод є псамофіти і навіть деякі ксерофіти, які вказують на наявність порід, що накопичують і зберігають воду [117].



Визначення зв'язків між особливостями накопичення і розподілу важких металів в рослинах та їх вмістом у ґрунті є важливою ланкою у розумінні стійкості рослин до дії важких металів. Разом з тим представлені результати можуть мати практичне значення зважаючи на зростаюче забруднення навколишнього середовища різноманітними аерополітантами [1]. Проведені дослідження мають, в першу чергу, фундаментальний характер, так як розкривають базові принципи міграції та розподілу важких металів по різних органах рослин.

Вважаємо перспективним детальне дослідження *Taraxacum officinale* урбанізонних територій з метою визначення показників, які найбільш пов'язані з рівнем сумарного забруднення повітря. Варіативні зміни отриманих даних можуть бути основою при створенні відповідних оціночних шкал для екологічного моніторингу довкілля та систем біоіндикації.

#### **Основні публікації дисертанта за матеріалами розділу:**

1. Комарова І. О. Особливості функціонування рослинного організму в урботехногенній екосистемі (аналіз стану проблеми) / Питання біоіндикації та екології. – Запоріжжя: ЗНУ, 2015. – Вип. 20, № 2. – С. 18 – 29.

2. Сіліч (Комарова) І. О. Фитомониторинг состояния окружающей среды техногенно нагруженного региона (на примере г. Кривой рог) / Современное естествознание и охрана окружающей среды // труды Международной молодежной конференции (г. Курган, 20 сентября 2013г.). – Курган: из-во Курганского гос. ун-та, 2013. – С. 50 – 51.

3. Е. О. Євтушенко, В. І. Шанда, В. М. Савосько, Я. В. Маленко, Н. В. Ворошилова, Н. В. Гнілуша, В. В. Качинська, О. О. Кобрюшко, **І. О. Комарова**, Є. В. Поздній, С. О. Марченко Структура та розвиток культурфітоценозів Криворіжжя: монографія / за ред. Е.О. Євтушенка, В.М. Савоська. – Кривий Ріг: Діонат, 2017. – 168 с.

Перелік посилань:

1. Алексеев Ю. В. Тяжелые металлы в почвах и растениях / Ю. В. Алексеев. – Ленинград : Агропромиздат, 1987. – 140 с.
2. Алексеева-Попова Н. В. Токсическое действие свинца на высшие растения / Н. В. Алексеева-Попова // Устойчивость к тяжелым металлам дикорастущих видов / под ред. Н. В. Алексеевой-Поповой. – Ленинград, 1991. – С. 92–99.
3. Алексеева Т. М. Біоіндикація як метод екологічної оцінки стану природного навколишнього середовища / Т. М. Алексеева // Вісник Кременчуцького нац. ун-ту ім. Михайла Остроградського. – Кременчук, 2014. – Вип. 2(85). – С. 166–171.
4. Анисимова Г.М., Лянгузова И.В., Шамров И.И. Влияние условий загрязнения окружающей среды на репродукцию растений / Г. М. Анисимова, И. В. Лянгузова, И. И. Шамров // Эмбриология цветковых растений. Терминология и концепции / Под ред. Т. Б. Батыгиной . – СПб., 2000. – Т. 3. – С. 532–535.
5. Антиоксидантная активность листьев *Melilotus albus* и *Trifolium medium* из техногенно нарушенных местообитаний Среднего Урала при действии меди / Э. Р. Фазлиева, И. С. Киселева, Т. В. Жуйкова // Физиология растений. – 2012. – № 3. – С. 369–375.
6. Ачасова А. Просторова неоднорідність вмісту важких металів у ґрунті / А. Ачасова // Вісник аграрної науки. – 2003. – № 3. – С. 77–78.
7. Бабкин В. В. Физико-биохимические аспекты действия тяжелых металлов на растения / В. В. Бабкин, А. А. Завалин // Химия в сельском хозяйстве. – 1995. – № 5. – С. 17–21.
8. Балан В. М. Формування гібридного насіння за різних умов вирощування / В. М. Балан, Ю. М. Сологуб, В. В. Файдюк // Цукрові буряки. – 2003. – № 3. – С. 8–9.
9. Бакташева Н. М. Морфология пыльцы весенне- и раннелетнее цветущих представителей семейства Brassicaceae / Н. М. Бакташева,

Н. Г. Сероглазова, В. М. Струков // Экология биосистем: проблемы изучения, индикации и прогнозирования : матер. II Междунар. конф., Астрахань, 25–30 августа 2009 г. – Астрахань : Изд. Дом «Астраханский университет», 2009. – С. 328–332.

10. Барсукова В. С. Физиолого-генетические аспекты устойчивости растений к тяжелым металлам / В. С. Барсукова. – Новосибирск, 1997. – 63 с.

11. Башмаков Д. И. Эколого-физиологические аспекты аккумуляции и распределения тяжелых металлов у высших растений / Д. И. Башмаков, А. С. Лукаткин. – Саранск : изд-во Морд. ун-та, 2009. – 236 с.

12. Бессонова В. П. Насіннева продуктивність деревних рослин в умовах забруднення довкілля хлором та його сполуками / В. П. Бессонова, С. Яковлева-Носар // Український ботанічний журнал. – 2007. – Т. 64, № 1. – С. 115–121.

13. Безель В. С. Роль травянистых растительных сообществ в формировании биогенных циклов химических элементов / В. С. Безель, Т. В. Жуйкова // Поволжский экологический журнал. – 2010. – № 3. – С. 219–229.

14. Безель В. С. Структура ценопопуляций одуванчика и специфика накопления тяжелых металлов / В. С. Безель, Т. В. Жуйкова, В. Н. Позолотина // Экология. – 1998. – № 5. – С. 376–382.

15. Безель В. С. Химическое загрязнение среды: участие травянистой растительности в биогенных циклах химических элементов / В. С. Безель, Т. В. Жуйкова // Экология. – 2007. – № 4. – С. 259–267.

16. Белки теплового шока и адаптация к экстремальным условиям / М. Б. Евгеньев [и др.] // Жизнь популяций в гетерогенной среде / [под ред. Л. А. Жуковой и др.]. – Йошкар-Ола, 1998. – Ч. 2. – С. 144–148.

17. Бессонова В. П. Использование цитогенетических критериев для оценки мутагенности промышленных поллютантов / В. П. Бессонова, З. П. Грицай, Т. И. Юсыпова // Цитология и генетика. – 1996. – Т. 30, № 5. – С. 70–76.

18. Бессонова В. П. Одночасний вплив важких металів ( $Pb^{2+}$  і  $Cd^{2+}$ ) та засолення на стан асиміляційного апарату і вміст пігментів фотосинтезу пажитниці багаторічної / В. П. Бессонова, О. Є. Іванченко, О. А. Пономарьова // Вісник Дніпропетровського університету. Серія «Біологія. Екологія». – Дніпропетровськ, 2015. – Вип. 23 (1). – С. 15–20.
19. Бессонова В. П. Оцінка станупилку деревних рослин в урбатехногенній екосистемі / В. П. Бессонова, Є. П. Бессонов, В. М. Зверковський // Питання біоіндикації та екології. – 2013. – Вип. 18, № 1. – С. 70–83.
20. Бертиз С., Эндерляйн Х. Влияние загрязнений воздуха на растительность // С. Бертиз, Х. Эндерляйн – М.: Наука, 1989. – 258 с.
21. Биоиндикация загрязнений наземных экосистем : пер. с нем. / под ред. Р. Шуберта. – Москва : Мир, 1988. – 350 с.
22. Бухарина И.Л., Двоглазова А.А. Биоэкологические особенности травянистых и древесных растений в городских насаждениях: монография / И.Л. Бухарина, А.А. Двоглазова. – Ижевск: Изд-во «Удмуртский университет», 2010. – 184 с.
23. Важкі метали в ґрунтах та рослинах заплави ріка Тиса / В. Козловський, Н. Романюк, О. Терек та ін. // Вісник Львівського університету. Серія біологічна. – Львів, 2005. – Вип. 40. – С. 35–50.
24. Важкі метали: надходження в ґрунти, транслокація у рослинах та екологічна небезпека / В. М. Гришко, Д. В. Сищиков, О. М. Піскова [та ін.]. – Донецьк : Донбас, 2012. – 302 с.
25. Веселова Т. В. Стресс у растений / Т. В. Веселова, В. А. Веселовский, Д. С. Чернавский. – Москва : изд-во МГУ, 1993. – 144 с.
26. Віщур В. Я. Рівень техногенного навантаження на довкілля та вміст жирних кислот загальних ліпідів і важких металів у пилку з яблуні / В.Я. Віщур // Збірник наукових праць ВНАУ. Сільськогосподарські науки 2012. – № 1 (57). – С. 18 - 22

27. Визначення токсичності дії важких металів і кислотності на рослини ріпаку як факторів впливу субстратів ґрунту породних відвалів / В. Баранов, С. Бешлей, С. Ващук та ін. // Біологічні Студії / *Studia Biologica*. – 2011. – Т. 5, № 1. – С. 17–24.

28. Виноградов А. П. Основные закономерности в распределении микроэлементов между растениями и средой / А. П. Виноградов // Микроэлементы в жизни растений и животных / А. П. Виноградов. – Москва, 1952. – С. 7–20.

29. Викторов С. В., Чикишев А. Г. Ландшафтная биоиндикация и ее практическое применение / С.В. Викторов, А.Г. Чикишева // М.: Изд-во МГУ, 1990. – 200с.

30. Влияние кадмия на некоторые анатомо-морфологические показатели листа и содержание пигментов у ячменя / Н. М. Казнина, Г. Ф. Лайдинен, Ю. В. Венжик, А. Ф. Титов // Вопросы общей ботаники: традиции и перспективы. – Казань, 2006. – Ч. 1. – С. 153–155.

31. Волощинська С. С. Біоіндикація стану забруднення довкілля важкими металами (на прикладі автомагістралі «Київ–Варшава») / С. С. Волощинська // Вісник Дніпропетровського університету. Серія «Біологія. Екологія». – Дніпропетровськ, 2008. – Вип. 16, т. 2. – С. 24–28.

32. Воробейчик Е. Л. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем: локальный уровень / Е. Л. Воробейчик, О. Ф. Садыков, М. Г. Фарафонов. – Екатеринбург : Наука, 1994. – 280 с.

33. Гапон В. А. Особенности загрязнения территории санитарно-защитной зоны металлургического комбината тяжелыми металлами техногенного происхождения / В. А. Гапон // Довкілля та здоров'я. – 2000. – № 3. – С. 25.

34. Гасинець Я. С. Особливості розвитку чоловічих репродуктивних структур у деяких видів роду *Crataegus* L. — Я.С. Гасинець. Наук. Вісник Ужгород. ун-ту. (Сер. Біол.), 2008, Вип. 24. – ст. 213-217

35. Глазовская М. А. Методологические основы оценки эколого-геохимической устойчивости почв к техногенным воздействиям / М. А. Глазовская. – Москва : изд-во МГУ, 1997. – 102 с.
36. Глухов О. З. Індикація стану техногенного середовища за морфологічною мінливістю рослин / О. З. Глухов, С. І. Прохорова // Промислова ботаніка. – 2008. – Вип. 8. – С. 3–11.
37. Глухов О. З. Фітоіндикація металопресингу в антропогенно трансформованому середовищі / О. З. Глухов, А. Л. Сафонов, Н. А. Хижняк. – Донецьк : Норд-Пресс, 2006. – 360 с.
38. Горова А. Про біоіндикаційну оцінку впливу на довкілля ставків-накопичувачів шахтних вод (на прикладі Червоноградського гірничопромислового регіону) / А. Горова, С. Кулина, О. Шкретко // Вісник Львівського університету. Серія біологічна. – Львів, 2011. – Вип. 56. – С. 221–226.
39. Гришко В. М. Особливості акумуляції важких металів у листках деревних рослин при аерогенному забрудненні екотопів / В. М. Гришко, О. Піскова // Інтродукція рослин. – 2014. – № 1. – С. 93–100.
40. Гришко В. М. Вміст різних за рухомістю форм цинку в ґрунтах урбанізованих територій / В. М. Гришко // Біологічні системи. – 2012. – Т. 4, вип.2. – С. 149–153.
41. Гришко В. М. Перебіг процесів пероксидного окиснення ліпідів та роль аскорбінової кислоти у формуванні адаптаційного синдрому рослин за сумісної дії кадмію та нікелю / В. М. Гришко, Т. А. Демура // Доповіді Національної академії наук України. – 2009. – № 2. – С. 154–162.
42. Гришко В. М. Ріст деревних рослин в умовах техногенного забруднення / В. М. Гришко // Український ботанічний журнал. – 2002. – Т. 59, № 1. – С. 79–89.
43. Гришко В. Н. Функционирование глутатионзависимой антиоксидантной системы и устойчивость растений при действии тяжелых металлов и фтора / В. Н. Гришко, Д. В. Сыщиков. – Киев : Наукова думка, 2012. – 238 с.

44. Гуральчук Ж. З. Дослідження акумуляції важких металів рослинами з метою їх використання для фітореMediaції ґрунтів / Ж. З. Гуральчук // Відновлення порушених природних екосистем : матер. IV Міжнар. наук. конф., м. Донецьк, 18–21 жовтня 2011 р. – Донецьк, 2011. – С. 116–119.
45. Гуральчук Ж. З. Механизмы устойчивости растений к тяжелым металлам / Ж. З. Гуральчук // Физиология и биохимия культурных растений. – 1994. – Т. 26, № 2. – С.107–117.
46. Данильчук О.В., Гришко В.М. Оцінка стану насаджень тополь на промислових майданчиках гірничорудних підприємств / О.В. Данильчук, В.М. Гришко // Агробіологія: збірник наукових праць Білоцерківського національного аграрного університету. – Біла Церква, 2012. – Вип. 8 (94). – С. 57 – 60.
47. Демура Т. А. Порівняння впливу комплексної дії кадмію та нікелю на ріст кореневої системи різних за стійкістю рослин / Т. А. Демура // Тематичний збірник Інституту екології Карпат НАН України «Наукові основи збереження біотичної різноманітності». – Львів, 2006. – Вип. 7. – С. 158–163.
48. Дзюба О. Ф. Палиноиндикация качества окружающей среды / О. Ф. Дзюба. – Санкт-Петербург : Недра, 2006. – 198 с.
49. Дідух Я.П. Основи біоіндикації // Я.П. Дядух. – К.: Наук. думка, 2012. – 361 с.
50. Дичко А. О., Дем'яненко Т. Б. Визначення стану повітряного середовища міста черкаси за допомогою пилоквих зерен кульбаби лікарської / А.О. Дичко, Т. Б. Дем'яненко // Вісник НТУУ «КПІ». Серія «Гірництво». – 2009. – Вип. 18. – с. 140 – 143.
51. Добровольский В. В. География микроэлементов. Глобальное рассеяние / В. В. Добровольский. – Москва : Мысль, 1983. – 272 с.
52. Добровольский В. В. Некоторые аспекты загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами / В. В. Добровольский // Биологическая роль микроэлементов. – Москва, 1983. – С. 44–55.

53. Добровольский И. А. Вопросы фитоиндикации и мониторинг загрязнения атмосферного воздуха с помощью древесных растений / И. А. Добровольский, Н. В. Гаевая, В. В. Шанда // Мониторинговые исследования лесных экосистем степной зоны, их охрана и рациональное использование. – Днепропетровск, 1988. – С. 62–68.

54. Добровольский И. А. Некоторые закономерности распределения железа в техногенных ландшафтах Кривбасса / И. А. Добровольский, Н. Н. Цветкова, Л. К. Баранова // Мониторинговые исследования лесных экосистем степной зоны, их охрана и рациональное использование. – Днепропетровск, 1988. – С. 69–72.

55. Довгалюк А. Забруднення довкілля токсичними металами та його індикація за допомогою рослинних тестових систем / А. Довгалюк // Біологічні Студії / Studia Biologica. – 2013. – Т. 7, № 1. – С. 197–204.

56. Досвід комплексної оцінки та картографування факторів техногенного впливу на природне середовище міст Кривого Рогу та Дніпродзержинська / І. Д. Багрій, А. М. Білоус, Ю. Г. Вілкул [та ін.]. – Київ : Фенікс, 2000. – 110 с.

57. Дубова О. В Антропогенна трансформація фітоценозів в умовах забруднення довкілля викидами металургійного підприємства / О. Дубова, О. Войтович // Вісник Запорізького державного університету. – 2001. – № 1. – С. 1–5.

58. Дядькова Л.В., Россихіна-Галича Г.С., Лихолат Ю. В. Вплив біологічно активних речовин на вміст пігментів у листках чагарників / Л.В. Дядькова, Г.С. Россихіна-Галича, Ю. В Лихолат // Питання степового лісознавства та лісової рекультивації земель. – 2014. – Випуск 43. – С. 50–54.

59. Евсеева Т. Механизмы поступления, распределения и детоксикации тяжелых металлов у растений / Т. Евсеева, И. Юранева, Е. Храмова / Физиология растений. – 2003. – Т. 133. – С. 218–229.

60. Егоркина Г. И. Реакция мужского гаметофита культурных растений на загрязнение почвы тяжелыми металлами / Г. И. Егоркина, Т. В. Бабич //



Вестник Алтайского государственного аграрного университета. – 2008. – № 5. – С. 23–26.

61. Екотоксикологічна оцінка забруднення на свинець ґрунту та рослинності біля автозаправних станцій / Т. І. Білик, О. С. Штика, А. О. Падалка, К. О. Цуркан // Наукоємні технології. – 2009. – № 3. – С. 1–3.

62. Ерофеева Е. А. Взаимосвязь физиолого-морфологических показателей листовой пластинки березы повислой с содержанием в ней тяжелых металлов / Е. А. Ерофеева, М. М. Наумова // Вестник Нижегородского университета им. Н. И. Лобачевского. – 2010. – № 1. – С. 140–143.

63. Жовинский Э. Я. Геохимия тяжелых металлов в почвах Украины / Э. Я. Жовинский, И. В. Кураева. – Киев : Наукова думка, 2002. – 213 с.

64. Жуйкова Т. В. Аккумулирующая способность растений в условиях техногенного загрязнения почв тяжёлыми металлами / Т. В. Жуйкова, Э. Р. Зиннатова // Поволжский экологический журнал. – 2014. – № 2. – С. 196–207.

65. Жуйкова Т. В. Разные стратегии адаптации растений к токсическому загрязнению среды тяжёлыми металлами (на примере *Taraxacum officinale* S.L.) / Т. В. Жуйкова, В. Н. Позолотина, В. С. Безель // Экология. – 1999. – № 3. – С. 189–196.

66. Жуйкова Т. В. Реакция ценопопуляций и травянистых сообществ на химическое загрязнение среды : автореф. дис. ... д-ра биол. наук : спец. 03.00.16, 03.00.05 / Ж. В. Жуйкова. – Екатеринбург, 2009. – 40 с.

67. Застосування рослинних тест-систем для оцінки комбінованої дії стресорів різної природи на екосистеми / О. М. Міхєєв, М. І. Гуща, Ю. В. Шиліна та ін. // Науково-методичний журнал Миколаївського державного гуманітарного університету ім. Петра Могили комплексу «Києво-Могилянська академія». – Миколаїв, 2006. – Т. 53, вип. 40. – С. 56–64.

68. Зубровська О. М. Зміни складу поверхневих ліпідів кутикули *Populus italic* та *Betula pendula* в умовах забруднення / О. Зубровська, В. Гришко // Біологічний вісник МДПУ. – 2014. – № 2. – С. 142–154.

69. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. - 2-е издание. – Л: Гидрометеиздат, 1985. – 157с.
70. Ибрагимова Э. Э. Влияние техногенного загрязнения на жизнеспособность женских генеративных органов и качество семян *Pinus sylvestris* L. / Э. Э. Ибрагимова // Ученые записки Таврического национального университета им. В. И. Вернадского. Серия «Биология, химия». – Симферополь, 2010. – Т. 23 (62), № 2. – С. 89–95.
71. Ильин В. Б. Защитные возможности системы почва – растения при загрязнении почв ТМ / В. Б. Ильин, М. Д. Степанова // ТМ в окружающей среде. – Москва : изд-во МГУ, 1986. – С. 80-85.
72. Ильин В. Б. К оценке массопотока тяжелых металлов в системе почва-сельскохозяйственная культура / В. Б. Ильин // Агрохимия. – 2006. – № 3. – С. 52–65.
73. Ильин В. Б. Оценка буферности почв по отношению к тяжелым металлам / В. Б. Ильин // Агрохимия. – 1995. – № 10. – С. 109–113.
74. Илькун Г. М. Загрязнители атмосферы и растения / Г. М. Илькун. – Киев : Наукова думка, 1978. – 246 с.
75. Кавеленова Л.М., Елкина Е.М., Найденко С.В. К использованию показателей качества пыльцы в мониторинге уровня техногенного загрязнения среды / М.Л. Кавеленова, Е.М. Елкина, С.В. Найденко // Проблемы репродуктивной биологии растений. – Пермь: Перм. ун-т, 1996. – С. 96-98.
76. Кайгородов Р. В. Загрязнение почв придорожных газонов г. Перми тяжелыми металлами, их распределение в вегетативных и генеративных органах и влияние на фертильность и линейные размеры *Taraxacum officinale* / Р. В. Кайгородов, Л. В. Новоселова, Е. В. Мозжерина // Вестник Пермского университета. Серия «Биология. Экология». – Пермь, 2010. – Вып. 3. – С. 30–34.
77. Калимова И. Б. Токсическое действие тяжелых металлов и устойчивость к ним проростков злаков : автореф. дис. ... канд. биол. наук : спец. 03.00.16 / И. Б. Калимова. – Санкт-Петербург, 2009. – 17 с.

78. Клеточные механизмы адаптации растений к неблагоприятным воздействиям экологических факторов в естественных условиях / Е. Л. Кордюм, К. М. Сытник, В. В. Бараненко и др. – Киев : Наукова думка, 2003. – 279 с.

79. Клименко, М.О. Моніторинг довкілля: підручник для студ. Вищих навч. закладів / М.О. Клименко, А.М. Прищеп, Н.М.Вознюк. К.: Академія, 2006. 360 с.

80. Кобилецька М. С. Вплив іонів кадмію на вміст макро- і мікроелементів у рослин кукурудзи / М. С. Кобилецька, О. І. Терек, Н. Я. Речевська // Тематичний збірник Інституту екології Карпат НАН України «Наукові основи збереження біотичної різноманітності». – Львів, 2001. – Вип. 3. – С. 186–189.

81. Козловський В. І. Важкі метали в грунтах техногенних ландшафтів родовищ самородної сірки передкарпаття (Україна) / В. І. Козловський // Грунтознавство. – 2008. – Т. 9, № 3–4. – С. 101–107.

82. Копылова Л. В. Аккумуляция железа и марганца в листьях древесных растений в техногенных районах Забайкальского края / Л. В. Копылова // Известия Самарского научного центра Российской Академии наук. – Самара, 2010. – № 13. – С. 18–24.

83. Корнелюк Н. М. Природні фактори аеротехногенного забруднення м. Черкаси важкими металами / Н. М Корнелюк, О. О. Мислюк // Вісник Львівської політехніки. Сер. «Хімія, технологія речовин та їх застосування». – Львів, 2007. – № 590. – С. 260–269.

84. Коршиков И. И. Популяционно-генетические проблемы дендротехногенной интродукции (на примере сосны крымской) / И. И. Коршиков, Н. С. Терлыга, С. А. Бычков. – Донецк : ООО «Лебедь», 2002. – 328 с.

85. Коршиков І. І. Якість пилку *Pinus pallasiana* (Pinaceae) з насаджень екологічно безпечних і техногенно забруднених територій степової зони України / І. І. Коршиков, О. В. Лаптева // Український ботанічний журнал. – 2014. – Т. 71, № 5. – С. 590–598.

86. Кулаева О. Н. Стрессовые белки растений / О. Н. Кулаева, Т. П. Миколович, В. А. Хохлова // Современные проблемы биохимии / под ред. Г. К. Скрябина, М. С. Одинцовой. – Москва, 1991. – С. 174–190.
87. Куцоконь Н. Рослинні тест-системи для визначення генотоксичності / Н. Куцоконь // Вісник НАН України. – 2010. – № 4. – С. 48–52.
88. Круглова Н.Н. К репродуктивной биологии злаков: качество пыльцевых зерен / Н.Н. Круглова // Особь и популяция – стратегии развития: матер. 9 Всерос. попул. семинара. – Уфа, 2006. – С. 135-139.
89. Литвиненко Ю. С. Оцінка репродуктивного потенціалу видів роду *Pinus* L. на півдні степової зони України за показниками насінневої продуктивності та якості пилку / Ю. С. Литвиненко // Бюлетень ДНБС. – 2013. – Вип. 108. – С. 76–83.
90. Лукаревская Т. В. Растения в условиях города / Т. В. Лукаревская // Биология. – 2007. – № 8. – С. 32–39.
91. Луцишин О. Г. Вплив техногенного забруднення на функціональний стан зелених зон Київського мегаполісу / О. Г. Луцишин, О. В. Шандра, Н. В. Палапа // Захист довкілля від антропогенного навантаження. – 2008. – Вип. 1(17). – С. 76–87.
92. Лянгузова И. В. Влияние аэротехногенного загрязнения на прорастание семян и рост проростков дикорастущих растений / И. В. Лянгузова // Физиология растений. – 2011. – Т. 58, № 6. – С. 844–852.
93. Малахов Г. М. Геолого-экологические исследования почв Кривбасса и прилегающих районов / Г. М. Малахов, И. Д. Маяков, В. А. Храпцов и др. // Металлургическая и горнорудная промышленность. Экология и охрана труда. – 2000. – № 3. – С. 101–103.
94. Малахов Г. М. Исследование степени загрязнения почвы Криворожского региона вредными выбросами промышленных предприятий / Г. М. Малахов, И. Д. Маяков, В. А. Храпцов и др. // Металлургическая и горнорудная промышленность. Экология и охрана труда. – 1999. – № 6. – С. 97–101.

95. Малахов І. М. Техногенез у геологічному середовищі / І. М. Малахов. – Кривий Ріг : ОКТАН-ПРИНТ, 2003. – 252 с.
96. Мамедов О. І. Дослідження цитогенетичних показників забрудненості ґрунту в зоні впливу промислової діяльності ВАТ «Полтавський ГЗК» на основі використання «ростового тесту» / О. І. Мамедов, О. Є. Труш, О. В. Мазницька // Науковий вісник КУЕІТУ. Екологічна безпека. – 2009. – № 3 (25). – С. 102–111.
97. Маячкина Н. В. Особенности биотестирования почв с целью их экотоксикологической оценки / Н. В. Маячкина, М. Чугунова // Вестник Нижегородского университета им. Н. И. Лобачевского. – 2009. – № 1. – С. 84–93.
98. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. – Москва : ЦИНАО, 1992. – 53 с.
99. Механизмы формирования устойчивости растений к тяжелым металлам / С. И. Феник, Т. Б. Трофимьяк, Я. Б. Блюм // Успехи современной биологии. – 1995. – Т. 115, вып. 3. – С. 261–275.
100. Микроспорогенез у *Vicia cracca* L. из популяций с антропогенным химическим загрязнением / Л. Ф. Частоколенко, Л. М. Бондарь, В. Д. Суржиков, К. С. Седова // Экология. – 1991. – № 5. – С. 20–24.
101. Микроэлементы: поступление, транспорт и физиологические функции в растениях / Э. В. Рудакова, К. Д. Каракис, Т. М. Сидоршина и др. – Киев : Наук. думка, 1987. – 184 с.
102. Миленька М. Цитогенетична оцінка стану ґрунтів Бурштинської урбоекосистеми / М. Миленька // Вісник Львівського університету. Серія біологічна. – Львів, 2009. – Вип. 49. – С. 128–137.
103. Миленька М. М. Життєздатність пилку деревних рослин як критерій якості навколишнього середовища / М. М. Миленька // Екологія та ноосферологія. – 2009. – Т. 20, № 1–2. – С. 181–187
104. Минкина Т. М. Взаимодействие тяжелых металлов с органическим веществом чернозема обыкновенного / Т. М. Минкина, Г. В. Мотузова, О. Г. Назаренко // Почвоведение. – 2006. – № 7. – С. 804–811.

105. Минкина Т. М. Накопление тяжелых металлов в системе почва – растение в условиях загрязнения / Т. М. Минкина, М. В. Бурачевская, В. А. Чаплыгин // Проблемы мелиорации : науч. журн. Российского НИИ. – 2011. – № 4(04). – С. 1–17.
106. Миркин Б. М., Наумова Л. Г. Соломещ А. И. Современная наука о растительности / Б. М. Миркин, Л. Г. Наумова, А. И. Соломещ // М.: Логос, 2001. – С. 68.
107. Морфометрія пилкових зерен берези бородавчастої як індикатор якості екостану / Т. В. Шевцова, К. Г. Гаркава, Я. Бриндза та ін. // Питання біоіндикації та екології. – 2014. – Вип. 19, № 2. – С. 121–138.
108. Неверова О. А. Биоэкологическая оценка загрязнения атмосферного воздуха по состоянию древесных растений / О. А. Неверова. – Новосибирск : Наука, 2001. – 119 с.
109. Неверова О. А. Применение фитоиндикации в оценке загрязнения окружающей среды / О. А. Неверова // Биосфера. – 2009. – № 1. – С. 82–92.
110. Никитина М. В. Трансформация подвижных форм цинка и меди в почвах природных и промышленных ландшафтов г. Архангельска / М. В. Никитина, Л. Ф. Попова, О. Н. Репницына // Вестник МГОУ. Серия «Естественные науки». Разд. III. «Науки о Земле. Экология». – 2012. – № 4. – С. 123–127.
111. Одум Ю. Экология. В 2-х томах / Ю. Одум — Пер. с англ. Ю.М. Фролова // М.: Мир, 1986. — 325 с.
112. Орлов Д. С. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении / Д. С. Орлов, Л. К. Садовникова, И. Н. Лозановская. – Москва : Высш. школа, 2002. – 334 с.
113. Особливості акумуляції важких металів в рослинах *Trifolium pratense* L. / Г. М. Денчиля-Сакаль, В. І. Ніколайчук, А. В. Колесник та ін. // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія «Біологія». – Ужгород, 2012. – Вип. 33. – С. 189–191.

114. Особливості техногенного забруднення ґрунтів антропогенних ландшафтів кадмієм і свинцем / А. А. Шевченко, Е. А. Деркачов, Л. В. Григоренко, М. В. Дзяк // *Environment and Health*. – 2011. – № 4. – С. 19–22.

115. Паушева З. П. Практикум по цитологии растений: Специальность "Агрономия" / З. П. Паушева. – 4-е изд., перераб. и доп. – Москва: Агропромиздат, 1988. – 271 с.

116. Пектиновые полисахариды корней одуванчика лекарственного *Taraxacum officinale* Wigg / Н. П. Тигунцева, Л. В. Каницкая, С. Н. Евстафьев, И. А. Ушаков // *Фундаментальные исследования*. – 2013. – № 10. – С. 1243–1247.

117. Перельман А. И. Геохимия ландшафта / А. И. Перельман, Н. С. Касимов. – Москва : Астрей-2000, 1999. – 762 с.

118. Піскова О. М. Інгібування росту проростків кукурудзи за спільної дії хрому та нікелю/ О. М. Піскова, О. М. Вінниченко, В. М. Гришко // *Вісник Дніпропетровського університету. Серія «Біологія. Екологія»*. – Дніпропетровськ, 2008. – Вип. 16, т. 1. – С. 174–178.

119. Позолотина В. Н. Внутрипопуляционная изменчивость качества семенного потомства одуванчика в зонах химического и радиоактивного загрязнения / В. Н. Позолотина, Е. В. Антонова, В. С. Безель // *Экология*. – 2009. – № 5. – С. 383–389.

120. Прасада М. Н. Микроэлементы в окружающей среде: биогеохимия, биотехнология и биоремедиация / М. Н. Прасада, К. С. Саджвана, Р. Найду. – Москва : ФИЗМАТЛИТ, 2009. – 816 с.

121. Приймак О.П. Оцінка стану примагістральних територій за зміною основних характеристик цвітіння деяких декоративних квітникових рослин / О.П. Приймак // *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Екологія*. – 2007. – № 3/1. – С. 119 – 128.

122. Савосько В. М. Содержание подвижных форм тяжелых металлов в почвах, прилегающих к Северному горнообогатительному комбинату

(Кривбасс) // Вісник Дніпропетровського університету. Серія «Біологія. Екологія». – Дніпропетровськ, 2000. – Вип. 8, т. 2. – С. 64–69.

123. Савосько В. Н. Локальное фоновое содержание тяжелых металлов в почвах Криворожского железорудного региона / В. Н. Савосько // Грунтознавство. – 2009. – Т. 10, № 3–4. – С. 64–73.

124. Северюхина О. А. Влияние температуры вегетационного сезона на жизнеспособность семенного потомства *Taraxacum officinale* s. 1. в условиях химического загрязнения / О. А. Северюхина, Т. В. Жуйкова // Адаптация биологических систем к естественным и экстремальным факторам среды : матер. Всерос. науч.-практ. конф., 11–15 окт. 2004 г. / [редкол.: Д. З. Шибкова и др.]. — Челябинск, 2004. – С. 66–72.

125. Северюхина О. А. Репродуктивные особенности *Taraxacum officinale* s. 1. в условиях химического загрязнения среды : автореф. дис. ... канд. биол. наук : спец. 03.00.16 / О. А. Северюхина. – Екатеринбург, 2004. – 24 с.

126. Северюхина О. А. Функциональное состояние пыльцы *Taraxacum officinale* s. 1. в условиях химического загрязнения среды / О. А. Северюхина, Т. В. Жуйкова // Проблемы глобальной и региональной экологии : матер. конф. молод. ученых, 31 марта–4 апр. 2003 г. / ИЭРиЖ УрО РАН. – Екатеринбург, 2003. – С. 233–241.

127. Сердюк С. Н. Диагностика загрязнения тяжелыми металлами почвенного покрова индустриально-урбанизированных территорий / С. Н. Сердюк // Екологія та ноосфера. – 2007. – Т. 19, № 1–2. – С. 55–60.

128. Серегин И. В. Физиологическая роль никеля и его токсическое действие на высшие растения / И. В. Серегин, А. Д. Кожевникова // Физиология растений. – 2006. – Т. 53, № 2. – С. 285–308.

129. Серегин И. В. Физиологические аспекты токсического действия кадмия и свинца на высшие растения / И. В. Серегин, В. Б. Иванов // Физиология растений. – 2001. – Т. 48, № 4. – С. 606–630.

130. Спосіб визначення толерантності вищих рослин до техногенного хімічного забруднення навколишнього середовища : пат. 21281 Україна: МПК



G01N 17/00, G01N 1/00 / Ібрагімова Е. Е., Балічієва Д. В. – u200608732; заявл. 04.08.2006; опубл. 15.03.2007, Бюл. № 3, 2007 р.

131. Сыщиков Д. В. Изменение концентрации восстановленной формы глутатиона у проростков гороха при действии на них ионов Cd и Ni / Д. В. Сыщиков // Украинский биохимический журнал. – 2002. – Т. 74, № 45. – С. 140–141.

132. Тигунцева Н. П. Состав водорастворимых соединений надземной части одуванчика лекарственного *Taraxacum officinale* / Н. П. Тигунцева, Л. В. Каницкая, С. Н. Евстафьев // Известия вузов. Прикладная химия и биотехнология. – 2011. – № 1. – С. 71–75.

133. Титов А. Ф. Тяжелые металлы и растения / А. Ф. Титов, Н. М. Казнина, В. В. Таланова. – Петрозаводск : Карел. науч. центр РАН, 2014. – 194 с.

134. Топчий Н. Н. Влияние тяжелых металлов на фотосинтез / Н. Н. Топчий // Физиология и биохимия культурных растений. – 2010. – Т. 42, № 2. – С. 95–106.

135. Третьякова И. Н. Пыльца сосны обыкновенной в условиях экологического стресса / И. Н. Третьякова, Н. Е. Носкова // Экология. – 2004. – № 1. – С. 1–8.

136. Усманов Т. Ю. Экологическая физиология растений / Т. Ю. Усманов, З. Ф. Рахманкулова, А. Ю. Кулагин. – Москва : Логос, 2001. – 224 с.

137. Устойчивость растений к тяжелым металлам / А. Ф. Титов, В. В. Таланова, Н. М. Казнина, Г. Ф. Лайдинен ; Ин-т биологии КарНЦ РАН. – Петрозаводск, 2007. – 172 с.

138. Феник С. И. Механизмы формирования устойчивости растений к тяжелым металлам / С. И. Феник, Т. Б. Трофимьяк, Я. Б. Блюм // Успехи современной биологии. – 1995. – Т. 115, вып. 3. – С. 261–275.

139. Фітотестування як експрес-метод оцінки токсичності нафтозабруднених ґрунтів / М. Горон, Н. Джура, О. Романюк та ін. // Вісник Львівського університету. Серія біологічна. – Львів, 2012. – Вип. 58. – С.185–192.

140. Фоновий вміст мікроелементів у ґрунтах України / за ред. А. І. Фатєєва, Я. В. Пащенко. – Харків, 2003. – 117 с.
141. Холодова В. П. Адаптація к высоким концентрациям солей меди и цинка хрустальной травки и возможность их использования в целях фиторемедиации / В. П. Холодова, К. С. Волков, В. В. Кузнецов // Физиология растений. – 2005. – Т. 52, № 6. – С. 848–858.
142. Цирк М. Исследование состояния воздушного бассейна городов с помощью природных индикаторов : автореф. дис. ... канд. геогр. наук : спец. 11.00.11 / М. Цирк ; Моск. гос. ун-т им. Михаила Ломоносова. – Москва, 1992. – 24 с.
143. Цитогенетическое тестирование качества среды / А. И. Горовая, Т. В. Скворцова, И. И. Климкина, А. В. Павличенко // Антропогенно-змінене середовище України: ризики для здоров'я населення та екологічних систем. – Київ, 2003. – С. 502–517.
144. Чипиляк Т. Ф. Аутокологія представників роду *Neurocallis* L. в умовах техногенного забруднення : автореф. дис. ... канд. біол. наук : спец. 03.00.16 / Т. Ф. Чипиляк ; Ін-т агроєкології і природокористування. – Київ, 2011. – 21 с.
145. Чипиляк Т. Ф. Пристосування асиміляційного апарату сортів Лілійнику (*Neurocallis* L.) до забруднення важкими металами // Т. Ф. Чипиляк, В. М. Гришко // Биологический вестник Мелитопольского государственного педагогического университета имени Богдана Хмельницкого. – Мелитополь, 2014. – № 4 (2). – С. 83–97.
146. Чиркова Т. В. Физиологические основы устойчивости растений / Т. В. Чиркова. – Санкт-Петербург : СПбГУ, 2002. – 244 с.
147. Шубина А. Г. Содержание хлорофилла и каротиноидов в листьях одуванчика лекарственного (*Taraxacum officinale*) и березы повислой (*Betula pendula* Roth), растущих в г. Тамбове / А. Г. Шубина // Вестник Тамбовского государственного университета. – Тамбов, 2011. – Т. 16, вып.1. – С. 353–355
148. Экогеохимия городских ландшафтов / под ред. Н. С. Касимова. – Москва : изд-во МГУ, 1995. – 336 с.

149. Яцух О. Вміст важких металів у грунтах територій, прилеглих до відвалів шахт «Червоноградська» та «Зарічна» / О. Яцух, В. Снітинський // Вісник Львівського національного аграрного університету. Серія «Агрономія». – 2010. – № 14. – С. 27–31.
150. Adriaensen K., Vangronsveld J., Colpaert J. V. Zinc-tolerant *Suillus bovinus* improves growth of Zn-exposed *Pinus sylvestris* seedlings. *Mycorrhiza*, 2006, vol. 16, pp. 553-558.
151. Astolfi S., Zuchi S., Passera C. Effect of cadmium on the metabolic activity of *Avena sativa* plants grown in soil or hidroponic culture. *Biol. Plant*, 2004, vol. 48, no 3, pp. 413-418.
152. Bao T., Sun T., Sun L. Low molecular weight organic acids in root exudates and cadmium accumulation in cadmium hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. and non-hyperaccumulator *Solanum lycopersicum* L. *Afr. J. Biotechnol*, 2011, vol. 10, no 75, pp. 17180-17185.
153. Barconi D., Bernardini G., Santucci A. Linking protein oxidation to environmental pollutants: redox proteome approaches. *J. Proteomics*, 2011, vol. 74, no 11, pp. 2324-2337.
154. Blindauer C. A., Leszczyszyn O. I. Metallothioneins: unparalleled diversity in structures and functions for metal ion homeostasis and more. *Nat. Prod. Rep*, 2010, vol. 27, pp. 720-741.
155. Blindauer C. A., Schmid R. Cytosolic metal handling in plants: determinants for zinc specificity in metal transporters and metallothioneins. *Metallomics*, 2010, vol. 2, pp. 510-529.
156. Braun-Blanquet J. *Pflanzensociologie*. 3 Aufl. –Wien, 1964. – 865 S.
157. Carinanons P., Prieto J.C., Calan C. Biological quality of the air in different Urban Environments // Materials of II Symposium on Aerobiology, Vienna-Austria, 5-9 September 2000. – P. 305.
158. Clemens S. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie*, 2006b, vol. 88, pp. 1707-1719.

159. Clements F.E. Plant succession; an analysis of the development of vegetation. // Publ. Carnegie Institution of Washington. № 242. Washington, 1916. – pp. 140 – 143.

160. Cobbett C. S. Phytochelatins and their roles in heavy metal detoxification. *Plant Physiol*, 2000, vol. 123, no 3, pp. 825-832.

161. Cobbett C., Goldsbrough P. Phytochelatins and metallothioneins: roles in heavy metal detoxification and homeostasis. *Annu. Rev. Plant Biol*, 2002, vol. 53, pp. 159-182.

162. Dias M. C., Monteiro C., Moutinho-Pereira J. et al. Cadmium toxicity affects photosynthesis and plant growth at different levels. *Acta Physiol. Plant*, 2013, vol. 35, pp. 1281-1289.

163. Dixit V., Pandey V., Shyam R. Differential antioxidative responses to cadmium in roots and leaves of pea (*Pisum sativum* L. cv. Azad). *J. Exp. Bot*, 2001, vol. 52, no 358, pp. 1101-1109.

164. Ewais E. A. Effects of cadmium, nickel and lead on growth, chlorophyll content and proteins of weeds. *Biol. Plant*, 1997, vol. 39, no 3, pp. 377-386.

165. Ellenberg H., Weber H. E., Düll R., Wirth V., Werner W. & Pauliben D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – *Scripta Geobot.* 18: 3–258.

166. Finkemeier I., Kluge C., Metwally A. et al. Alterations in Cd-induced gene expression under nitrogen deficiency in *Hordeum vulgare*. *Plant Cell Environ*, 2003, vol. 26, pp. 821-833.

167. Foyer C. H., Noctor G. Oxidant and antioxidant signalling in plants: a reevaluation of the concept of oxidative stress in a physiological context. *Plant Cell Environ*, 2005, vol. 28, pp. 1056-1071.

168. Fujimaki S., Suzui N., Ishioka N. S. et al. Tracing cadmium from culture to spikelet: noninvasive imaging and quantitative characterization of absorption, transport and accumulation of cadmium in an intact rice plant. *Plant Physiol*, 2010, vol. 152, pp. 1796-1806.

169. Gamalero E., Lingua G., Berta G., Glick B. R. Beneficial role of plant growth promoting bacteria and arbuscular mycorrhizal fungi on plant responses to heavy metal stress. *Can. J. Microbiol*, 2009, vol. 55, no 5, pp. 501-514.
170. Gill S. S., Khan N. A., Tuteja N. Cadmium at high dose perturbs growth, photosynthesis and nitrogen metabolism while at low dose it up regulates sulfur assimilation and antioxidant machinery in garden cress (*Lepidium sativum* L.). *Plant Sci*, 2011, DOI: 10.1016/j.plantsci. 2011.04.018.
171. Gong J. M., Lee D. A., Schroeder J. I. Long distance root-to-shoot transport of phytochelatins and cadmium in *Arabidopsis*. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 2003, vol. 100, pp. 10118-10123.
172. Greger M., Johansson M. Cadmium effects on leaf transpiration of sugar beet (*Beta vulgaris*). *Physiol. Plant*, 2006, vol. 86, pp. 465-473.
173. Grill E., Wiannacker E. L., Zenk M. H. Phytochelatins: the principal the heavy metals complexing peptides of higher plants. *Science*, 1985, vol. 230, pp. 674-676.
174. Guo B., Liang Y. C., Zhu Y. G., Zhao F. J. Role of salicylic acid in alleviating oxidative damage in rice roots (*Oryza sativa*) subjected to cadmium stress. *Environ. Pollut.* 2007, vol. 147, pp. 743-749.
175. Guo W. J., Meenam M., Goldsbrough P. B. Examining the specific contributions of individual *Arabidopsis* metallothioneins to copper distribution and metal tolerance. *Plant Physiol*, 2008, vol. 146, pp. 1697-1706.
176. Gussarsson M., Adalsteinsson S., Jensen P., Asp H. Cadmium and copper interactions on the accumulation and distribution of Cd and Cu in birch (*Betula pendula* Roth) seedlings *Plant Soil*, 1995, vol. 171, pp. 185-187.
177. Hall J. L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *J. experimental botany*, 2002, vol. 53, no 366, pp. 1-11.
178. Hall J. L., Williams L. E. Transition metal transporters in plants. *Ibid*, 2003, vol. 54, no 393, pp. 26101-26113.
179. Hänsch R., Mendel R. R. Physiological functions of mineral micronutrients (Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Mo, B, Cl). *Curr. Opin. Plant Biol*, 2009, vol. 12, pp. 259-266.

180. Hasan S. A., Fariduddin Q., Ali B. et al. Cadmium: toxicity and tolerance in plants. *J. Environ. Biol*, 2009, vol. 30, no 2, pp. 165-174.
181. Hassan Z., Aarts M. G. M. Opportunities and feasibilities for biotechnological improvement of Zn, Cd or Ni tolerance and accumulation in plants. *Environ. Exp. Biol*, 2011, vol. 72, pp. 53-63.
182. Haydon M. J., Cobbett C. S. Transporters of ligands for essential metal ions in plants. *New Phytol*, 2007, vol. 174, pp. 499-506.
183. Hossian M. A., Fujita M. Evidence for a role exogenous glycinebetaine and proline in antioxidant defense and methylglyoxal detoxification system in mung bean seedlings under salt stress. *Physiol. Mol. Biol. Plant*, 2010, vol. 16, no 1, pp. 19-29.
184. Hossian M. A., Piyatida P., da Silva J. A. T., Fujita M. Molecular mechanism of heavy metal toxicity and tolerance in plants: Central role of glutathione in detoxification of reactive oxygen species and methylglyoxal and in heavy metal chelation. *J. Bot*, 2012, Article ID 872875, 37 p. DOI:10.11555/2012/872875.
185. Hu Y., Ge Y., Zhang C. et al. Cadmium toxicity and translocation in rice seedlings are reduced by hydrogen peroxidase pretreatment. *J. Plant Growth Regul*, 2009, vol. 59, pp. 51-61.
186. Janicka-Russak M. Plant plasma membrane H<sup>+</sup>-ATPase in adaptation of plants to abiotic stresses. *Abiotic stress response in plants – physiological, biochemical and genetic perspectives*. Ed. A. Shanker. Rijeka (Croatia): INTECH, 2011, pp. 197-218.
187. Janicka-Russak M., Kłobus G. Modification of plasma membrane and vacuolar H<sup>+</sup>-ATPase in response to NaCl and ABA. *J. Plant Physiol*, 2007, vol. 164, pp. 295-302.
188. Jaspers P., Kangasjärvi J. Reactive oxygen species in abiotic stress signaling. *Physiol. Plant*, 2010, vol. 138, pp. 405-413.
189. Jócsák I., Végvári G., Droppa M. Heavy metal detoxification by organic acids in barley seedlings. *Acta Biol. Szeged*. 2005, vol. 49, no 1-2, pp. 99-101.

190. Jonak C., Nakagami H., Hirt H. Heavy metal stress. Activation of distinct mitogen-activated protein kinase pathways by copper and cadmium. *Plant Physiol*, 2004, vol. 136, pp. 3276-3283.
191. Kabała K., Janicka-Russak M. Differential regulation of vacuolar H<sup>+</sup>-ATPase and H<sup>+</sup>-PPase in *Cucumis sativus* roots by zinc and nickel. *Plant Sci*, 2011, vol. 180, pp. 531-539.
192. Kabata-Pendias, A. Trace Elements in Soil and Plants. CRC Press, Boca Raton, FL. 2001, 403 p.
193. Kaur N., Gupta A. K. Signal transduction pathways under abiotic stresses in plants. *Curr. Sci*, 2005, vol. 88, no 1, pp. 1771-1780.
194. Khan M. A., Samiullah S., Singh S., Nazar R. Activities of antioxidative enzymes, sulphur assimilation, photosynthetic activity and growth of wheat (*Triticum aestivum*) cultivars differing in yield potential under cadmium stress. *J. Agron. Crop. Sci*, 2007, vol. 193, pp. 435-444.
195. Krämer U., Talke I. N., Hanikenne M. Transition metal transport. *FEBS Lett*, 2007, vol. 581, pp. 2263-2272.
196. Krupa Z., Krupa M., Gruszecki W. I. Changes in chlorophyll spectral characteristics in rye seedlings grown under heavy metal stress. *Science Access. CSIRO*, 2008, Related article S36-008.
197. Leopold I., Gunther D., Schmidt J., Neumann D. Phytochelatins and heavy metal tolerance. *Phytochemistry*, 1999, vol. 50, pp. 1323-1328.
198. Mac Farlane G. R., Burchett M. D. Photosynthetic pigments and peroxidase activity as indicators of heavy metal stress in the grey mangrove *Avicennia marina*. *Mar. Pollut. Bull*, 2001, vol. 42, pp. 223-240.
199. Maeshima M. Tonoplast transporters: organization and function. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol*, 2001, vol. 52, pp. 469-497.
200. Maestri E., Marmiroli M., Visioli G., Marmiroli N. Metal tolerance and hyperaccumulation: Costs and trade-offs between traits and environment. *Environ. Exp. Bot.* 2010, vol. 68, pp. 1-13.

201. Maksymiec W. Signaling responses in plants to heavy metal stress. *Acta Physiol. Plant*, 2007, vol. 29, pp. 177-187.
202. Manara A. Plant responses to heavy metal toxicity. *Plant and heavy metals*. Ed. A. Furini. Springer Briefs in Molecular Science. NY: Springer, 2012, pp. 27-52.
203. Morsy A. A., Salama K. H. A., Kamel H. A., Mansour M. M. F. Effect of heavy metals on plasma membrane lipids and antioxidant enzymes of *Zygophyllum* species. *Eurasia J. Biosci*, 2012, vol. 6, pp. 1-10.
204. Mirkin B.M., Ermakov N.B. The history of Braun-Blanquet approach application and the modern state of syntaxonomy in Russia // *Braun-Blanquetia. Recueil de travaux de geobotanique / Review of geobotanical monographs*. – 2010. – Vol. 46. – P. 47–54.
205. Uruguchi S., Fujiwara T. Cadmium transport and tolerance in rice: perspectives for reducing grain cadmium accumulation. *Rice*, 2012, vol. 5, pp. 1-8. DOI: 10.1186/1939-8433-5-5.
206. Vassilev A. Physiological and agroecological aspects of cadmium interactions with barley plants: an overview. *J. Central Eur. Agric*, 2002, vol. 4, no 1. pp. 65-74.
207. Verbruggen N., Hermans C., Schat H. Mechanisms to cope with arsenic or cadmium excess in plants. *Curr. Opin. Plant Biol*, 2009, vol. 12, pp. 364-372.
208. Vogel-Mikuš K., Pongrac P., Kump P. et al. Colonization of a Zn, Cd and Pb hyperaccumulator *Thlaspi praecox* Wulfen with indigenous arbuscular mycorrhizal fungae mixture induces changes in heavy metal and nutrient uptake. *Environ. Pollut*, 2006, vol. 139, pp. 362-371.
209. Vranová E., Inzé D., Van Breusegem F. Signal transduction during oxidative stress. *J. Exp. Bot*, 2002, vol. 53, no 372, pp. 1227-1236.
210. Wang H., Zhao S. C., Liu R. L. et al. Changes of photosynthetic activities of maize (*Zea mays* L.) seedlings in response to cadmium stress. *Photosynthetica*, 2009, vol. 47, no 2, pp. 277-283.



211. Wierzbicka M. Lead in apoplast of *Allium cepa* L. root tips – ultrastructural studies. *Plant Sci*, 1998, vol. 133, pp. 105-119.
212. Wierzbicka M., Obidzinska J. The Effect of Lead on Seed Imbibition and Germination in Different Plant Species. *Plant Sci*, 1998, vol. 137, pp. 155-171.
213. Wilson I. D., Neill S. J., Hancock J. T. Nitric oxide synthesis and signalling in plants. *Plant Cell Environ*, 2008, vol. 31, pp. 622-631.
214. Wodala B., Eitel G., Gyula T. N. et al. Monitoring moderate Cu and Cd toxicity by chlorophyll fluorescence and P 700 absorbance in pea leaves. *Photosynthetica*, 2012, vol. 50, no 3, pp. 380-386.
215. Xiang C., Werner B. L., Christensen E. M., Oliver D. J. The biological functions of glutathione revisited in *Arabidopsis* transgenic plants with altered glutathione levels. *Plant Physiol*, 2001, vol. 126, pp. 564-574.
216. Yamauchi M., Peng X. X. Iron toxicity and stress-induced ethylene production in rice leaves. *Plant Soil*, 1995, vol. 173, pp. 21-28.
217. Yang X., Chu C. Towards understanding plant response to heavy metal stress. *Abiotic stress in plants – mechanisms and adaptations*. Eds. A. K. Shanker, B. Venkateswarlu, 2011, Intech Janeza Trdine 9, pp. 59-78.

## РОЗДІЛ 2

### ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕННЯ, ОБ'ЄКТУ ТА МЕТОДІВ

#### 2.1 Ґрунтово-кліматичні умови території дослідження

Територія міста Кривий Ріг розташована в межах Східно-Європейської полігенної рівнини, виникнення якої обумовлене великою тектонічною структурою – Східно-Європейською платформою. Північна частина Кривого Рогу (від горизонталі +100 м і вище) належить Придніпровсько-Приазовській геоморфологічній області цокольних пластово-денудаційних височин, Центрально-Придніпровській денудаційній височині і її зниженій частині – Інгуло-Інгулецькій лесовій акумулятивній розчленованій рівнині. Південна частина Кривбасу (від горизонталі +100 м і нижче) входить до складу Причорноморської геоморфологічної області пластово-акумулятивних та пластово-денудаційних рівнин, Північно-Причорноморської рівнини [32].

Район досліджень належить до складу степової зони України, її північної степової підзони Дністровсько-Дніпропетровського північно-степового краю схилово-височинної області [10]. На півночі височина поступово переходить у Причорноморську низовину. На півночі і сході області пролягає Придніпровська низовина, а на крайньому південному сході – відроги Приазовської височини [18]. Територія Криворіжжя дуже розчленована глибокими долинами річок, балками і ярами.

За геоботанічним районуванням України, територія Криворізького залізорудного басейну відноситься до Євразійської степової області, Понтично-степової провінції, Чорноморсько-Азовської підпровінції, Бузько-Дніпровських (Криворізьких) різнотравно-злакових степів, байрачних лісів та рослинності гранітних відслонень геоботанічного округу, Софієвсько-Марганецького геоботанічного району [16].

Згідно зі схемою кліматичного районування Б. П. Алісова (1956), Криворізький регіон належить до атлантико-континентальної європейської

недостатньо вологої, теплої області помірної кліматичної зони. Річні показники сумарної сонячної радіації становлять 107-110 ккал/см, радіаційного балансу – 46-49 ккал/см. Середнє альbedo (здатність поверхні відбивати сонячні промені) території в межах Кривого Рогу достатнє високе влітку (30%) і знижене взимку (35%). Клімат Кривбасу формується під дією 43 циклонів і 24-43 антициклонів. Антициклональний тип циркуляції атмосфери спостерігається у 2/3 від загальної кількості днів на рік [3].

Найсонячнішими місяцями року є липень-серпень, коли тривалість світлового дня за місяць складає 280-310 годин, мінімальні величини (30-40 годин) припадають на грудень. Середня температура найтеплішого місяця (липень) близько 21°C. Абсолютний максимум температури +39,3°C (1890 р.), абсолютний мінімум – -35,0°C. Сума активних температур атмосферного повітря (це температури, які є найбільш сприятливими і продуктивними для вегетації рослин) вище +10°C становить від 3100°C. Тривалість безморозного періоду 175 днів. Середні дати першого та останнього приморозків навесні – 24 квітня, восени – 9 жовтня. Середні дати настання стійких морозів – 10-15 грудня, а їх припинення – 16-21 лютого [10, 30]. Сума опадів за вегетаційний період складає приблизно 250 мм, а за рік – 400-460 мм. Згідно середніх багаторічних даних по Дніпропетровській області, найбільш посушливими є липень-серпень. Середній показник випаровування для Кривого Рогу складає 740 мм, а середній коефіцієнт зволоження – 0,54. Вищенаведені дані характеризують цей регіон як територію з недостатнім і нестійким зволоженням.

У таблиці 2.1 наведено характеристики метеорологічних умов 2013 – 2015 рр. (за даними авіаметеорологічної станції Кривий Ріг). Вони свідчать про відсутність суттєвих відмінностей між сезонними періодами різних років. Так, тепла зима була в 2013 і 2015 роках, на відміну від зими 2014 року, коли середня температура зимових місяців склала – 2,4°C. Середня температура літніх місяців, в основному, перевищувала середньо багаторічні значення, досягаючи 23, 1°C в серпні 2014 (при нормі 21,2°C). Підвищеними

температурами характеризуються також весняні місяці в 2013, 2014, 2015 роках в порівнянні із нормою. Таким чином, в цілому, вегетаційний період в роки дослідження були теплими. В той же час, співставлення температурних режимів із опадами, показує, що в період вегетації в 2015 році в літні та осінні місяці випало найменша кількість опадів з липня по жовтень (57,9%, 67,0%, 32,5%, 10,85% відповідно) в порівнянні із середньою багаторічною нормою. Це привело до довготривалої, глибокої посухи в 2015 році. Таким чином 2015 рік був теплий та посушливий на відміну від інших років.

Виявлені відмінності обумовлюють незначні коливання в сезонній динаміці біологічних процесів, що відбуваються в ґрунтах та рослинах.

Таблиця 2.1

**Характеристика метеорологічних умов 2013-2015 рр. (за даними авіаметеостанції м. Кривий Ріг)**

Місяць	Температура повітря, °С			Середня багаторічна норма, °С	Опади, мм			Середня багаторічна норма, мм
	2013	2014	2015		2013	2014	2015	
Січень	-1,8	-3,9	-1,6	-5,3	35,0	25,0	14,0	40,7
Лютий	+0,9	-1,6	-0,9	-3,2	26,0	7,8	45,0	27,0
Березень	+1,2	+6,8	+4,7	-0,2	46,0	11,0	58,0	16,6
Квітень	+11,2	+10,3	+9,0	+3,5	13,0	95,0	77,0	33,2
Травень	+19,6	+17,8	+16,4	+15,5	21,0	63,0	53,0	38,7
Червень	+22,2	+19,3	+20,4	+20,0	74,0	39,0	79,0	51,1
Липень	+21,5	+23,2	+22,3	+22,3	85,0	59,0	19,0	32,8
Серпень	+22,1	+23,1	+22,5	+21,2	22,0	25,0	22,0	32,8
Вересень	+13,5	+16,9	+20,2	+15,0	58,0	39,0	9,0	27,7
Жовтень	+8,6	+7,8	+8,0	+9,1	23,0	20,0	2,7	24,8
Листопад	+6,2	+2,0	+5,4	+2,4	9,9	7,7	65,0	23,1
Грудень	-1,3	-1,8	+0,8	-1,3	4,5	23,0	10,0	34,4
Середньорічні показники	+12,7	+14,1	+13,0	+8,8	34,8	35,4	40,0	31,9

Упродовж року сумарна тривалість випадання опадів 730 годин. За останні 60 років посушливими є кожні 3-4 роки на одне десятиліття. Сильні посухи на Криворіжжі бувають один раз на 5-10 років, коли за вегетаційний період випадає усього 100-150 мм опадів. Середні показники випаровування 325 мм на рік, випаровуваності (та кількість води, що може бути випарована за певного клімату) – 800 мм/рік. Коефіцієнт зволоження за М. М. Івановим складає 0,53, що характеризує регіон, як територію з недостатнім і нестійким зволоженням [12].

Упродовж літнього періоду баланс зволоження відрізняється дефіцитом. Дошові опади в теплий період року випадають переважно у вигляді злив, середня кількість днів зі зливами – 29. Взимку встановлюється стійкий сніговий покрив. Середня багаторічна декадна висота снігового покриву становить 10-15 см, середня тривалість періоду зі сніговим покривом складає 65 днів. Двадцять шість днів за зиму бувають з температурою атмосферного повітря нижче  $-10^{\circ}\text{C}$ .

Над територією міста сформувався своєрідний мікроклімат «острова тепла». У місті тепліше на  $1,8^{\circ}\text{C}$ . Особливо це помітно в холодний період року. Також більше опадів, туманів, часто з низьких хмар і пило-газових викидів підприємств та автомобілів взимку утворюються смоги.

Дослідження А. П. Травлєєва свідчать, що більше 50% площі області займають чорноземні ґрунти різних підтипів, для яких характерна наявність гумусового темно-сірого, глинистого горизонту товщиною до 45 см, сформованого на лесовидних суглинках [5, 31]. Ґрунт має наступні агрохімічні показники: рН водної витяжки на глибині 0-10 см – 7,0-7,2; ємність поглинання 36,4- 37,1 мг-екв/100 г ґрунту; загальна пористість – 54,8-56,2%; ступінь насиченості основами – 97,1-98,7; загальний вміст гумусу – 3,6-4,6%;  $\text{K}_2\text{O}$  – 1,8-1,9%; валового азоту – 0,18-0,25% [18]. Однак, на промислових майданчиках підприємств ґрунти здебільшого трансформовані техногенною діяльністю і можуть бути віднесені, згідно класифікації Тихоненко Д.Г., відділу техногенних ґрунтів, асоціації з антропогенно-техногенним типом профілю [20].

Природна рослинність збереглася на невеликих ділянках і представлена різнотравно-типчакowo-ковиловою на крайньому південному заході – типчакowo-ковиловою рослинністю, а на вододілах, схилах балок, ярів і річкових долин ростуть чагарники. Схиліві, байрачні та яружно-балкові ландшафти становлять 10-20% території області. Також зустрічаються байрачні ліси, які займають 3,5% території області [16, 32].

### *2.1.1. Оцінка стану атмосферного повітря міста*

У структурі промисловості Дніпропетровської області переважне місце займають галузі важкої індустрії. Територіальна концентрація промисловості в регіоні у 3 рази вища за загальнодержавний рівень, кількість підприємств металургії у 7 разів більша від середнього значення по Україні, хімічної та нафтохімічної промисловості, машинобудування і металообробки, такого вища за середньо українські показники [10]. Тобто у структурі загальнообласного обороту від промислової діяльності більш, ніж три чверті припадає на продукцію металургійного виробництва та готових металевих виробів, видобувної промисловості і діяльності з виробництва та розподілу електроенергії, газу і води.

Така орієнтованість промисловості призводить до формування специфічного спектру забруднюючих речовин у повітряних викидах. За період часу із 2009 по 2011 роки спостерігали підвищення загального обсягу на 17,4 тис.т [7]. Аналіз даних управління екології Дніпропетровської державної адміністрації (табл. 2.2) свідчить про зниження на 136 тис.т за останні два роки обсягів викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря від усіх джерел забруднення по Дніпропетровщині. Динаміка зменшення викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря пов'язана із зальною економічною кризою.

За даними управління екології міської ради, всього по місту нараховується близько 3,6 тис. джерел забруднення атмосферного повітря, із яких 2,7 тис. – організовані. Близько 7% валових викидів в атмосферу

становлять викиди автотранспорту. Неогранизованими джерелами забруднення атмосферного повітря також є масові підриви в кар'єрах, території хвостосховищ, відкриті склади зберігання руди, борти кар'єрів, відвали гірських порід.

Таблиця 2.2

**Динаміка викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря області [10]**

Назва забруднюючої речовини	2012 рік	2013 рік	2014 рік	2015 рік
<b>1. Викиди забруднюючих речовин, усього тис.т.</b>	<u>1173,077</u>	<u>1143,848</u>	<u>1037,0</u>	**
у тому числі від:				
<b>1.1. Стаціонарних джерел:</b>	<u>961,947</u>	<u>940,5</u>	<u>855,775</u>	<u>723,933</u>
метали та їх сполуки	<u>16,658</u>	<u>16,67</u>	<u>15,59</u>	3,68
стійкі органічні забруднювачі	<u>0,000664</u>	<u>0,000504</u>	<u>0,000552</u>	**
оксид карбону	<u>358,069</u>	<u>359,838</u>	<u>340,382</u>	341,925
діоксин та інші сполуки сірки	<u>258,547</u>	<u>233,025</u>	<u>191,671</u>	97,628
оксиди нітрогену	<u>59,710</u>	<u>54,484</u>	<u>52,207</u>	34,946
речовини у вигляді твердих суспендованих сполук	<u>126,512</u>	<u>109,915</u>	<u>99,933</u>	94,21
неметанові леткі органічні сполуки	<u>2,894</u>	<u>2,1</u>	<u>1,7</u>	1,383
<b>1.2 Пересувних джерел:</b>	<u>211,130</u>	<u>203,348</u>	<u>181,2</u>	**
сірчистий ангідрид	<u>3,018</u>	<u>2,996</u>	<u>2,8</u>	**
оксиди азоту	<u>27,217</u>	<u>26,631</u>	<u>24,8</u>	**
оксид вуглецю	<u>152,553</u>	<u>146,24</u>	<u>129,2</u>	**
вуглеводні	**	**	**	**
неметанові леткі органічні сполуки	<u>23,962</u>	<u>23,11</u>	<u>20,3</u>	**
речовини у вигляді суспендованих твердих частинок	<u>0,881</u>	<u>3,521</u>	<u>3,3</u>	**
у тому числі від:	<u>131,547</u>	<u>181,545</u>	<u>159,3</u>	**
<b>1.2.1. Автомобільного транспорту:</b>	<u>0,859</u>	<u>1,997</u>	<u>2,0</u>	**
сірчистий ангідрид	<u>0,859</u>	<u>1,997</u>	<u>2,0</u>	**
оксиди азоту	<u>9,915</u>	<u>18,658</u>	<u>16,8</u>	**
оксид вуглецю	<u>102,815</u>	<u>136,527</u>	<u>119,5</u>	**
вуглеводні	**	**	**	**
леткі органічні сполуки	<u>16,539</u>	<u>21,010</u>	<u>18,1</u>	**
речовини у вигляді суспендованих твердих частинок	<u>1,663</u>	<u>2,618</u>	<u>2,4</u>	**
<b>2. Парникові гази, усього, млн. т CO<sub>2</sub> - екв.</b>	34,6	32,6	32,9	25,6

Примітка: \*\* – дані відсутні.

Серед міст Дніпропетровської області найбільша частка забруднюючих речовин до атмосфери надходить від промислових підприємств м. Кривий Ріг

[10, 20]. Зазначена особливість узгоджується з тим, що Криворізький індустриальний регіон відіграє провідну роль в економіці України та є основною сировинною базою для розвитку чорної металургії. У Криворізькому басейні розташовано 8 з 11 підприємств України з видобутку залізно-рудної сировини, а також підприємства з обслуговування основного виробництва металургійної продукції.

Саме тому стан забруднення атмосферного повітря в місті викликав занепокоєння вже в другій половині 80-х років минулого століття [10]. В той час на кожен квадратний кілометр припадало більше 3 тис. т забруднюючих речовин. Комплексна оцінка факторів техногенного впливу на природне середовище м. Кривий Ріг, яка була виконана у другій половині 90-х років минулого століття на підставі рішення про проведення еколого-економічного експерименту у містах Кривий Ріг, Дніпродзержинськ та Маріуполь, констатувала сильний ступінь забруднення повітря і загрози екологічну ситуацію в регіоні.

Характерною особливістю локального забруднення атмосфери міста є накопичення забруднюючих речовин в тих районах, де є максимальна концентрація підприємств різного характеру виробництва. Необхідно зауважити, що 10 крупних промислових підприємств гірничо-металургійного комплексу міста входять до переліку екологічно небезпечних об'єктів Дніпропетровської області (табл. 2.3) [10].

Враховуючи попередні дослідження [10] та аналізуючи обсяги викидів від 10 найбільших промислових підприємств м. Кривий Ріг з 2012 по 2015 рік (табл. 2.3), можна констатувати, що найбільша за обсягами частка викидів в атмосферне повітря припадає на підприємство ПАТ «АрселорМіттал Кривий Ріг». З огляду на спрямованість нашої роботи, представляє особливий інтерес аналіз даних щодо рівня забруднення атмосферного повітря пилом (твердими, завислими речовинами). Дані, наведені в екологічному паспорті Дніпропетровської області за 2016 рік [10], показують, що впродовж 2015 року частка викидів від металургійного виробництва і гірничо-збагачувального



комплексу підприємств Криворіжжя складає відповідно 10,1 і 81,5 % від загального обсягу викидів по місту (табл. 2.3).

Таблиця 2.3

**Кількість викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря основними підприємствами міста [12]**

№	Адміністративний район міста	Назва підприємства	Обсяги викидів, тис т			
			2012 рік	2013 рік	2014 рік	9 місяців 2015 року
1	Металургійний	ПАТ "АрселорМіттал Кривий Ріг"	278,16	264,51	255,4	183,564
		<i>металургійне виробництво</i>	116,59	99,75	104,2	179,149
		<i>гірничо-збагачувальний комплекс</i>	156,60	162,39	147,80	2,019
		<i>коксхімічне виробництво</i>	4,8	2,1	3,2	2,309
		<i>шахтоуправління з підземного видобутку руди</i>	0,1	0,1	0,2	0,087
2	Інгулецький	ПАТ "Південний ГЗК"	53,26	63,3	50,3	29,57
3	Інгулецький	ПАТ "Інгулецький ГЗК"	1,57	10,56	1,6	1,02
4	Тернівський	ПАТ "Північний ГЗК"	14,16	15,03	12,50	8,90
5	Покровський	ПАТ "Центральний ГЗК"	3,02	2,90	2,70	1,312
6	Металургійний	ПАТ "ХайдельбергЦемент Україна"	2,13	2,3	2,2	1,564
7	Покровський	ПАТ "Кривбасзалізрудком"	0,27	0,26	0,26	0,18
8	Покровський	ПАТ "ЄВРАЗ СУХА БАЛКА"	0,14	0,14	0,15	0,11
9	Інгулецький	СП ПАТ "ММК ім. Ілліча" ГЗК" Укрмеханобр"	0,06	0,07	0,071	0,053
10	Покровський	ПрАТ"Криворізький завод гірничого обладнання"	0,40	0,40	0,33	0,14

Зазначені вище тенденції у розвитку гірничо-металургійного комплексу міста певною мірою відображуються і в структурі компонентного складу та кількісних показниках відповідних забруднювачів атмосферного повітря урбоєкосистеми (табл. 2.4).

Серед металів та їх сполук, які відносяться до I класу небезпеки найістотніше (у порівнянні із 2010 роком) збільшився вміст кадмію (на 25%) та меркурію (на 50%). Проте необхідно констатувати, що в 2,5 рази зменшилось надходження плюмбуму і хрому. Для елементів і їх сполук II класу небезпеки також спостерігаються тенденції до збільшення у 3,5 рази обсягів викидів для нікелю та в 2 рази для купруму. У повітряних викидах підприємств зростає кількість сполук, які відносяться до III класу небезпечних речовин на 40 і 20% для феруму і мангану відповідно (табл. 2.4).

Таблиця 2.4

**Динаміка обсягів викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря м. Кривий Ріг (за даними міського управління статистики)**

Забруднювач	Роки		
	2010	2011	2012
Метали та їх сполуки, тис.т	11,3	11,2	15,5
Ферум та його сполуки (у перерахунку на ферум), тис.т	10,0	10,0	14,1
Кадмій та його сполуки (у перерахунку на кадмій), т	0,4	0,4	0,5
Купрум та його сполуки (у перерахунку на купрум), т	4,2	3,8	9,1
Нікель та його сполуки (у перерахунку на нікель), т	1,8	2,2	6,6
Меркурій та її сполуки (у перерахунку на меркурій), т	0,2	0,3	0,3
Плюмбум та його сполуки (у перерахунку на плюмбум), т	29,0	17,3	11,2
Хром та його сполуки (у перерахунку на хром), тис.т	2,9	2,4	1,6
Цинк та його сполуки (у перерахунку на цинк), т	32,1	29,1	30,2
Манган та його сполуки (у перерахунку на манган), т	105,4	110,3	125,3
Речовини у вигляді суспендованих твердих часток, тис.т	66,6	62,3	52,2
Речовини у вигляді суспендованих твердих часток більше 2,5 мкм та менше 10 мкм, тис.т	8,7	8,1	8,1
Речовини у вигляді суспендованих твердих часток менше 2,5 мкм, т	3,3	1,6	1,5

Незважаючи на зменшення обсягів викидів основними підприємствами міста (табл. 2.4), необхідно зауважити, що загальні об'єми надходження важких

металів з промисловими викидами до атмосферного повітря в місті лишаються доволі суттєвими та збільшилися з 2010 по 2012 рр. на 37% . Тоді як за даними державної санітарно-епідеміологічної служби щодо забруднення атмосфери по м. Кривий Ріг від стаціонарних джерел у 2010 та 2013 рр., показано, що обсяги викидів металів та їх сполук (пилу) збільшилися в 1,5 рази, що склало у 2013 році 15,4 тис. т. [10].

Аналіз даних спостережень державної гідрометеорологічної служби за 2012, 2013 роки свідчить, що в атмосферному повітрі міста кожного року відмічається перевищення до 3,3 разів концентрації формальдегіду та пилу, діоксиду азоту – в 1,5 рази (табл. 2.5). Враховуючи чинні на сьогодні нормативи забруднення атмосферного повітря [11], більшість районів міста має недопустимий рівень забруднення, окремі райони – помірно небезпечний ступінь.

Таблиця 2.5

**Середньорічні значення рівня забруднення атмосферного повітря м. Кривий Ріг**

Забруднювач	Роки			
	2010	2011	2012	2013
Пил	<u>0,3</u>	<u>0,5</u>	<u>0,7</u>	<u>0,5</u>
	3,33	3,33	4,67	3,33
Діоксид сірки	0,015	0,022	0,023	0,016
Оксид вуглецю	3,0	3,0	3,0	2,0
Діоксид азоту	<u>0,05</u>	<u>0,05</u>	<u>0,06</u>	<u>0,06</u>
	1,25	1,25	1,5	1,5
Оксид азоту	0,03	0,03	0,04	0,03
Сірководень	0,001	0,001	0,002	0,002
Фенол	0,002	0,002	0,002	0,002
Аміак	0,03	0,04	0,05	0,03
Формальдегід	<u>0,009</u>	<u>0,01</u>	<u>0,01</u>	<u>0,008</u>
	3,0	3,33	3,33	2,67

Примітка: Наведена середньорічна концентрація забруднювачів, мг/м<sup>3</sup>, в знаменнику – перевищення ГДК.

Саме ці критерії були покладені в основу вибору пробних ділянок для проведення досліджень. Як свідчать дані Головного управління статистики у Дніпропетровській області, сама територія Металургійного району міста, де

нами проводилось обстеження, характеризується найбільшим обсягом промислових викидів. У Довгинцевському і Покровському районах закладені пробні ділянки з помірними рівнем забруднення, з обсягами викидів, у межах 2,4 і 3,8 тис.т. У Саксаганському районі в якому зафіксовано незначний обсягом викидів до 640 т на рік, також були закладені пробні ділянки.

### 2.1.2. Характеристика дослідних ділянок

Відбір ключових пробних ділянок базувався на підставі вибору 2 – 3 типових ділянок в межах адміністративних районів міста з високим, помірним і незначним рівнем забруднення (рис. 2.1). Таким чином для дослідження було обрано 9 дослідних ділянок з наступними фізичними та геоботанічними характеристиками (табл. 2.6).

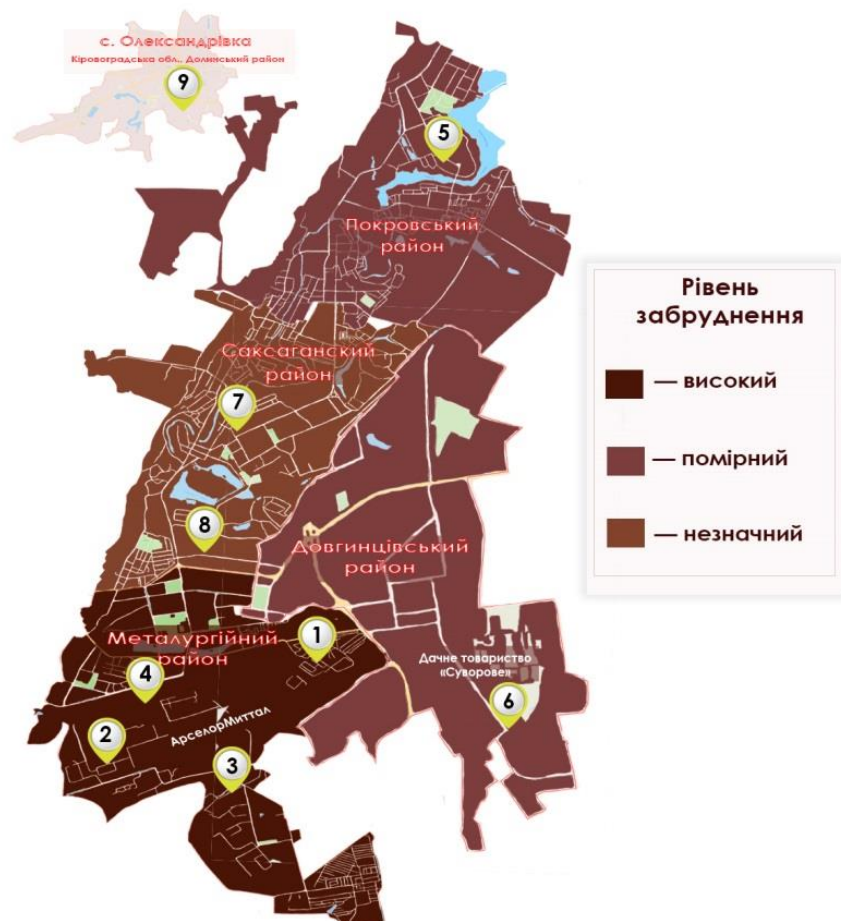


Рис. 2.1 Розташування дослідних ділянок

**Дослідна ділянка № 1.** Металургійний район, ПАТ «АрселорМіттал Кривий Ріг». Газон у санітарно-захисній зоні доменної печі № 9. Загальне проективне покриття травостою – 85%. Ґрунтовий покрив представлений техноземами з умістом гумусу – 2,15 % і рН водної витяжки – 8,47.

**Дослідна ділянка № 2.** Металургійний район, газон поблизу прохідної до прокатних станів ПАТ «АрселорМіттал Кривий Ріг». Загальне проективне покриття травостою – 75%. Ґрунтовий покрив представлений техноземами з такою агрохімічною характеристикою: вміст гумусу – 2,35 %; рН водної витяжки – 8,67.

**Дослідна ділянка № 3.** Металургійний район, газон розташований біля вантажної прохідної ПАТ «Криворізький суриковий завод. Рельєф місцевості рівнинний. Загальне проективне покриття травостою – 80%. По краю ценозу відмічено дорослі дерева. Ґрунтовий покрив представлений техноземами з такою агрохімічною характеристикою: вміст гумусу – 1,45 %; рН водної витяжки – 8,44.

**Дослідна ділянка № 4.** Металургійний район, газон поблизу прохідної № 1 ПАТ «АрселорМіттал Кривий Ріг». Загальне проективне покриття травостою – 75%. Ґрунтовий покрив представлений техноземами з такою агрохімічною характеристикою: вміст гумусу – 2,25 %; рН водної витяжки – 8,74.

**Дослідна ділянка № 5.** Покровський район. Газон поблизу санітарно-захисної зони шахти Ювілейна ПАТ «Євраз Суха Балка» Загальне проективне покриття травостою – 50%. Ґрунтовий покрив представлений техноземами з такою агрохімічною характеристикою: вміст гумусу – 2,35 %; рН водної витяжки – 8,24.

**Дослідна ділянка № 6.** Довгинцевський район, дачне товариство «Суворове», яке розташоване на відстані до 2 км від джерела емісій ПАТ «Криворізький суриковий завод». Рельєф місцевості рівнинний. Загальне проективне покриття травостою – 65%. Ґрунтовий покрив представлений чорноземом звичайним малогумусним важкосуглинистим на лесоподібному





№ з\п	Родина	Види рослин	Дослідні ділянки								
			1	2	3	4	5	6	7	8	9
34	Fumariaceae	<i>Fumaria schleicheri</i>	+	+		+	+		+		
35	Rubiaceae	<i>Galium aparine</i>	+	+	+						+
36	Rubiaceae	<i>Galium humifusum</i>			+						
37	Rosaceae	<i>Geum urbanum</i>							+		
38	Apiaceae	<i>Heracleum sibiricum</i>	+								
39	Cannabaceae	<i>Humulus lupulus</i>					+				
40	Asteraceae	<i>Hieracium virosum</i>	+		+						
41	Lamiaceae	<i>Lamium amplexicaule</i>	+							+	+
42	Balsaminaceae	<i>Impatiens parviflora</i>			+						
43	Juglandaceae	<i>Juglans regia</i>			+						
44	Fabaceae	<i>Lathyrus tuberosus</i>	+	+						+	+
45	Fabaceae	<i>Lotus ucrainicus</i>		+							
46	Plantaginaceae	<i>Linaria biebersteinii</i>	+							+	
47	Apiaceae	<i>Levisticum officinale</i>					+				
48	Asteraceae	<i>Lactuca tatarica</i>								+	
49	Plantaginaceae	<i>Linaria genistifolia</i>	+								
50	Fabaceae	<i>Melilotus officinalis</i>	+			+					+
51	Fabaceae	<i>Medicago lupulina</i>		+			+			+	
52	Fabaceae	<i>Medicago sativa</i>						+		+	
53	Brassicaceae	<i>Microthlaspi perfoliatum</i>								+	+
54	Boraginaceae	<i>Nonea rossica</i>		+						+	
55	Asteraceae	<i>Onopordum acanthium</i>	+								+
56	Apiaceae	<i>Pastinaca sylvestris</i>			+						
57	Plantaginaceae	<i>Plantago lanceolata</i>		+		+		+		+	+
58	Poaceae	<i>Poa angustifolia</i>	+	+	+	+	+		+	+	+
59	Poaceae	<i>Poa bulbosa</i>				+		+	+	+	+
60	Poaceae	<i>Poa compressa</i>				+			+		+
61	Polygonaceae	<i>Polygonum aviculare</i>				+	+	+		+	+
62	Salicaceae	<i>Populus albidus</i>					+				



№ з\п	Родина	Види рослин	Дослідні ділянки									
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	
63	Salicaceae	<i>Populus alba</i>		+								
64	Salicaceae	<i>Populus nigra</i>		+								
65	Rosaceae	<i>Potentilla impolita</i>									+	
66	Salicaceae	<i>Populus deltoides</i>			+	+						+
67	Brassicaceae	<i>Reseda lutea</i>							+		+	
68	Rosaceae	<i>Rosa canina</i>				+						+
69	Rosaceae	<i>Rosa corymbifera</i>		+								
70	Brassicaceae	<i>Rorippa sylvestris</i>									+	
71	Polygonaceae	<i>Rumex confertus</i>							+			
72	Asteraceae	<i>Sonchus arvensis</i>		+				+				+
73	Asteraceae	<i>Senecio jacobaea</i>		+							+	+
74	Poaceae	<i>Setaria viridis</i>						+	+			+
75	Fabaceae	<i>Securigera varia</i>	+		+							
76	Asteraceae	<i>Senecio vernalis</i>	+	+	+							
77	Apiaceae	<i>Seseli tortuosum</i>	+									
78	Caryophyllaceae	<i>Stellaria media</i>		+		+				+		
79	Asteraceae	<i>Sonchus oleraceus</i>	+									
80	Asteraceae	<i>Tragopogon major</i>									+	
81	Asteraceae	<i>Taraxacum officinale</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
82	Asteraceae	<i>Tripleurospermum perforatum</i>										+
83	Fabaceae	<i>Trifolium repens</i>		+		+	+	+				+
84	Malvaceae	<i>Tilia cordata</i>		+		+						+
85	Brassicaceae	<i>Thlaspi perfoliatum</i>	+					+				
86	Ulmaceae	<i>Ulmus minor</i>	+									
87	Ulmaceae	<i>Ulmus pumila</i>	+	+	+						+	
88	Violaceae	<i>Viola hirta</i>	+			+				+		
89	Plantaginaceae	<i>Veronica dillenii</i>		+								
90	Fabaceae	<i>Vicia cracca</i>									+	
91	Fabaceae	<i>Vicia tenuifolia</i>		+								
	Загальна кількість видів		38	34	21	26	19	15	13	32	38	

В умовах Криворіжжя, з переважанням у складі промислових емісій викидів підприємств гірничо-металургійного комплексу, необхідно проводити дослідження з виявлення інформативних показників рослинних систем, які чутливо реагують на зміни а атмосферного забруднення. Саме чутливі реакції живих організмів, зокрема рослин, чітко реагують на негативні зміни в своєму

середовищі існування, що дозволить здійснювати біомоніторинг стану навколишнього середовища.

## 2.2 Об'єкт досліджень

Як модельний вид було обрано кульбабу лікарську *Taraxacum officinale* Wigg., оскільки ці рослини є одними з найпоширеніших в урбанофлорі міст степової частини України [24, 41]. *T. officinale* належить до родини Asteraceae Dumort. (Compositae Giseke), роду *Taraxacum* Wigg. [35]. Вид поліморфний, багато авторів розрізняють в його межах велику кількість апоміктичних різновидів меншого розміру, які втратили здатність до перехрестного запилення та існують в одних біотопах. Ряд авторів [1, 6, 34, 42] пропонують внутрішньовидові групи всередині *T. officinale* Wigg. називати біотипами або мікровидами. Особливо багато форм *T. officinale* описано в Скандинавських країнах і Північній Європі [35, 36]. Виділення численних форм свідчить про високу внутрішньовидову мінливість *T. officinale*.

*T. officinale* – рослина заввишки 10-40 см, багаторічний трав'янистий стрижнекореневий факультативний полікарпик з симподіальною системою галуження вегетативних пагонів [35].

При основі надземного пагона є невелика плагіотропна частина, яка функціонує як кореневище. Надземне стебло коротке, з рубцями від опалих листків, занурене в ґрунт або підстилку. Пагони трьох типів: вегетативні розеткові, напіврозеткові, генеративні, що позбавлені асимілюючих листків і складаються з однієї квітконосної стрілки [41]. Листки (до 20 см завдовжки) у прикореневій розетці, численні, притиснуті до ґрунту або висхідні, листорозміщення спіральне [1]

Квітконосні пагони видовжені, ортотропні, не галузяться, досягають у висоту від 5 до 80 см [43]. Стебла квіток безлисті, порожнисті, зверху павутинясті, закінчуються поодинокими кошиками. Кошики великі (20-25 мм завдовжки, 7-10 м і заввишки) з дзвоникуватою багаторядною обгорткою,

зовнішні листочки якої відігнуті донизу. Квітколоже голе, усі квітки язичкові, яскраво-жовті або світло-жовті, рідко червонуваті. Тичинок п'ять, маточка одна, стовпчик один з дволопатевою приймочкою, зав'язь нижня. Квітує у травні-липні; сім'яники дозрівають приблизно через місяць після початку цвітіння. Нерідко спостерігається повторне цвітіння та плодоношення впродовж усього літа.

Плід – світла веретеноподібна циліндрична сім'янка зверху гострозубчаста, з багаторядним білуватим чубком. Довжина 3,7 – 4,3 мм, ширина 0,9 – 1,1 мм, товщина 0,5 – 0,7 мм. Вага 1000 сім'янок від 0,2 до 1,17 г [27]. Число хромосом для морфологічних форм відрізняється не тільки різними хромосомними типами, але й всередині одного типу [24]. *T. officinale* є триплоїдом, має 24 хромосоми,  $2n - 16$  [27, 33].

Експериментально встановлено, що насіння кульбаби не має періоду спокою і проростає відразу після осипання, при цьому схожість досягає 75-95%. При низькій температурі зберігання схожість насіння не змінюється впродовж 10 років [23]. Загальна тривалість онтогенезу становить 10-20 років, включаючи тривалість життя вегетативних нащадків.

Насіннєве розмноження у *T. officinale* – основний спосіб самопідтримки популяції. Спеціалізованих органів вегетативного розмноження у рослин немає, але корінь характеризується високою здатністю до регенерації [1].

*T. officinale* – еутроф і мезофіт. Особливо рясно трапляється в місцях з порушеною природною рослинністю на слабо задернованих ґрунтах. Рослина має євроазіатський тип ареалу. Центр поширення роду – Західні Гімалаї, де вона з'явилася в крейдяний період [22]. Вид широко поширений на всій території Північної півкулі до арктичних областей, майже у всій Європі, значній частині Азії, винятком є Індія, Китай; Африка, Австралія та Північна і Південна Америка [4].

### 2.3 Методи досліджень

Визначення впливу важких металів на ріст і розвиток *T. officinale*, вивчення деяких фізіолого-біохімічних процесів, репродуктивної біології виду проводили з використанням наступних методик.

Відбір ґрунтових проб для визначення вмісту важких металів та буферної здатності проводили згідно ДСТУ 4287:2004. Метод базується на окисненні карбону гумусових речовин до  $\text{CO}_2$  0,4Н розчином біхромату калію ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ) у сірчаній кислоті, розбавленій  $\text{H}_2\text{O}$  у пропорції 1:1. Вміст рухомих форм важких металів (амонійно-ацетатна витяжка рН 4,8) у ґрунті оцінювали за загальноприйнятими методами [21] на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С115 .....(Україна). За отриманими даними розраховували коефіцієнт транслокації [37, 39].

$$K_{mp} = \frac{C_{ep}}{C_n}, \text{ де}$$

$K_{tr}$  – коефіцієнт транслокації;  $C_{gr}$  – вмісту рухомих форм елемента в ґрунті;  $C_n$  – вміст елемента в листках (коренях).

Актуальну та обмінну кислотності ґрунтових витяжок вимірювали потенціометричним методом на лабораторному іонімірі рН–150М. Для визначення обмінної кислотності використовували 1,0 н. розчин КСІ [2]. Гумус аналізували за методом Тюріна в модифікації ЦІНАО [21].

Для вивчення взаємозв'язку в системі «ґрунт-рослина» відбирали рослинний матеріал (листки і корені) з 40-45 рослин на кожній пробній ділянці у першій декаді вересня. З поверхні зібраних листків другого порядку, кореневої розетки і коренів у лабораторних умовах дистильованою водою змивали залишки пилу і ґрунту. Потім здійснювали їх пробопідготовку для визначення вмісту важких металів із використанням методичних вказівок [37]. Іншу частину зібраного матеріалу заморожували в морозильній камері Nord при  $-19^\circ\text{C}$  для подальшого дослідження інтенсивності процесів пероксидного окиснення ліпідів та аналізу вмісту пігментів. Кількість продуктів, що реагують з тіобарбітуровою кислотою (ТБК-активних продуктів), визначали за В. С.

Камишніковим [15], вміст хлорофілів та каротиноїдів в екстракті диметилсульфоксиду за методикою A.R. Wellburn [44]. 10 мг рослинного матеріалу подрібнювали і додавали 2 мл диметилсульфоксиду, залишали на водяній бані 3 години при 67°C. Екстракцію закінчували коли матеріал ставав прозорий. Далі проводили спектрофотометричне вимірювання при довжині хвилі: 480, 649, 665 та 652 нм. Вміст пігментів розрахувати за наступними формулами:

$$C_a = 12,19 \times A_{655} - 3,45 \times A_{649}$$

$$C_b = 21,99 \times A_{649} - 5,32 \times A_{665}$$

$$C_{cor} = (1000 \times A_{480} - 2,14 \times C_a - 70,16 \times C_b) / 220$$

Для вивчення функціонального стану пилку *T. officinale* у період масового цвітіння (перша половина травня) на пробних ділянках відбирали зразки пилку, які фіксували в 70% розчині етанолу. Фертильність визначали в лабораторних умовах за гістохімічною реакцією з розчином Люголя [26]. Підрахунок числа фертильних і стерильних пилкових зерен з однієї квітки проводили в 10 полях зору. Продивлялися не менше 5000 пилкових зерен з використанням мікроскопу Мікромед-2.

Відсоток індукованого забруднення стерильного пилку оцінювали за різницею з умовним контролем.

Чутливість генеративної сфери *Taraxacum officinale* Wigg до рівня забруднення території визначали [40]:

- за індексом стерильності (ІС)

$$IC = \frac{C_{дд}}{C_{кд}}, \text{ де}$$

ІС – індекс стерильності; С<sub>дд</sub> – стерильні пилкові зерна дослідної ділянки; С<sub>кд</sub> – стерильні пилкові зерна контрольної ділянки.

Коефіцієнтом чутливості органів чоловічої репродукції (КЧ) за Е.Е. Ібрагімовою [29]

$$KЧ = \frac{\Phi П}{СП}, \text{ де}$$

КЧ – коефіцієнт чутливості, ФП – фертильний пилок, СП – стерильний пилок.

Палінотоксичний ефект (ПЕ) за модифікованою формулою І.Н. Лозановської [17]

$$ПЕ = \frac{M_0 - M_x}{M_0} \times 100\% , \text{ де}$$

ПЕ – палінотоксичний ефект,  $M_0$  – спонтанна стерильність репродуктивної системи рослин контрольної зони;  $M_x$  – показник величини індукованої стерильності рослин, які зростали у фітотоксичному середовищі.

Ступінь дефектності пилку аналізували згідно з методиками, запропонованими С. С. Хохловим із співавт. (1978) та М. А. Нечкіною, В. С. Журковою (1997). До нормальних відносили інтенсивно пофарбовані пилкові зерна відповідних розмірів. Тоді як до дефектних – дрібні або занадто великі пилкові зерна, слабо пофарбовані, а також зерна нормальних розмірів, але незабарвлені [27].

Ультраструктуру поверхні пилкових зерен вивчали в центрі електронної мікроскопії та мікроаналізу Інституту ботаніки ім.М.Г.Холодного НАН України на СЕМ JEOL (JSM – 6060LA, Японія). Препарати напилювали золотом товщиною 3-5 нм (напилювач FINE JFC – 1100) з урахуванням рекомендацій Н. С. Снігірьовської [30] і І. К. Ferguson [40].

Збір насіння проводився на кожній моніторинговій ділянці з 50 рослин після повного його визрівання (кінець травня, початок червня). Лабораторну схожість визначали шляхом пророщування 100 шт. сім'янок в 5 кратній повторності при  $t=30^\circ\text{C}$  з кожної дослідної ділянки. Пророслою вважали сім'янку, яка мала добре розвинений корінь, що дозволяє при сприятливих умовах росту сформувати нормальну рослину [23]. Морфометричні показники сім'янок (довжину і ширину) вимірювали під мікроскопом МБС – 10 за допомогою окуляр-мікрометра.

Вивчення рослинного покриву проводилося за загальноприйнятими методиками [22]. Доля видів у рослинних угрупованнях оцінювалася за шкалою Браун-Бланке [38, 42]: r – вид зустрічається одинично; + – вид має проективне

покриття до 1%; 1 – вид має проєктивне покриття від 1 до 5%; 2 – від 5 до 25%; 3 – від 25 до 50%; 4 – від 50 до 75%; 5 – вище 75%.

Назви судинних рослин наводяться за зведенням С.Л. Мосякіна та М.М. Федорончука [41] з деякими уточненнями за С.К. Черепановим [35].

Результати досліджень опрацьовували математично з використанням методів параметричної статистики на 95% рівні значущості [13].

#### Перелік посилань:

1. Аревшатян И. Г. Род *Taraxacum* (Asteraceae) в Армянской ССР / И. Г. Аревшатян // Ботан. журн. - 1984. - Т. 69, № 40. - С. 1379-1384.
2. Аринушкина Е. В. Руководство по химическому анализу почв / Е. В. Аринушкина. – Москва : изд-во МГУ, 1970. – 488 с.
3. Алисов Б.П. Климат СССР (учебное пособие для ВУЗов). / Б.П.Алисов — М.:МГУ, 1956. – 125с.
4. Александрова В.Д. Изучение смен растительного покрова / В.Д. Александрова // Полевая геоботаника. – Т.3. – М.-Л.: Из-во АН СССР, 1964. – С.300–407.
5. Бельгард А.Л. К вопросу об экологическом анализе и структуре фитоценозов в степи // А. Л. Бельгард / Вопросы биоэкологической диагностики лесных биогеоценозов Присамарья. – Д.: ДГУ, 1980. – С. 11 – 42.
6. Грант В. Видообразование у растений / В. Грант. — М. : Мир, 1984. — 528 с.
7. Гришко В. М. Вміст різних за рухомістю форм важких металів в едафотобах, що зазнають техногенного впливу / В. М. Гришко, О. В. Сищикова, О. В. Данильчук // Вісник Дніпропетровського університету. Серія «Біологія. Екологія». – Дніпропетровськ, 2001. – Вип. 10, т. 1. – С. 181–185.
8. Добровольский И. А. Вопросы фитоиндикации и мониторинг загрязнения атмосферного воздуха с помощью древесных растений / И. А. Добровольский, Н. В. Гаевая, В. В. Шанда // Мониторинговые исследования лесных экосистем степной зоны, их охрана и рациональное использование. – Днепропетровск, 1988. – С. 62–68.

9. Добровольский И. А. Некоторые закономерности распределения железа в техногенных ландшафтах Кривбасса / И. А. Добровольский, Н. Н. Цветкова, Л. К. Баранова // Мониторинговые исследования лесных экосистем степной зоны, их охрана и рациональное использование. – Днепропетровск, 1988. – С. 69–72.
10. Досвід комплексної оцінки та картографування факторів техногенного впливу на природне середовище міст Кривого Рогу та Дніпродзержинська / І. Д. Багрій, А. М. Білоус, Ю. Г. Вілкул [та ін.]. – Київ : Фенікс, 2000. – 110 с.
11. ДСТУ ISO 6879-2003 Якість повітря. Характеристики і настанови щодо вимірювання якості повітря (ISO 6879:1995, IDT)
12. Екологічний паспорт Дніпропетровської області (Затверджений Головою Дніпропетровської обласної державної адміністрації В.М.Резниченко 23 червня 2016 р.) [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [http://www.menr.gov.ua/docs/protection1/dnipropetrovska/Dnipropetrovska\\_ekopasp\\_ort\\_2015.pdf](http://www.menr.gov.ua/docs/protection1/dnipropetrovska/Dnipropetrovska_ekopasp_ort_2015.pdf)
13. Єгоршин О.О. Математичне планування польових дослідів та статистична обробка експериментальних даних // О.О. Єгоршин, М.В. Лісовий. – Харків: ННЦ Інститут ґрунтознавства та агрохімії УААН, 2005. – 194с.
14. Иванов Н.Н. Показатель биологической эффективности климата // Изв. Всесоюз. геогр. об-ва. – 1962. – Т. 94. – Вып. 1. – С. 65-70.
15. Камышников В.С. Справочник по клинико-биохимической лабораторной диагностике. – Т 2. – Минск: Беларусь, 2000. – 207 с.
16. Кучеревський В.В., Шоль Г.Н. Анотований конспект урбанofлори Кривого Рогу. — Кривий Ріг: І.В.І., 2003. — 52 с.
17. Лозановская И.Н. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении / И.Н. Лозановская, Д.С. Орлов, Л.К. Садовникова – М.: Высш. школа, 1998. – 287 с.
18. Малахов Г. М. Геолого-экологические исследования почв Кривбасса и прилегающих районов / Г. М. Малахов, И. Д. Маяков, В. А. Храпцов и др. //



Металлургическая и горнорудная промышленность. Экология и охрана труда. – 2000. – № 3. – С. 101–103.

19. Малахов Г. М. Исследование степени загрязнения почвы Криворожского региона вредными выбросами промышленных предприятий / Г. М. Малахов, И. Д. Маяков, В. А. Храпцов и др. // *Металлургическая и горнорудная промышленность. Экология и охрана труда.* – 1999. – № 6. – С. 97–101.

20. Малахов І. М. Техногенез у геологічному середовищі / І. М. Малахов. – Кривий Ріг : ОКТАН-ПРИНТ, 2003. – 252 с.

21. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. – Москва : ЦИНАО, 1992. – 53 с.

22. Миркин Б.М. Теоретические основы современной фитоценологии / Б. М. Миркин. – М.: Наука, 1985. – 136 с.

23. Международные правила определения качества семян // под. ред. И.Г. Леурды: М. : Колос, 1969. – 182с.

24. Миркин Б. М., Наумова Л. Г. Соломещ А. И. Современная наука о растительности / Б. М. Миркин, Л. Г. Наумова, А. И. Соломещ // М.: Логос, 2001. – С. 68.

25. Нечкина М. А. Способ биоиндикации мутагенов почвы / М. А. Нечкина, В. С. Журков // *Гигиена и санитария.* – 1997. – № 1. – С. 48-49

26. Паушева З. П. Практикум по цитологии растений: Специальность "Агрономия" / З. П. Паушева. – 4-е изд., перераб. и доп. – Москва: Агропромиздат, 1988 . – 271с.

27. Репродуктивные возможности растений в градиенте химического загрязнения среды / Т. В. Жуйкова [и др.] // *Экология.* – 2002. – № 6. – С. 431-436.

28. Свинко Й. М., Сивий М. Я. Геологія: Підручник / Й. М. Свинко, М. Я. Сивий // К.: Либідь, 2003. — 480 с.

29. Спосіб визначення толерантності вищих рослин до техногенного хімічного забруднення навколишнього середовища : пат. 21281 Україна: МПК

G01N 17/00, G01N 1/00 / Ібрагімова Е. Е., Балічієва Д. В. – u200608732; заявл. 04.08.2006; опубл. 15.03.2007, Бюл. № 3, 2007 р.

30. Снигиревская Н. С. Применение сканирующего электронного микроскопа в ботанике / Н.С. Снигиревская // Бот. журнал – Л.: Изд-во АН СССР. Всесоюзное ботаническое об-во, 1971. – Т. 56, № 4. – С. 549 – 558.

31. Травлєєв А.П. Програма кластера «Родючість ґрунтів» і виконання її окремого розділу «Лісова рекультивация порушених земель в умовах Західного Донбасу». / А.П. Травлєєв, В.М. Зверковський, Н.А. Білова, О.В. Котович, В.М. Вернигора // Питання степового лісознавства та лісової рекультивации земель. – Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара. Вип. 40. — Дніпропетровськ. Видавництво ДНУ, 2011. — С.3

32. Фізична географія Криворіжжя: монографічна навчальна книга / Под ред. В. Л. Козакова, О. О. Калініченко, В. В. Коцюрuba [та ін.] – Кривий Ріг: ТОВ «Центр-Принт», 2012. – 263 с.

33. Хромосомные числа цветковых растений / под ред. А. Л. Федорова. — Л. : Наука, 1969. — 927 с.

34. Хохлов С. С. Выявление апомиктических форм во флоре цветковых растений СССР : программа, методика, результаты / С. С. Хохлов, М. И. Зайцева, П. Г. Куприянов. - Саратов : Изд-во Саратов. ун-та, 1978. — 224 с.

35. Черепанов С.К. Сосудистые растения России и сопредельных государств (в пределах бывшего СССР) / С.К. Черепанов. – С.-П.: Мир и семья, 1995. – 992 с.

36. Юнатов А.А. Типы и содержание геоботанических исследований. Выбор пробных площадей и заложение экологических профилей // Полевая геоботаника. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1964. – Т. 3. – С. 9 –38.

37. Barman S.C., Sahu R.K., Bhargava S.K., [Chatterjee](#) C. Distribution of heavy metals in wheat, mustard and weed grains irrigated with industrial effluents // Bull. Environ. Conta. Toxicol. – 2000. 64, 4. – P. 489 – 496.

38. Braun-Blanquet J. Pflanzensociologie. 3 Aufl. –Wien, 1964. – 865 S.

39. Gupta S., Nayek S., Saha R.N. and Satpati. Assessment of heavy metal accumulation in macrophyte, agricultural soil and crop plants adjacent to discharge zone of sponge iron factory // *J. of Environ. Geol.* – 2008. – **55** (4). – P. 731 – 739.
40. Ferguson I.K. Pollen morphology in the genus *Saxifraga* and its taxonomic significance / I.K. Ferguson // *Bot. Journ. Linn. Soc. D.A. Webb.* – 1970. – P. 63 – 69.
41. Mosyakin S.L. Vascular plants of Ukraine: A nomenclatural checklist / S.L. Mosyakin, M.M. Fedoronchuk. – Kiev, 1999. 346 pp.
42. Mirkin B.M., Ermakov N.B. The history of Braun-Blanquet approach application and the modern state of syntaxonomy in Russia // *Braun-Blanquetia. Recueil de travaux de geobotanique / Review of geobotanical monographs.* – 2010. – Vol. 46. – P. 47–54.
43. Nilsson H. Totale Invertierung der microtypen eines minimiareals von-*Taraxacum officinalis* / H. Nilsson // *Hereditas.* — 1947. — Vol. 33, № 1/2.
44. Wellburn A.R. The spectral determination of chlorophylls a and b, as well as total carotenoids, using various solvents of different resolution II *g.Plant Physiol* – 1994 - 144 – p. 307 – 313.
45. Wierzbicka M. Lead in apoplast of *Allium cepa* L. root tips – ultrastructural studies. *Plant Sci*, 1998, vol. 133, pp. 105-119.
46. Wierzbicka M., Obidzinska J. The Effect of Lead on Seed Imbibition and Germination in Different Plant Species. *Plant Sci*, 1998, vol. 137, pp. 155-171.

### РОЗДІЛ 3

## ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА РОСЛИННОГО ПОКРИВУ ТА ЕДАФОТОПІЧНИХ УМОВ ТЕХНОГЕННИХ ЕКОТОПІВ КРИВОРІЗЬКОГО УРБОПРОМИСЛОВОГО КОМПЛЕКСУ

### 3.1. Екологічні особливості антропо-трансформованих рослинних угруповань промислових зон м. Кривий Ріг

Діяльність промислових підприємств призводить до деградації біогеоценотичного покриву або докорінної його трансформації. Особливо гострий вплив на стан рослинного покриву й довкілля мають гірничо-металургійні підприємства, яких на території міста Кривий Ріг переважна більшість [17, 19, 21, 22]. Постійне нарощування потужностей гірничо-видобувних підприємств, орієнтованих на видобування з надр лише одного заліза, призвело до утворення відвалів і хвостосховищ, які розміщуються на великих площах, раніше зайнятих родючими землями. У хвостосховищах знаходиться близько 2,5 млрд. т шламів, які займають площу 7,1 тис. га.

Через певні фізико-хімічні та фізичні властивості породи й субстратів у межах зазначених техногенних екотопів ці ділянки не підлягають використанню під забудову чи сільськогосподарське освоєння, а демутація рослинного покриву відбувається шляхом самозаростання. Зважаючи на вищезазначене, одним із завдань досліджень було проведення аналізу участі різних видів рослин, їх екологічних груп у процесі перебігу природної демутації рослинного покриву техногенних екотопів Криворізького урбопромислового комплексу.

Рослинний покрив на території м. Кривий Ріг визначається наступними чинниками [10, 11, 15]:

- 1) відторгненням родючих земель під гірничі відводи (копальні, кар'єри, шахти, відвали, шламосховища і т. д.);
- 2) порушенням природних гідрогеологічних режимів підземних і поверхневих водотоків, зневодненням великих територій, підтопленням

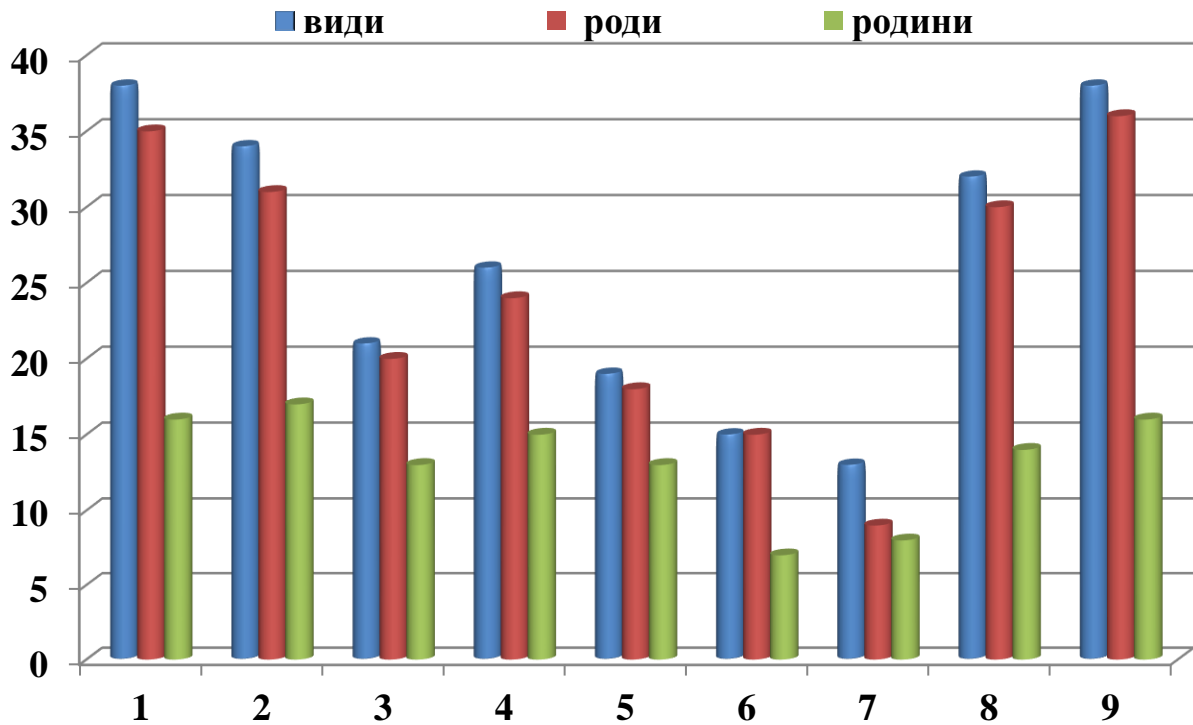
великих площ, засоленням ґрунтів, погіршенням якості питних, ґрунтових і відкачуваних вод та ін.;

3) запиленням, загазованістю повітряного басейну і потраплянням у сферу життя людини (у води, ґрунти, повітря) шкідливих хімічних сполук важких металів, сірки, азоту, вуглеводню, оксидів заліза, кремнію та ін.

Таксономічна структура віддзеркалює умови формування рослинного покриву. У складі рослинних угруповань дослідних ділянок виявлено 91 вид, що належить до 77 родів та 26 родин (Додаток 5; рис. 3.1). В угрупованнях рослин переважають види родини Asteraceae – *Achillea millefolium* L., *Ambrosia artemisiifolia* L., *Artemisia absinthium* L., *Hieracium virosum* L., *Senecio vernalis* L., *Taraxacum officinale* Wigg., *Tripleurospermum perforatum* (L.) W.D.J. Koch, частка яких у загальному проективному покритті становить від 20 до 90%.

Високий рівень трапляння (80-100%) мають види *Achillea millefolium* L. (Asteraceae), *Artemisia absinthium* L. (Asteraceae), *Taraxacum officinale* Wigg. (Asteraceae), *Tripleurospermum perforatum* (L.) W.D.J. Koch (Asteraceae), *Capsella bursa-pastoris* L. (Brassicaceae), *Cardaria draba* L. (Brassicaceae), *Convolvulus arvensis* L. (Convolvulaceae), *Lathyrus tuberosus* L. (Fabaceae), *Trifolium repens* L. (Fabaceae), *Fumaria schleicheri* L. (Fumariaceae), *Plantago lanceolata* L. (Plantaginaceae), *Elytrigia repens* L. (Poaceae), *Poa angustifolia* L. (Poaceae), *Poa bulbosa* L. (Poaceae).

Склад родин, що присутні на всіх обстежених ділянках та мають найбільшу кількість видів є таким: Asteraceae, Fabaceae, Brassicaceae, Poaceae, Rosaceae, Apiaceae, Plantaginaceae, Salicaceae. Майже половина родин (12) представлена 1 видом і трапляється лише на деяких ділянках. Крім трав'янистих видів, виявлено також деревні та кущові види - *Armeniaca vulgaris* Lam., *Rosa canina* L. (Rosaceae) та *Ulmus minor* Mill. (Ulmaceae), *Acer negundo* L. (Aceraceae). Як правило, деревні та кущові види розташовані по краю ценозу, не численні та не здійснюють значного її затінення.



**Рис. 3.1.** Узагальнений таксономічний склад рослинних угруповань дослідних ділянок: по вісі ординат – кількість таксонів

Найбільш чисельні за видовим складом наступні дослідні ділянки (рис. 3.1): 1 – 38 видів (41,8% від загальної кількості видів), які відносяться до 35 родів (45,5%) та 16 родин (61,54%); 2 – 34 види (37,4%), які відносяться до 31 роду (40,3%) та 17 родин (65,4%); 8 – 32 види (41,7%), які відносяться до 30 родів (38,9%) та 14 родин (53,9%). Майже однаковий видовий склад має ділянка контролю з ділянкою 1, яка розташована на території з високим рівнем забруднення (рис. 3.1). Різниця полягає в кількості родів, яких на один більше представлено на ділянці 9.

Найменш чисельними за кількістю таксонів виявилися ділянки, які розташовані на території незначного та помірного рівня забруднення (рис. 3.1). Так на ділянці 7 зафіксовано 13 видів (14,3%), які відносяться до 9 родів (11,7%) та 8 родин (30,8%); на ділянці 6 зафіксовано 15 видів (16,5%), які відносяться до 15 родів (19,5%) та 7 родин (26,9%); на ділянці 5 виявлено 19 видів (20,9%), які відносяться до 18 родів (23,9%) та 13 родин (50%).

Структура угруповань, на відміну від виду, є більш сталою характеристикою. З метою її визначення застосовують показник складності таксономічної структури. В. М. Шмідт (Шмідт, 1984) запропонував визначати три показники: розподіл родів за кількістю видів, розподіл родин за кількістю видів, розподіл родин за кількістю родів. Флористичні пропорції характеризують видове та родове різноманіття в різних відділах судинних рослин.

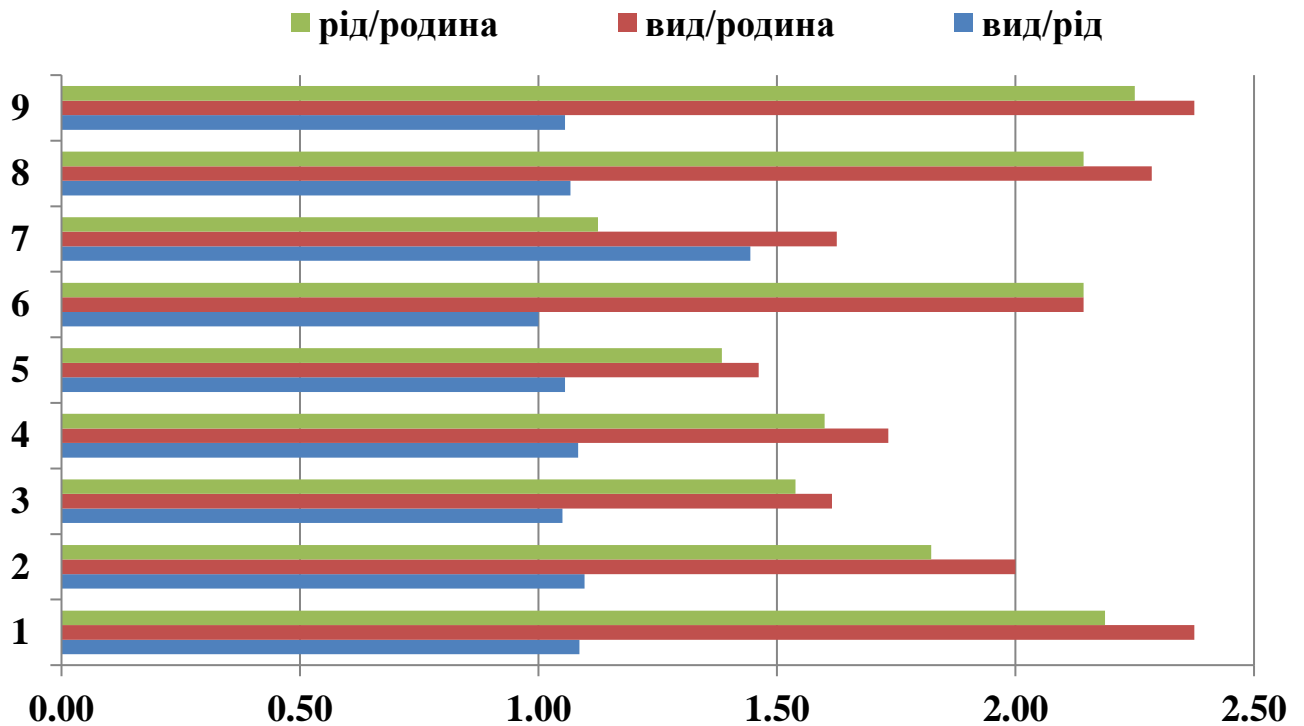
Аналіз співвідношення таксонів на дослідних ділянках виявив, що середня насиченість родини видами збільшується від 1,46 (ділянка 5) до 2,38 (ділянки 1 та 9) (табл. 3.1, рис. 3.2). За співвідношенням родів до родин для рослинних угруповань дослідних ділянок спостерігається наступна тенденція: від 1,13 (ділянка 7) до 2,25 (ділянка 9). Насиченість родів видами становить відповідно від 1,00 (ділянка 6) до 1,44 (ділянка 7).

Таблиця 3.1

**Флористичні пропорції рослинних угруповань дослідних ділянок**

Таксони	Д о с л і д н і д і л я н к и								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Вид/рід	1,09	1,10	1,05	1,08	1,06	1,00	1,44	1,07	1,06
Вид/родина	2,38	2,00	1,62	1,73	1,46	2,14	1,63	2,29	2,38
Рід/родина	2,19	1,82	1,54	1,60	1,38	2,14	1,13	2,14	2,25

Спостерігаємо, що ділянка 7, яка знаходиться на території зони незначного забруднення, має найвищий показник таксономічних пропорцій вид/рід та найнижчий рід/родина, що свідчить про незначну кількість видів та родин і високу варіативність родів (табл. 3.1, рис. 3.2).



**Рис. 3.2. Флористична насиченість рослинних угруповань дослідних ділянок**

Отримані дані по ділянці 6, яка знаходиться на території помірного рівня забруднення, свідчать про однакову кількість видів та родів в рослинному угрупованні. Ці дані вплинули на інші таксономічні співвідношення, які мають також однакове значення (2,14 для співвідношень вид/родина та рід/родина) (табл. 3.1, рис. 3.2).

Оскільки ділянки 1 та 9 подібні за флористичною характеристикою, то показники співвідношень вид/родина у них також схожі і мають найвищі значення, що свідчить про насиченість рослинних угруповань різноманітними видами рослин (табл. 3.1, рис. 3.2). Також для ділянки 9 спостерігається високе значення співвідношень рід/родина (2,25), що свідчить про значне різноманіття родів в родинях.

Спільні риси морфології, будови, розміщення в просторі, а також певна відмінність екологічних умов обумовлюють існування на ділянках з різним рівнем забруднення рослинності, флористична подібність якої (в частках одиниці) змінюється від 0,08 (ділянки 1 – 6) до 0,46 (ділянки 4 – 9) (табл. 3.2).



**Коефіцієнт флористичної подібності Жаккара для дослідних ділянок**

№ ділянки	Кількість видів, шт	Дослідні ділянки								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
		Число видів, що співпадає, шт								
1	38	х	17	14	12	8	4	5	9	21
2	34	0,31	х	11	17	7	6	5	11	19
3	21	0,35	0,25	х	8	4	3	3	7	9
4	26	0,30	0,40	0,21	х	6	8	8	11	20
5	19	0,16	0,15	0,11	0,15	х	5	4	6	10
6	15	0,08	0,14	0,09	0,24	0,17	х	3	8	11
7	13	0,11	0,12	0,10	0,26	0,14	0,12	х	4	5
8	32	0,15	0,20	0,15	0,23	0,13	0,21	0,10	х	16
9	38	0,38	0,36	0,18	0,45	0,21	0,26	0,11	0,30	х

Аналіз подібності видового складу дослідних ділянок, розташованих в різних зонах забруднення, виявив значні коливання коефіцієнту Жаккара (частка від 1) – найменші значення виявлено для ділянок 6 – 1 та 6 – 3, які знаходяться в зонах високого (ділянки 1, 3) та незначного (ділянка 6) рівня забруднення (табл. 3.2). На нашу думку це зумовлено специфічними відмінностями умов проростання рослин, адже ділянки 1 і 3 розташовані в зоні впливу підприємств (близько 100 м), а ділянка 6 знаходиться на відстані понад 500 м від підприємства.

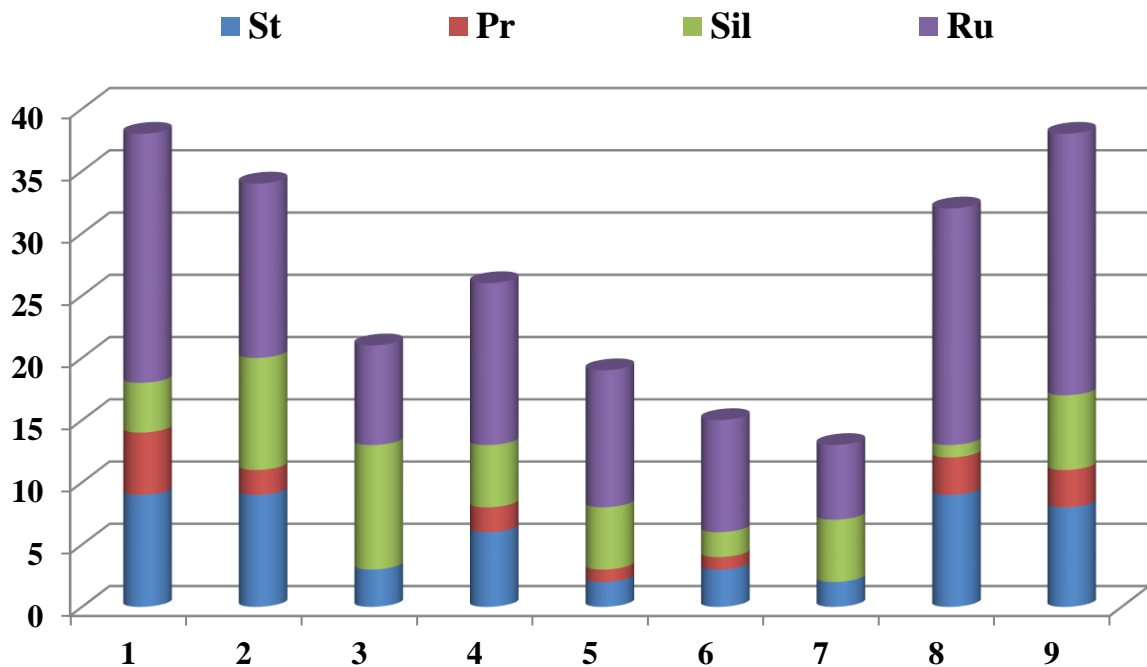
Фіксуємо найвище значення коефіцієнта Жаккара виявлено для ділянок 4 – 2 (зона високого рівня забруднення) та 4 – 9 (зона високого рівня забруднення і контроль) (табл. 3.2). Флористична подібність контрольної ділянки із ділянкою високого рівня забруднення зумовлена, на нашу думку, певними адаптаційними процесами у рослин, що дозволяють їм пристосовуватись та виживати при значному забрудненні.

Загалом більшу подібність має рослинність ділянок високого рівня забруднення із ділянкою контролю аніж рослинність ділянок помірною та незначного рівня із контролем або із високим рівнем. На нашу думку рослинні угруповання на ділянках незначного та помірною рівня проходять процеси

становлення та пристосування, що відображується в їх кількісному та якісному складі.

Екологічна характеристика рослинності дослідних ділянок за системою екоморф О.Л. Бельгарда виявила переважання певних екоморф та особливості в їхньому розміщенні (табл. 3.3, рис. 3.3).

Аналізуючи спектри ценоморф, відмічаємо, що панівне положення за кількістю належить рудерантам (51,27% від загальної кількості видів на ділянках) та степантам (21,61%) (рис. 3.3).



**Рисунок 3.3. Ценоморфи рослин дослідних ділянок**

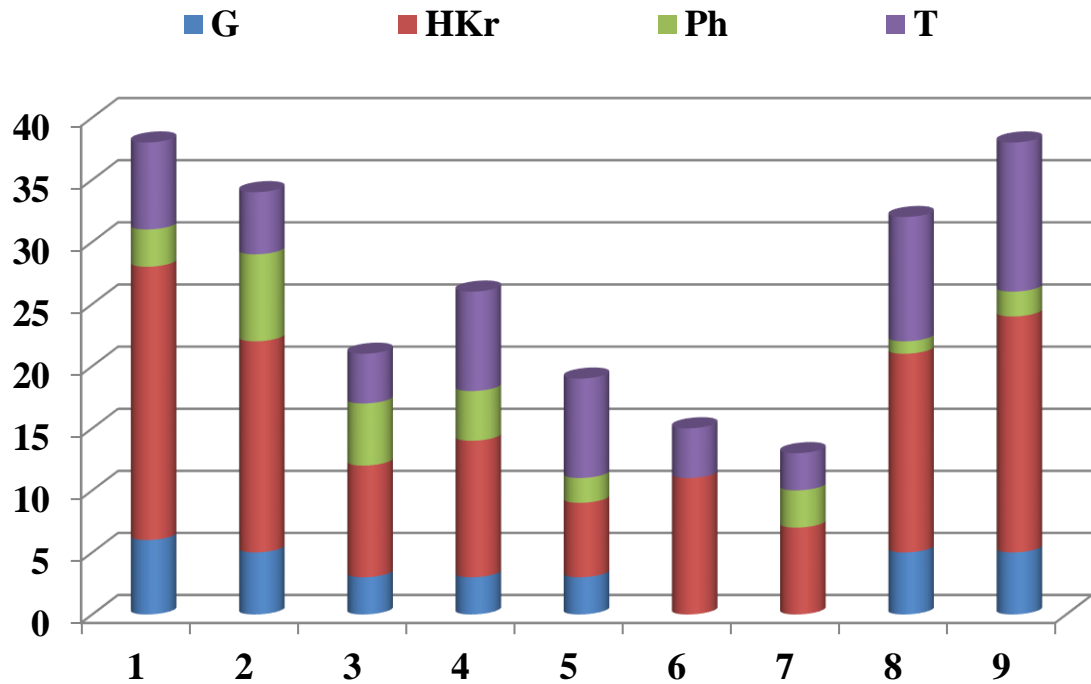
Якщо розглядати в розрізі дослідних ділянок, то фіксуємо, що на ділянках високого рівня забруднення (1 – 4) також домінують рудеранти та степанти, окрім ділянки 3, де значно переважають сільванти (47,6%). На ділянках незначного та помірного рівнів (5 – 8) спостерігається незначна кількість видів рослин, які належать до степантів (від 10% до 20%), винятком є ділянка 8, на якій відсоток зазначеної групи рослин сягає 28,1%. Чисельність пратантів є найменшою серед ценоморф (від 5,9% до 13,2%). На ділянках 3 та 7 цієї групи рослин зовсім не зустрічається (рис. 3.3, табл. 3.3).

Таблиця 3.3

Порівняльна характеристика кількості та трапляння екоморф на дослідних ділянках

коморфи		ДІЛЯНКИ																	
		1		2		3		4		5		6		7		8		9	
		абс. к-ть, шт.	% до заг.к-ті	абс. . к- ть, шт.	% до заг.к- ті	абс. к- ть, шт.	% до заг.к- ті	абс. к-ть, шт.	% до заг.к- ті	абс. к-ть, шт.	% до заг.к- ті	абс. . к- ть, шт.	% до заг.к- ті	абс. к-ть, шт.	% до заг.к- ті	абс. к-ть, шт.	% до заг.к- ті	абс. . к- ть, шт.	% до заг.к- ті
Цено-	St	9	23,7	9	26,5	3	14,39	6	23,1	2	10,5	3	20,0	2	15,4	9	28,1	8	21,1
	Pr	5	13,2	2	5,9	0	0,0	2	7,7	1	5,3	1	6,7	0	0,0	3	9,4	3	7,9
	Sil	4	10,5	9	26,5	10	47,6	5	19,2	5	26,3	2	13,3	5	38,5	1	3,1	6	15,8
	Ru	20	52,6	14	41,2	8	38,1	13	50,0	11	57,9	9	60,0	6	46,2	19	59,4	21	55,2
Кліма-	G	6	15,8	5	14,7	3	14,3	3	11,5	3	15,8	0	0,0	0	0,0	5	15,6	5	13,1
	HKr	22	57,9	17	50,0	9	42,9	11	42,3	6	31,6	11	73,3	7	53,9	16	50,0	19	50,0
	Ph	3	7,9	7	20,6	5	23,8	4	15,4	2	10,5	0	0,0	3	23,1	1	3,1	2	5,3
	T	7	18,4	5	14,7	4	19,1	8	30,8	8	42,1	4	26,7	3	23,0	10	31,3	12	31,6
Гігро-	Ks	3	7,89	2	5,9	2	9,52	2	7,69	0	0,00	0	0,00	0	0,00	4	12,5	1	2,63
	KsMs	19	50,00	20	58,8	11	52,38	14	53,9	10	52,63	8	53,3	8	61,5	15	46,9	20	52,63
	Ms	3	7,89	5	14,7	2	9,52	2	7,69	4	21,05	2	13,3	3	23,1	2	6,25	5	13,16
	MsKs	13	34,2	7	20,6	6	28,6	8	30,8	5	26,3	5	33,3	2	15,4	11	34,4	12	31,6
Геліо-	He	24	63,2	20	58,8	9	42,7	12	46,1	9	47,4	9	60,0	3	23,1	21	65,6	23	60,5
	ScHe	13	34,2	13	38,2	11	52,4	13	50,0	10	52,6	6	40,0	9	69,2	10	31,3	15	39,5
	HeSc	1	2,6	1	2,9	1	4,8	1	3,9	0	0,0	0	0,0	1	7,7	1	3,1	0	0,0
Трофо-	MgTr	8	21,1	7	20,6	4	19,0	3	11,5	2	10,5	6	40,0	2	15,4	6	18,8	9	23,7
	MsTr	22	57,9	21	61,8	13	61,9	19	73,1	13	68,4	6	40,0	8	61,5	19	59,4	22	57,9
	OgTr	8	21,0	6	17,6	4	19,0	4	15,4	4	21,1	3	20,0	3	23,1	7	21,8	7	18,4

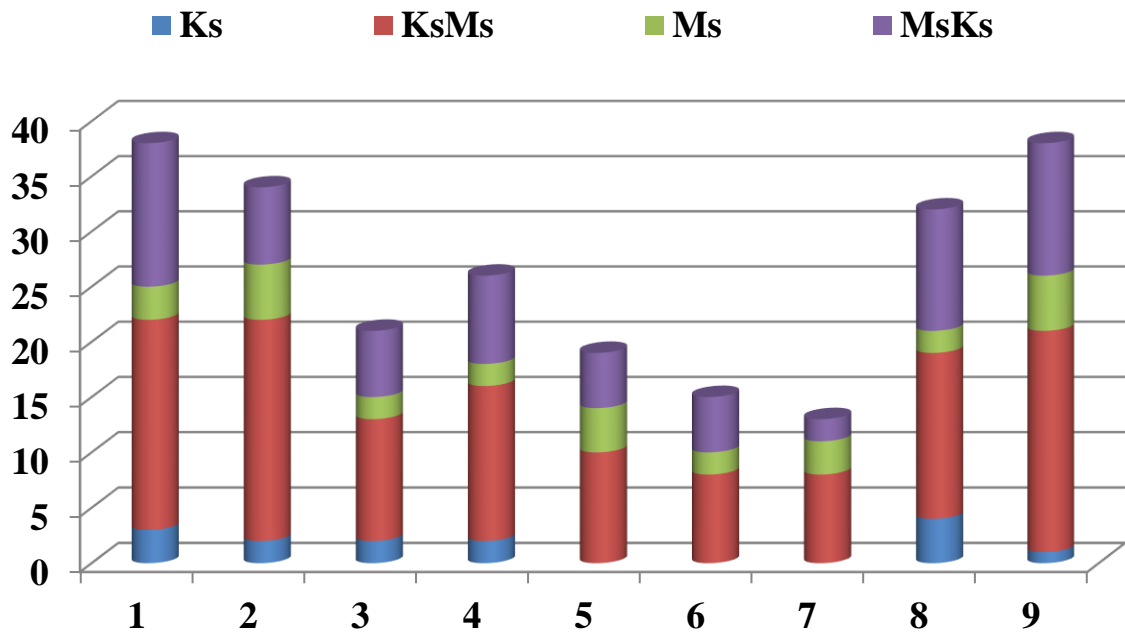
Кліматорфічний спектр виявив кількісне переважання у складі рослинних угруповань гемікриптофітів (50% від загальної кількості видів) і терофітів (25,9%), фанерофітів і хамефітів – найменша кількість по 11,4% та 12,7% відповідно (табл. 3.3, рис. 3.4).



**Рис. 3.4. Кліматорфи рослин дослідних ділянок  
(життєві форми рослин за Раункієром)**

Слід відмітити, що ділянка 6 незначного рівня забруднення представлена рослинами лише двох груп, а саме гемікриптофітами та терофітами, а на ділянці 7 помірного рівня забруднення відсутні хамефіти. Загалом на всіх ділянках переважають рослини, які початку несприятливого періоду або відмирають до рівня ґрунту або переживають несприятливий сезон виключно у вигляді насіння. На нашу думку, це один із дієвих фізіологічних механізмів збереження та збільшення чисельності витового складу на ділянках.

Аналізуючи спектри гігморф, відмічаємо панівну роль перехідних форм від ксерофітів до мезофітів та навпаки. Найчисельнішими за кількістю є ксеромезофіти, вони представлені майже 53% від загальної кількості рослин та мезоксерофіти, які налічують 29,4% (табл. 3.3, рис. 3.4).

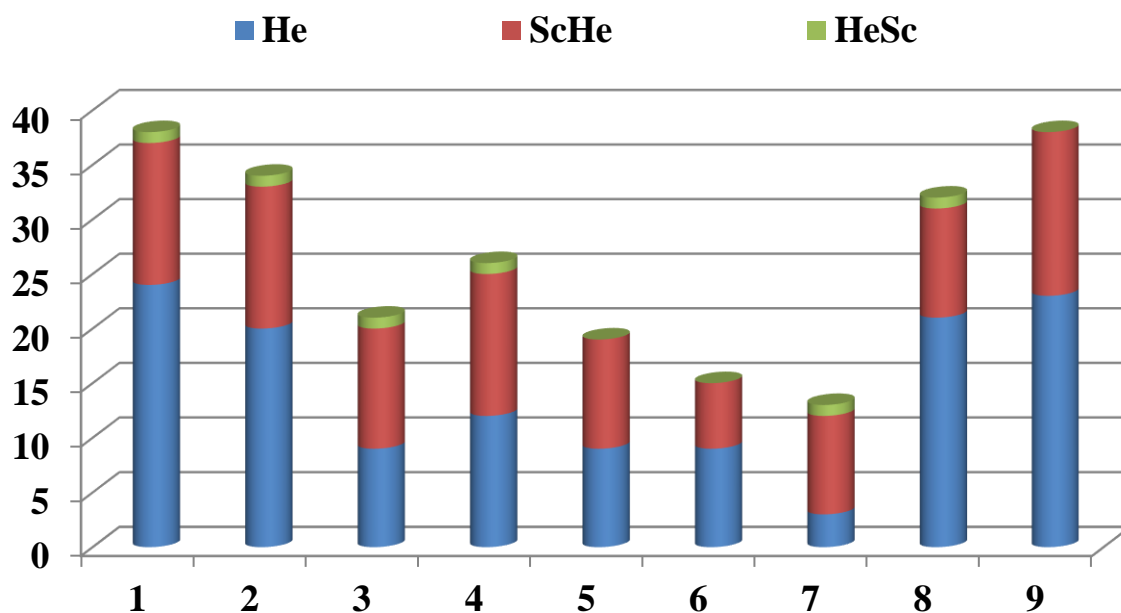


**Рис. 3.5. Гігморфи рослин дослідних ділянок**

На ділянках 5 – 7 відсутні такі групи рослин як ксерофіти, а мезофіти представлені незначною кількістю (13% – 23%) (рис.3.5). Рівень зволоження в умовах ландшафтно-техногенних систем є вагомим фактором. Екологічний спектр рослинності дослідних ділянок різних рівнів забруднення свідчить про відсутність суворої вимоги до наявності води та більшість рослин не вибаглива до зволоження ґрунту. Переважання перехідних форм видового складу рослин дослідних ділянок за водним режимом у складі рослинних угруповань свідчить про пристосованість рослин.

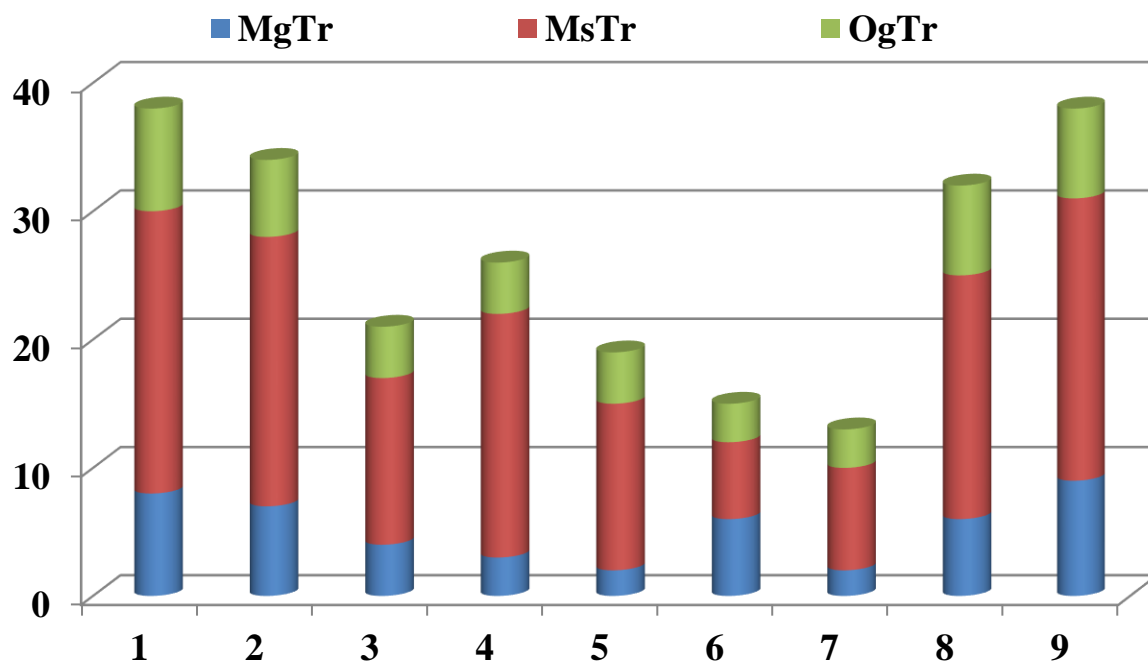
Чисельність геліофітів (55,0% від загальної кількості видів) є найбільшою серед геліоморф всіх дослідних ділянок (табл. 3.3, рис. 3.6).

Необхідно відмітити, що на всіх дослідних ділянках відсутні сціофіти, які потребують від 1/3 повного освітлення. Наявність перехідних форм свідчить про часткову вимогу до освітлення. Хоча серед перехідних форм переважають сціогеліофіти (42,3%), а геліосціофіти представлені незначною кількістю – 2,5% (рис. 3.6).



**Рис. 3.6. Геліоморфи рослин дослідних ділянок**

Серед трофоморф найчисельнішими є мезотрофи (60,6% від загальної кількості видів), а мегатрофи і оліготроф представлені в рівній кількості, а саме по 19% (табл. 3.3, рис. 3.7).



**Рис. 3.7. Трофоморфи рослин дослідних ділянок**

Таким чином, найчисельнішими екоморфами у складі фітоценозів дослідних ділянок з різним рівнем забруднення, є рудеранти, гемікриптофіти, ксеромезофіти, геліофіти і мезотрофи. Стабільною присутністю вирізняються степанти, сільванти, терофіти, мезофіти, мегатрофи та оліготрофи. Отже, аналіз розподілу видів в екологічних спектрах угруповань вказує на їх подібність, що свідчить про відносно однотипні умови проростання рослин в техногенних екотопах.

### **3.2 Рівень забруднення ґрунтів сполуками важких металів та специфіка функціонування деяких компонентів буферних бар'єрів в техногенних едафотобах**

Ґрунт розглядається у деяких системах як компонент біогеоценозу в більш широкому сенсі, ніж загально прийнято, враховуючи не тільки властивості основних ґрунтових горизонтів, але й ґрунтових вод (якщо вони беруть участь у біогеоценотичних процесах), а також підстилаючих порід. Згідно В. М. Сукачева (1975) такий підхід відповідає поняттю едафічних умов [9].

Сучасне гірничо-металургійне виробництво є потужним джерелом надходження в навколишнє середовище важких металів. Саме едафотоба поряд із рослинами є активними акцепторами більшості елементів і їх сполук. В залежності від ландшафтно-геохімічних особливостей вони зазнають низку хімічних перетворень, які підсилюють чи послаблюють рухомість, елементів переважна більшість з яких акумулюється у верхньому гумусовому горизонті.

Акумулюючись в едафотобах, важкі метали засвоюються рослинами та в подальшому здатні до міграції трофічними ланцюгами. Разом з тим, деякі рослини досить стійкі до забруднення ґрунтів і можуть використовуватись як біоіндикатори [1, 3, 8, 12, 23].

Характерною рисою ґрунту є те, що це не ординарне природне середовище, а складна екологічна система з колосальною кількістю зв'язків між біоценотичними компонентами. В основі цих зв'язків лежить матеріально-

енергетичний обмін, що обумовлює процеси функціонування і розвитку ґрунту. Ґрунт формується в результаті складної взаємодії фізичних, хімічних, біологічних процесів, що відображають дію факторів ґрунтоутворення та впливають на властивості ґрунту у відповідності фактори ґрунтоутворення – процеси ґрунтоутворення – властивості ґрунту. Ґрунт є екосистемою, що відзеркалює у своїх властивостях біоекологічні умови його формування і розвитку.

### 3.2.1. Вміст важких металів в зоні умовного контролю

Згідно сучасного ґрунтового районування території України ділянка умовного контролю на території с. Олександрівки Кіровоградської області, Долинського району розташована в степовій зоні в підзоні північного степу. Ґрунтовий покрив представлений чорноземами звичайними середньогумусними та середньопотужними [1]. Отримані результати дослідження вмісту рухомих та валових форм важких металів в ґрунтах ділянки умовного контролю наведено в таблиці 3.4 [3, 6].

Таблиця 3.4

#### Уміст рухомих форм важких металів в ґрунтах умовного контролю, мг/кг

Важкі метали	% до його валового вмісту	Статистичні параметри			
		min	max	$M \pm m$	V%
I клас небезпеки					
Pb	5,3	0,45	1,40	$0,82 \pm 0,04$	16,99
Cd	33,8	0,14	0,38	$0,26 \pm 0,04$	24,06
Zn	10,5	14,16	18,27	$16,17 \pm 0,44$	18,27
II клас небезпеки					
Ni	6,1	1,58	2,06	$1,44 \pm 0,03$	14,26
Cu	18,7	0,40	0,06	$0,56 \pm 0,06$	18,41

Примітка: min – мінімальне значення; max – максимальне значення; M – середнє значення вибірки; m – абсолютна похибка середнього значення; V% - коефіцієнт варіації.

Виявлено, що в ґрунтах контрольної ділянки серед металів I класу небезпеки найбільший вміст характерний для Zn, концентрація якого сягає



16,17 мг/кг. Вміст Pb у 7,5 разів менший і становить 0,82 мг/кг, Cd – у 23 рази, відповідно – 0,26 мг/кг. Серед металів другого класу небезпеки домінує Ni, концентрація якого становить 2,06 мг/кг. Кількість міді знаходиться в межах 0,56 мг/кг.

У науковій літературі неодноразово розглядалось питання вмісту важких металів різної форми рухомості в локальних фонових ділянках. [18, 19, 20]. Тому ми вирішили узагальнити дані по м. Кривий Ріг саме по вмісту рухомих форм у межах локальних фонових ділянок. Відмічено в південній та південно – східній частині (напрямо віддалення від промислових підприємств) пляма із перевищенням вмісту плумбуму в порівнянні із ГДК у 2 – 2,5 рази. Вміст *цинку* на даній території зафіксовано в межах 120 – 150 мг/кг ґрунту, що приблизно в п'ять разів перевищує нормативні показники.

На плакорі балки Північна Червона та чорноземах Криворізького ботанічного саду не зафіксовано перевищень рухомих форм важких металів у порівнянні із ГДК [21, 22]. Для локальних фонових ділянок «Північ», «Південь», «Пойма» максимальні концентрації рухомих форм зафіксовано для Fe – 660 – 1840 мг/кг. Інші метали мають менший вміст: на порядок Mn – 100 – 330 мг/кг, на два порядки – Zn 11,14 мг/кг, Ni 15,32 мг/кг, на три порядки Cu 2,21 мг/кг, Pb 0,72 – 4,88 мг/кг, на чотири – Cd 0,11 – 0,9 мг/кг.

### *3.2.2. Вміст важких металів в ґрунтах промислової зони м. Кривий Ріг*

Відповідно до сучасних методичних підходів, оцінка вмісту важких металів в ґрунтах промислових регіонів здійснюється шляхом порівняння виявлених концентрацій з: а) зі значеннями ГДК (гігієнічна оцінка); б) з локальним фоновим рівнем (екологічна оцінка) [1].

Гігієнічна оцінка. Аналіз отриманих результатів показав, що ґрунти промислової зони Металургійного району характеризуються найбільшим рівнем забруднення важкими металами. Так, вміст Cd, Zn до 2,5 разів перевищують значення ГДК; Pb – у 4,8 рази; Cu – у 22 рази (табл. 3.5). В

грунтах Покровського району виявлені незначні перевищення концентрацій ГДК до 1, 5 раз за Pb (табл.3.5).

Ґрунти Саксаганського району характеризуються рівнем рухомих форм важких металів, який знаходиться на рівні ГДК. Винятком у даному випадку є Pb, кількість якого у 1,1 – 1,6 рази вища за ГДК (табл. 3.5).

Екологічна оцінка. Як і в попередньому аналізі ґрунти промислової зони Металургійного району виявилися найбільш забрудненими. З'ясовано, що вміст Pb у 3,7 рази вищий значень регіонального фону; Cd – у 13 – 47 разів; Cu – у 185 разів (табл. 3.5).

Таблиця 3.5

**Уміст рухомих форм важких металів у промислових зонах  
м. Кривий Ріг, мг/кг**

Район	Статистичні параметри	Важкі метали				
		І клас небезпеки			ІІ клас небезпеки	
		Pb	Cd	Zn	Ni	Cu
Покровський	M±m	6,86±0,17	0,36±0,01	32,23±0,74	1,58±0,07	5,63±1,46
	V%	22,55	23,41	83,67	22,52	118,15
Металургійний	M±m	19,63±0,33	10,78±0,14	46,28±0,47	6,40±0,16	15,81±0,44
	V%	8,30	45,73	18,38	28,04	54,03
Саксаганський	M±m	6,17±0,12	1,09±0,01	17,72±1,18	4,13±0,07	1,34±0,04
	V%	13,30	16,62	37,38	14,52	29,17
Довгинцевський	M±m	2,66±0,47	0,32±0,09	6,06±0,76	0,56±0,08	0,34±0,07
	V%	50,20	77,47	35,56	39,62	59,91
ГДК		6	0,7	23	4	3

Примітка: М – середнє значення вибірки; m – абсолютна похибка середнього значення; V% - коефіцієнт варіації

Ґрунти Покровського району характеризуються середнім рівнем забруднення. Так, вміст Pb, Cd, Ni у 1,1 – 1,8 рази вищий фонових; Cu – 2,4 – 7,7 разів; Zn – 12 – 15 разів (табл. 3.6).

Результати досліджень показали, що ґрунти Саксаганського району найменш забруднені важкими металами. Рівні перевищення фонових значень таких металів як плумбум, кадмій знаходяться в межах 1,1 – 1,7 разів. Винятком є Zn, перевищення якого в 6 – 7 разів від фонових значень.

Серед важких металів із гігієнічної точки зору найбільш небезпечним є Pb. Для даного елемента встановлено перевищення значень ГДК для всіх районів міста. Вміст Cd, Ni, Zn, Cu в ґрунтах промислової зони значно нижчий від значень ГДК. Винятком є лише ґрунти Металургійного району.

З екологічної точки зору, найбільш небезпечними металами є Cu та Zn. Так, вміст Zn у 6 – 45 разів вищий за фонові значення, вміст Cu у 3 – 185 разів. При цьому слід зазначити, що накопичення Zn виявлене у всіх районах міста, Cu лише у Покровському, Металургійному районах.

Проведене обстеження ґрунтового покриву експериментальних дослідних ділянок щодо вмісту валових та рухомих форм важких металів показало підвищення їх концентрації в едафотобах промислових майданчиків підприємств (табл. 3.6) [3, 4]. Дослідження рухомих форм важких металів для ділянок з високим та помірним рівнем забруднення дозволили розмістити елементи за зростанням концентрації: Cd<Ni<Cu<Pb<Zn. Але зафіксована незначна різниця в накопиченні кадмію та нікелю на дослідній ділянці 3. Для пробних ділянок незначного рівня та умовного контролю ряд накопичення важких металів у ґрунтах виглядає наступним чином: Cd<Cu<Pb<Ni<Zn. (табл. 3.6).

Аналізуючи отримані результати вмісту рухомих форм важких металів та їх відсоток до валового вмісту в ґрунтах міста, можна констатувати, що відсотковий вміст Zn пропорційно зростає від 10,5% в умовному контролі до 25,5% для територій з високим вмістом забруднення (табл. 3.6). При цьому відсоток до контролю на рівні 10,5 однаковий для території з помірним рівнем забруднення, хоча вміст рухомої форми достовірно відрізняється від контролю .

Для дослідної ділянки 8 спостерігається високий відсоток вмісту валової форми для всіх елементів окрім Cu, при цьому вміст рухомої форми достовірно відрізняється від контролю (табл. 3.6).

Відсоток перевищення *купруму* та *нікелю* для територій з високим рівнем забруднення приблизно однаковий як валової форми так і рухомої. Натомість для територій помірного та незначного забруднення вміст цих же елементів суттєво різниться.

Таблиця 3.6

**Уміст рухомих форм та їх відсоткове співвідношення до валових форм важких металів у ґрунті дослідних ділянок, мг/кг**

Рівень забруднення	Дослідні ділянки	Ni	Cu	Zn	Pb	Cd
Високий	1	$\frac{10,93 \pm 0,05^*}{80,6\%}$	$\frac{6,36 \pm 0,05^*}{15,5\%}$	$\frac{39,49 \pm 1,42^*}{55,1\%}$	$\frac{15,05 \pm 0,05^*}{13,1\%}$	$\frac{2,52 \pm 0,15^*}{35,4\%}$
	2	$\frac{6,62 \pm 0,18^*}{21,9\%}$	$\frac{18,01 \pm 0,55^*}{17,6\%}$	$\frac{98,24 \pm 16,61^*}{14,5\%}$	$\frac{19,88 \pm 0,24^*}{14,6\%}$	$\frac{8,11 \pm 0,19^*}{64,9\%}$
	3	$\frac{8,39 \pm 0,22^*}{24,5\%}$	$\frac{20,64 \pm 0,73^*}{15,8\%}$	$\frac{63,92 \pm 0,49^*}{25,5\%}$	$\frac{26,13 \pm 0,31^*}{15,0\%}$	$\frac{12,17 \pm 0,20^*}{42,6\%}$
	4	$\frac{6,87 \pm 0,02^*}{63,3\%}$	$\frac{6,38 \pm 0,22^*}{22,3\%}$	$\frac{34,01 \pm 2,67^*}{15,8\%}$	$\frac{25,5 \pm 0,60^*}{26,0\%}$	$\frac{1,65 \pm 0,16^*}{38,8\%}$
Помірний	5	$\frac{6,82 \pm 0,32^*}{39,9\%}$	$\frac{1,62 \pm 0,02^*}{9,5\%}$	$\frac{33,23 \pm 0,38^*}{21,3\%}$	$\frac{6,89 \pm 0,91^*}{25,3\%}$	$\frac{0,35 \pm 0,01}{31,8\%}$
	6	$\frac{2,29 \pm 0,11}{18,6\%}$	$\frac{2,84 \pm 0,70^*}{14,6\%}$	$\frac{20,58 \pm 2,67^*}{10,45\%}$	$\frac{3,37 \pm 0,88^*}{5,9\%}$	$\frac{0,23 \pm 0,17^*}{14,3\%}$
Незначний	7	$\frac{4,34 \pm 0,17^*}{41,7\%}$	$\frac{1,26 \pm 0,06^*}{13,9\%}$	$\frac{16,66 \pm 0,90^*}{25,9\%}$	$\frac{6,88 \pm 0,59^*}{22,4\%}$	$\frac{0,15 \pm 0,01^*}{27,8\%}$
	8	$\frac{4,58 \pm 0,08^*}{31,6\%}$	$\frac{1,37 \pm 0,12^*}{9,4\%}$	$\frac{40,32 \pm 3,36^*}{33,1\%}$	$\frac{2,47 \pm 0,65^*}{12,3\%}$	$\frac{0,17 \pm 0,01^*}{23,9\%}$

Примітка: чисельник – середня величина вмісту рухомих форм ВМ в ґрунтах; знаменник – відсоток кількості рухомих форм до валових; \* - різниця достовірна з контролем.

У результаті проведеного ґрунтового-геохімічного обстеження встановлено значний рівень забруднення ґрунтів майже на всій території міста. Найвищий рівень акумуляції металів спостерігався у зонах дії промислових емісій підприємств металургійного комплексу.

Питанням забруднення ґрунтів Криворіжжя важкими металами різної форми рухливості займалися такі вчені як І. М. Малахов, В. М. Савосько, В. М. Гришко, В. О. Гапон, які з'ясували загальні аспекти сучасного стану ґрунтів [7, 33, 94, 122]. Однак до цього часу недостатньо висвітлене питання вмісту важких металів в ґрунтах міської агломерації в залежності від таких буферних властивостей як кислотність ґрунтового розчину та кількість органічної речовини. Адже висока чутливість та уразливість ґрунтового покриву зумовлена їх обмеженою буферністю. Тому чим нижчі зазначені показники ґрунту, тим більшу небезпеку становляють забруднюючі речовини, зокрема важкі метали [123].

### *3.2.3. Специфіка функціонування буферних бар'єрів в техногенних едафотопях*

За літературними даними буферні властивості істотним чином впливають на рівень концентрації важких металів як в едафотопях, так і рослинному покриві, який також виступає потужним біогеохімічним бар'єром [40]. Між концентрацією металів у ґрунті та їх поглинанням коренями рослин, як правило, існує пряма лінійна залежність. Це положення свідчить про те, що не запас важких металів у ґрунті, а їх водорозчинні форми (рухомі) визначають доступність елементів для рослин.

За результатами досліджень в ґрунтах Металургійного району виявлено найбільший вміст органічної речовини, яка знаходиться в межах  $3,29 \pm 0,36\%$  (табл. 3.7). Виявлено, що даний показник коливається в межах від  $2,01 \pm 0,41\%$  в Саксаганському районі до  $2,45 \pm 0,56\%$  у Тернівському районі (табл. 3.7). Відповідно до сучасних наукових даних, така кількість органічної речовини є типовою для ґрунтів даної місцевості [2, 5].

Таблиця 3.7.

**Показники вмісту гумусу в ґрунтах м. Кривий Ріг**

Адміністративний район міста	Гумус, %			
	min	max	M±m	V, %
Покровський	0,99	3,06	2,20±0,31	39,33
Саксаганський	1,23	2,84	2,01±0,41	40,86
Металургійний	1,90	3,95	3,29±0,36	24,61
Довгинцевський	0,84	3,44	2,32±0,56	48,70
Умовний контроль	2,10	3,10	2,67±0,27	43,71

Показники актуальної кислотності знаходяться в межах рН-8,1-8,55. Так, для Саксаганського району рН=8,44, що є найменшим значенням для районів, в яких знаходяться дослідні ділянки а для Довгинцевського району рН=8,55, відповідно найвищим (табл. 3.8)

Таблиця 3.8

**Показники кислотності ґрунтів м. Кривий Ріг**

Назва району	Кислотність, рН							
	актуальна				обмінна			
	Min	Max	M±m	V,%	Min	Max	M±m	V,%
Покровський	7,42	9,27	8,47±0,19	6,37	6,62	7,94	7,58±0,16	5,79
Саксаганський	8,19	8,80	8,44±0,13	3,09	7,67	8,27	7,89±0,14	3,47
Металургійний	8,23	8,65	8,46±0,07	1,87	7,50	7,76	7,66±0,05	1,39
Довгинцевський	8,24	8,95	8,55±0,15	3,50	7,60	8,09	7,77±0,11	2,85
Умовний контроль	8,31	8,87	8,48±0,17	2,07	7,48	7,78	7,67±0,18	1,56

\*Min – мінімальне значення; Max – максимальне значення; M – середнє значення вибірки; m – абсолютна похибка середнього значення; V% - коефіцієнт варіації

Обмінна кислотність має також лужні показники, які коливаються від рН=7,58 у Покровському районі до рН=7,89 у Саксаганському районі.

Таким чином, ґрунти міста мають лужну реакцію, яка зафіксована як для актуальної, так і для обмінної кислотності.

Стан ґрунту, як усякого природного середовища, визначається набором фізико-хімічних параметрів, що його характеризують та набором функціональних і структурних параметрів, що дають уявлення про стан біоти. Внаслідок надзвичайно складної взаємодії забруднюючих речовин із ґрунтом і розмаїтістю реакцій з боку біотичної та абіотичної складової ґрунту на забруднення, практично важко виділити тільки один показник, що відповідає усім вимогам діагностики. Саме тому, зважаючи на отримані нами результати вмісту різних форм важких металів та деяких буферних характеристик ґрунту, в подальшому доцільно розглядати транслокаційні коефіцієнти, на прикладі синантропних видів рослин, з метою встановлення показників, які найбільш актуально характеризують спроможність ґрунту, до самоочищення та зниження токсичності забруднюючих речовин.

#### Висновки по розділу

1. У складі рослинних угруповань дослідних ділянок виявлено 91 вид, які належать до 77 родів та 26 родин. Найбільш часто зустрічаються представники таких родин, як Asteraceae, Fabaceae, Brassicaceae, Poaceae, Rosaceae, Apiaceae, Plantaginaceae, Salicaceae. Видова насиченість рослинних угруповань варіює від 13 до 38 видів. За флористичним складом угруповання дослідних ділянок з різним рівнем забруднення є гомогенними, що свідчить про високий рівень толерантності до забруднення рослин, які формують рослинний покрив в Криворізькому урбопромисловому комплексі.

2. Основу рослинних угруповань Криворізького урбопромислового комплексу створюють рудеранти (51,27% від загальної кількості видів) та степанти (21,61%). У складі рослинних угруповань переважають гемікриптофіти (50% від загальної кількості видів) і терофіти (25,9%). У аспекті преференцій до водного режиму найчисельнішими є ксеромезофіти (53% від

загальної кількості рослин) та мезоксерофіти (29,4%). В угрупованнях домінують геліофіти (55,0%) та мезотрофи (60,6%).

3. Незначний рівень забруднення супроводжується значними підвищенням вмісту в ґрунті таких важких металів, як Ni, Cu, Zn, Pb. Статистично вірогідне підвищення вмісту кадмію відбувається при помірному та більш значних рівнях забруднення. Подальше збільшення вмісту міді також маркує помірний рівень забруднення. Значне перевищення валового вмісту важких металів у ґрунті, особливо Cu, Zn, Pb та Cd є особливістю високого рівня забруднення.

4. Вже незначний рівень забруднення позначається на рухливості важких металів, що проявляється у збільшенні частки рухомих форм, особливо це стосується Ni, Cu, Zn, Pb. Суттєве збільшення рухливих форм відбувається при високому рівні забруднення, що найбільшою мірою проявляється для Ni та Cd.

#### **Основні публікації дисертанта за матеріалами розділу:**

1. Сіліч (Комарова) І. О. Вміст важких металів у рекреаційних та промислових зонах Криворіжжя // Ґрунтознавство: науковий журнал. – Дніпропетровський національний університет, 2013. – Випуск 14, № 3–4. – С. 35–42.
2. Сіліч (Комарова) І. О. Буферні властивості ґрунтів як показник забруднення важкими металами едафотопів Криворізької урбоєкосистеми / Агроєкологічний журнал: науково – теоретичний журнал НААН інститут агроєкології і природокористування, 2015. – Вип. 4. – С. 65 – 69.
3. Сіліч (Комарова) І. О., Кузьменко В. Г. Моніторинг стану едафотопу м. Кривий Ріг (на прикладі двох районів міста) / Рослини та урбанізація // Матеріали третьої міжнародної науково-практичної конференції (Дніпропетровськ, 19–20 березня 2013р.). – Дніпропетровськ: ТОВ ТВГ «Куніца», 2013. – С. 19 – 21.
4. Сіліч (Комарова) І. О. Кузьменко В. Г. Залежність фітотоксичності ґрунту від його буферних властивостей // Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування: Матеріали 3-го



Міжнародного конгресу (Львів, 17 – 19 вересня 2014 року). – ЛНУ, 2014. – с. 32 – 33. (*Здобувачем проведено експериментальну роботу, аналіз та обговорення результатів досліджень*).

5. Комарова І.О. Регіональні особливості накопичення рухомих форм важких металів у ґрунтах на території м. Кривий Ріг / Біологія та екологія ґрунтів // Матеріали наукової конференції (14-16 жовтня 2015 р. м. Львів), - Львів, 2015. – С. 75 – 77.

6. Комарова І. О. Фітотоксична оцінка стану едафотопу Криворізької урбоекосистеми / Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства // Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції (24-25 березня 2016р. м. Тернопіль). – Тернопіль: Крок, 2016. – С. 89 – 91.

#### Перелік посилань:

1. Алексеева Т. М. Стан ґрунтового покриву як індикатор екологічної небезпеки / Т. М. Алексеева, Л. А. Безденежных, Т. Ф. Козловская // Екологічна безпека. – 2011. – Вип. 1/2011 (10). – С. 65–70.

2. Ачасова А. Просторова неоднорідність вмісту важких металів у ґрунті / А. Ачасова // Вісник аграрної науки. – 2003. – № 3. – С. 77–78.

3. Важкі метали: надходження в ґрунти, транслокація у рослинах та екологічна небезпека / В. М. Гришко, Д. В. Сишиков, О. М. Піскова [та ін.]. – Донецьк : Донбас, 2012. – 302 с.

4. Васильева Л. И. Формы тяжелых металлов в почвах урбанизованных и заповедных территорий / Л. И. Васильева, В. Б. Кадацкий // Геохимия. – 1998. – № 4. – С. 426–429.

5. Визначення токсичності дії важких металів і кислотності на рослини ріпаку як факторів впливу субстратів ґрунту породних відвалів / В. Баранов, С. Бешлей, С. Ващук та ін. // Біологічні Студії / Studia Biologica. – 2011. – Т. 5, № 1. – С. 17–24.

6. Гапон В. А. Особенности загрязнения территории санитарно-защитной зоны металлургического комбината тяжелыми металлами техногенного происхождения / В. А. Гапон // Довкілля та здоров'я. – 2000. – № 3. – С. 25.
7. Глазовская М. А. Методологические основы оценки экологогеохимической устойчивости почв к техногенным воздействиям / М. А. Глазовская. – Москва : изд-во Моск. ун-та, 1997. – 102 с.
8. Глухов О. З. Фітоіндикація металопресингу в антропогенно трансформованому середовищі / О. З. Глухов, А. Л. Сафонов, Н. А. Хижняк. – Донецьк : Норд-Пресс, 2006. – 360 с.
9. Добровольский В. В. География микроэлементов. Глобальное рассеяние / В. В. Добровольский. – Москва : Мысль, 1983. – 272 с.
10. Добровольский И. А. Некоторые закономерности распределения железа в техногенных ландшафтах Кривбасса / И. А. Добровольский, Н. Н. Цветкова, Л. К. Баранова // Мониторинговые исследования лесных экосистем степной зоны, их охрана и рациональное использование. – Днепропетровск, 1988. – С. 69–72.
11. Досвід комплексної оцінки та картографування факторів техногенного впливу на природне середовище міст Кривого Рогу та Дніпродзержинська / І. Д. Багрій, А. М. Білоус, Ю. Г. Вілкул [та ін.]. – Київ : Фенікс, 2000. – 110 с.
12. Дубова О. В. Антропогенна трансформація фітоценозів в умовах забруднення довкілля викидами металургійного підприємства / О. Дубова, О. Войтович // Вісник Запорізького державного університету. – 2001. – № 1. – С. 1–5.
13. Жовинский Э. Я. Геохимия тяжелых металлов в почвах Украины / Э. Я. Жовинский, И. В. Кураева. – Киев : Наукова думка, 2002. – 213 с.
14. Ильин В. Б. Оценка буферности почв по отношению к тяжелым металлам / В. Б. Ильин // Агрехимия. – 1995. – № 10. – С. 109–113.
15. Малахов Г. М. Геолого-экологические исследования почв Кривбасса и прилегающих районов / Г. М. Малахов, И. Д. Маяков, В. А. Храпцов и др. //

Металлургическая и горнорудная промышленность. Экология и охрана труда. – 2000. – № 3. – С. 101–103.

16. Малахов Г. М. Исследование степени загрязнения почвы Криворожского региона вредными выбросами промышленных предприятий / Г. М. Малахов, И. Д. Маяков, В. А. Храпцов и др. // *Металлургическая и горнорудная промышленность. Экология и охрана труда.* – 1999. – № 6. – С. 97–101.

17. Малахов І. М. Техногенез у геологічному середовищі / І. М. Малахов. – Кривий Ріг : ОКТАН-ПРИНТ, 2003. – 252 с.

18. Особливості техногенного забруднення ґрунтів антропогенних ландшафтів кадмієм і свинцем / А. А. Шевченко, Е. А. Деркачов, Л. В. Григоренко, М. В. Дзяк // *Environment and Health.* – 2011. – № 4. – С. 19–22.

19. Перерва В. Г. Вміст, запаси та груповий склад гумусу в ґрунтах промділянки металургійного комбінату ВАТ «Міттал Стілл Кривий Ріг» / В. Г. Перерва, О. М. Сметана, В. В. Прилипко // Тематичний збірник Інституту екології Карпат НАН України «Наукові основи збереження біотичної різноманітності». – Львів, 2006. – Вип. 7. – С. 183–189.

20. Прасада М. Н. Микроэлементы в окружающей среде: биогеохимия, биотехнология и биоремедиация / М. Н. Прасада, К. С. Саджвана, Р. Найду. – Москва : ФИЗМАТЛИТ, 2009. – 816 с.

21. Савосько В. М. Содержание подвижных форм тяжелых металлов в почвах, прилегающих к Северному горнообогатительному комбинату (Кривбасс) // *Вісник Дніпропетровського університету. Серія «Біологія. Екологія».* – Дніпропетровськ, 2000. – Вип. 8, т. 2. – С. 64–69.

22. Савосько В. Н. Локальное фоновое содержание тяжелых металлов в почвах Криворожского железорудного региона / В. Н. Савосько // *Грунтознавство.* – 2009. – Т. 10, № 3–4. – С. 64–73.

23. Фітотестування як експрес-метод оцінки токсичності нафтозабруднених ґрунтів / М. Горон, Н. Джура, О. Романюк та ін. // *Вісник Львівського університету. Серія біологічна.* – Львів, 2012. – Вип. 58. – С.185–192.

24. Фоновий вміст мікроелементів у ґрунтах України / за ред. А. І. Фатєєва, Я. В. Пащенко. – Харків, 2003. – 117 с.

25. Яцух О. Вміст важких металів у ґрунтах територій, прилеглих до відвалів шахт «Червоноградська» та «Зарічна» / О. Яцух, В. Снітинський // Вісник Львівського національного аграрного університету. Серія «Агрономія». – 2010. – № 14. – С. 27–31.

## РОЗДІЛ 4

### АКУМУЛЯЦІЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ РОСЛИНАМИ *T. OFFICINALE* ЗА РІЗНОГО РІВНЯ ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ В СИСТЕМІ «ГРУНТ – РОСЛИНА»

Для вирішення багатьох наукових і практичних завдань в галузі екології та фізіології рослин необхідно розглядати ґрунт і рослину як систему, що об'єднується потоками хімічних елементів. Роботи, присвячені вивченню проблеми забруднення навколишнього середовища важкими металами, повинні базуватись на аналогічному підході. В даному випадку інтерес представляє не лише процес накопичення в ґрунті важких металів, а вплив цього процесу на живі організми.

Дослідження перерозподілу сполук важких металів у системі «ґрунт-рослина» неможливе без з'ясування особливостей подальшої їх транслокації та акумуляції в органах рослин. Вони накопичуються в поверхневому шарі ґрунтів і змінюють їх властивості, впродовж тривалого часу залишаються доступними для кореневого поглинання рослинами і активно включаються в процеси міграції по трофічних ланцюгах. При цьому едафотопи виступають активними акцепторами більшості елементів і їх сполук, оскільки однією із важливих функцій ґрунту є їх буферна здатність.

Щороку площі території з понаднормовими концентраціями важких металів у ґрунтах збільшуються, отже, проблема набуває загрозливого характеру і потребує запровадження сучасних і ефективних заходів ремедіації забрудненого середовища.

Проблема техногенних поллютантів у ґрунтах мала розвиток, зокрема, у працях Є.Г. Гончарука (1986, 1989), І.І. Назаренка (1981, 1997), які присвячені вивченню антропогенного впливу на едафотопи [7, 11]. Однак, як підкреслюється багатьма дослідниками [10, 15, 16, 19, 22], оцінка змін в екосистемах повинна носити комплексний характер, особливо при тривалому забрудненні біогеоценозів. Тому визначення особливостей накопичення важких

металів та їх транслокації у синантропних видів-індикаторів, зокрема *Taraxacum officinale* Wigg. в умовах Криворіжжя, є актуальними і своєчасними.

#### **4.1. Акумуляція важких металів у вегетативних органах *T. officinale***

Використання рослин для очистки повітря та ґрунтів дозволяє впродовж тривалого часу зменшувати рівень забруднення без застосування масштабних технологічних заходів.

Аналіз отриманих даних [1, 2, 3] показав, що в різних органах *T. officinale* за умов різного рівня атмосферного забруднення, накопичення токсикантів вище, ніж за умов контролю (табл. 4.1; 4.2). Винятком є лише накопичення коренями *купруму* на дослідних ділянках 4 та 8, де зафіксовано незначне зниження концентрації цього елемента в порівнянні із контролем. Необхідно зазначити, що ці дані є статистично недостовірними, як і результати, отримані на ділянці 6, хоча рівень накопичення *купруму* вищий, ніж у контролі (табл. 4.1). Аналогічна закономірність простежується відносно рослин, що розташовані на дослідній ділянці 8 (табл. 4.2). Таким чином, накопичення зазначеного елемента відбувається вибірково коренями та листковими пластинками.

На пробних ділянках з високим рівнем забруднення зафіксовано перевищення вмісту *купруму* в коренях рослин у 6 разів, на дослідних ділянках 5 та 7 у 1,5 рази (табл. 4.1). По накопиченню зазначеного елемента листковими пластинами спостерігається інша тенденція. Максимальне перевищення концентрації у 36 разів зафіксовано на ділянці 2. Показники вмісту *купруму* в листках з інших ділянок характеризуються меншим рівнем поглинання, а саме: рослини із 1 та 3 ділянок – в 14,5 рази та в 4 рази на ділянці 4 (табл. 4.2).

Подібні тенденції до накопичення *купруму* зберігаються і на майданчиках з помірним та незначним рівнем забруднення (табл. 4.2). Таким чином, найвищий рівень накопичення листковими пластинками *купруму* зафіксований на дослідній ділянці 2.

Отримана залежність може бути пов'язана з особливостями виробництва, оскільки на всіх інших ділянках спостерігались подібні тенденції до накопичення *купруму*.

Порівнюючи дані щодо розподілу *нікелю* в органах рослин встановлено, що більш активне його накопичення відбувалось коренями (табл. 4.1). Зафіксовано чітку закономірність збільшення елемента до 3 разів на ділянках з високим рівнем. Найбільший вміст Ni спостерігали в коренях рослин, що зростають на дослідній ділянці 3 (в 4 рази у порівнянні із контролем). На ділянках з незначним і помірним рівнями забруднення виявлена тенденція до збільшення накопичення *нікелю* до 2 разів у тканинах коренів у порівнянні з контролем. При цьому на ділянці 7 встановлено статистично достовірне зниження вмісту *нікелю*, що становить  $2,25 \pm 0,47$  мг/г рослинної маси.

Таблиця 4.1

**Уміст важких металів у коренях *T. officinale*, (мг/г)**

Дослідна ділянка	Е л е м е н т				
	Ni	Cu	Zn	Pb	Cd
1	5,70±0,67*	2,49±0,06*	52,83±1,04*	3,14±0,22*	8,03±0,39*
2	6,92±0,17*	2,59±0,06*	75,10±0,018*	4,87±0,55*	9,38±0,52*
3	8,86±0,39*	2,92±0,50*	70,58±5,06*	4,81±0,33*	7,67±0,06*
4	5,58±0,56*	0,44±0,06	47,52±2,29*	3,62±0,22*	8,14±0,02*
5	3,89±0,32*	0,68±0,07*	13,67±0,68*	1,99±0,36	2,31±0,22*
6	4,45±0,29*	0,60±0,07	12,02±1,47*	1,72±0,63	2,75±0,12*
7	2,25±0,47*	0,63±0,06*	16,54±1,10*	1,48±0,14*	2,11±0,30*
8	2,80±0,19*	0,46±0,04	15,05±1,43*	2,08±0,16*	3,27±0,55*
9	2,44±0,23	0,49±0,02	7,66±0,12	1,34±0,07	1,08±0,49

Примітка: \* - різниця достовірна з контролем.

Особливості розподілу *нікелю* в листових пластинах засвідчують незначне його накопичення в рослинах на ділянках з високим рівнем

забруднення – від  $9,04 \pm 0,38$  мг/г до  $4,19 \pm 0,51$  мг/г (табл. 4.2). Інші тенденції зафіксовані у рослинах на ділянках з помірним і незначним рівнем забруднення; накопичення в листках збільшується від  $12,27 \pm 1,49$  мг/г до  $7,66 \pm 1,03$  мг/г, що відповідно становить від 3 до 2 разів (табл. 4.2). Таким чином, спостерігається підвищене фоліарне накопичення Ni листками *T. officinale* на ділянках з меншим рівнем забруднення.

Таблиця 4.2

**Уміст важких металів у листях *T. officinale*, (мг/г)**

Дослідна ділянка	Е л е м е н т				
	Ni	Cu	Zn	Pb	Cd
1	$5,92 \pm 0,94$	$10,31 \pm 0,18^*$	$33,82 \pm 0,71^*$	$5,28 \pm 0,40^*$	$0,47 \pm 0,04^*$
2	$9,04 \pm 0,38^*$	$24,97 \pm 1,79^*$	$23,20 \pm 0,89^*$	$7,74 \pm 0,43^*$	$0,54 \pm 0,11^*$
3	$3,07 \pm 0,11^*$	$10,44 \pm 0,38^*$	$42,92 \pm 1,19^*$	$7,18 \pm 0,21^*$	$0,81 \pm 0,04^*$
4	$4,19 \pm 0,51$	$2,70 \pm 0,64^*$	$56,56 \pm 2,15^*$	$4,51 \pm 0,72^*$	$0,40 \pm 0,05^*$
5	$4,56 \pm 0,25$	$5,25 \pm 0,06^*$	$66,01 \pm 1,41^*$	$3,84 \pm 0,82^*$	$0,34 \pm 0,02^*$
6	$9,78 \pm 0,73^*$	$7,40 \pm 0,29^*$	$50,98 \pm 1,75^*$	$2,15 \pm 0,05^*$	$0,27 \pm 0,04$
7	$12,27 \pm 1,49^*$	$8,19 \pm 0,55^*$	$56,40 \pm 1,61^*$	$3,63 \pm 0,63^*$	$0,26 \pm 0,10$
8	$7,66 \pm 1,03^*$	$1,35 \pm 0,16$	$25,10 \pm 1,42^*$	$2,72 \pm 0,46^*$	$0,37 \pm 0,04^*$
9	$4,11 \pm 0,47$	$0,70 \pm 0,38$	$8,05 \pm 2,00$	$0,68 \pm 0,16$	$0,22 \pm 0,02$

Примітка: \* - різниця достовірна з контролем.

Аналізуючи дані щодо вмісту *цинку*, слід відмітити, що даний елемент є абсолютним лідером по накопиченню як коренями, так і листовими пластинками. Спостерігається закономірне збільшення та чітка відмінність у накопиченні Zn коренями на ділянках з різним рівнем забруднення. Так, максимальне накопичення від  $75,10 \pm 0,018$  мг/г виявлено на ділянці 2 ( $75,1 \pm 0,018$  мг/г) та ділянці 3 ( $70,58 \pm 5,06$  мг/г) рослинної маси (табл. 4.1). На



ділянках з помірним і незначним рівнем забруднення спостерігається статистично закономірне збільшення накопичення металу до 2 разів. Причому, для рослин на ділянці 7 цей показник знаходиться на рівні  $16,54 \pm 1,10$  мг/г, що більше на 3-4 мг/г від ділянок із помірним рівнем навантаження (табл. 4.1).

Чіткої закономірності між ділянками з різним рівнем забруднення у накопиченні *цинку*, аналогічно до *купруму* та *нікелю*, листовими пластинками не відмічено. Так, у рослин з ділянки 5 вміст Zn складав  $66,01 \pm 1,41$  мг/г, що у 8 разів перевищує показники контрольної ділянки. А на ділянці 2 зафіксовано зменшення концентрації елемента до  $23,20 \pm 0,89$  мг/г, що у 3 рази перевищує показники контрольної площадки, але й в 3 рази менше порівняно з рослинами на ділянках з помірним рівнем забруднення (ділянка 5) та на 2 мг/г з ділянки 8 (табл. 4.2). Таким чином отримані дані є аналогічними до даних по накопиченню *нікелю* і свідчать про фоліарне поглинання для рослин *T. officinale* з ділянок з меншим рівнем забруднення.

Отримані результати дослідження по накопиченню *плюмбуму* та *кадмію*, які відносяться до важких металів першого класу небезпеки, продемонстрували іншу залежність для листових пластинок та аналогічну для коренів щодо металів другого класу небезпеки. Обговорюючи результати накопичення *плюмбуму* в коренях *T. officinale*, спостерігається чітке розмежування між територіями різного рівня забруднення. Максимальні значення зафіксовані у рослин на ділянці 2, що відповідають  $4,87 \pm 0,55$  мг/г, а це у 4 рази вище в порівнянні із контролем. Мінімальні значення для територій із високим рівнем забруднення встановлені на ділянці 4, які є статистично достовірними і втричі перевищують дані контролю (табл. 4.2).

Експериментальні дані, отримані щодо рослин на ділянках з помірним рівнем забруднення, мають незначне перевищення від контролю, але є статистично недостовірними. Корені рослин на території з незначним рівнем забруднення характеризуються у 1,5 рази вищою концентрацією Pb від умовного контролю, зокрема  $1,48 \pm 0,14$  мг/г та  $2,08 \pm 0,16$  мг/г.

Листкові пластинки *T. officinale* із дослідних ділянок 1 та 4 відзначаються найменшими значеннями щодо накопичення – *плюмбуму* відповідно  $5,28 \pm 0,40$  мг/г та  $4,51 \pm 0,72$  мг/г, що у 8 – 7 разів вище в порівнянні із контролем. Максимальний вміст Pb зафіксовано у рослин на ділянці біля прохідної до прокатних станів цього ж підприємства (табл. 4.2).

Отримані результати із території помірного та незначного рівнів забруднення, свідчать про меншу інтенсивність в накопиченні *плюмбуму*. Так, зафіксовано в порівнянні із контролем збільшення його вмісту від 3 до 6 разів, що значно менше від концентрації в рослинах на ділянках з високим рівнем забруднення (табл. 4.2). Отже, отримані дані по накопиченню *плюмбуму* коренями узгоджуються із даними по накопиченню в листкових пластинках й мають чітке і закономірне збільшення в залежності від рівня навантаження.

Аналогічні дані отримано при аналізі розподілу *кадмію*, що відображують чітку градацію між територіями з різним рівнем навантаження. Подібно до *нікелю*, більш активне накопичення елемента відбувалось коренями рослин (табл. 4.1). Градація накопичення на ділянках із високим рівнем забруднення зафіксована в межах від  $7,67 \pm 0,06$  мг/г до  $9,38 \pm 0,52$  мг/г, що складає перевищення у 8 – 9 разів контрольних показників (табл. 4.1). Рослини з ділянок з помірним рівнем забруднення відрізняються статистично достовірним збільшенням накопиченням металу від  $2,31 \pm 0,02$  до  $2,75 \pm 0,12$  мг/г. Території незначного рівня забруднення характеризуються дещо іншими показниками накопиченням. Максимальне значення відповідає  $3,27 \pm 0,55$  мг/г, що співвідносно перевищенню у 3 рази до контролю.

Обговорюючи отримані результати по вмісту у листкових пластинках *T. officinale* *кадмію*, необхідно відмітити, що дані із ділянок 6 та 7 є статистично недостовірними (табл. 4.2). Для ділянок з високим рівнем забруднення зафіксовано закономірне збільшення його вмісту порівняно із контролем. Так, мінімальне значення концентрації *кадмію* становить  $0,40 \pm 0,05$  мг/г для ділянки 4, а максимальне  $0,81 \pm 0,04$  мг/г зафіксоване на ділянці 3. Вказані значення

перевищують контрольні від 2 до 4 разів. Перевищення вмісту до 2 разів зафіксовано на ділянках 5 та 8 (табл. 4.2).

За результатами виконаних досліджень, можна дійти висновку, що процеси накопичення важких металів першого та другого класів небезпеки мають певні закономірності. Лідером накопичення як в коренях так і в листових пластинках є *цинк*. Особливості акумуляції мікроелементів можна відобразити у наступних нисхідних рядах, які проілюстровані в таблиці 4.3.

Таблиці 4.3

**Нисхідні ряди накопичення важких металів вегетативними  
органами рослини *T. officinale***

Рівень забруднення	Дослідна ділянка	Ряди накопичення важких металів	
		Корені	Листки
Високий	1	Zn>Cd>Ni> Pb>Cu	Zn>Cu>Ni>Pb>Cd
	2	Zn>Cd>Ni> Pb>Cu	Cu>Zn>Ni>Pb>Cd
	3	Zn> Ni > Cd > Pb>Cu	Zn>Cu>Pb>Ni>Cd
	4	Zn> Cd >Ni> Pb>Cu	Zn>Pb>Ni>Cu>Cd
Помірний	5	Zn>Ni>Cd>Pb> Cu	Zn>Cu>Ni>Pb>Cd
	6	Zn>Ni>Cd>Pb> Cu	Zn>Ni>Cu>Pb>Cd
Незначний	7	Zn>Ni>Cd>Pb> Cu	Zn>Ni>Cu>Pb>Cd
	8	Zn>Cd>Ni>Pb> Cu	Zn>Ni>Pb>Cu>Cd
Умовний контроль	9	Zn>Ni>Pb>Cd>Cu	Zn>Ni> Cu>Pb >Cd

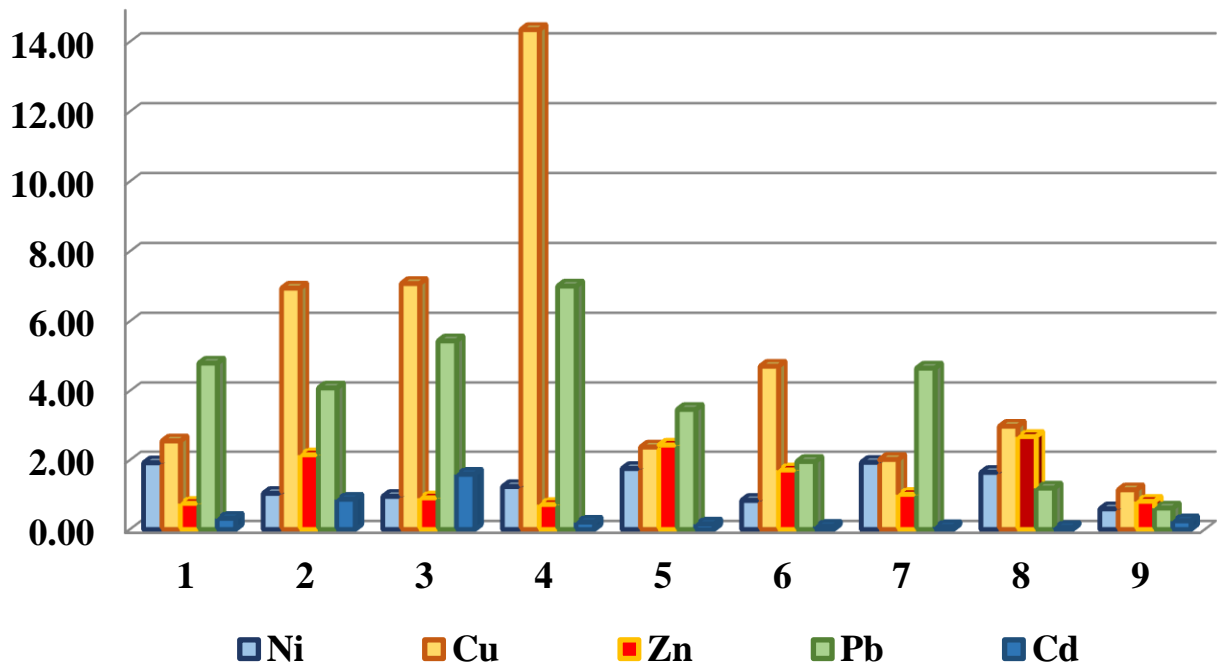
Наявність зв'язку між накопиченням важких металів коренями та листками *Taraxacum officinale* Wigg з різних ділянок за рівнем забруднення дозволяє використовувати даний вид у фітоіндикації.

## 4.2 Особливості транслокації важких металів у системі «грунт – рослина»

Представлені вище результати експериментального дослідження накопичення вегетативними органами рослин *T. officinale* іонів важких металів різних класів небезпеки, дозволяють розглянути питання щодо подальшої їх транслокації в системі «грунт - рослина».

Отримані результати свідчать про акумуляцію іонів важких металів коренями кульбаби лікарської, що значною мірою пов'язано як з підвищеним вмістом мікроелементів у пилових викидах підприємства, так і з певними особливостями процесів надходження іонів металів до рослин [2, 3, 17]. Але для характеристики стану забруднення природного середовища доцільно визначати не лише різні за формою забруднюючі речовини у ґрунті, а й коефіцієнт переходу важких металів у системі «грунт-рослина». З огляду на це були розраховані транслокаційні коефіцієнти для бар'єрного блоку «грунт – корені рослин», які представлено на рис. 4.1 та у таблиці 4.4. Особливості надходження іонів металів у рослин системи «контролю» дають змогу опосередковано оцінити ступінь доступності елемента в середовищі їх існування [5, 7, 20]. З даних рис. 4.1 видно, що міцний антиконцентраційний бар'єр як у контролі, так і за умов забруднення (транслокаційні коефіцієнт  $< 1,0$ ), притаманний лише для кадмію. Але на ділянці 3 у рослин спостерігається мікроконцентраційний зв'язок (транслокаційний коефіцієнт  $> 1$ ).

Для більшості досліджуваних територій транслокація *плюмбуму* із ґрунту до коренів рослини відбувається безбар'єрним способом. Лише в умовному контролі зафіксований антиконцентраційний бар'єр та для рослин з ділянки 8 транслокаційний коефіцієнт 1,19. Подібна тенденція спостерігається й для *купруму*, але зазначений елемент лише на контрольному майданчику відповідає значенню 1,14 (рис. 4.1, табл. 4.4).



**Рис. 4.1** Значення коефіцієнту транслокації в системі «грунт – корені рослин» для рослин *T. officinale* (по вісі абсцис – номер дослідної ділянки; по вісі ординат – значення коефіцієнту транслокації)

Експериментальні результати дозволяють говорити про широке варіювання інтенсивності транслокації іонів *цинку* із ґрунту в корені. На ділянках з високим рівнем забруднення зафіксовано міцний бар'єр, окрім ділянки 2, де зафіксовано показник із значенням 2,15 (табл.4.4).

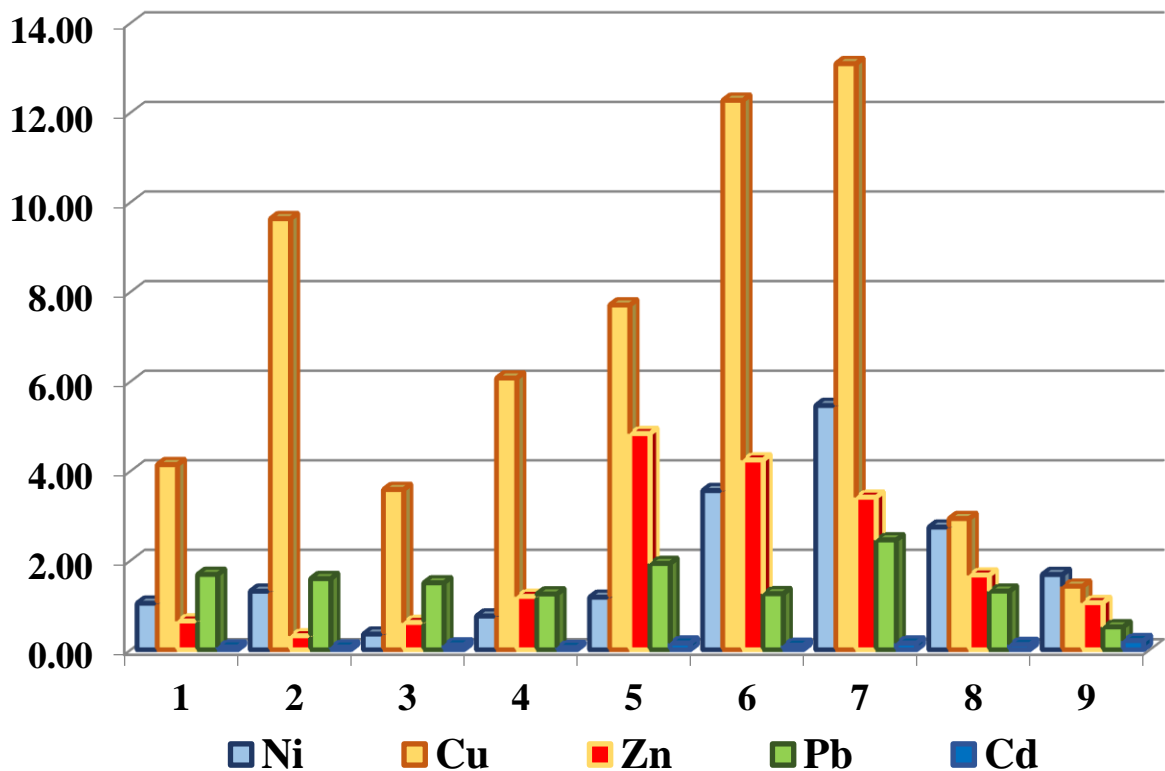
Чіткого бар'єрного ефекту на територіях з помірним та з незначним рівнями забруднення не зафіксовано, а для умовного контролю значення коефіцієнту дорівнює 0,81, що свідчить про наявність ефективного бар'єрного механізму (табл. 4.4). Для *нікелю* інтенсивність транслокації із ґрунту до коренів практично однакова на всіх ділянках, окрім контролю та ділянки 6, де спостерігається бар'єрний ефект (рис. 4.1).

**Розрахункові дані коефіцієнтів транслокації для рослин *T. officinale* в системі «грунт-корінь-листок»**

Рівень забруднення	Дослідні ділянки	Коефіцієнти транслокації	Важкі метали				
			Ni	Cu	Zn	Pb	Cd
Високий	1	Грунт-корінь	1,92**	2,55***	0,75*	4,80***	0,31*
		Корінь-листок	0,96*	0,24*	1,56**	0,59*	16,92***
		Листок-корінь	1,04**	4,14***	0,64*	1,68**	0,06*
	2	Грунт-корінь	1,04**	6,94***	2,15***	4,08*	0,86*
		Корінь-листок	0,77*	0,10*	3,24***	0,63*	17,32***
		Листок-корінь	1,31**	9,63***	0,31*	1,59**	0,06*
	3	Грунт-корінь	0,95*	7,08***	0,91*	5,43***	1,59**
		Корінь-листок	2,88***	0,28*	1,64**	0,67*	9,49***
		Листок-корінь	0,35*	3,58***	0,61*	1,49**	0,11*
	4	Грунт-корінь	1,23**	14,35***	0,72*	7,00***	0,20*
		Корінь-листок	1,33**	0,16*	0,84*	0,80*	20,45***
		Листок-корінь	0,75*	6,07***	1,19**	1,24**	0,05*
Помірний	5	Грунт-корінь	1,75**	2,37***	2,43**	3,46***	0,15*
		Корінь-листок	0,85*	0,13*	0,21*	0,52*	6,79***
		Листок-корінь	1,17**	7,70***	4,83**	1,93**	0,15*
	6	Грунт-корінь	0,83*	4,71***	1,71**	1,96**	0,08*
		Корінь-листок	0,28*	0,08*	0,24*	0,80*	10,31***
		Листок-корінь	3,56***	12,27***	4,24***	1,25**	0,10*
Незначний	7	Грунт-корінь	1,93**	2,02***	1,01**	4,65***	0,07*
		Корінь-листок	0,18*	0,08*	0,29*	0,41*	8,08***
		Листок-корінь	5,46***	13,09***	3,41***	2,45***	0,15*
	8	Грунт-корінь	1,64**	2,97***	2,68*	1,19**	0,05*
		Корінь-листок	0,37*	0,34*	0,60*	0,76*	8,78***
		Листок-корінь	2,74***	2,93***	1,67**	1,31**	0,11*
Умовний контроль	9	Грунт-корінь	0,59*	1,14**	0,81*	0,61*	0,24*
		Корінь-листок	0,60*	0,71*	0,95*	1,96**	4,96***
		Листок-корінь	1,68**	1,42**	1,05**	0,51*	0,20*

Примітка: \* – деконцентратор < 1; \*\* – мікроконцентратор < 2 але > 1; \*\*\* – макроконцентратор > 2.

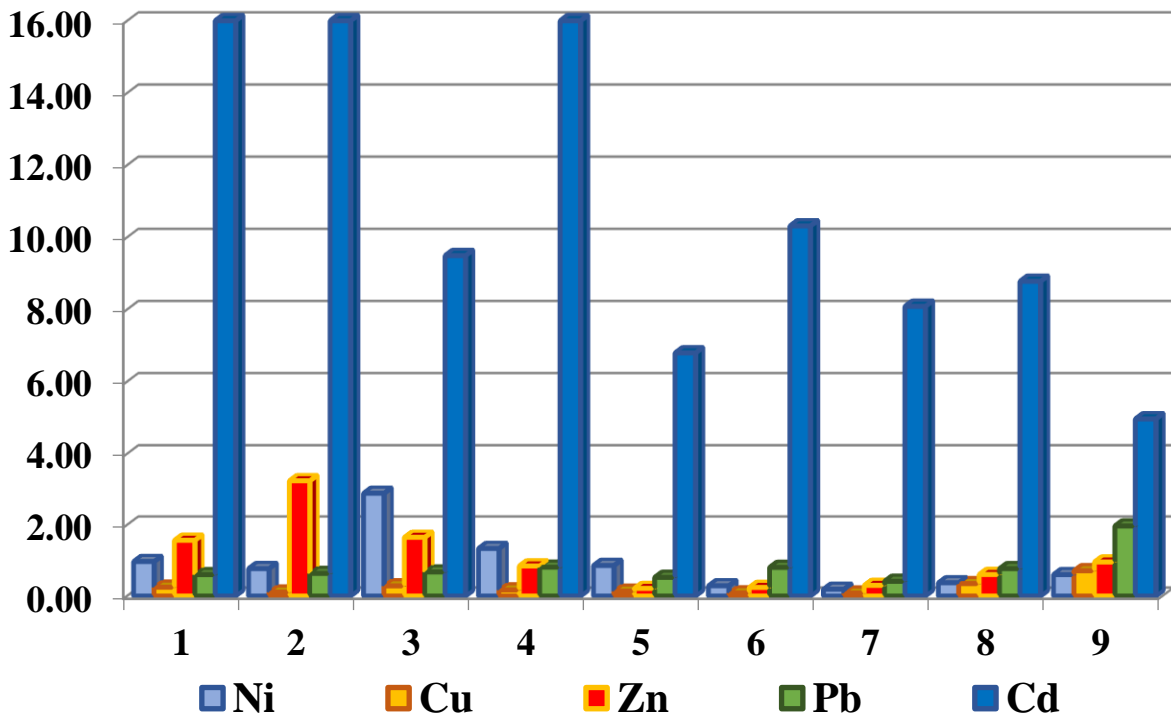
Обговорюючи отримані результати по пересуванню важких металів від кореня до листка, можна констатувати, що бар'єрний ефект не перешкодив надходженню кадмію на всіх пробних ділянках, цинку на ділянці 2 та нікелю на ділянці 3 (рис. 4.2, табл. 4.4).



**Рис. 4.2** Значення коефіцієнту транслокації в системі «корінь - листок» для рослин *T. officinale* (по вісі абсцис – номер дослідної ділянки; по вісі ординат – значення коефіцієнту транслокації)

Крім того, для умовного контролю значення коефіцієнту для *плюмбуму* були на рівні 1,96, що можна розглядати як гіперакумуляцію. Всі інші елементи на ділянках з різним рівнем забруднення мали підвищену інтенсивність функціонування бар'єрного механізму в системі «корінь-листок» (рис. 4.2.; табл. 4.4).

Отримані дані щодо розрахунку транслокаційних коефіцієнтів у системі «листок-корінь» свідчать про наявність міцного антиконцентраційного бар'єру для кадмію, який характерний для всіх рослин на різних дослідних ділянках (рис. 4.3).



**Рис.4.3** Значення коефіцієнту транслокації в системі «листок – корінь» для рослин *T. officinale* (по вісі абсцис – номер дослідної ділянки; по вісі ординат – значення коефіцієнту транслокації)

Висока активність бар'єрного ефекту на ділянках з високим рівнем забруднення зафіксована для *цинку* та *нікелю* (табл. 4.4). Для всіх інших елементів та дослідних майданчиках встановлена гіперакумуляція елементів за рахунок зниження інтенсивності функціонування бар'єрного механізму «листок – корінь» (рис. 4.3).

За результатами виконаних досліджень можна дійти висновку про те, що процеси транслокації більшості важких металів до вегетативних органів мають широке варіювання. Але для *кадмію* зафіксовано наявність високого бар'єрного ефекту у системах «грунт-корінь» та «листок – корінь», а для *купруму* в системі «корінь листок». Хоча останній елемент в інших системах характеризується гіперакумуляцією.



### Висновки до розділу

1. Лідером накопичення коренях і листках *T. officinale* є Zn не залежно від рівня забруднення. Також не залежно від рівня забруднення але із диференціацією у вегетативних органах найменше акумулювалося Cu у коренях, а Cd у листках. Градацію в накопиченні коренями *T. officinale* Ni та Cd спостерігаємо в залежності від рівнів забруднення.
2. Коефіцієнти транслокації для Ni свідчать про безбар'єрне його надходження в рослину в системі «листок-корінь» на ділянках помірного та незначного рівнів забруднення. У системі «корінь-листок» встановлений міцний антиконцентраційний бар'єр для Ni. В умовах високого рівня забруднення транслокаційні режими Pb знаходяться у діапазоні від деконцентратора до макроконцентратора. При переході Cu із кореня в листок існує міцний бар'єр. Такий бар'єр відсутній при транслокації Cu із ґрунту в корінь та із листка до кореня. Особливістю Zn та Cd є їх безбар'єрна міграція при усіх рівнях забруднення.

### Основні публікації дисертанта за матеріалами розділу:

1. Komarova I. *Taraxacum officinale* as bioindicator of heavy metal accumulation in soil Danish Scientific Journal (DSJ) Istedgade 1041650 København V Denmark, №8/2018. – p. 10 – 12. (site: <http://www.danish-journal.com>)
2. Komarova Irina Heavy metal accumulation in roots of *Taraxacum officinale* Wigg // Applied Biotechnology in Mining: Proceedings of the International Conference (April 25-27, 2018, Dnipro). – Dnipro: National Technical University «Dnipro Polytechnic», 2018. – P 91.
3. Комарова І. *Taraxacum officinale* як біоіндикатор акумуляції важких металів в ґрунті / Екологічні дослідження лісових біогеоценозів степової зони України // Матеріали II Міжнародної наукової конференції (м. Дніпро, 14–15 листопада 2018 р.). – Дніпро: Ліра, 2018. – С. 33 – 35.

## Перелік посилань:

1. Алексеева-Попова Н. В. Токсическое действие свинца на высшие растения / Н. В. Алексеева-Попова // Устойчивость к тяжелым металлам дикорастущих видов / под ред. Н. В. Алексеевой-Поповой. – Ленинград, 1991. – С. 92–99.
2. Бабкин В. В. Физико-биохимические аспекты действия тяжелых металлов на растения / В. В. Бабкин, А. А. Завалин // Химия в сельском хозяйстве. – 1995. – № 5. – С. 17–21.
3. Барсукова В. С. Физиолого-генетические аспекты устойчивости растений к тяжелым металлам / В. С. Барсукова. – Новосибирск, 1997. – 63 с.
4. Башмаков Д. И. Эколого-физиологические аспекты аккумуляции и распределения тяжелых металлов у высших растений / Д. И. Башмаков, А. С. Лукаткин. – Саранск : изд-во Морд. ун-та, 2009. – 236 с.
5. Безель В. С. Роль травянистых растительных сообществ в формировании биогенных циклов химических элементов / В. С. Базель, Т. В. Жуйкова // Поволжский экологический журнал. – 2010. – № 3. – С. 219–229.
6. Важкі метали в ґрунтах та рослинах заплави ріка Тиса / В. Козловський, Н. Романюк, О. Терек та ін. // Вісник Львівського університету. Серія біологічна. – Львів, 2005. – Вип. 40. – С. 35–50.
7. Важкі метали: надходження в ґрунти, транслокація у рослинах та екологічна небезпека / В. М. Гришко, Д. В. Сищиков, О. М. Піскова [та ін.]. – Донецьк : Донбас, 2012. – 302 с.
8. Васильева Л. И. Формы тяжелых металлов в почвах урбанизованных и заповедных территорий / Л. И. Васильева, В. Б. Кадацкий // Геохимия. – 1998. – № 4. – С. 426–429.
9. Веселова Т. В. Стресс у растений / Т. В. Веселова, В. А. Веселовский, Д. С. Чернавский. – Москва : изд-во МГУ, 1993. – 144 с.
10. Виноградов А. П. Основные закономерности в распределении микроэлементов между растениями и средой / А. П. Виноградов //

- Микроэлементы в жизни растений и животных / А. П. Виноградов. – Москва, 1952. – С. 7–20.
11. Воробейчик Е. Л. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем: локальный уровень / Е. Л. Воробейчик, О. Ф. Садыков, М. Г. Фарафонов. – Екатеринбург : Наука, 1994. – 280 с.
12. Гуральчук Ж. З. Дослідження акумуляції важких металів рослинами з метою їх використання для фітореMediaції ґрунтів / Ж. З. Гуральчук // Відновлення порушених природних екосистем : матер. IV Міжнар. наук. конф., м. Донецьк, 18–21 жовтня 2011 р. – Донецьк, 2011. – С. 116–119.
13. Дубова О. В. Антропогенна трансформація фітоценозів в умовах забруднення довкілля викидами металургійного підприємства / О. Дубова, О. Войтович // Вісник Запорізького державного університету. – 2001. – № 1. – С. 1–5.
14. Екотоксикологічна оцінка забруднення на свинець ґрунту та рослинності біля автозаправних станцій / Т. І. Білик, О. С. Штика, А. О. Падалка, К. О. Цуркан // Наукоємні технології. – 2009. – № 3. – С. 1–3.
15. Ильин В. Б. Защитные возможности системы почва-растение при загрязнении почвы тяжелыми металлами / В. Б. Ильин, М. Д. Степанова // Тяжелые металлы в окружающей среде. – Москва, 1980. – С. 80–85.
16. Ильин В. Б. Тяжелые металлы – защитные возможности почв и растений – урожай / В. Б. Ильин, М. Д. Степанова // Химические элементы в системе почва–растение. – Новосибирск, 1982. – С. 73.
17. Кайгородов Р. В. Загрязнение почв придорожных газонов г. Перми тяжелыми металлами, их распределение в вегетативных и генеративных органах и влияние на фертильность и линейные размеры *Taraxacum officinale* / Р. В. Кайгородов, Л. В. Новоселова, Е. В. Мозжерина // Вестник Пермского университета. Серия «Биология. Экология». – Пермь, 2010. – Вып. 3. – С. 30–34.
18. Особливості акумуляції важких металів в рослинах *Trifolium pratense* L. / Г. М. Денчиля-Сакаль, В. І. Ніколайчук, А. В. Колесник та ін. // Науковий

вісник Ужгородського університету. Серія «Біологія». – Ужгород, 2012. – Вип. 33. – С. 189–191.

19. Особливості техногенного забруднення ґрунтів антропогенних ландшафтів кадмієм і свинцем / А. А. Шевченко, Е. А. Деркачов, Л. В. Григоренко, М. В. Дзяк // *Environment and Health*. – 2011. – № 4. – С. 19–22.
20. Титов А. Ф. Тяжелые металлы и растения / А. Ф. Титов, Н. М. Казнина, В. В. Таланова. – Петрозаводск : Карел. науч. центр РАН, 2014. – 194 с.
21. Устойчивость растений к тяжелым металлам / А. Ф. Титов, В. В. Таланова, Н. М. Казнина, Г. Ф. Лайдинен ; Ин-т биологии КарНЦ РАН. – Петрозаводск, 2007. – 172 с.
22. Феник С. И. Механизмы формирования устойчивости растений к тяжелым металлам / С. И. Феник, Т. Б. Трофимьяк, Я. Б. Блюм // *Успехи современной биологии*. – 1995. – Т. 115, вып. 3. – С. 261–275.

## РОЗДІЛ 5

### ФІЗІОЛОГО – БІОХІМІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ АДАПТАЦІЇ РОСЛИН *T. OFFICINALE* ДО РІЗНОГО РІВНЯ ЗАБРУДНЕННЯ

На сьогодні домінуючою точкою зору є те, що в основі відповідних фізіолого-біохімічних реакцій клітин на дію стресового фактора лежать вільнорадикальні процеси. Окисно-відновні процеси входять до важливих складових метаболізму і безперервно відбуваються в організмах рослин будь-якого рівня організації. Вони відіграють одну з ключових ролей в стійкості рослин до несприятливих факторів зовнішнього середовища.

При змінах умов існування у рослин змінюються активність і спрямованість дії ферментів, синтез аскорбінової кислоти та деяких інших елементів окисно-відновної системи [26]. Утворення активних форм кисню, зокрема супероксиду і пероксиду водню, на клітинній поверхні («окислювальний вибух») є однією із ранніх клітинних відповідей на стресовий вплив [13, 25, 30]. Серед окиснювальних реакцій важливим є процес пероксидного окиснення ліпідів.

Існує припущення, що саме активація процесів пероксидного окиснення ліпідів є однією з ключових ланок між впливом стрес-факторів і реалізацією захисних реакцій організму [4, 33]. Продукти пероксидного окиснення ліпідів можуть бути як «індикаторами», так і «первинними медіаторами» стресу – особливого стану клітин, що, в свою чергу призводить до підвищеної їхньої резистентності [17, 19].

#### **5.1. Інтенсивність процесів пероксидного окиснення ліпідів як показник рівня акумуляції в рослинах важких металів**

Інтенсифікація процесів пероксидного окиснення ліпідів, окрім безпосередньої окиснювальної деструкції ліпідів мембран, супроводжується накопиченням продуктів окиснення, що реакційно здатні і можуть взаємодіяти з макромолекулами клітин. Так, гідропероксиди ліпідів можуть взаємодіяти з

SH-групами ферментів, дезактивуючи їх [11, 23]. Гідропероксиди перетворюються в альдегіди, зокрема гідроксіноненаль та малоновий диальдегід, які також є реакційно здатними сполуками [29, 35].

Малоновий диальдегід взаємодіє з вільними аміногрупами білків, компонентами фосфоліпідів, ініціює появу в мембранах етилену. Він також може бути витрачений на формування ліпофусцинових сполук, так званих “пігментів старіння”, що виникають при взаємодії ТБК-активних продуктів з аміногрупами білків, амінокислот, нуклеїнових кислот, ліпідів [9, 10, 14]. Все разом це може призвести до зміни властивостей як мембран у цілому, так і окремих її компонентів [18, 21]. Тому вміст ТБК-активних продуктів – важливий показник ступеню впливу різних факторів на організм, вивчення якого є показником функціонального стану організму, його неспецифічної адаптаційної здатність.

Установлено, що у досліджуваного виду наявний чіткий та закономірний взаємозв'язок між рівнем забруднення та інтенсивністю процесів пероксидного окиснення ліпідів, що проявляється у збільшенні кількості ТБК-активних продуктів (табл. 5.1) [1].

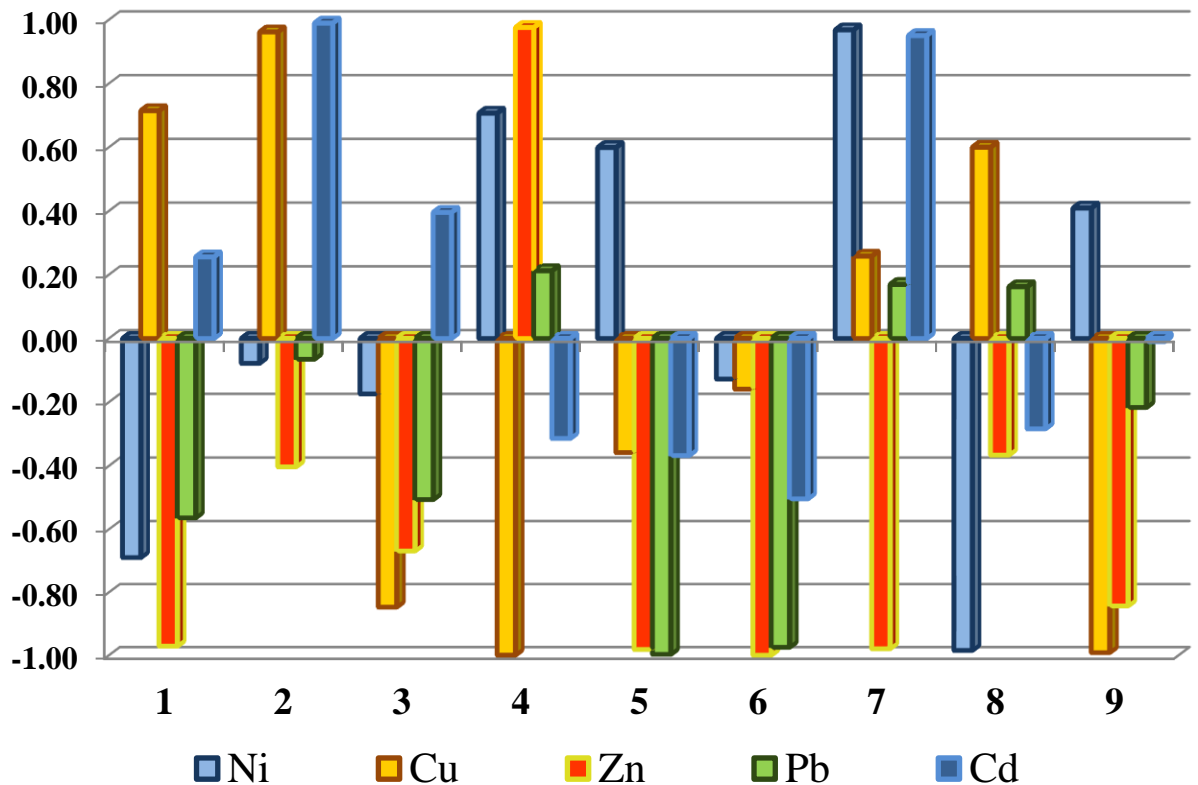
Обговорюючи отримані експериментальні дані, необхідно відмітити, що мінімальна ферментативна активність зафіксована в умовному контролі. За активної акумуляції важких металів у листках суттєво, статистично достовірно, підвищувалась концентрація ТБК-активних сполук. Так, на ділянках з високим рівнем забруднення, спостерігається збільшення показників до 3 разів, що складає від  $8,28 \pm 0,84$  до  $9,20 \pm 1,54$  нмоль/г наважки (табл. 5.1). Зростання активності понад 200% від умовного контролю простежується і на ділянках з помірним рівнем забруднення. Але існує суттєва різниця між зазначеними ділянками, що проявляється у зниженні на них інтенсивності процесів пероксидного окиснення ліпідів у 1,5 рази. На дослідній ділянці 7 зафіксовано збільшення концентрації ТБК-активних продуктів, але отримані дані не є статистично достовірними (табл. 5.1).

Таблиця 5.1

**Вміст ТБК-активних сполук у надземній частині рослин *T. officinale* за різного рівня забруднення, нмоль/г наважки**

Рівень забруднення	Дослідні ділянки	Статистичні показники			
		$M \pm m$	V, %	% контр	$T_{st}$
Високий	1	9,13±0,50	9,5	289,4	7,70
	2	8,97±1,50	29,0	284,6	3,60
	3	9,20±1,54	29,1	291,7	3,65
	4	8,28±0,84	17,5	262,6	5,00
Помірний	5	6,67±0,57	14,7	211,7	4,29
	6	6,80±1,47	37,3	215,6	2,31
Незначний	7	5,11±1,19	40,4	162,1	1,47
	8	5,34±0,24	7,8	169,4	3,42
Умовний контроль	9	3,15±0,59	32,6	-	-

Для з'ясування залежності між ферментативною активністю та інтенсивністю накопичення листовими пластинками важких металів, було розраховано коефіцієнт кореляції (рис. 5.1). Розрахунки свідчать про наявність у більшій мірі обернених, ніж прямих зв'язків. Серед металів першого класу небезпеки лише для *цинку* зафіксовано міцний обернений кореляційний зв'язок ( $r \geq -0,99$ ) на більшості ділянок. Для *плюмбуму* та *кадмію* обернена залежність є середньою ( $r \geq -0,50$ ) або слабкою ( $r \geq -0,20$ ). Причому, чіткої градації між рівнем забруднення та кореляційним зв'язком у цих елементів немає (рис. 5.1).



**Рис.5.1** Значення коефіцієнту кореляції між інтенсивністю утворення ТБК-активних сполук та накопиченням важких металів для рослин *T. officinale*

(дослідні ділянки: 1 – санітарно-захисна зона 9-тої доменної печі ПАТ «АрселорМіттал Кривий Ріг»; 2 – біля прохідної до прокатних станів ПАТ «АрселорМіттал Кривий Ріг»; 3 – біля вантажної прохідної ПАТ «Криворізький суриковий завод»; 4 – біля прохідної № 1 ПАТ «АрселорМіттал Кривий Ріг»; 5 – санітарно-захисна зона шахти Ювілейна ПАТ «Євраз Суха Балка»; 6 – дачне товариство Суворове; 7 – вул. Мелешкіна; 8 – вул. Рязанова; 9 – с. Олександрівка умовний контроль)

*Купрум*, який відносять до другого класу небезпеки, аналогічно до *цинку* має міцний зв'язок на всіх пробних майданчиках з високим рівнем забруднення, а також ділянці 7 та умовному контролі. Для *нікелю* спостерігаємо зворотню тенденцію щодо градації територій. На ділянках з незначним і помірним рівнем він вищий у порівнянні із високим рівнем забруднення (рис. 5.1).

Таким чином, спостерігається тісний обернений зв'язок між інтенсивністю утворення ТБК-активних продуктів та активністю накопичення важких металів без чіткої градації між рівнем забруднення.



## 5.2. Особливості функціонування фотосинтетичної системи у рослин *T. officinale* за різного рівня забруднення довкілля

Пошкоджуюча дія важких металів на мембрани проявляється в порушенні міцності зв'язку з ними хлорофілу. Слід зазначити, що міцність зв'язку пігментів з мембранами залежить від характеру діючого екологічного фактору, сили його дії та може як підвищуватися, так і знижуватися [24, 27].

Низкою вітчизняних та зарубіжних науковців доведено, що під впливом важких металів у листках рослин зменшується вміст фотосинтетичних пігментів [6, 11, 16, 24]. При цьому, більшою мірою це відноситься до хлорофілів, ніж до каротиноїдів [15, 18, 28, 29]. Основними причинами зниження кількості хлорофілів а і b у присутності важких металів є: пригнічення біосинтезу хлорофілів, посилення процесу їх деградації, порушення ультраструктури хлоропластів [1, 2, 22]

Аналогічні результати отримано і нами, зокрема відмічається закономірне зниження вмісту хлорофілів у листках рослин на ділянках з високим рівнем забруднення (табл. 5.2) [2, 3].

Таблиця 5.2

### Вміст фотосинтетичних пігментів у листках рослин *T. officinale* за різного рівня забруднення, мг/г.

Рівень забруднення	Дослідні ділянки	Chl a	Chl b	Car	Chl a /Chl b	Chl a + Chlb	(Chl a+b) /car
Високий	1	1,41±0,06	0,43±0,04	0,26±0,08	3,27	1,84	7,08
	2	1,47±0,05	0,27±0,01	0,27±0,05	5,3	1,74	6,44
	3	1,43±0,26	0,43±0,20	0,27±0,21	3,2	1,86	6,81
	4	0,86±0,11	0,34±0,01	0,21±0,02	2,4	1,2	5,71
Помірний	5	0,89±0,08	0,29±0,04	0,30±0,04	3,06	1,18	3,93
	6	0,96±0,01	0,42±0,01	0,23±0,02	2,25	1,38	6,00
Незначний	7	1,11±0,05	0,74±0,06	0,42±0,07	1,49	1,85	4,40
	8	1,25±0,11	0,72±0,07	0,53±0,02	1,71	1,97	3,71
Умовний контроль	9	1,90±0,19	0,47±0,07	0,54±0,12	4,01	2,37	4,39

Результати досліджень показали, що вміст хлорофілів *a* і *b* у листках рослин *T. officinale* достовірно різняться із контролем. Найменший вміст хлорофілу *a* (0,86 мг/г сирої маси) зафіксовано у рослинах на ділянці 4, яка відноситься до високого рівня забруднення. Потрібно зазначити, що ці дані аналогічні із даними на ділянках з помірним рівнем забруднення, а саме 5 та 6 (табл. 5.2).

На ділянках з незначним рівнем спостерігається зниження вмісту хлорофілу *a* до 1,5 рази у порівнянні із контролем, але відносно ділянок з високим рівнем його кількість зменшилась також у 1,5 рази. Таким чином, на ділянках з помірним рівнем виявлено різке зменшення вмісту хлорофілу *a*, що, на нашу думку, можна пояснити реакцією рослин на стрес. А вже при збільшенні ступеня токсичності середовища, відмічається посилений біосинтез даного пігменту, що проявляється у збільшенні його кількості в порівнянні із незначним та помірним рівнями забруднення (табл. 5.2).

Як свідчать отримані нами дані, особливість у відмінностях між контрольним і дослідними варіантами відмічається і за вмістом хлорофілу *b*. Зокрема, спостерігається збільшення до 2 разів його вмісту у листках на ділянках з незначним рівнем забруднення, що становить від 0,74 до 0,72 мг/г відповідно для дослідних ділянок 7 та 8 на противагу 0,47 мг/г в умовному контролі (табл. 5.2). На ділянках з високим та помірним рівнями забруднення чіткої закономірності зниження чи збільшення даного пігменту не прослідковується. Але статистично достовірна різниця вмісту хлорофілу *b* знаходиться в межах складає від 0,29 до 0,43 мг/г, що менше у порівнянні із контролем у 1,6 рази.

З літературних джерел відомо, що співвідношення вмісту хлорофілу *a* до хлорофілу *b* є одним із важливих показників фізіологічного стану рослин, який характеризує їх адаптаційну здатність [1, 3]. Варіабельність зміни хлорофілу *b* призводить до коливань співвідношення *a/b* (табл. 5.2).

Так на територіях з високим рівнем забруднення межі зазначених змін знаходяться в інтервалі 2,4 до 5,3; з помірним – від 2,25 до 3,06; з незначним

рівнем – 1,49 до 1,71. Але в порівнянні із контролем ці величини менші в два рази, окрім території біля прохідної до прокатних станів ПАТ «АрселорМіталл Кривий Ріг» при співвідношенні 5,3. Низьке значення співвідношення хлорофілу *a* до *b* свідчить, з одного боку, про чутливість рослин *T. officinale* до умов забруднення, а, з іншого, про зменшення біосинтезу пігментів або прискорення розпаду за дії аеротоксичних сполук.

Слід зазначити, що одні автори вказують на більшу чутливість хлорофілу *a* порівняно із хлорофілом *b* у разі засолення [18, 27, 28] та за дії  $\text{Cd}^{2+}$  [6]. Більша стабільність хлорофілу *a* може бути пов'язана як із міцнішим зв'язком цього пігменту зі строною хлоропласта, так із адаптивними реакціями рослин, оскільки фотосинтетичні пігменти, особливо каротиноїди, є важливими антиоксидантами, в час дії хлоридного [11, 16, 25] і металевого стресу [4, 9] за рахунок активації процесів перекисного окиснення ліпідів.

Доведено, що іони  $\text{Pb}^{2+}$  і  $\text{Cd}^{2+}$  призводять до зміни ліпідного складу мембран тилакоїдів [6], зниження вмісту хлорофілів, причому вміст хлорофілу *b* знижується у більшій мірі, ніж хлорофілу *a* [28]. Це, очевидно, викликано інгібуванням ферментів синтезу хлорофілів, яке часто спостерігається у вигляді хлорозу [18].

Маркерами антропогенного впливу на рослинах слугують показник співвідношення «Chla/Chlb» і «Chla+Chlb/Car». При забрудненні атмосфери, як правило, перше з представлених співвідношень зменшується, друге – збільшується [24]. В таблиці 5.2 представлено співвідношення фотосинтетичних пігментів у листках *T. officinale*. Отримані дані підтверджують узгоджуються із теоретичними відомостями щодо флуктуації показників співвідношень. Зокрема, зменшення «Chla/Chlb» прослідковується від 4,01 у контролі до 2,25 на територіях з високим рівнем забруднення. Збільшення співвідношення «Chla+Chlb/Car» від 4,39 на контрольній ділянці до 7,08 на територіях з високим рівнем.

Таким чином, аеротехногенне забруднення середовища призводить до зміни вмісту фотосинтезуючих пігментів у листках рослин *T. officinale*, що

призводить до кількісного зменшення суми хлорофілів  $a$  і  $b$  та зміну коефіцієнту їх співвідношення. Суттєве інгібування біосинтезу хлорофілу  $b$  (в 1,5 рази) в листках рослин на територіях з високим рівнем аеротехногенного забруднення, а його стимуляцію на ділянках з незначним рівнем забруднення.

Аналіз відмінностей в концентрації хлорофілів  $a+b$  у листках *T. officinale* показав, що вплив аеротехногенного забруднення на процес фотосинтезу і біосинтезу зелених пігментів помітний на майданчиках з високим рівнем у забруднення, що проявляється в сумарному зниженні суми хлорофілів  $a+b$  в 1,3 рази.

Слід зазначити, що забруднення впливає не тільки на сумарний вміст зелених пігментів, а й викликає суттєві зміни у накопиченні окремих компонентів хлорофілів  $a$  і  $b$  в асиміляційних органах досліджуваного виду. Динаміка накопичення хлорофілу  $a$ , на відміну від хлорофілу  $b$ , чітко прослідковується за рівнем забруднення.

Отже, фотосинтетична система рослин *T. officinale* виявляє високу чутливість до урботехногенних чинників, відповідно зміни кількісного складу фотосинтетичних пігментів можна віднести до специфічних біоіндикаційних ознак антропогенного забруднення довкілля.

Висновки до розділу.

1. Мінімальна ферментативна активність спостерігалася в умовному контролі. За активної акумуляції важких металів у листках *T. officinale* підвищувалась концентрація ТБК-активних сполук до 3 разів.

2. Концентрація хлорофілу  $a$  зі збільшенням рівня забруднення зменшується нелінійно. При незначному та помірному рівні забруднення зменшення вмісту цього пігменту відбувається у середньому на 44,6 %, а при сильному рівні забруднення відбуваються компенсаторні явища так, що зменшення складає тільки 31,9 %.

3. Концентрація хлорофілу *b* різко зростає за умов незначного забруднення, але при більш високих рівнях аеротехногенного забруднення цей показник зменшується від контрольного рівня на 22,7 %.

4. Концентрація каротиноїдів при незначному рівні забруднення не відрізняється від контролю, а при більш високих рівнях забруднення різко знижується у середньому на 52,5 %.

5. Найбільш чутливим індикатором рівня аеротехногенного забруднення є індекс  $(Chl_{a+b})/Car$ , який монотонно збільшується зі збільшенням рівня забруднення.

#### **Основні публікації дисертанта за матеріалами розділу:**

1. Комарова І. Біоіндикація техногенного забруднення довкілля за фізіологічними реакціями *Taraxacum officinale* Wigg // Модернізація національної системи управління державним розвитком: виклики і перспективи: Матеріали II Міжнародної наук.-практ. Конференції (Тернопіль, 8–9 грудня 2016 р.) Ч. 1. – Тернопіль : Крок, 2016. – 198 с.

2. Комарова І. Особливості функціонування фотосинтетичної системи рослин *T. officinale* в умовах дії важких металів / Молодь: наука та інновації – 2017 // Матеріали V Всеукраїнської науково-технічної конференції студентів, аспірантів і молодих вчених (28-29 листопада 2017 року м. Дніпро). – Дніпро.: ДВНЗ НГУ, 2017. – С. 25-26.

3. Komarova Irina Bioindication of environmental condition of mining region by photosynthesis pigment content of *Taraxacum officinale* Wigg / Smart Bio // 2 ND International Conference (03-05 May 2018, Kaunas, Lithuania). – Kaunas, 2018. – P. 302-303.

#### **Перелік посилань:**

1. Алексеев Ю. В. Тяжелые металлы в почвах и растениях / Ю. В. Алексеев. – Ленинград : Агропромиздат, 1987. – 140 с.

2. Алексеева-Попова Н. В. Токсическое действие свинца на высшие

- растения / Н. В. Алексеева-Попова // Устойчивость к тяжелым металлам дикорастущих видов / под ред. Н. В. Алексеевой-Поповой. – Ленинград, 1991. – С. 92–99.
3. Антиоксидантная активность листьев *Melilotus albus* и *Trifolium medium* из техногенно нарушенных местообитаний Среднего Урала при действии меди / Э. Р. Фазлиева, И. С. Киселева, Т. В. Жуйкова // Физиология растений. – 2012. – № 3. – С. 369–375.
  4. Барсукова В. С. Физиолого-генетические аспекты устойчивости растений к тяжелым металлам / В. С. Барсукова. – Новосибирск, 1997. – 63 с.
  5. Башмаков Д. И. Эколого-физиологические аспекты аккумуляции и распределения тяжелых металлов у высших растений / Д. И. Башмаков, А. С. Лукаткин. – Саранск : изд-во Морд. ун-та, 2009. – 236 с.
  6. Бессонова В. П. Одночасний вплив важких металів ( $Pb^{2+}$  і  $Cd^{2+}$ ) та засолення на стан асиміляційного апарату і вміст пігментів фотосинтезу пажитниці багаторічної / В. П. Бессонова, О. Є. Іванченко, О. А. Пономарьова // Вісник Дніпропетровського університету. Серія «Біологія. Екологія». – Дніпропетровськ, 2015. – Вип. 23 (1). – С. 15–20.
  7. Белки теплового шока и адаптация к экстремальным условиям / М. Б. Евгеньев [и др.] // Жизнь популяций в гетерогенной среде / [под ред. Л. А. Жуковой и др.]. – Йошкар-Ола, 1998. – Ч. 2. – С. 144–148.
  8. Гришко В. М. Перебіг процесів пероксидного окиснення ліпідів та роль аскорбінової кислоти у формуванні адаптаційного синдрому рослин за сумісної дії кадмію та нікелю / В. М. Гришко, Т. А. Демура // Доповіді Національної академії наук України. – 2009. – № 2. – С. 154–162.
  9. Гришко В. Н. Функционирование глутатионзависимой антиоксидантной системы и устойчивость растений при действии тяжелых металлов и фтора / В. Н. Гришко, Д. В. Сыщиков. – Киев : Наукова думка, 2012. – 238 с.
  10. Демура Т. А. Порівняння впливу комплексної дії кадмію та нікелю на ріст кореневої системи різних за стійкістю рослин / Т. А. Демура // Тематичний збірник Інституту екології Карпат НАН України «Наукові

основи збереження біотичної різноманітності». – Львів, 2006. – Вип. 7. – С. 158–163.

11. Ерофеева Е. А. Взаимосвязь физиолого-морфологических показателей листовой пластинки березы повислой с содержанием в ней тяжелых металлов / Е. А. Ерофеева, М. М. Наумова // Вестник Нижегородского университета им. Н. И. Лобачевского. – 2010. – № 1. – С. 140–143.

12. Зубровська О. М. Зміни складу поверхневих ліпідів кутикули *Populus italic* та *Betula pendula* в умовах забруднення / О. Зубровська, В. Гришко // Біологічний вісник МДПУ. – 2014. – № 2. – С. 142–154.

13. Клеточные механизмы адаптации растений к неблагоприятным воздействиям экологических факторов в естественных условиях / Е. Л. Кордюм, К. М. Сытник, В. В. Бараненко и др. – Киев : Наукова думка, 2003. – 279 с.

14. Кобилецька М. С. Вплив іонів кадмію на вміст макро- і мікроелементів у рослин кукурудзи / М. С. Кобилецька, О. І. Терек, Н. Я. Речевська // Тематичний збірник Інституту екології Карпат НАН України «Наукові основи збереження біотичної різноманітності». – Львів, 2001. – Вип. 3. – С. 186–189.

15. Копылова Л. В. Аккумуляция железа и марганца в листьях древесных растений в техногенных районах Забайкальского края / Л. В. Копылова // Известия Самарского научного центра Российской Академии наук. – Самара, 2010. – № 13. – С. 18–24.

16. Корнелюк Н. М. Природні фактори аеротехногенного забруднення м. Черкаси важкими металами / Н. М. Корнелюк, О. О. Мислюк // Вісник Львівської політехніки. Сер. «Хімія, технологія речовин та їх застосування». – Львів, 2007. – № 590. – С. 260–269.

17. Кулаева О. Н. Стрессовые белки растений / О. Н. Кулаева, Т. П. Миколович, В. А. Хохлова // Современные проблемы биохимии / под ред. Г. К. Скрыбина, М. С. Одинцовой. – Москва, 1991. – С. 174–190.

18. Луцишин О. Г. Вплив техногенного забруднення на функціональний стан зелених зон Київського мегаполісу / О. Г. Луцишин, О. В. Шандра,

- Н. В. Палапа // Захист довкілля від антропогенного навантаження. – 2008. – Вип. 1(17). – С. 76–87.
19. Механизмы формирования устойчивости растений к тяжелым металлам / С. И. Феник, Т. Б. Трофимьяк, Я. Б. Блюм // Успехи современной биологии. – 1995. – Т. 115, вып. 3. – С. 261–275.
20. Пектиновые полисахариды корней одуванчика лекарственного *Taraxacum officinale* Wigg / Н. П. Тигунцева, Л. В. Каницкая, С. Н. Евстафьев, И. А. Ушаков // Фундаментальные исследования. – 2013. – № 10. – С. 1243–1247.
21. Піскова О. М. Інгібування росту проростків кукурудзи за спільної дії хрому та нікелю/ О. М. Піскова, О. М. Вінниченко, В. М. Гришко // Вісник Дніпропетровського університету. Серія «Біологія. Екологія». – Дніпропетровськ, 2008. – Вип. 16, т. 1. – С. 174–178.
22. Серегин И. В. Физиологическая роль никеля и его токсическое действие на высшие растения / И. В. Серегин, А. Д. Кожевникова // Физиология растений. – 2006. – Т. 53, № 2. – С. 285–308.
23. Серегин И. В. Физиологические аспекты токсического действия кадмия и свинца на высшие растения / И. В. Серегин, В. Б. Иванов // Физиология растений. – 2001. – Т. 48, № 4. – С. 606–630.
24. Топчий Н. Н. Влияние тяжелых металлов на фотосинтез / Н. Н. Топчий // Физиология и биохимия культурных растений. – 2010. – Т. 42, № 2. – С. 95–106.
25. Усманов Т. Ю. Экологическая физиология растений / Т. Ю. Усманов, З. Ф. Рахманкулова, А. Ю. Кулагин. – Москва : Логос, 2001. – 224 с.
26. Чиркова Т. В. Физиологические основы устойчивости растений / Т. В. Чиркова. – Санкт-Петербург : СПбГУ, 2002. – 244 с.
27. Чипиляк Т. Ф. Пристосування асиміляційного апарату сортів Лілійнику (*Nemerocallis* L.) до забруднення важкими металами // Т. Ф. Чипиляк, В. М. Гришко // Биологический вестник Мелитопольского государственного педагогического университета имени Богдана Хмельницкого. – Мелитополь, 2014. – № 4 (2). – С. 83–97.



28. Шубина А. Г. Содержание хлорофилла и каротиноидов в листьях одуванчика лекарственного (*Taraxacum officinale*) и березы повислой (*Betula pendula Roth*), растущих в г. Тамбове / А. Г. Шубина // Вестник Тамбовского государственного университета. – Тамбов, 2011. – Т. 16, вып.1. – С. 353–355
29. Cobbett C. S. Phytochelatins and their roles in heavy metal detoxification. *Plant Physiol*, 2000, vol. 123, no 3, pp. 825-832.
30. Dias M. C., Monteiro C., Moutinho-Pereira J. et al. Cadmium toxicity affects photosynthesis and plant growth at different levels. *Acta Physiol. Plant*, 2013, vol. 35, pp. 1281-1289.
31. Dixon D. P., Davis B. G., Edwards R. Functional divergence in the glutathione transferase superfamily in plants. Identification of two classes with putative functions in redox homeostasis in *Arabidopsis thaliana*. *J. Biol. Chem*, 2002, vol. 277, pp. 30859-30869.
32. Dorcak V., Krezel A. Correlation of acid-base chemistry of phytochelatins PC2 with its coordination properties towards the toxic metal ion Cd (II). *Dalton Trans*, 2003, pp. 2253-2259.
33. Foyer C. H., Halliwell B. The presence of glutathione and glutathione reductase in chloroplasts: a proposed role in ascorbic acid metabolism. *Planta*, 1976, vol. 133, no 1, pp. 21-25.
34. Foyer C. H., Noctor G. Oxidant and antioxidant signalling in plants: a reevaluation of the concept of oxidative stress in a physiological context. *Plant Cell Environ*, 2005, vol. 28, pp. 1056-1071.
35. Garg N., Kaur H. Response of antioxidant enzymes, phytochelatins and glutathione production towards Cd and Zn stresses in *Cajanus cajan* (L.) Millsp. genotypes colonized by arbuscular mycorrhizal fungi. *J. Agron. Crop Sci*, 2013, vol. 199, pp. 118-133.

## РОЗДІЛ 6

### ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ГЕНЕРАТИВНОЇ СФЕРИ *T. OFFICINALE* В УМОВАХ ТОКСИЧНОЇ ДІЇ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ТА МОЖЛИВІСТЬ ЇЇ ВИКОРИСТАННЯ ДЛЯ БІОДІАГНОСТИКИ

Для діагностування життєздатності рослин за дії певних негативних факторів, зокрема забруднення довкілля, можуть використовуватись різні підходи, проте вони мають базуватись на визначенні аутокологічних особливостей видів, які й забезпечують їх адаптаційну пластичність. Натомість необхідно відзначити, що одним із таких інтегральних критеріїв є встановлення особливостей формування генеративної сфери рослин та найважливішого її продукту – насіння, яке дозволяє відтворюватись організму в цілому [1, 3, 13, 21].

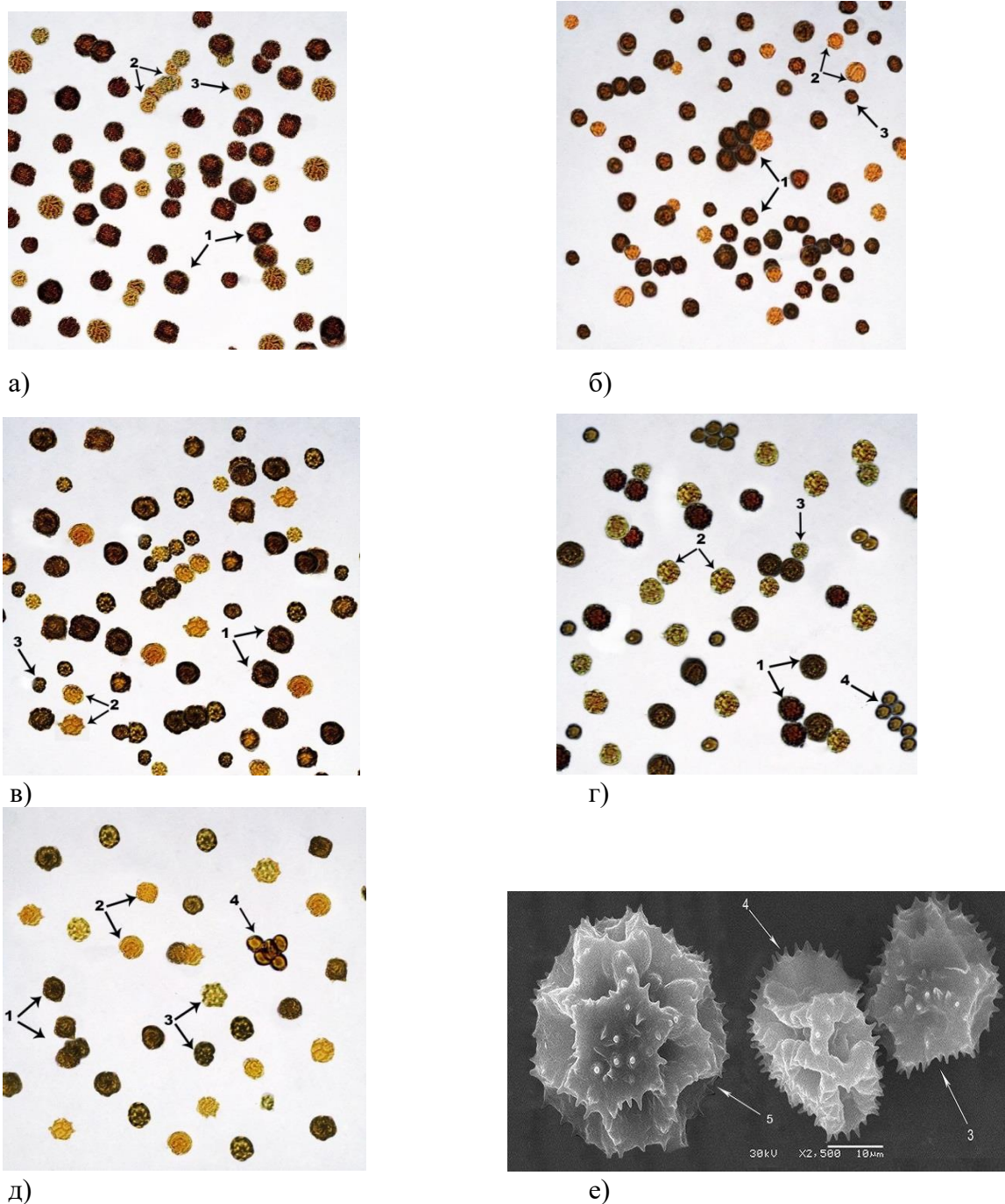
У вивченні цих питань вже досягнуті певні успіхи, але реакції відповіді репродуктивних структур і процесів на забруднення довкілля вивчені ще недостатньо, зокрема, можливість насінневого розмноження і відновлення рослин та їх популяцій за стресових умов існування. Необхідно зазначити, що певні зміни у функціонуванні репродуктивних структур рослин під впливом аеротехногенного забруднення є доволі різноманітними та не завжди збігаються з реакцією рослинного організму в цілому [4, 11, 14, 18, 19].

Незважаючи на численні дослідження продуктивності рослин у зонах промислового забруднення, це питання залишається відкритим, оскільки визначення особливостей репродуктивних структур синантропних видів-індикаторів, у тому числі і *T. officinale* в умовах забруднення довкілля викидами підприємств гірничо-металургійного комплексу до сьогодні не розглядалось.

#### **6.1 Реакція чоловічого гаметофіту на техногенне навантаження середовища**

Отримані дані свідчать, що у *T. officinale* певна інтенсивність забруднення спричинює суттєвий вплив на життєздатність пилку (рис. 6.1) [2, 4, 7]. Так, у рослин найбільша кількість нежиттєздатного пилку (50,4%) утворювалась на

ділянці 1 (табл. 6.1). На інших моніторингових ділянках з високим рівнем забруднення кількість фертильного пилку була до 5% вищою.



**Рис. 6.1. Життєздатність та морфологічна будова пилкових зерен *T. officinale* в зонах з різним рівнем техногенного навантаження:**

а) дослідна ділянка № 9 (умовний контроль); б) дослідна ділянка № 8 (зона незначного рівня забруднення); в) дослідна ділянка № 7 (зона незначного рівня забруднення); г) дослідна ділянка № 1 (зона високого рівня забруднення); д) дослідна ділянка № 3 (зона високого рівня забруднення); е – ультраструктура поверхні пилкових зерен; 1 – фертильні зерна; 2 – стерильні зерна; 3 – морфологічно змінені; 4 – лінзовидні; 5 – вигляд пилкового зерна в нормі.

За помірного рівня забруднення утворюється в середньому на 10% менше стерильного пилку, ніж при високому і його кількість не перевищує 40%. В умовах незначного рівня забруднення рослин *T.officinale* формують від 17 до 24% стерильних пилкових зерен. Тоді як в умовному контролі, кількість життєздатного пилку є більшою за 85%.

Подібні ефекти спостерігали І.Л. Бухаріна і А.А. Двоєглазова [11] у рослин *Dactylis glomerata* L., які в санітарно-захисній зоні «Іжсталі» утворювали 32% фертильного пилку, що в 2,5 рази менше, ніж в умовному контролі. Проте автори наголошують на видоспецифічності такої реакції гаметофіту. Так, у *Bromus inermis* Leys за аналогічних умов кількість стерильного пилку відрізнялась лише на 37%.

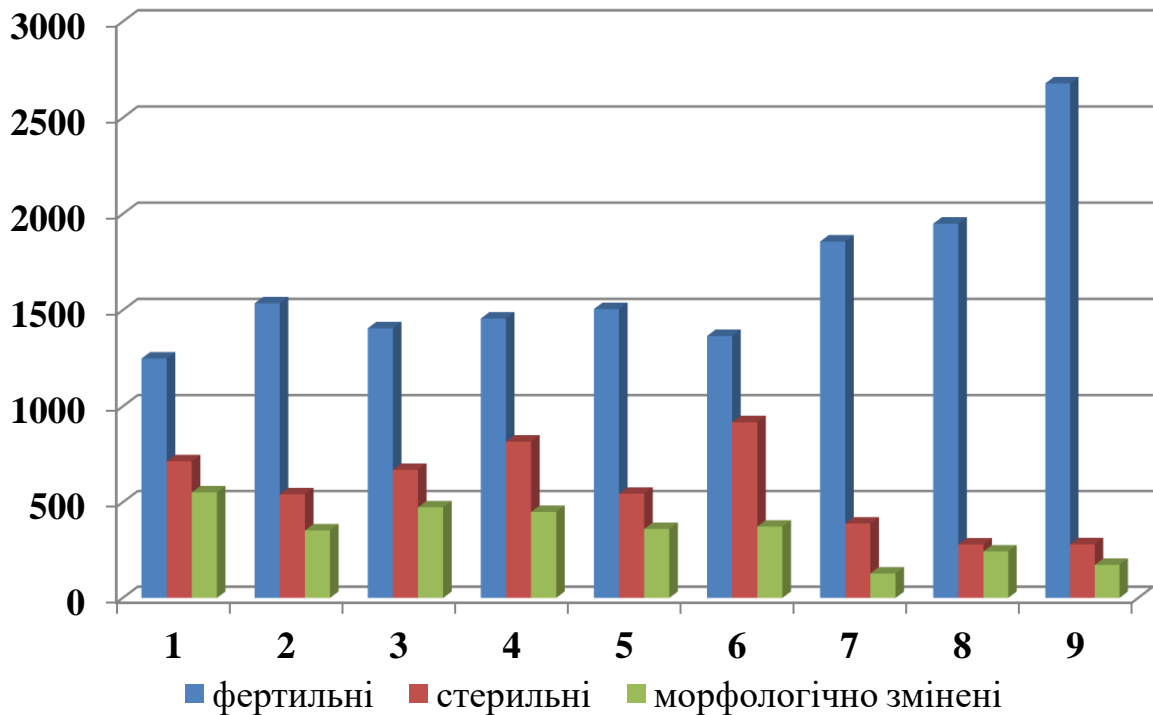
Додатковим показником гаметоцидного впливу забруднення слугує й кількість морфологічно змінених пилкових зерен. Наприклад, при високому рівні забруднення у рослин *T. officinale* такого пилку формується 31-44% від життєздатного, тоді як при помірному – до 25, незначному – 10, а в умовному контролі – не перевищує 7% (рис. 6.2). Причому лінзовидна форма абортивного пилку спостерігається лише при сильному рівні забруднення (рис 6.1 г, д). Отримані результати свідчать, що в умовному контролі рівень спонтанної стерильності пилку не перевищує 15% (табл. 6.1). Визначення кількості індукованого стерильного пилку показало, що його характерна реакція зростає в залежності від рівня забруднення з 9% при незначному рівні до 36%– при високому.

Аналіз даних розрахунку коефіцієнта чутливості, індекса стильності, палінотоксичного ефекту, за якими оцінюють чутливість чоловічого гаметофіту, свідчить, що в умовах Криворіжжя для рослин *T. officinale* доцільніше використовувати два останніх показники, як більш інформативні. Вони підвищуються пропорційно з рівнем забруднення. Тоді як для коефіцієнта чутливості відмічається відсутність чіткого розмежування між високим та помірним рівнями забруднення (табл. 6.1).

**Показники чутливості пилкових зерен *Taraxacum officinale* до рівня забруднення атмосфери**

Рівень забруднення	Дослід-на ділянка	ІС	КЧ	ПЕ	% фертильних пилкових зерен	% стерильних пилкових зерен	% індукованого забруднення м стерильного пилку
Високий	1	2,54	1,75	53,38	49,64	50,36	35,61
	2	3,27	2,83	49,01	51,41	48,59	33,81
	3	2,38	2,10	47,52	55,14	44,86	30,11
	4	2,91	1,78	45,61	53,49	46,51	31,76
Помірний	5	1,94	2,76	43,78	62,44	37,56	22,81
	6	1,93	1,49	42,67	63,18	36,82	22,07
Незначний	7	1,71	4,44	20,34	77,26	22,74	7,99
	8	1,00	6,96	27,21	83,25	16,75	2,0
Умовний контроль	9	–	9,53	–	85,51	14,75	-

Отже, забруднення довкілля поллютантами сприяє поступовому збільшенню (50 %) нежиттєздатного пилку за високого рівня промислових викидів і підвищенню більше як удвічі кількості стерильних зерен, індукованих цим чинником. В умовах промислового забруднення залежність від рівня викидів зростає і проявляється в збільшенні кількості морфологічно зміненого пилку, а за високого рівня поллютантів зафіксовано утворення лінзоподібної аномальної форми.



**Рис. 6.2. Кількісні показники якості пилкових зерен (шт.) на дослідних ділянках**

В умовах Криворіжжя, з переважанням у складі промислових емісій викидів підприємств гірничо-металургійного комплексу, інформативнішими показниками чутливості чоловічого гаметофіту до рівня забруднення довкілля є індекс стерильності та палінотоксичний ефект. Зменшення кількості фертильного пилку, із зростанням рівня забруднення, збільшує частку нежиттєздатних сім'янок.

Висока чутливість чоловічого гаметофіту *T. officinale* до атмосферного забруднення проявляється у збільшенні абортивного пилку, що впливає на формування життєздатного насіння. Цей процес також гальмує проростання пилку, що ускладнює запліднення в умовах забруднення [1, 5, 6].

## **6.2 Особливості формування насіння *T. officinale* в умовах різного рівня забруднення**

За дії техногенних чинників ступінь та характер пошкодження рослин залежить від якісного та кількісного складу забруднюючих речовин. Значною мірою це відображується на процесах росту та особливостях формування

насіння. Тому важливим напрямом у вивченні адаптації рослин в умовах антропогенного навантаження є визначення якості насіння та його продуктивності. Зокрема, встановлено, що схожість, маса насіння та насіннева продуктивність *Tagetes patula* L., *Salvia splendens* Ker.–Gawl., *Petunia x hybrida* Vilm., *Calendula officinalis* L. знижується під впливом інгредієнтів автотранспортних викидів [24, 26, 27]. У *Acer pseudoplatanus* L., *Acer negundo* L. і *Robinia pseudoacacia* L. в умовах хронічної дії аерогенних поллютантів виявлено значне зниження інтенсивності плодоношення та маси насіння. Зниження маси насіння автори пов'язують зі збільшенням частки невиповнених насінин [8, 9]. Незважаючи на численні дослідження продуктивності рослин у зонах промислового забруднення, питання морфометричної мінливості насіння залишається відкритим.

На підставі аналізу отриманих результатів з'ясовано, що поллютанти по-різному впливають на показники довжини та ширини сім'янок, зібраних в промислових районах м. Кривий Ріг (табл. 6.2) [1, 5, 8]. Так, більш суттєвих змін зазнавали значення довжини сім'янок, ніж показники ширини. В умовах дослідних ділянок 1, 2, 3, які відносяться до високого рівня забруднення формувались сім'янки *T.officinale*, ширина яких була на 17% більшою, тоді як за незначного рівня забруднення – 20-45% (рис. 6.3).

Таблиця 6.2

**Морфометричні показники насіння *Taraxacum officinale* Wigg., мм, n=200**

Дослідна ділянка	M ± m	V, %	t <sub>st</sub>	% до контролю
Довжина				
1	2,10±0,09	13,68	1,42	93,8
2	2,27±0,03	4,22	0,60	101,5
3	2,05±0,05	8,12	2,97	91,7
4	2,52±0,02	3,09	6,26	112,6
5	1,83±0,02	4,67	8,70	81,7
6	2,12±0,09	13,66	1,18	94,6
7	2,04±0,07	12,15	2,48	91,0
8	1,87±0,04	6,36	6,54	83,5
9	2,24±0,04	8,35	–	–

Дослідна ділянка	$M \pm m$	V, %	$t_{st}$	% до контролю
Ширина				
1	0,70±0,03	14,22	2,22	114,2
2	0,70±0,04	16,30	1,79	112,9
3	0,72±0,03	13,39	2,77	117,5
4	0,90±0,02	8,47	9,90	145,4
5	0,58±0,02	12,31	1,29	93,5
6	0,70±0,02	16,34	1,86	112,9
7	0,74±0,02	9,21	4,24	120,7
8	0,77±0,02	7,75	5,30	125,7
9	0,62±0,02	14,53	—	—

Примітка: M – середнє значення вибірки; m – абсолютна похибка середнього значення; V% – коефіцієнт варіації;  $t_{st}$  – критерій Стюдента.

Дещо інші закономірності зафіксовані у зміні довжини сім'янок. На моніторингових ділянках як з високим, так і з незначним рівнем забруднення спостерігались різні тенденції. Так, на дослідних ділянках 3, 7 та 8 сім'янки у *T. officinale* були на 9 – 17% меншими за довжиною, ніж в контролі.

У рослин з ділянок 4 довжина сім'янок збільшувалась на 13%, а на ділянках 1 та 2 формувались сім'янки, які не відрізнялись за довжиною від умовного контролю (рис. 6.3).

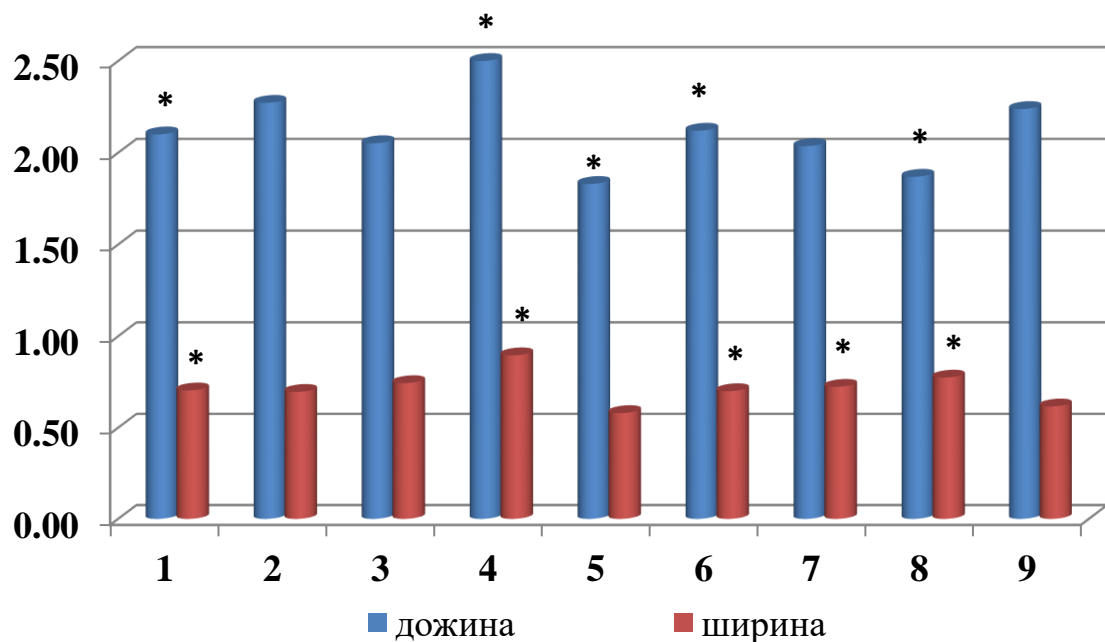


Рис. 6.3 Морфометричні показники сім'янок *Taraxacum officinale*, мм, n=200, \* - достовірна різниця з умовним контролем.



Проте показані вище тенденції зміни довжини насіння на ділянках із різним рівнем забруднення не позначаються на загальній тенденції щодо зменшення його ваги на моніторингових ділянках за суттєвого перевищення ГДК токсичних сполук у повітрі.

Найлегше насіння сформувалося на ділянці 3, де різниця між вагою 1000 насінин з умовним контролем становила 155,6 мг, тоді як на інших – не перевищувала 80 мг (табл. 6.3).

Таблиця 6.3

**Вага 1000 насінин *Taraxacum officinale* Wigg., мг, (n=10)**

Дослідна ділянка	M ± m	V, %	t <sub>st</sub>	% до контролю
1	532,6±21,3	13,30	3,25	87,5
2	526,43±17,7	12,64	4,01	87,6
3	456,7±31,2	25,53	4,65	74,7
4	586,2±33,8	17,04	0,73	95,4
5	443,7±28,2	18,53	3,65	72,4
6	513,7±20,2	15,53	3,85	83,2
7	614,3±13,6	5,43	0,11	100,7
8	528,1±33,2	24,60	2,38	87,3
9	612,3±12,1	6,47	–	–

Примітка: M – середнє значення вибірки; m – абсолютна похибка середнього значення; V, % – коефіцієнт варіації; t<sub>st</sub> – коефіцієнт Стьюдента.

Отримані результати певною мірою узгоджуються з даними впливу аерогенних забруднювачів на насіння інших видів. Наприклад, під дією викидів, що містять важкі метали, макростробіли рослин популяції у *Pinus sylvestris* L. продукують у 2,4 рази більше пустих та недорозвинених (без зародку) та легших за вагою насінин порівняно з варіантом умовного контролю [8]. Нашими дослідженнями доведено, що в умовах незначного рівня забруднення рослини *T.officinale* Wigg. утворюють насіння, вага якого не відрізняється статистично достовірно від умовного контролю. Аналіз отриманих даних свідчить, що зменшення ваги насіння супроводжується зменшенням його розмірів (або довжини або ширини насінини). Формування

меншого за вагою насіння, у випадках коли зміни зазначених морфометричних показників не зафіксовано (на дослідній ділянці 2), можна пояснити, скоріш за все, специфічними змінами складу запасних речовин.

Як свідчать літературні дані, численні дослідження підтверджують негативний вплив аеротехногенного забруднення на якість насіння різних рослин, що проявляється в зниженні енергії проростання та подовженому його періоді. Згідно з результатами І. В. Лязгунової [26], рослини північних тайгових лісів за реакцією репродуктивних структур на стресові фактори можна поділити на 3 групи: стійкі, толерантні та нестійкі. Крім того, автор відзначає, що високий вміст важких металів у верхньому шарі ґрунту є головним чинником, який обмежує життєздатність насіння певного виду. Т. Ф. Чипиляк на прикладі видів роду *Heimerocallis L.* встановила, що стійкість рослин до несприятливих умов середовища залежить від фази індивідуального розвитку [39]. На основі модельних дослідів показано наступну закономірність: коли насіннева шкірка має добру проникність для іонів важких металів, тоді відбувається інгібування навіть етапу «раннього проростання» та зниження лабораторної схожості насіння (наприклад, у *Pisum sativum L.*, *Avena sativa L.*, *Allium cepa L.*, *Robinia pseudoacacia L.*, *Pinus pallasiana D.Don*, *Dimorphotheca pluvialis (L.) Moench*, *Impatiens balsamina L.*, *Mirabilis jalapa L.* та деяких видів роду *Vaccinium L.*) [15, 23, 24, 27, 29].

Результати наших досліджень доводять статистично достовірне зниження схожості сім'янок *T.officinale* за високого рівня забруднення (табл. 6.4). Найсуттєвіше зниження схожості (на 55%) зафіксовано на ділянці 3. У рослин на моніторингових ділянках із незначним рівнем забруднення спостерігалось зменшення схожості сім'янок до 10% (ділянка 8) або вона суттєво не відрізнялась від контролю (ділянка 7).

Схожість сім'янок *Taraxacum officinale*, %, (n=5)

Дослідна ділянка	M ± m	V, %	t <sub>st</sub>	% до контролю
1	52,8±2,7	22,63	9,52	56,5
2	65,4±2,6	18,00	6,66	70,0
3	42,0±2,2	23,08	12,96	44,9
4	62,8±2,9	20,84	6,96	67,24
5	55,8±2,5	23,14	5,46	59,74
6	53,6±2,3	18,84	4,96	57,39
7	95,4±3,5	16,93	0,42	102,1
8	83,2±3,6	19,52	2,09	89,0
9	93,4±3,3	16,85	–	–

Примітка: M – середнє значення вибірки; m – абсолютна похибка середнього значення; V% – коефіцієнт варіації; t<sub>st</sub> – критерій Стюдента.

## Висновки до розділу.

1. Встановлена висока чутливість чоловічого гаметофіту *T. officinale* до атмосферного забруднення що проявляється у збільшенні абортивного пилку та впливає на формування життєздатного насіння. Забруднення призводить до поступового збільшення (50 %) нежиттєздатного пилку за високого рівня промислових викидів і підвищення більше як удвічі кількості стерильних зерен, індукованих цим чинником. В залежності від рівня забруднення зростає і кількість морфологічно зміненого пилку, а за високого рівня полютантів зафіксовано утворення лінзоподібної аномальної форми.

2. Розраховані коефіцієнти чутливості, індекс стильності, палінотоксичний ефект, за якими оцінювали чутливість чоловічого гаметофіту, свідчать, що в умовах Криворіжжя для *T. officinale* доцільніше використовувати два останніх, як більш інформативні. Вони підвищуються пропорційно з рівнем забруднення. Тоді як для коефіцієнта чутливості відмічається відсутність чіткого розмежування між високим та помірним рівнями забруднення

10. Доведено, що в умовах незначного рівня забруднення рослини *T. officinale* утворюють насіння, вага якого не відрізняється статистично

достовірно від умовного контролю. Аналіз отриманих даних свідчить, що зменшення ваги насіння супроводжується зменшенням його розмірів (або довжини і ширини насінини, або хоча б одного з цих показників). Формування меншого за вагою насіння, у випадках коли зміни зазначених морфометричних показників не зафіксовано, можна пояснити, скоріш за все, специфічними змінами складу запасних речовин.

### Основні публікації дисертанта за матеріалами розділу:

1. Гришко В.М. Сіліч (Комарова) І. О. Деякі особливості формування насіння *Taraxacum officinale* Wigg. в умовах різного рівня забруднення // Вісник Львівського національного університету. Серія біологічна, 2014. – Випуск 69. – С. 45 – 56.
2. Гришко В. М., Комарова І. О. Біоіндикація атмосферного забруднення за реакцією пилкових зерен *Taraxacum officinale* F.H.Wigg (на прикладі м. Кривий Ріг) / ScienceRise: Scientific Journal, 2016. – № 5 (22). – С. 15-20.
3. Сіліч (Комарова) І.О. Деякі особливості формування насіння *Taraxacum officinale* Wigg в умовах Криворізької урбоекосистеми / Біологічні дослідження – 2015 // Збірник наукових праць. – Житомир: ПП «Рута», 2015. – С. 293-297.
4. Сіліч (Комарова) І.О. Пилковий аналіз *Taraxacum officinale* Wigg в умовах Криворізької урбоекосистеми / Молодь і поступ біології // Збірник тез XI Міжнародної наукової конференції студентів і аспірантів (м. Львів, 20 – 23 квітня 2015р.). – Львів: СПОЛОМ, 2015. – С. 229-230.
5. Комарова І.О. Насіннева продуктивність *Taraxacum officinale* Wigg в умовах криворізької урбоекосистеми / Регіональні аспекти флористичних і фауністичних досліджень // Матеріали другої міжнародної науково-практичної конференції (24–25 квітня 2015 року смт Путила, Чернівецька область). – Чернівці «Друк Арт», 2015. – С. 124 – 126.
6. Комарова І.О. Використання *Taraxacum officinale* Wigg для біоіндикації рівня забруднення навколишнього природного середовища /

Інтродукція рослин, збереження та збагачення біорізноманіття в ботанічних садах та дендропарках // Матеріали Міжнародної наукової конференції (15-17 вересня 2015 р. м. Київ). – Київ, 2015. – С. 104-106.

7. Комарова І.О. Біоіндикація рівня забруднення за реакцією репродуктивних структур *Taraxacum officinale* Wigg / Шевченківська весна 2016: біологічні науки // Матеріали XIV Міжнародної наукової конференції студентів, аспірантів та молодих вчених (6-8 квітня 2016р. м. Київ). – Київ, 2016. – С.111 – 112.

8. Комарова І.О. Морфометричні особливості насіння *Taraxacum officinale* Wigg. в умовах Криворізької урбоекосистеми / Наукові основи збереження біотичної різноманітності // Матеріали I (XII) Міжнародної конференції молодих учених (21-22 травня 2015р. м. Львів). – Львів, 2015. – С. 184 – 187.

#### Перелік посилань:

1. Бабкин В. В. Физико-биохимические аспекты действия тяжелых металлов на растения / В. В. Бабкин, А. А. Завалин // Химия в сельском хозяйстве. – 1995. – № 5. – С. 17–21.

2. Бакташева Н. М. Морфология пыльцы весенне- и раннелетнее цветущих представителей семейства Brassicaceae / Н. М. Бакташева, Н. Г. Сероглазова, В. М. Струков // Экология биосистем: проблемы изучения, индикации и прогнозирования : матер. II Междунар. конф., Астрахань, 25–30 августа 2009 г. – Астрахань : Изд. Дом «Астраханский университет», 2009. – С. 328–332.

3. Барсукова В. С. Физиолого-генетические аспекты устойчивости растений к тяжелым металлам / В. С. Барсукова. – Новосибирск, 1997. – 63 с.

4. Бессонова В. П. Насіннева продуктивність деревних рослин в умовах забруднення довкілля хлором та його сполуками / В. П. Бессонова, С. Яковлева-Носар // Український ботанічний журнал. – 2007. – Т. 64, № 1. – С. 115–121.

5. Безель В. С. Особенности онтогенеза *Taraxacum officinale* s. 1. в условиях химического загрязнения среды (энергетический аспект) / В. С. Безель, Т. В. Жуйкова, О. А. Северюхина // Методы популяционной биологии : матер. VII

Всерос. популяц. семинара, 16–21 февр. 2004 г., Респ. Коми, г. Сыктывкар / [редкол.: Н. В. Глотов (отв. ред.) и др.]. – Сыктывкар, 2004. – С.125–130.

6. Безель В. С. Роль травянистых растительных сообществ в формировании биогенных циклов химических элементов / В. С. Базель, Т. В. Жуйкова // Поволжский экологический журнал. – 2010. – № 3. – С. 219–229.

7. Безель В. С. Структура ценопопуляций одуванчика и специфика накопления тяжелых металлов / В. С. Безель, Т. В. Жуйкова, В. Н. Позолотина // Экология. – 1998. – № 5. – С. 376–382.

8. Бессонова В. П. Влияние загрязнения среды на прорастание и физиологическое состояние пыльцы некоторых древесных растений / В. П. Бессонова, И. И. Лыженко // Ботанический журнал. – 1991. – Т. 76, № 3. – С. 422–426.

9. Бессонова В. П. Оцінка стану пилку деревних рослин в урбатехногенній екосистемі / В. П. Бессонова, Є. П. Бессонов, В. М. Зверковський // Питання біоіндикації та екології. – 2013. – Вип. 18, № 1. – С. 70–83.

10. Биоиндикация загрязнений наземных экосистем : пер. с нем. / под ред. Р. Шуберта. – Москва : Мир, 1988. – 350 с.

11. Бухарина И.Л., Двоглазова А.А. Биоэкологические особенности травянистых и древесных растений в городских насаждениях: монография / И.Л. Бухарина, А.А. Двоглазова. – Ижевск: Изд-во «Удмуртский университет», 2010. – 184 с.

12. Визначення токсичності дії важких металів і кислотності на рослини ріпаку як факторів впливу субстратів ґрунту породних відвалів / В. Баранов, С. Бешлей, С. Ващук та ін. // Біологічні Студії / Studia Biologica. – 2011. – Т. 5, № 1. – С. 17–24.

13. Волощинська С. С. Біоіндикація стану забруднення довкілля важкими металами (на прикладі автомагістралі «Київ–Варшава») / С. С. Волощинська // Вісник Дніпропетровського університету. Серія «Біологія. Екологія». – Дніпропетровськ, 2008. – Вип. 16, т. 2. – С. 24–28.

14. Глухов О. З. Індикація стану техногенного середовища за морфологічною мінливістю рослин / О. З. Глухов, С. І. Прохорова // Промислова ботаніка. – 2008. – Вип. 8. – С. 3–11.

15. Глухов О. З. Фітоіндикація металопресингу в антропогенно трансформованому середовищі / О. З. Глухов, А. Л. Сафонов, Н. А. Хижняк. – Донецьк : Норд-Пресс, 2006. – 360 с.
16. Горова А. Про біоіндикаційну оцінку впливу на довкілля ставків-накопичувачів шахтних вод (на прикладі Червоноградського гірничопромислового регіону) / А. Горова, С. Кулина, О. Шкредетко // Вісник Львівського університету. Серія біологічна. – Львів, 2011. – Вип. 56. – С. 221–226.
17. Дзюба О. Ф. Палиноіндикация качества окружающей среды / О. Ф. Дзюба. – Санкт-Петербург : Недра, 2006. – 198 с.
18. Егоркина Г. И. Реакция мужского гаметофита культурных растений на загрязнение почвы тяжелыми металлами / Г. И. Егоркина, Т. В. Бабич // Вестник Алтайского государственного аграрного университета. – 2008. – № 5. – С. 23–26.
19. Застосування рослинних тест-систем для оцінки комбінованої дії стресорів різної природи на екосистеми / О. М. Міхєєв, М. І. Гуща, Ю. В. Шиліна та ін. // Науково-методичний журнал Миколаївського державного гуманітарного університету ім. Петра Могили комплексу «Києво-Могилянська академія». – Миколаїв, 2006. – Т. 53, вип. 40. – С. 56–64.
20. Жуйкова Т. В. Аккумулирующая способность растений в условиях техногенного загрязнения почв тяжёлыми металлами / Т. В. Жуйкова, Э. Р. Зиннатова // Поволжский экологический журнал. – 2014. – № 2. – С. 196–207.
21. Жуйкова Т. В. Разные стратегии адаптации растений к токсическому загрязнению среды тяжелыми металлами (на примере *Taraxacum officinale* S.L.) / Т. В. Жуйкова, В. Н. Позолотина, В. С. Безель // Экология. – 1999. – № 3. – С. 189–196.
22. Жуйкова Т. В. Реакция ценопопуляций и травянистых сообществ на химическое загрязнение среды : автореф. дис. ... д-ра биол. наук : спец. 03.00.16, 03.00.05 / Ж. В. Жуйкова. – Екатеринбург, 2009. – 40 с.
23. Кайгородов Р. В. Загрязнение почв придорожных газонов г. Перми тяжелыми металлами, их распределение в вегетативных и генеративных органах и влияние на фертильность и линейные размеры *Taraxacum officinale* /

Р. В. Кайгородов, Л. В. Новоселова, Е. В. Мозжерина // Вестник Пермского университета. Серия «Биология. Экология». – Пермь, 2010. – Вып. 3. – С. 30–34.

24. Коршиков І. І. Якість пилку *Pinus pallasiana* (Pinaceae) з насаджень екологічно безпечних і техногенно забруднених територій степової зони України / І. І. Коршиков, О. В. Лаптева // Український ботанічний журнал. – 2014. – Т. 71, № 5. – С. 590–598.

25. Куцоконь Н. Рослинні тест-системи для визначення генотоксичності / Н. Куцоконь // Вісник НАН України. – 2010. – № 4. – С. 48–52.

26. Литвиненко Ю. С. Оцінка репродуктивного потенціалу видів роду *Pinus* L. на півдні степової зони України за показниками насінневої продуктивності та якості пилку / Ю. С. Литвиненко // Бюлетень ДНБС. – 2013. – Вип. 108. – С. 76–83.

27. Лянгузова И. В. Влияние аэротехногенного загрязнения на прорастание семян и рост проростков дикорастущих растений / И. В. Лянгузова // Физиология растений. – 2011. – Т. 58, № 6. – С. 844–852.

28. Микроспорогенез у *Vicia cracca* L. из популяций с антропогенным химическим загрязнением / Л. Ф. Частоколенко, Л. М. Бондарь, В. Д. Суржиков, К. С. Седова // Экология. – 1991. – № 5. – С. 20–24.

29. Миленька М. М. Життєздатність пилку деревних рослин як критерій якості навколишнього середовища / М. М. Миленька // Екологія та ноосферологія. – 2009. – Т. 20, № 1–2. – С. 181–187

30. Морфометрія пилкових зерен берези бородавчастої як індикатор якості екостану / Т. В. Шевцова, К. Г. Гаркава, Я. Бриндза та ін. // Питання біоіндикації та екології. – 2014. – Вип. 19, № 2. – С. 121–138.

31. Неверова О. А. Биоэкологическая оценка загрязнения атмосферного воздуха по состоянию древесных растений / О. А. Неверова. – Новосибирск : Наука, 2001. – 119 с.

32. Неверова О. А. Применение фитоиндикации в оценке загрязнения окружающей среды / О. А. Неверова // Биосфера. – 2009. – № 1. – С. 82–92.



33. Позолотина В. Н. Внутривидовая изменчивость качества семенного потомства одуванчика в зонах химического и радиоактивного загрязнения / В. Н. Позолотина, Е. В. Антонова, В. С. Безель // Экология. – 2009. – № 5. – С. 383–389.
34. Пути адаптации ценопопуляций одуванчика лекарственного к длительному радиационному и химическому воздействию / В. Н. Позолотина, Е. В. Антонова, В. С. Безель и др. // Экология. – 2006. – № 6. – С. 440–445.
35. Северюхина О. А. Влияние температуры вегетационного сезона на жизнеспособность семенного потомства *Taraxacum officinale* s. 1. в условиях химического загрязнения / О. А. Северюхина, Т. В. Жуйкова // Адаптация биологических систем к естественным и экстремальным факторам среды : матер. Всерос. науч.-практ. конф., 11–15 окт. 2004 г. / [редкол.: Д. З. Шибкова и др.]. — Челябинск, 2004. – С. 66–72.
36. Северюхина О. А. Репродуктивные особенности *Taraxacum officinale* s. 1. в условиях химического загрязнения среды : автореф. дис. ... канд. биол. наук : спец. 03.00.16 / О. А. Северюхина. – Екатеринбург, 2004. – 24 с.
37. Спосіб визначення толерантності вищих рослин до техногенного хімічного забруднення навколишнього середовища : пат. 21281 Україна: МПК G01N 17/00, G01N 1/00 / Ібрагімова Е. Е., Балічієва Д. В. – u200608732; заявл. 04.08.2006; опубл. 15.03.2007, Бюл. № 3, 2007 р.
38. Третьякова И. Н. Пыльца сосны обыкновенной в условиях экологического стресса / И. Н. Третьякова, Н. Е. Носкова // Экология. – 2004. – № 1. – С. 1–8.
39. Цирк М. Исследование состояния воздушного бассейна городов с помощью природных индикаторов : автореф. дис. ... канд. геогр. наук : спец. 11.00.11 / М. Цирк ; Моск. гос. ун-т им. Михаила Ломоносова. – Москва, 1992. – 24 с.
40. Чипиляк Т. Ф. Аутоэкологія представників роду *Neurocallis* L. в умовах техногенного забруднення : автореф. дис. ... канд. біол. наук : спец. 03.00.16 / Т. Ф. Чипиляк ; Ін-т агроекології і природокористування. – Київ, 2011. – 21 с.

## ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі вивчено особливості накопичення важких металів та їх транслокації у синантропного виду *T. officinale* Wigg. за дії стресових екологічних чинників в умовах м. Кривий Ріг, проаналізовано фізіолого-біохімічні та палінологічні особливості аутоекології виду в умовах забруднення довкілля важкими металами. Отримано такі основні наукові результати:

1. У складі рослинних угруповань за участі *T. officinale* Wigg Криворізького урбопромислового комплексу виявлено 91 вид, які належать до 77 родів та 26 родин. Найбільш часто зустрічаються представники таких родин, як Asteraceae, Fabaceae, Brassicaceae, Poaceae, Rosaceae, Apiaceae, Plantaginaceae, Salicaceae. Видова насиченість рослинних угруповань варіює від 13 до 38 видів. За флористичним складом угруповання дослідних ділянок з різним рівнем забруднення є подібними, що свідчить про високий рівень толерантності до забруднення рослин, які формують рослинний покрив в Криворізькому урбопромисловому комплексі.

2. Екологічну структуру рослинних угруповань Криворізького урбопромислового комплексу створюють рудеранти (51,27% від загальної кількості видів) та степанти (21,61%). У складі рослинних угруповань переважають гемікриптофіти (50% від загальної кількості видів) і терофіти (25,9%). У аспекті преференцій до водного режиму найчисельнішими є ксеромезофіти (53% від загальної кількості рослин) та мезоксерофіти (29,4%). В угрупованнях домінують геліофіти (55,0%) та мезотрофи (60,6%).

3. Незначний рівень забруднення середовища супроводжується значним підвищенням вмісту в ґрунті таких важких металів, як Ni, Cu, Zn, Pb. Статистично вірогідне підвищення вмісту кадмію відбувається при помірному та більш значних рівнях забруднення. Значне перевищення валового вмісту важких металів у ґрунті, а саме Cu, Zn, Pb та Cd є особливістю високого рівня забруднення. Незначний рівень забруднення позначається на рухомості важких металів, що проявляється у збільшенні частки рухомих форм таких елементів як

Ni, Cu, Zn, Pb. Суттєве збільшення рухомих форм відбувається при високому рівні забруднення, що найбільшою мірою проявляється для Ni та Cd.

4. Коефіцієнти транслокації для Ni свідчать про безбар'єрне його надходження в рослину *Taraxacum officinale* в системі «листок-корінь» на ділянках помірного та незначного рівнів забруднення. У системі «корінь-листок» встановлений міцний антиконцентраційний бар'єр нікеля. В умовах високого рівня забруднення транслокаційні режими Pb знаходяться у діапазоні від деконцентратора до макроконцентратора. При переході Cu із кореня в листок існує міцний бар'єр. Такий бар'єр відсутній при транслокації Cu із ґрунту в корінь та із листка до кореня. Особливістю Zn та Cd є їх безбар'єрна міграція при усіх рівнях забруднення.

5. Концентрація хлорофілу *a* зі збільшенням рівня забруднення зменшується нелінійно. При незначному та помірному рівні забруднення зменшення вмісту цього пігменту відбувається на 44,6 %, а при сильному рівні забруднення відбуваються компенсаторні явища так, що зменшення складає тільки 31,9 %. Концентрація хлорофілу *b* різко зростає за умов незначного забруднення, але при більш високих рівнях аеротехногенного забруднення цей показник зменшується в порівнянні з контрольною ділянкою на 22,7 %.

6. Концентрація каротиноїдів при незначному рівні забруднення не відрізняється від контролю, а при більш високому суттєво знижується на 52,5%. Найбільш чутливим індикатором аеротехногенного забруднення є індекс  $Chl_{a+b}/Car$ , який збільшується з підвищенням рівня забруднення.

7. Мінімальний вміст ТБК-активних сполук зафіксовано в умовному контролі. За активної акумуляції важких металів у листках *T. officinale* їх концентрація підвищувалась до 3 разів. Встановлено наявність тісних обернених кореляційних зв'язків між акумуляцією важких металів та концентрацією ТБК-активних сполук. Найвищий коефіцієнт кореляції ( $r \geq -0,99$ ) виявлено між концентрацією ТБК-активних сполук та Zn.

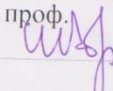
8. Встановлена висока чутливість чоловічого гаметофіту *T. officinale* до атмосферного забруднення, яка проявляється у збільшенні абортивного пилку

та впливає на формування життєздатного насіння. Високий рівень промислових викидів призводить до поступового збільшення кількості стерильних (до 50 %) і морфологічно змінених пилкових зерен. За високого рівня зафіксовано утворення лінзоподібної аномальної форми. Рівень забруднення суттєво не впливає на вагу насіння *T.officinale*, але призводить до зменшення його розмірів (довжини і ширини насінини, або одного з цих показників).

9. В умовах Криворіжжя найінформативнішими для біоіндикації забруднення доцільно використовувати індекс стерильності та палінотоксичний ефект пилку *T. officinale*.

## ДОДАТОК 1

«УЗГОДЖЕНО»

В.О.Директора Криворізького  
ботанічного саду НАН України  
д.б.н., проф.

Короткий В.О.

«21» червня 2016 року



«ЗАТВЕРДЖЕНО»

Проректор з наукової-педагогічної  
роботиКриворізького педагогічного інституту  
ДВНЗ «Криворізький національний  
університет»  
д.б.н., проф.

Шрамко Я.В.

«23» червня 2016 року



## АКТ

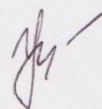
впровадження результатів науково-дослідної роботи

**Організація:** Криворізький педагогічний інститут ДВНЗ «Криворізький національний університет».

Цим актом підтверджується, що результати виконаної в Криворізькому ботанічному саду НАН України дисертаційної роботи Комарової І.О. на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук ««Еколого-біологічні особливості адаптації *Taraxacum officinale* до дії важких металів в умовах Криворіжжя» та за держбюджетною темою №0116U003465 "Фізіолого-біохімічні і цитогенетичні особливості адаптації рослин до стресової дії важких металів та процеси біологічної мобілізації сполук карбону і нітрогену в техноземах" впроваджені у Криворізькому педагогічному інституті ДВНЗ «Криворізький національний університет» на кафедрі ботаніки та екології.

**Вид впроваджених результатів:** результати біоіндикаційних досліджень, а саме паліноіндикації на прикладі синантропного виду *Taraxacum officinale*.**Характеристика масштабу впровадження:** одноразове.**Новизна результатів впровадження:** якісно нові.**Форма впровадження:** результати впроваджені у навчальний та науковий процес на кафедрі ботаніки та екології природничого факультету Криворізького педагогічного інституту ДВНЗ «Криворізький національний університет» при викладанні лекцій з курсів «Екологія рослин», «Основи наукових досліджень», «Комп'ютерне моделювання біологічних процесів», а також під час виконання наукової роботи викладачами та студентами.Завідувач кафедри  
к.б.н., доцент

Свтушенко Е.О.

Науковий керівник,  
старший науковий співробітник  
відділу оптимізації техногенних  
ландшафтів Криворізького ботанічного  
саду НАН України, к.б.н., ст.н.с.

Гришко В.М.

## ДОДАТОК 2

«УЗГОДЖЕНО»

Директор Криворізького  
ботанічного саду НАН Українид.б.н., проф.  
Коршиков І.І.

«\_\_\_\_\_» 2016 року

«ЗАТВЕРДЖЕНО»

Проректор з науково-педагогічної  
роботи та міжнародної співпраці  
Львівського національного  
університету ім.Івана Франка  
к.філ.н., доцент

«\_\_\_\_\_» 2016 року

«\_\_\_\_\_» 2016 року

## АКТ

## впровадження результатів науково-дослідної роботи

Цим актом підтверджується, що результати виконаної в Криворізькому ботанічному саду НАН України дисертаційної роботи Комарової І.О. на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук «Еколого-біологічні особливості адаптації *Taraxacum officinale* до дії важких металів в умовах Криворіжжя» і держбюджетної теми № 0116U003465 «Фізіолого-біохімічні і цитогенетичні особливості адаптації рослин до стресової дії важких металів та процеси біологічної мобілізації сполук карбону і нітрогену в технозомах» впроваджені у Львівському національному університеті ім. Івана Франка на кафедрі фізіології та екології рослин біологічного факультету.

Вид впроваджених результатів: порівняльна оцінка стійкості трав'янистих рослин і визначення ролі адаптаційних можливостей до дії важких металів розповсюдженого синантропного виду *Taraxacum officinale*.

Новизна результатів впровадження: якісно нові.

Форма впровадження: встановлення узагальненої оцінки стійкості *Taraxacum officinale* до промислових емісій, а саме, видоспецифічності акумуляції цинку, кадмію, плюмбуму, купруму і нікелю у вегетативних органах. Розглянуто показники транслокаційного коефіцієнту як бар'єрного блоку в системі «грунт-рослина». На прикладі фотосинтетичної системи рослин показані особливості їх адаптації до полютантів металургійних та гірничорудних підприємств за інтенсивністю пероксидного окиснення ліпідів та змін співвідношення хлорофілів а і b, суми каротиноїдів. Причому останні виконують роль однієї із ланок антиоксидантної системи захисту рослинних клітин від продуктів ланцюгових реакцій пероксидного окиснення ліпідів.

Результати впроваджені у навчальний та науковий процес на кафедрі фізіології та екології рослин у Львівському національному університеті ім. Івана Франка при викладанні лекцій з курсів «Екологія рослин», «Фізіологія і біохімія рослин», «Стійкість рослин до несприятливих умов довкілля» і «Фізіологія і екологія фотосинтезу», а також під час виконання наукової роботи викладачами та студентами.

Завідувач кафедри  
д.б.н., професор

Підпис *Терек О.І.*  
ПІДТВЕРДЖУЮ  
Нач. ВК ЛНУ ім. І. Франка *Терек О.І.*



Терек О.І.

## ДОДАТОК 3

«УЗГОДЖЕНО»

В.О.Директора Криворізького ботанічного саду НАН України  
д.б.н., проф.



« 06 » червня 2016 року

«ЗАТВЕРДЖЕНО»

Проректор з наукової роботи  
Дніпропетровського державного аграрно-економічного університету  
д.б.н., проф.



Грицан Ю.І.

червня 2016 року

## АКТ

## впровадження результатів науково-дослідної роботи

**Організація:** Дніпропетровський державний аграрно-економічний університет

Цим актом підтверджується, що результати виконаної в Криворізькому ботанічному саду НАН України дисертаційної роботи Комарової І.О. на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук «Еколого-біологічні особливості адаптації *Taraxacum officinale* до дії важких металів в умовах Криворіжжя» та за держбюджетною темою № 0116U003465 "Фізіолого-біохімічні і цитогенетичні особливості адаптації рослин до стресової дії важких металів та процеси біологічної мобілізації сполук карбону і нітрогену в технозомах" впроваджені у Дніпропетровському державному аграрно-економічному університеті на кафедрі екології та охорони навколишнього середовища.

**Вид впроваджених результатів:** результати досліджень рівня акумуляції важких металів у едафотопах Криворіжжя та ролі бар'єрних механізмів на шляху надходження важких металів до вегетативних органів рослин.

**Характеристика масштабу впровадження:** одноразове.

**Новизна результатів впровадження:** якісно нові.

**Форма впровадження:** результати впроваджені у навчальний та науковий процес на кафедрі екології та охорони навколишнього середовища Дніпропетровського державного аграрно-економічного університету при викладанні лекцій з курсів «Екологічне ґрунтознавство», «Моніторинг довкілля», «Урбоекологія» і «Екологічна експертиза», а також під час виконання наукової роботи викладачами та студентами.

Завідувач кафедри  
д.б.н., професор

В.І. Чорна

Науковий керівник,  
старший науковий співробітник  
відділу оптимізації техногенних  
ландшафтів Криворізького ботанічного  
саду НАН України, к.б.н., ст.н.с.

В.М.Гришко

## ДОДАТОК 4



ДНІПРОПЕТРОВСЬКА ОБЛАСНА ДЕРЖАВНА АДМІНІСТРАЦІЯ  
ДЕПАРТАМЕНТ ЕКОЛОГІЇ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ

вул. Лабораторна, 69, м. Дніпро, 49000, тел./факс. (0562) 46-41-61,  
e-mail: ecology@adm.dp.gov.ua, код ЄДРПОУ 38752461

Науковому керівнику НДР,  
кандидату біологічних наук,  
ст.н.с. Криворізького  
ботанічного саду

ГРИШКУ В.М.

Шановний Віталіє Миколайовичу!

У відповідь на лист від 23.11.2016 № 447 стосовно дисертаційної роботи Комарової І.О., у межах компетенції повідомляємо.

Дисертаційна робота Комарової І.О. “Еколого-біологічні особливості адаптації *Taraxacum officinale* до дії важких металів в умовах Криворіжжя”, яка виконана в рамках держбюджетної теми установи “Фізико-біологічні і цитогенетичні особливості адаптації рослин до стресової дії важких металів та процеси біологічної мобілізації сполук карбону і нітрогену в техноземах” (держреєстрація в Українському інституті науково-технічної експертизи та інформації № 0116U003465) має наукове та практичне значення.

В умовах степового Придніпров'я, а саме Кривого Рогу, оцінено особливості та специфіку акумуляції важких металів рослинами *T.officinale* з ґрунту і подальшу їх транслокацію. Отримані результати залежності особливостей проростання насіння кульбаби лікарської від рівня забруднення важкими металами навколишнього природного середовища можуть бути використані як критерії біоіндикації стану довкілля.

Враховуючи вищевикладене, департамент екології та природних ресурсів облдержадміністрації підтримує можливість застосування вказаних матеріалів для розробки рекомендацій щодо оцінки забруднення ґрунтів з подальшим використанням у рамках Дніпропетровської обласної комплексної програми (стратегії) екологічної безпеки та запобігання змінам клімату на 2016 – 2025 роки, затвердженої рішенням Дніпропетровської обласної ради від 21.10.2015 № 680-34/VI (зі змінами).

Директор департаменту

Р.О.СТРІЛЕЦЬ

Сержантова 46 32 61

Дніпропетровська обласна державна адміністрація  
Департамент екології та природних ресурсів ДОДА  
Вих.№ 3-1436/0/261-17 від 01.03.2017





## ДОДАТОК 5

**КРИВОРІЗЬКА РАЙОННА ДЕРЖАВНА АДМІНІСТРАЦІЯ  
ДНІПРОПЕТРОВСЬКОЇ ОБЛАСТІ**

вул.Кобилянського, 152, м. Кривий Ріг, 50002 тел. 26-06-25, факс (0564) 26-06-25  
e-mail info@krrda.dp.ua, http://www.kriv-ri.dp.gov.ua, Код ЄДРПОУ 04052270

Виконуючому обов'язки  
КДПУ  
професору

ШРАМКУ Я.В.

Криворізька районна державна адміністрація повідомляє, що матеріали дисертаційної роботи асистента кафедри ботаніки та екології Криворізького державного педагогічного університету Комарової Ірини Олександрівни були використані при розробці та реалізації природоохоронних проектів. Результати досліджень адаптаційних можливостей *Taraxacum officinale* Wigg та виявлена толерантність до різного рівня забруднення важкими металами навколишнього середовища використовуються як критерії біоіндикації стану довкілля при розробці системи екологічного моніторингу.

Перший заступник голови  
райдержадміністрації

С.Л.СІНЄЛЬНІК

Дніпропетровська обласна державна адміністрація  
Криворізька РДА

00 19 7 1

Вих. № 01-12 -1971/0/55-16 від 02.12.2016



## ДОДАТОК 6

Ділянка обстеження	Назва виду	Проективн е покриття в балах за шкалою  Браун- Бланке	Екоморфи							
			Клім-	Трофо-	Гігро-	Геліо-	полленохор и	діаспорохори	ценоморф а	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
ВИСОКИЙ РІВЕНЬ  Дослідна ділянка № 1  м. Кривий Ріг, Металургійний район ПАТ «АрселорМіт тал Кривий Ріг». Газон поблизу доменної печі № 9. Загальне	<i>Acer negundo</i>	+	Ph	MsTr	KsMs	He,	Ent,	Anch.	Sil	
	<i>Achillea millefolium</i>	r	HKr,	MgTr	KsMs,	He,	Ent,	Bal.	StPr	
	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	r	T	Og.-MgTr,	MsKs,	ScHe,	Anph,	Bal.	Ru	
	<i>Arctium tomentosum</i>	r	HKr,	MgTr,	KsMs,	He,	Ent,	Epiz.	Ru	
	<i>Armeniaca vulgaris</i>	+	парость розміщена дифузно по контурі ценоза	HKr,	MgTr,	Ms,	ScHe,	Anph,	Bal.	PrRu
	<i>Artemisia absinthium</i>	r	HKr,	MsTr,	KsMs,	He,	Anph,	Bal.	Ru	
	<i>Bromopsis inermis</i>	+	G,	Og.-MgTr,	KsMs,	He,	Anph,	Bal.	PrSt	

проективне покриття травостою – 85%. По краю ценозу відмічено дорослі дерева <i>Acer negundo</i> , <i>Ulmus pumila</i> , <i>U. minor</i> та кущі <i>Rosa corymbifera</i> . Усього зафіксовано 38 видів	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	+	T,	MsTr,	KsMs,	He,	Ent.(Ah.),	Bar.	Ru
	<i>Cardaria draba</i>	+	G,	MsTr,	KsMs,	He,	Ent.(Ah.)	Bal.	Ru
	<i>Carduus acanthoides</i>	r	T,HKr, ,	MsTr,	MsKs..	He,	Ent,	Anch.	StRu
	<i>Chelidonium majus</i>	r	HKr,	Og.-MgTr,	Ms,	ScHe,	Ent,	Myrm.	SilRu
	<i>Cichorium intybus</i>	r	HKr,	MsTr,	MsKs,	He,	Ent,	Bal.	(Ru) StPr
	<i>Cirsium setosum</i>	+	G,	MsTr,	MsKs,	He,	Ent,	Anch. -	Ru
	<i>Convolvulus arvensis</i>	+	G,	MsTr,	MsKs,	ScHe,	Ent.(Ah),	Bal.(Bar.).	Ru
	<i>Crepis rhoeadifolia</i>	r	HKr,T, ,	Og.-MsTr,	MsKs,	He,	Ent,	Anch.	StRu
	<i>Elytrigia repens</i>	2	G.	MsTr.,	KsMs.,	ScHe.,	Anph.,	Bal.	StPrRu
	<i>Euphorbia virgultosa</i>	+	HKr,	MsTr,	MsKs,	ScHe,	Anph.(Ent.),	Ach.	RuPr
	<i>Falcaria vulgaris</i>	+	HKr,	MgTr,	KsMs,	He,	Ent,	Perv.	StRu
	<i>Fumaria schleicheri</i>	r	T,	MsTr,	KsMs,	ScHe,	Ent,	Bar.	Ru
	<i>Galium aparine</i>	+	T,	MgTr,	KsMs,	ScHe,	Ent,	Epz.	SilRu
	<i>Heracleum sibiricum</i>	r	HKr.	MsTr,	KsMs,	ScHe,	Ent.(p.a.)	H/Anch.	SilPr
<i>Hieracium virosium</i>	r	HKr,	MgTr,	MsKs,	ScHe,	Ent,	Anch.	(SiL)StPtr.	
<i>Lamium amplexicaule</i>	r	T,HKr, ,	Og.-MsTr,	KsMs,	He,	Ah.(Ent)	Bal.	Ru	

	<i>Lathyrus tuberosus</i>	+	G,	MgTr,	KsMs,	He,	Ent,	Ach.	RuPr
	<i>Linaria biebersteinii</i>	+	HKr,	MgTr,	Ks.,	He,	Ent,	Bal.	PrRu
	<i>Linaria genistifolia</i>	r	HKr,	Og.-MsTr,	Ks,	He,	Ent,	Bal.	PtrPs
	<i>Melilotus officinalis</i>	r	HKr,	MsTr,	KsMs,	He,	Ent,	Bal.	(Ru) StPr
	<i>Onopordum acanthium</i>	r	HKr,	MsTr,	MsKs,	He,	Ent.,	Anch.	Ru
	<i>Poa angustifolia</i>	1	HKr,	Ms.- MgTr(Alk.),	KsMs,	ScHe,	Anph,	Bal.	StPr.
	<i>Securigera varia</i>	+							
	<i>Senecio vernalis</i>	r	HKr,Т .	Og.-MsTr,	KsMs,	ScHe,	Ent,	Anch.	Ru
	<i>Seseli tortuosum</i>	r	HKr,	OgTr,	MsKs,	He,	Ent,	Perv.	PsSt.
	<i>Sonchus oleraceus</i>	+	Т,	MsTr,	Ms,	He,	Ent,	Anch.	Ru
	<i>Taraxacum officinale</i>	2	HKr,	MsTr,	KsMs,	ScHe,	Ent.(Ah.).	Anch.	RuPr
	<i>Thlaspi perfoliatum</i>	r	Т,	MsTr,	Ms,	He,	Ent.(Ah.),	Bar.	RuSt
	<i>Ulmus minor</i>	+	Ph,	MsTr,	MsKs,	He.(Sc .),	Anph,	Anch.	Sil.
	<i>Ulmus pumila</i>	+	Ph,	Ms - (AlkTr.),	Ks,	He,	Anph,	Anch.	Sil.
	<i>Viola hirta</i>	+	HKr.,	MsTr.,	KsMs.,	HeSc.	Ent.,	Ach.	(St.)SilPr
<b>ВИСОКИЙ</b>	<i>Acer negundo</i>	+	Ph	MsTr	KsMs	He,	Ent,	Anch.	Sil

<b>РІВЕНЬ</b>  <b>Дослідна ділянка № 2</b> м. Кривий Ріг, Довгинцевський район ПАТ «Криворізький суриковий завод». Газон поблизу центральної прохідної. Загальне проективне покриття травостою – 80%. По краю ценозу відмічено дорослі дерева <i>Acer negundo</i> , <i>Aesculus hippocastanum</i> , <i>Populus nigra</i> , <i>P. alba</i> , <i>Tilia cordata</i> . Усього зафіксовано 35 видів	<i>Achillea millefolium</i>	r	HKr,	MgTr	KsMs,	He,	Ent,	Bal.	StPr
	<i>Aesculus hippocastanum</i>	r	Ph,	MsTr,	Ms,	He,	Ent,	Bar.	Sil.
	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	+	T	Og.-MgTr,	MsKs,	ScHe,	Anph,	Bal.	Ru
	<i>Artemisia absinthium</i>	r	HKr,	MsTr,	KsMs,	He,	Anph,	Bal.	Ru
	<i>Buglossoides arvensis</i>	+	T, HKr	MsTr,	MsKs,	ScHe,	Ent,	Bal.(Myrm)	Ru
	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	+	T,	MsTr,	KsMs,	He,	Ent.(Ah.),	Bar.	Ru
	<i>Cardaria draba</i>	+	G,	MsTr,	KsMs,	He,	Ent.(Ah.),	Bal.	Ru
	<i>Centaurea diffusa</i>	+	HKr,	MsTr,	Ks,	He,	Ent,	Perv.	StRu
	<i>Convolvulus arvensis</i>	+	G,	MsTr,	MsKs,	ScHe,	Ent.(Ah),	Bal.(Bar.).	Ru
	<i>Crepis rhoeadifolia [tectorumL]</i>	r	HKr, T,	Og.-MsTr,	MsKs,	He,	Ent,	Anch.	StRu
	<i>Elytrigia repens</i>	2	G.	MsTr.,	KsMs.,	ScHe.,	Anph.,	Bal.	StPrRu
	<i>Euphorbia virgultosa</i>	r	HKr,	MsTr,	MsKs,	ScHe,	Anph.(Ent.),	Ach.	RuPr
	<i>Fumaria schleicheri</i>	r	T,	MsTr,	KsMs,	ScHe,	Ent,	Bar.	Ru
	<i>Galium aparine</i>	+	T,	MgTr,	KsMs,	ScHe,	Ent,	Epz.	SilRu
<i>Hieracium × robustum</i>	r								
<i>Lathyrus tuberosus</i>	+	G,	MgTr,	KsMs,	He,	Ent,	Ach.	RuPr	
<i>Lotus ucrainicus</i>	+	HKr,	MsTr,	KsMs,	He,	Ent,	Ach.	StPr.	

<i>Medicago sativa</i>	+	HKr,	MgTr,	KsMs,	He,	Ent	Bal.	Cul
<i>Nonea rossica</i>	r	HKr,	MsTr,	Ks,	He,	Ent,	Bal.	Ru
<i>Plantago lanceolata</i>	r	HKr,	MsTr,	MsKs,	He,	Ent.(Anph.)	Bal.	StPrRu
<i>Poa angustifolia</i>	3	HKr	Ms.MgTr(Al k)	KsMs,	ScHe,	Anph,	Bal.	StPr.
<i>Populus alba</i>	r	Ph,	Og.-MsTr,	Ms,	He,	Anph,	Anch.	Sil.
<i>Populus nigra</i>	+	Ph,	MsTr,	Ms,	ScHe,	Anph,	Anch.	Sil.
<i>Rosa corymbifera</i>	r сіянці спорадично розміщені по контурі газону	Ph,	MsTr,	KsMs,	ScHe,	Ent,	Endz.	SilSt.
<i>Senecio jacobaea</i>	r	HKr,	MsTr,	KsMs,	He,	Ent,	Anch.	(St)PrRu
<i>Senecio vernalis</i>	+	HKr,T.	Og.-MsTr,	KsMs,	ScHe,	Ent,	Anch.	Ru
<i>Sonchus arvensis</i>	r	G,	MgTr,	KsMs,	He,	Ent,	Anch.	Ru
<i>Stellaria media</i>	+	T, HKr,	Ms.-MgTr,	Ms,	ScHe,	Ent.(Ah.),	Bal.	Ru
<i>Taraxacum officinale</i>	3	HKr,	MsTr,	KsMs,	ScHe,	Ent.(Ah.).	Anch.	RuPr
<i>Tilia cordata</i>	r	Ph.,	MgTr.,	KsMs.,	He.,	Ent.,	H/anch.	Sil

	<i>Trifolium repens</i>	+	HKr,	MgTr,	Ms,	He,	Ent.	Bar.	Pr
	<i>Ulmus pumila</i>	r сіянці у центрі газону	Ph,	Ms - (AlkTr.),	Ks,	He,	Anph,	Anch.	Sil.
	<i>Veronica dillenii</i>	+	HKr.,	OgTr.,	MsKs.,	ScHe.	Ent.,	Bal.	SilSt.
	<i>Vicia tenuifolia</i>	+	HKr,	MgTr,	KsMs,	He,	Ent,	Ach.	StPr.
<b>ВИСОКИЙ РІВЕНЬ</b>	<i>Acer negundo</i>	+							
	<i>Acer negundo</i>	сіянці	Ph	MsTr	KsMs	He,	Ent,	Anch.	Sil
<b>Дослідна ділянка № 3</b>	<i>Achillea millefolium</i>	+	HKr,	MgTr	KsMs,	He,	Ent,	Bal.	StPr
	<i>Anisantha tectorum</i>	+	T	Og.-MgTr,	KsMs,	ScHe,	Anph,	Epz.	Ru
м. Кривий Ріг, Металургійний район ВАТ «АрселорМітт ал Кривий Ріг». Газон поблизу прохідної до прокатних станів. Загальне	<i>Artemisia absinthium</i>	r	HKr,	MsTr,	KsMs,	He,	Anph,	Bal.	Ru
	<i>Cirsium setosum</i>	+	G,	MsTr,	MsKs,	He,	Ent,	Anch. -	Ru
	<i>Convolvulus arvensis</i>	+	G,	MsTr,	MsKs,	ScHe,	Ent.(Ah),	Bal.(Bar.).	Ru
	<i>Elaeagnus angustifolia</i>	+							
	<i>Elaeagnus angustifolia</i>	дорослі дерева та підріст	Ph,	MsTr,	MsKs,	He,	Ent,	Endz	Sil
	<i>Elytrigia repens</i>	3	G.	MsTr.,	KsMs.,	ScHe	Anph.,	Bal.	StPrRu

проективне покриття травостою – 75%. По краю ценозу відмічено дорослі дерева <i>Populus deltoids</i> . Усього зафіксовано 21 вид.	<i>Euphorbia virgultosa</i>	r	HKr,	MsTr,	MsKs,	ScHe,	Anph.(Ent.),	Ach.	RuPr
	<i>Galium aparine</i>	+	T,	MgTr,	KsMs,	ScHe,	Ent,	Epz.	SilRu
	<i>Galium humifusum</i>	+	HKr,	MsTr,	Ks,	He,	Ent,	Bar.	(Epiz.).
	<i>Hieracium virosum</i>	r	HKr,	MgTr,	MsKs,	ScHe,	Ent,	Anch.	(SiL)StPtr.
	<i>Impatiens parviflora</i>	r	T,	MsTr,	Ms,	ScHe,	Ent,	Ach.	SilRu
	<i>Juglans regia</i>	r сходи у центрі газону	Ph,	MgTr,	MsKs,	He.,	Anph.(Ent-),	Synz.	(Sil)Cul.
	<i>Pastinaca sylvestris</i>	+	HKr,	MsTr,	KsMs,	ScHe,	Ent.(p.a.),	Bal.	SilPr
	<i>Poa angustifolia</i>	1	HKr,	Ms.MgTr(Alk)	KsMs,	ScHe,	Anph,	Bal.	StPr.
	<i>Populus deltoides</i>	r	Ph,	MsTr,	KsMs,	He,	Anph,	Anch.	Sil.
	<i>Securigera varia</i>	+							
	<i>Senecio vernalis</i>	r	HKrT	Og.-MsTr,	KsMs,	ScHe,	Ent,	Anch.	Ru
<i>Taraxacum officinale</i>	3	HKr,	MsTr,	KsMs,	ScHe,	Ent.(Ah.).	Anch.	RuPr	
<i>Ulmus pumila</i>	r підріст спорадично розміщени	Ph,	Ms - (AlkTr.),	Ks,	He,	Anph,	Anch.	Sil.	



		й у контурі газону								
<b>ВИСОКИЙ РІВЕНЬ</b>	<i>Acer negundo</i>	+	сiянци	Ph	MsTr	KsMs	He,	Ent,	Anch.	Sil
<b>Дослідна ділянка № 4</b> м. Кривий Ріг, Металургійний район ВАТ «АрселорМіттал Кривий Ріг». Газон поблизу прохідної № 1. Загальне проективне покриття травостою – 75%. По краю ценозу відмічено дорослі дерева <i>Populus deltoids. Tilia cordata</i> та кущі	<i>Achillea millefolium</i>	+	HKr,	MgTr	KsMs,	He,	Ent,	Bal.	StPr	
	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	+	T	Og.-MgTr,	MsKs,	ScHe,	Anph,	Bal.	Ru	
	<i>Artemisia absinthium</i>	r	HKr,	MsTr,	KsMs,	He,	Anph,	Bal.	Ru	
	<i>Buglossoides arvensis</i>	r	T, HKr	MsTr,	MsKs,	ScHe,	Ent,	Bal.(Myrm)	Ru	
	<i>Bunias orientalis</i>	r	T, HKr	Og.-MgTr,	KsMs,	ScHe,	Ent,	Bal.	Ru	
	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	+	T,	MsTr,	KsMs,	He,	Ent.(Ah.),	Bar.	Ru	
	<i>Cardaria draba</i>	+	G,	MsTr,	KsMs,	He,	Ent.(Ah.),	Bal.	Ru	
	<i>Centaurea diffusa</i>	+	HKr,	MsTr,	Ks,	He,	Ent,	Perv.	StRu	
	<i>Convolvulus arvensis</i>	2	G,	MsTr,	MsKs,	ScHe,	Ent.(Ah),	Bal.(Bar.).	Ru	
	<i>Diplotaxis muralis</i>	r	T, HKr	MsTr,	Ks,	ScHe,	Ent,	Bar.	PtrRu	
	<i>Elytrigia repens</i>	1	G.	MsTr.,	KsMs.,	ScHe.	Anph.,	Bal.	StPrRu	
	<i>Fumaria schleicheri</i>	+	T,	MsTr,	KsMs,	ScHe,	Ent,	Bar.	Ru	
<i>Melilotus officinalis</i>	r	HKr,	MsTr,	KsMs,	He,	Ent,	Bal.	(Ru) StPr		
<i>Plantago lanceolata</i>	r	HKr,	MsTr,	MsKs,	He,	Ent.(Anph.),	Bal.	StPrRu		

Rosa canina . Усього зафіксовано 26 вид.	<i>Poa angustifolia</i>	+	HKr,	Ms.- MgTr(Alk.),	KsMs,	ScHe,	Anph,	Bal.	StPr.
	<i>Poa bulbosa</i>	r	HKr,	Og.-MsTr,	MsKs,	He,	Anph,	Bal.	RuSt
	<i>Poa compressa</i>	+	HKr,	Og.-MsTr,	MsKs,	ScHe,	Anph,	Bal.	(Sil)RuSt
	<i>Polygonum aviculare</i>	r	T,	MsTr,	MsKs,	ScHe,	Ent.(Ah.),	Bal.	Ru
	<i>Rosa canina</i>	r	nPh,	MsTr,	MsKs,	ScHe,	Ent,	Endz.	Sil.St
	<i>Stellaria media</i>	+	T,HKr,	Ms.-MgTr,	Ms,	ScHe,	Ent.(Ah.),	Bal.	Ru
	<i>Populus deltoides</i>	r	Ph,	MsTr,	KsMs,	He,	Anph,	Anch.	Sil.
	<i>Taraxacum officinale</i>	2	HKr,	MsTr,	KsMs,	ScHe,	Ent.(Ah.).	Anch.	RuPr
	<i>Tilia cordata</i>	r	Ph.,	MgTr.,	KsMs.,	He.,	Ent.,	H/anch.	Sil
	<i>Trifolium repens</i>	+	HKr,	MgTr,	Ms,	He,	Ent.	Bar.	Pr
	<i>Viola hirta</i>	r	HKr.,	MsTr	KsMs	HeSc	Ent	Ach.	(St.)SilPr
ПОМІРНИЙ РІВЕНЬ	<i>Arctium tomentosum</i>	r	HKr,	MgTr,	KsMs,	He,	Ent,	Epiz.	Ru
	<i>Asperugo procumbens</i>	2	T,	MsTr,	KsMs,	He,	Ent,	Bar.	Ru
Дослідна ділянка № 5 м. Кривий Ріг,	<i>Atriplex micrantha</i>	1	T,	MsTr.(AlkTr.),	Ms,	He,	Anph,	Bal.	(Ru)HalPr
	<i>Cerasus vulgaris</i>	r (парость)	Ph,	MgTr,	Ms,	ScHe,	Ent,	Endz	Sil

Покровський район. Газон поблизу санітарно-захисної зони шахти Ювілейна ПАТ «Євраз Суха Балка» Загальне проективне покриття травостою – 50%. Усього зафіксовано 20 видів.	<i>Chelidonium majus</i>	r	HKr,	Og.-MgTr,	Ms,	ScHe,	Ent,	Myrm.	SilRu
	<i>Cirsium setosum</i>	r	G,	MsTr,	MsKs,	He,	Ent,	Anch. -	Ru
	<i>Elytrigia repens</i>	1	G.	MsTr.,	KsMs.,	ScHe.,	Anph.,	Bal.	StPrRu
	<i>Fumaria schleicheri</i>	+	T,	MsTr,	KsMs,	ScHe,	Ent,	Bar.	Ru
	<i>Hemerocallis × hybrida</i>	r							
	<i>Humulus lupulus</i>	r	G,	MsTr,	HgMs,	ScHe,	Anph,	H/anch.	Sil.
	<i>Levisticum officinale</i>	r	HKr,	MsTr,	KsMs,	ScHe,	Ent,	Bal.	Cul.
	<i>Medicago lupulina</i>	1	T,	HKr,	MsTr,KsMs,	He	Ent.	(Ah.), Bal.	StPr.
	<i>Poa angustifolia</i>	1	HKr,	Ms-MgTr(Alk.),	KsMs,	ScHe,	Anph,	Bal.	StPr.
	<i>Polygonum aviculare</i>	1	T,	MsTr,	MsKs,	ScHe,	Ent.(Ah.),	Bal.	Ru
	<i>Populus albidus</i>	r (парость)	Ph,	Og.-MsTr,	Ms,	He,	Anph,	Anch.	Sil.
	<i>Rumex confertus</i>	r	HKr,	MsTr,	KsMs,	ScHe,	Anph.(Ah.),	H/anch.	RuPr
	<i>Setaria viridis</i>	+	T,	Og.-MsTr,	KsMs,	He,	Anph,	Synz.(Bal.).	(Ps)Ru
	<i>Taraxacum officinale</i>	2	HKr,	MsTr,	KsMs,	ScHe,	Ent.(Ah.).	Anch.	RuPr
<i>Trifolium pratense</i>	r	HKr,	MgTr,	Ms,	He,	Ent.	Bar.	Pr	
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	r	T, HKr ,	MsTr,	KsMs,	He,	Ent,	Bal.	Ru.	

<p>ПОМІРНИЙ РІВЕНЬ</p> <p><b>Дослідна ділянка № 6</b> м. Кривий Ріг, Металургійний район. Газон поблизу дачного товариства «Суворове», що межує із санітарно-захисною зоною ПАТ «Криворізький суриковий завод» Загальне проективне покриття травостою – 65%. Усього зафіксовано 16 видів.</p>	<i>Achillea millefolium</i>	+	HKr,	MgTr	KsMs,	He,	Ent,	Bal.	StPr
	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	r	T	Og.-MgTr,	MsKs,	ScHe,	Anph,	Bal.	Ru
	<i>Artemisia absinthium</i>	r	HKr,	MsTr,	KsMs,	He,	Anph,	Bal.	Ru
	<i>Agrimonia eupatoria</i>	r	HKr,	MgTr.(MsTr)	KsMs,	ScHe,	Ent,	Epz	SilSt
	<i>Armeniaca vulgaris</i>	r	HKr,	MgTr,	Ms,	ScHe,	Anph,	Bal.	PrRu
	<i>Arctium tomentosum</i>		HKr,	MgTr,	KsMs,	He,	Ent,	Epiz.	Ru
	<i>Plantago lanceolata</i>	+	HKr,	MsTr,	MsKs,	He,	Ent.(Anph.),	Bal.	StPrRu
	<i>Setaria viridis</i>		T,	Og.-MsTr,	KsMs,	He,	Anph,	Synz. (Bal.).	(Ps)Ru
	<i>Medicago sativa</i>	r	HKr,	MgTr,	KsMs,	He,	Ent	Bal.	Cul
	<i>Poa bulbosa</i>	+	HKr,	Og.-MsTr,	MsKs,	He,	Anph,	Bal.	RuSt
	<i>Plantago lanceolata</i>	+	HKr,	MsTr,	MsKs,	He,	Ent.(Anph.),	Bal.	StPrRu
	<i>Reseda lutea</i>	r	T, HKr ,	MgTr,	KsMs,	He,	Ent,	Bal.	StRu
	<i>Polygonum aviculare</i>	l	T,	MsTr,	MsKs,	ScHe,	Ent.(Ah.),	Bal.	Ru
	<i>Rumex confertus</i>	r	HKr,	MsTr,	KsMs,	ScHe,	Anph.(Ah.),	H/anch.	RuPr
	<i>Taraxacum officinale</i>	l	HKr,	MsTr,	KsMs,	ScHe,	Ent.(Ah.).	Anch.	RuPr
	<i>Trifolium pratense</i>	r	HKr,	MgTr,	Ms,	He,	Ent.	Bar.	Pr

<p>НЕЗНАЧНИЙ РІВЕНЬ</p> <p>Дослідна ділянка № 7</p> <p>м. Кривий Ріг, Саксаганський район, вул. Рязанова. Газон поблизу входу до терапевтичного відділення міської лікарні №1. Загальне проективне покриття травостою – 65%. Деревя розміщені дифузно, Висота коливається в межах 3-10 м. Усього зафіксовано 13</p>	<i>Acer negundo</i>	+	високорослі дерева по контуру газона	Ph	MsTr	KsMs	He,	Ent,	Anch.	Sil
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	+	високорослі дерева розміщені по контуру газона	Ph	MgTr	Ms,	ScHe,	Ent,	Anch	Sil
	<i>Acer tataricum</i>	r	дорослі дерева	Ph,	MsTr,	KsMs,	ScHe,	Ent,	Anch.	Sil
	<i>Geum urbanum</i>	r		HKr,	Og.-MgTr,	Ms,	ScHe,	Ent,	Epiz.	RuSil
	<i>Agrimonia eupatoria</i>	r		HKr,	MgTr.(MsTr.),	KsMs,	ScHe,	Ent,	Epz	SilSt
	<i>Asperugo procumbens</i>	+		T,	MsTr,	KsMs,	He,	Ent,	Bar.	Ru
	<i>Fumaria schleicheri</i>	+		T,	MsTr,	KsMs,	ScHe,	Ent,	Bar.	Ru
	<i>Poa angustifolia</i>	1		HKr,	Ms.MgTr(Alk.)	KsMs,	ScHe,	Anph,	Bal.	StPr.
	<i>Poa bulbosa</i>	+		HKr,	Og.-MsTr,	MsKs,	He,	Anph,	Bal.	RuSt

видів	<i>Poa compressa</i>	+	HKr,	Og.-MsTr,	MsKs,	ScHe,	Anph,	Bal.	(Sil)RuSt
	<i>Stellaria media</i>	+	T, HKr,	Ms.-MgTr,	Ms,	ScHe,	Ent.(Ah.),	Bal.	Ru
	<i>Taraxacum officinale</i>	3	HKr,	MsTr,	KsMs,	ScHe,	Ent.(Ah.).	Anch.	RuPr
	<i>Viola hirta</i>	+	HKr.,	MsTr.,	KsMs.,	HeSc.	Ent.,	Ach.	(St.)SilPr
НЕЗНАЧНИЙ РІВЕНЬ  Дослідна ділянка № 8  м. Кривий Ріг, Саксаганський район, вул. Мелешкіна. Газон поблизу спортивного комплексу «Ескоріал». Загальне проективне покриття травостою – 75%. Поодинокі	<i>Achillea millefolium</i>	+	HKr,	MgTr	KsMs,	He,	Ent,	Bal.	StPr
	<i>Ajuga genevensis</i>	r	G.,	MsTr,	MsKs,	ScHe,	Ent,	Bal. -	RuSilPr
	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	+	T	Og.-MgTr,	MsKs,	ScHe,	Anph,	Bal.	Ru
	<i>Arenaria uralensis</i>	+	T, HKr	OgMsTr,	KsMs,	He,	Ent,	Bal.	(Ps)StRu
	<i>Asperugo procumbens</i>	r	T,	MsTr,	KsMs,	He,	Ent,	Bar.	Ru
	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	+	T,	MsTr,	KsMs,	He,	Ent.(Ah.),	Bar.	Ru
	<i>Carduus acanthoides</i>	r	T, HKr,	MsTr,	MsKs.,	He,	Ent,	Anch.	StRu
	<i>Convolvulus arvensis</i>	+	G,	MsTr,	MsKs,	ScHe,	Ent.(Ah),	Bal.(Bar.).	Ru
	<i>Diploaxis muralis</i>	r	T, HKr	MsTr,	Ks,	ScHe,	Ent,	Bar.	PtrRu
	<i>Elytrigia repens</i>	1	G.	MsTr.,	KsMs.,	ScHe.,	Anph.,	Bal.	StPrRu
<i>Euphorbia seguieriana</i>	+	HKr,	OgTr,	MsKs,	He,	Ent.(Anph.),	Ach.	(St.)PtrPs.	

зустрічаються сходи деревних рослин. Усього зафіксовано 33 видів	<i>Falcaria vulgaris</i>	r	HKr,	MgTr,	KsMs,	He,	Ent,	Perv.	StRu
	<i>Lactuca tatarica</i>	r	G,	MsTr,	KsMs,	He,	Ent,	Anch.	Ru
	<i>Lamium amplexicaule</i>	r	T, HKr ,	Og.-MsTr,	KsMs,	He,	Ah.(Ent-),	Bal.	Ru
	<i>Lathyrus tuberosus</i>	r	G,	MgTr,	KsMs,	He,	Ent,	Ach.	RuPr
	<i>Linaria biebersteinii</i>	+	HKr,	MgTr,	Ks.,	He,	Ent,	Bal.	PrRu
	<i>Medicago lupulina</i>	+	T,	HKr,	MsTr, KsMs,	He	Ent.	(Ah.), Bal.	StPr.
	<i>Medicago sativa</i>	r	HKr,	MgTr,	KsMs,	He,	Ent	Bal.	Cul
	<i>Microthlaspi perfoliatum</i>	r	T,	MsTr,	Ms,	He,	Ent.(Ah.),	Bar.	RuSt
	<i>Nonea rossica</i>	r	HKr,	MsTr,	Ks,	He,	Ent,	Bal.	Ru
	<i>Plantago lanceolata</i>	+	HKr,	MsTr,	MsKs,	He,	Ent.(Anph),	Bal.	StPrRu
	<i>Poa angustifolia</i>	2	HKr,	Ms.MgTr(Alk.) ,	KsMs,	ScHe,	Anph,	Bal.	StPr.
	<i>Poa bulbosa</i>	+	HKr,	Og.-MsTr,	MsKs,	He,	Anph,	Bal.	RuSt
	<i>Polygonum aviculare</i>	+	T,	MsTr,	MsKs,	ScHe,	Ent.(Ah.),	Bal.	Ru
	<i>Potentilla impolita</i>	+	HKr,	Og.-MsTr,	MsKs,	He,	Ent,	Bal.	RuSt
	<i>Reseda lutea</i>	r	T, HKr ,	MgTr,	KsMs,	He,	Ent,	Bal.	StRu
<i>Rorippa sylvestris</i>	r	HKr,	MsTr.(HaL),	Ms,	ScHe,	Ent.(Ah.),	Bar.	RuPr	

	<i>Senecio jacobaea</i>	r	HKr,	MsTr,	KsMs,	He,	Ent,	Anch.	(St)PrRu
	<i>Taraxacum officinale</i>	2	HKr,	MsTr,	KsMs,	ScHe,	Ent.(Ah.).	Anch.	RuPr
	<i>Tragopogon major</i>	r	HKr,	MsTr,	MsKs,	ScHe,	Ent,	Anch.	(Ru)SilSt
	<i>Ulmus pumila</i>	r сіянці	Ph,	Ms - (AlkTr.),	Ks,	He,	Anph,	Anch.	Sil.
	<i>Vicia cracca</i>	+	HKr,	MsTr,	HgMs,	He,	Ent,	Ach.	PalPr.
Умовний контроль Дослідна ділянка № 9 с. Олександрівка, умовний контроль Загальне проективне покриття травостою – 85%. По краю ценозу відмічено дорослі дерева <i>Armeniaca vulgaris</i> та <i>Tilia cordata</i> та	<i>Achillea millefolium</i>	+	HKr,	MgTr	KsMs,	He,	Ent,	Bal.	StPr
	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	r	T	Og.-MgTr,	MsKs,	ScHe,	Anph,	Bal.	Ru
	<i>Artemisia absinthium</i>	r	HKr,	MsTr,	KsMs,	He,	Anph,	Bal.	Ru
	<i>Agrimonia eupatoria</i>	r	HKr,	MgTr.(MsTr)	KsMs,	ScHe,	Ent,	Epz	SilSt
	<i>Armeniaca vulgaris</i>	r	HKr,	MgTr,	Ms,	ScHe,	Anph,	Bal.	PrRu
	<i>Arctium tomentosum</i>	r	HKr,	MgTr,	KsMs,	He,	Ent,	Epiz.	Ru
	<i>Atriplex micrantha</i>	r	T,	MsTr.(AlkTr )	Ms,	He,	Anph,	Bal.	(Ru)HalPr
	<i>Bromopsis inermis</i>	+	G,	Og.-MgTr,	KsMs,	He,	Anph,	Bal.	PrSt
	<i>Buglossoides arvensis</i>	+	T, HKr	MsTr,	MsKs,	ScHe,	Ent,	Bal.(Myrm.)	Ru
	<i>Capsella bursapastoris</i>	1	T,	MsTr,	KsMs,	He,	Ent.(Ah.),	Bar.	Ru
<i>Carduus acanthoides</i>	r	T, HKr,	MsTr,	MsKs..	He,	Ent,	Anch.	StRu	



кущі <i>Rosa canina</i> . Усього зафіксовано 38 видів.	<i>Cardaria draba</i>	r	G,	MsTr,	KsMs,	He,	Ent.(Ah.),	Bal.	Ru
	<i>Centaurea diffusa</i> .	r	HKr,	MsTr,	Ks,	He,	Ent,	Perv.	StRu
	<i>Chelidonium majus</i>	r	HKr,	Og.-MgTr,	Ms,	ScHe,	Ent,	Myrm.	SilRu
	<i>Cichorium intybus</i>	r	HKr,	MsTr,	MsKs,	He,	Ent,	Bal.	(Ru) StPr
	<i>Convolvus arvensis</i>	r	G,	MsTr,	MsKs,	ScHe,	Ent.(Ah),	Bal.(Bar.).	Ru
	<i>Elytrigia repens</i>	r	G.	MsTr.,	KsMs.,	ScHe.,	Anph.,	Bal.	StPrRu
	<i>Euphorbia virgultosa</i>	r	HKr,	MsTr,	MsKs,	ScHe,	Anph.(Ent.)	Ach.	RuPr
	<i>Galium aparine</i>	+	T,	MgTr,	KsMs,	ScHe,	Ent,	Epz.	SilRu
	<i>Lamium amplexicaule</i>	+	T, HKr,	Og.-MsTr,	KsMs,	He,	Ah.(Ent-),	Bal.	Ru
	<i>Lathyrus tuberosus</i>	+	G,	MgTr,	KsMs,	He,	Ent,	Ach.	RuPr
	<i>Melilotus officinalis.</i>	+	HKr,	MsTr,	KsMs,	He,	Ent,	Bal.	(Ru) StPr
	<i>Microthlaspi perfoliatum</i>	+	T,	MsTr,	Ms,	He,	Ent.(Ah.),	Bar.	RuSt
	<i>Onopordium acanthium</i>	r	HKr,	MsTr,	MsKs,	He,	Ent.,	Anch.	Ru
	<i>Plantago lanceolata</i>	+	HKr,	MsTr,	MsKs,	He,	Ent.(Anph.)	Bal.	StPrRu
	<i>Poa angustifolia</i>	r	HKr,	Ms- MgTr(Alk),	KsMs,	ScHe,	Anph,	Bal.	StPr.
	<i>Poa bulbosa</i>	r	HKr,	Og.-MsTr,	MsKs,	He,	Anph,	Bal.	RuSt
<i>Poa compressa</i>	r	HKr,	Og.-MsTr,	MsKs,	ScHe,	Anph,	Bal.	(Sil)RuSt	

<i>Polygonum aviculare</i>	1	T,	MsTr,	MsKs,	ScHe,	Ent.(Ah.),	Bal.	Ru
<i>Reseda lutea</i>	r	T, HKr,	MgTr,	KsMs,	He,	Ent,	Bal.	StRu
<i>Rosa canina</i>	r	nPh,	MsTr,	MsKs,	ScHe,	Ent,	Endz.	Sil.St
<i>Rumex confertus</i>	+	HKr,	MsTr,	KsMs,	ScHe,	Anph.(Ah.),	H/anch.	RuPr
<i>Senecio jacobaea</i>	+	HKr,	MsTr,	KsMs,	He,	Ent,	Anch.	(St)PrRu
<i>Setaria viridis</i>	+	T,	Og.-MsTr,	KsMs,	He,	Anph,	Synz. (Bal.).	(Ps)Ru
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	+	T, HKr,	MsTr,	KsMs,	He,	Ent,	Bal.	Ru.
<i>Taraxacum officinale</i>	3	HKr,	MsTr,	KsMs,	ScHe,	Ent.(Ah.).	Anch.	RuPr
<i>Tilia cordata</i>	r	Ph.,	MgTr.,	KsMs.,	He.,	Ent.,	H/anch.	Sil
<i>Trifolium repens</i>	1	HKr,	MgTr,	Ms,	He,	Ent.	Bar.	Pr