

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
“КИЇВСЬКИЙ АВІАЦІЙНИЙ ІНСТИТУТ”

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ДУДАР ВЛАДИСЛАВ ВОЛОДИМИРОВИЧ

УДК 504.06:504.054:[355.48:502.174]

ДИСЕРТАЦІЯ
НОРМУВАННЯ ТА УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ
ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЙ ВНАСЛІДОК ВЕДЕННЯ БОЙОВИХ ДІЙ

Спеціальність 101 – “Екологія”
Галузь знань 10 – “Природничі науки”

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

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

_____ Владислав ДУДАР

Науковий керівник (консультант): ДУДАР Тамара Вікторівна, доктор технічних наук, професор

Київ 2026

АНОТАЦІЯ

Дудар В.В. Нормування та управління екологічною безпекою забруднених територій внаслідок ведення бойових дій. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 “Екологія”. – Національний університет “Київський авіаційний інститут”, Київ, 2026.

Дисертаційна робота присвячена теоретичному обґрунтуванню, розробленню та практичному впровадженню системи нормування та управління екологічною безпекою земельних ресурсів, що зазнали інтенсивного мінно-вибухового впливу та залишкового хімічного забруднення внаслідок ведення бойових дій. У дисертації досліджено сучасні методи та технології управління безпекою територій в умовах тривалих збройних конфліктів, чинники деградації ґрунтового покриву, джерела утворення токсичних сполук воєнного походження, а також закономірності їхнього довгострокового деструктивного впливу на екосистеми. Особливу увагу в роботі приділено особливостям потрапляння вибухових речовин у довкілля та їхньої поведінки в ньому, що стало основою для розроблення нових ризик-орієнтованих екологічних нормативів та прийняття управлінських рішень у системі протимінної діяльності.

Для обґрунтування зазначених нормативів проаналізовано еволюцію тактики та номенклатури конвенційного й безпілотного озброєння. Встановлено, що основним джерелом тривалого токсичного навантаження на ландшафти є залишки боєприпасів та продукти трансформації вибухових речовин. За результатами досліджень у визначено особливості просторового розподілу забруднень. Доведено обернену залежність між фізичним руйнуванням ґрунтів та їхнім хімічним забрудненням: штатна детонація залишає мінімальний хімічний слід, тоді як нештатне спрацювання формує стійкі осередки гострого забруднення.

Доведено неефективність застосування застарілих санітарно-гігієнічних підходів до оцінки наслідків бойових дій. Обґрунтовано доцільність адаптації ризик-

орієнтованого стандарту провінції Британська Колумбія (Канада) для розроблення національних нормативів гранично допустимих концентрацій речовин воєнного походження на землях сільськогосподарського призначення.

З метою практичної реалізації запропонованих підходів розроблено організаційно-управлінську модель міжвідомчої взаємодії, яка інтегрує інженерно-саперні та хіміко-екологічні процеси на етапі первинного обстеження. Запропоновано двоетапну схему контролю якості очищення земель, що поєднує польовий експрес-скринінг та вибірккову лабораторну перевірку локальних осередків забруднення. Такий підхід дозволяє суттєво оптимізувати витрати на екологічний моніторинг. Сформовано матрицю прийняття управлінських рішень щодо визначення подальшого правового режиму, рекультивації або довгострокової екологічної консервації пошкоджених земель.

Ключові слова: екологічна безпека, військові (бойові) дії, хімічне забруднення ґрунтів, протимінна діяльність, вибухонебезпечні предмети, вибухові речовини, екологічне нормування, система екологічного менеджменту, відновлення земель.

ABSTRACT

Dudar V.V. Standardization and management of the environmental safety of territories contaminated as a result of combat actions. – Qualifying scientific work as a manuscript. Dissertation for the degree of Doctor of Philosophy in specialty 101 “Ecology”. – National University “Kyiv Aviation Institute”, Kyiv, 2026.

The dissertation is devoted to the theoretical substantiation, development, and practical implementation of a system for standardizing and managing the environmental safety of land resources subjected to intense mine-explosive impact and residual chemical pollution as a result of combat actions. The dissertation investigates modern methods and technologies for managing the safety of territories under conditions of prolonged armed conflicts, factors of soil cover degradation, sources of formation of toxic compounds of military origin, as well as the patterns of their long-term destructive impact on ecosystems. Special attention is paid to the specifics of the release of explosives into the environment

and their behavior within it, which served as the basis for developing new risk-oriented environmental standards and making managerial decisions within the mine action system.

To substantiate the specified standards, the evolution of the tactics and nomenclature of conventional and unmanned weaponry is analyzed. It is established that the main source of long-term toxic load on landscapes is explosive ordnance remnants and the transformation products of explosives. Based on the results of studies the features of the spatial distribution of pollution are determined. An inverse relationship between the physical destruction of soils and their chemical pollution is proven: a standard detonation leaves a minimal chemical footprint, whereas non-standard initiation forms persistent sites of acute pollution.

The ineffectiveness of applying outdated sanitary and hygienic approaches to assessing the consequences of combat actions is proven. The expediency of adapting the risk-oriented standard of the province of British Columbia (Canada) for the development of national standards for maximum permissible concentrations of substances of military origin on agricultural lands is substantiated.

For the practical implementation of the proposed approaches, an organizational and managerial model of inter-agency cooperation has been developed, integrating engineering-sapper and chemical-ecological processes at the stage of the preliminary survey. A two-stage scheme for land clearance quality control is proposed, combining field express screening and selective laboratory verification of local pollution sites. This approach allows for a significant optimization of environmental monitoring costs. A matrix for making managerial decisions regarding the determination of the subsequent legal regime, reclamation, or long-term environmental conservation of the damaged lands is formed.

Keywords: environmental safety, military (combat) actions, chemical soil pollution, mine action, explosive ordnance, explosives, environmental standardization, environmental management system, land restoration.

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ

БАК – безпілотні авіаційні комплекси;

ВЗВ – вибухонебезпечні залишки війни;

ВНП – вибухонебезпечний предмет;

ВР – вибухова речовина;

ГДК – гранично-допустимі концентрації;

ДВЗВР – дистанційне виявлення запаху (випаровування) вибухових речовин;

ІЗТ – імовірно забруднена територія;

ЕДЗ – елементи динамічного захисту;

ЛБЗ – лінія бойового зіткнення;

НТО – нетехнічне обстеження;

ПМД – протимінна діяльність;

РХБз – радіаційний, хімічний та біологічний захист;

ТО – технічне обстеження;

ТРП – тверде ракетне паливо;

ХБРЯ – хімічний, біологічний, радіологічний та ядерних захист;

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ

Перелік наукових праць за темою дисертації із зазначенням особистого внеску здобувача

Стаття у науковому виданні, що індексується в наукометричній базі Scopus

1. **Dudar V.**, Dudar T., Iavniuk A. Some aspects of environmental contamination with explosive objects. Environmental Problems. 2026. Vol. 11, No. 2. ISSN 2414-5955. P. 209-221. DOI: <https://doi.org/10.23939/ep2026.02.209>. URL: <https://science.lpnu.ua/ep/all-volumes-and-issues/volume-11-number-2-2026/some-aspects-environmental-contamination-explosive>.

Особистий внесок здобувача – аналіз літературних джерел за проблематикою дослідження, планування та практичне виконання досліджень, обробка отриманих даних.

Особистий внесок Дудар Тамари Вікторівни – складання плану статті, постановка задач дослідження та обробка отриманих даних.

Особистий внесок Явнюк Андріана Андріановича - статистична обробка даних дистанційних вимірювань та оформлення статті.

Статті у наукових фахових виданнях України:

2. **Дудар В. В.** Ризик-орієнтований підхід до визначення порогових концентрацій вибухових речовин у ґрунтах (на прикладі 2,4,6-тринітротолуену) та можливості його застосування в Україні. Таврійський науковий вісник. Серія: Сільськогосподарські науки. 2026. Вип. 148, ч. 1. С. 367–377. ISSN 3154-8148. DOI: <https://doi.org/10.32782/2226-0099.2026.148.1.43>. URL: https://tnv-agro.ksauniv.ks.ua/archives/148_2026/part_1/45.pdf.

3. **Дудар В. В.** Алюміній як індикаторний маркер залишкового забруднення ґрунтів вибуховими речовинами. Екологічні науки. 2026. № 3 (66). С. 16–24. ISSN 2664-6110. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.3-66.2>. URL: <https://eco.j.dea.kiev.ua/archives/2026/66/4.pdf>.

4. Дудар Т. В., Дубик О. М., Беленок В. Ю., Бондар Д. С., **Дудар В. В.**, Титаренко О. В. Навантаження на геологічне середовище густо населених регіонів Київщини в районах функціонування аеродромів. В: AIRPORT Planning, Construction and Maintenance Journal. № 2. С. 68–76. 2025. DOI: 10.32782/apcmj.2025.2.7. ISSN: 2786-7625. URL: <https://journals.nau.in.ua/index.php/apcmj/article/view/73>. (0,5 авт. арк.)

Особистий внесок здобувача – аналіз змінення геологічного середовища в зонах розташування об’єктів критичної інфраструктури, зокрема військових аеродромів.

Особистий внесок Дудар Т. В. полягає у визначенні загальної концепції та методології дослідження, безпосередньому науковому керівництві роботою, узагальненні теоретико-методичних підходів до оцінки геоекологічного стану територій та підготовці основного тексту статті.

Особистий внесок Дубика О. М. полягає у проведенні детального аналізу техніко-експлуатаційних чинників функціонування аеродромних комплексів та їхнього безпосереднього гідрогеологічного й геодинамічного впливу на стабільність геологічної основи.

Особистий внесок Беленка В. Ю. полягає у зборі, систематизації та статистичній обробці картографічних даних і фондових матеріалів моніторингу геологічного середовища Київської області.

Особистий внесок Бондар Д. С. полягає в оцінці сукупного техногенного й аеротехногенного навантаження в районах злітно-посадкових смуг та розрахунку інтегральних показників екологічного тиску на прилеглі урбанізовані території.

Особистий внесок Титаренка О. В. полягає у виконанні картографічних досліджень..

5. **Дудар В. В.**, Гандзюра В. П., Романюк В. П., Берегуля Р. О. Пропозиції щодо управління землями, які забруднені вибуховими речовинами від вибухонебезпечних пережитків війни. Grail of Science. 2024. № 37. С. 195–210. ISSN 2710-3056. DOI: <https://doi.org/10.36074/grail-of-science.15.03.2024.029>. URL: <https://archive.journal-grail.science/index.php/2710-3056/article/view/2154> (0,5 авт. арк.).

Особистий внесок здобувача полягає у розробці загальної концепції дослідження, проведенні детального аналізу впливу вторинних вибухових речовин

(зокрема тротилу та його продуктів розпаду) на довкілля, а також у формуванні безпосередніх пропозицій щодо багатокритеріального категоріювання очищених земель на чотири цільові групи для подальшого управління та рекультивації.

Особистий внесок Гандзюри В. П. полягає у здійсненні загального наукового керівництва, аналізі екотоксикологічних характеристик вибухових речовин та оцінці ризиків їх біоаккумуляції в сільськогосподарських культурах і трофічних ланцюгах.

Особистий внесок Романюка В. П. полягає у дослідженні організаційних структур підрозділів ХБРЯ-захисту (на прикладі 20-го командування CBRNE армії США) та обґрунтуванні доцільності залучення таких функціональних підрозділів до процедур нетехнічного й технічного обстеження в межах гуманітарного розмінування.

Особистий внесок Берегулі Р. О. полягає в аналізі міжнародних моделей територіального управління конфліктно-постраждалими зонами, зокрема вивченні прагматичного досвіду Франції («Зона Руж») та Німеччини (національний парк Ейфель) щодо виведення критично забруднених земель з господарського обігу задля виконання міжнародних конвенцій та уникнення надвисоких витрат на очищення.

Наукові праці, які додатково відображають наукові результати дисертації:

6. Titarenko O., Dudar T., Malyi D., **Dudar V.** Mapping of exogenous geological processes in the areas of gas transportation system facilities operation. 19th International Scientific Conference “Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment”. European Association of Geoscientists & Engineers. 2026. P. 1-5. ISSN 2214-4609. DOI: 10.3997/2214-4609.202655036. URL: <https://www.earthdoc.org/content/papers/10.3997/2214-4609.202655036>

7. Берегуля Р., Романюк В., **Дудар В.**, Гандзюра В. Аналіз застосування підрозділів CBRNE в рамках проведення гуманітарного розмінування в Україні. Матеріали III Міжнародної наукової конференції “Наукові орієнтири: теорія та практика досліджень” (м. Ужгород, 17.05.2024). 2024. С. 142–148. ISBN 978-617-8312-29-9. DOI: 10.62731/mcnd-17.05.2024.003. URL: <https://archive.mcnd.org.ua/index.php/conference-proceeding/article/view/1212/>

8. Дудар Т. В., Беленок В. Ю., Дубик О. М., Бондар Д. С., **Дудар В. В.**, Титаренко О. В., Топольницький М. В. Активізація розвитку екзогенних геологічних процесів у районах функціонування об'єктів критичної інфраструктури. Матеріали конференції “Екологічні проблеми міст та регіонів” (ДУ “УкрНДІЕП”, м. Харків). 2025. № 33. С. 240–246. DOI: 10.63341/niiep.conf.2025.33. URL: <https://doi.org/10.63341/niiep.conf.2025.33>.

9. Гандзюра В. П., **Дудар В. В.** Забруднення земель компонентами від вибухонебезпечних залишків війни. Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції “Екологічний вимір. Реалії впливу збройної агресії на ґрунтовий покрив України” (Спеціальний випуск наукового збірника “Охорона ґрунтів”, м. Київ, 25 липня 2023 року). 2023. С. 13–15. URL: https://media.iogu.gov.ua/literatura/soil/16_%D0%A1%D0%BF%D0%B5%D1%86%D1%96%D0%B0%D0%BB%D1%8C%D0%BD%D0%B8%D0%B9_%D0%B2%D0%B8%D0%BF%D1%83%D1%81%D0%BA_25_%D0%BB%D0%B8%D0%BF%D0%BD%D1%8F_2023.pdf.

10. Гандзюра В. П., **Дудар В. В.** Застосування підрозділів CBRNE в рамках проведення гуманітарного розмінування в Україні. Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції “Екологічний вимір. Реалії впливу збройної агресії на ґрунтовий покрив України” (Науковий збірник “Охорона ґрунтів”, ДУ “Інститут охорони ґрунтів України”, 25 липня 2024 року). 2024. С. 181–183. URL: https://media.iogu.gov.ua/literatura/11_10_2024.pdf.

11. **Дудар В. В.** Залишкове забруднення вибухонебезпечних предметів. Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції “Ґрунти в умовах викликів: деградація, відновлення та інновації для сталого майбутнього” (Науковий збірник “Охорона ґрунтів”, ДУ “Інститут охорони ґрунтів України”, 27 листопада 2025 року). 2025. С. 33–35. URL: https://media.iogu.gov.ua/literatura/soil/21_tezy.pdf.

12. **Дудар В. В.**, Гандзюра В. П., Берегуля Р. О. Тротил як забруднювач довкілля. Матеріали IV Міжнародної конференції з відновлення родючості ґрунтів “Національний виклик: деградація ґрунтів чи відновлення їх родючості?” (м. Київ, 8 грудня 2023 р.). 2024. С. 11–18. ISBN 978-966-136-970-1.

13. Reva S., Saltykov D., Bezruchenko S., **Dudar V.**, Fesiuk I. (у складі робочої групи розділу Explosive Hazard Management). Ukraine. Rapid Damage and Needs Assessment. February 2022 – February 2023. Аналітичний звіт (RDNA2). Washington, D.C.: World Bank Group, Government of Ukraine, European Commission, United Nations. 2023. P. 122–126. URL: <https://reliefweb.int/report/ukraine/ukraine-rapid-damage-and-needs-assessment-february-2022-2023-enuk>.

ЗМІСТ

	ВСТУП	13
РОЗДІЛ 1.	ІДЕНТИФІКАЦІЯ ТА ОЦІНКА ДЖЕРЕЛ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ВНАСЛІДОК ЗАСТОСУВАННЯ ЗАСОБІВ УРАЖЕННЯ	21
1.1	Аналіз масштабів застосування засобів ураження на різних етапах збройної агресії російської федерації проти України	21
1.2	Характеристика хімічного складу основних типів озброєння, які застосовуються у російсько-українській війні	31
1.3	Комплексна характеристика основних типів вибухових речовин	41
	Висновки по розділу 1	56
РОЗДІЛ 2.	ЕКОТОКСИКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ТА АНАЛІЗ РИЗИКІВ ЗАЛИШКОВОГО ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ ВИБУХОВИМИ РЕЧОВИНАМИ	58
2.1	Оцінка фізико-хімічних шляхів надходження вибухових речовин у ґрунтовий покрив	58
2.2	Екотоксикологічний профіль та параметри небезпеки основних типів вибухових речовин військового призначення	68
2.3	Продукти трансформації вибухових речовин та їх механізми утворення	80
	Висновки по розділу 2	91
РОЗДІЛ 3	МЕТОДОЛОГІЯ ДИСЕРТАЦІЙНОГО ДОСЛІДЖЕННЯ	93
3.1	Методологія теоретичного дослідження	93
3.2	Методологія експериментального дослідження	98
3.3	Методика математичного моделювання та еколого-економічної оцінки процесів нормування та управління	100
	Висновки по розділу 3	104
РОЗДІЛ 4	МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ТА ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНО-АНАЛІТИЧНА ОЦІНКА ЗАЛИШКОВОГО ХІМІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВІД ВИБУХОНЕБЕЗПЕЧНИХ ПРЕДМЕТІВ	106

4.1	Математичне моделювання утворення залишкового хімічного забруднення вибухонебезпечних предметів	106
4.2	Експериментально-аналітична оцінка залишкового хімічного забруднення вибухонебезпечних предметів	113
4.3	Міжнародна практика управління забрудненнями територій вибуховими речовинами та оцінка доцільності застосування в Україні	127
4.4	Оцінка та аналіз світових підходів до нормування вибухових речовин у ґрунтах та пропозиція до їх імплементації в українську практику	142
	Висновки по розділу 5	158
РОЗДІЛ 6	РОЗРОБКА СИСТЕМИ НОРМУВАННЯ ТА УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ ҐРУНТІВ У РАМКАХ ПРОВЕДЕННЯ ПРОТИМІННОЇ ДІЯЛЬНОСТІ В УКРАЇНІ	161
5.1	Науково-практичні рекомендації щодо поєднання скринінгово-аналітичного підходу та комплексного екологічного аналізу ґрунтів у рамках розмінування	161
5.2	Організаційно-функціональні засади формування спеціалізованих підрозділів у системі екологічного моніторингу деокупованих територій.	172
5.3	Перспективна модель архітектури управління та алгоритми міжвідомчої взаємодії у сфері оцінки забруднення земель внаслідок ведення бойових дій	184
	Висновки по розділу 6	205
	ВИСНОВКИ	207
	СПИСОК БІБЛІОГРАФІЧНИХ ПОСИЛАНЬ	212
	ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	
	ДОДАТКИ	228

ВСТУП

Актуальність теми. Вторгнення російської федерації в Україну та масоване застосування засобів ураження стали причиною наймасштабнішого з часів Другої світової війни забруднення територій вибухонебезпечними предметами. Інтенсивне ведення бойових дій створює не лише значні території з мінно-вибуховою загрозою, а й супроводжується критичним впливом на довкілля. У процесі застосування озброєння, внаслідок неповного детонаційного перетворення (хімічних втрат), а також у випадках нештатного спрацювання чи руйнування боєприпасів, у довкілля потрапляють значні обсяги вибухових речовин. Це формує стійке залишкове забруднення земель і обумовлює нагальну необхідність чіткої ідентифікації джерел екологічної небезпеки та детальної характеристики хімічного складу забруднювачів від озброєння, яке застосовується у російсько-українській війні.

Основною загрозою є те, що більшість вибухових речовин військового призначення здебільшого є високотоксичними та здатними мігрувати у харчові ланцюги. Більше того, у ґрунтовому середовищі вони можуть трансформуватися у ще більш небезпечніші хімічні сполуки. Зазначене питання залишається недостатньо вивченим, оскільки такі речовини не зустрічаються у довкіллі природним шляхом, а їхнє використання у цивільній сфері є вкрай обмеженим або взагалі відсутнім. До того ж, часто спостерігається брак розуміння реального хімічного складу вибухонебезпечних предметів, що призводить до пошуку елементів, які в них апіорі відсутні. Крім того, фізико-хімічні процеси міграції цих сполук у ґрунтовому покриві становлять відкладену, але вкрай серйозну загрозу для довкілля та агропромислового комплексу. Відповідно, глибока екотоксикологічна оцінка та аналіз ризиків впливу вибухових речовин та їхніх метаболітів на ґрунти є надзвичайно важливими для об'єктивного розуміння масштабів забруднення довкілля внаслідок ведення бойових дій.

Оцінка залишкового хімічного забруднення в умовах обмеженого доступу до уражених земель вимагає специфічних методологічних підходів. Оскільки проведення суцільного інструментально-лабораторного контролю є фінансово та операційно неможливим для держави у стані війни, виникає об'єктивна потреба у

впровадженні ефективних підходів до комплексного оцінювання. При цьому ідентифікація вибухових речовин є високоспецифічним процесом, який кардинально відрізняється від стандартного агрохімічного аналізу ґрунтів. Через специфіку самих сполук та характеру їхнього поширення навіть залучення потужних аналітичних методів не завжди дозволяє отримати однозначний результат.

Проте, критичним бар'єром у вирішенні цієї проблеми є нормативний вакуум: в Україні наразі відсутня комплексна система критеріїв оцінки залишкового забруднення, зокрема затверджені гранично допустимі концентрації вибухових речовин у ґрунтах. Це унеможливорює однозначне визначення ступеня придатності земельних ділянок до господарського використання після процедури їх вивільнення та створює серйозні репутаційні загрози для держави на міжнародній арені як експортера сільськогосподарської продукції. Ситуація вимагає ґрунтового аналізу світової практики управління забрудненими територіями та оцінки міжнародних підходів до нормування з метою їх подальшої імплементації у вітчизняне законодавство.

Наразі національна система протимінної діяльності зосереджена переважно на етапі фізичного очищення територій, тоді як інструменти екологічного менеджменту та моніторингу залишаються неінтегрованими в загальний процес. Подолання цієї відомчої фрагментарності вимагає розробки комплексної системи нормування та управління екологічною безпекою безпосередньо в рамках протимінної діяльності. Запровадження науково обґрунтованих рекомендацій щодо поєднання скринінгово-аналітичного підходу з екологічним аналізом ґрунтів у рамках проведення протимінної діяльності дозволить розробити перспективну архітектуру управління. Формування дієвої організаційно-управлінської моделі та чітких алгоритмів міжвідомчої взаємодії у сфері оцінки забруднення земель внаслідок бойових дій є своєчасним, науково актуальним та практично значущим завданням дисертаційного дослідження.

Отже, постає **науково-прикладне завдання** розроблення комплексної організаційно-управлінської моделі міжвідомчої взаємодії при оцінці забруднення ґрунтів внаслідок ведення бойових дій, що забезпечить дієвий екологічний

менеджмент у системі протимінної діяльності, об'єктивне нормування ризиків та безпечне відновлення ураженого земельного фонду.

Ідея роботи полягає у визначенні ефективних методів контролю залишкового забруднення та розробленні організаційно-управлінської моделі на основі комплексної оцінки типів і видів забруднювачів, механізмів їх потрапляння у довкілля, специфіки поведінки та токсикоекологічних параметрів.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.

Дисертаційна робота є складовою частиною науково-дослідних робіт, зокрема:

ДУ “Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України” за темою “Визначення маркерів впливу військових дій на навколишнє середовище унаслідок збройної агресії російської федерації на територію України задля розробки заходів з відновлення еколого-ресурсного потенціалу” (державний реєстраційний номер 0126U001937, 2026-2028 рр.).

Навчальна програма “Підготовка експертів з оцінки ґрунтів та відновлення територій, пошкоджених внаслідок бойових дій” реалізується в межах міжнародного науково-освітнього проєкту “Ukraine War-Polluted Soil: Recovery and Remediation”. Грантовий номер проєкту (Grant Ref): C29136 (фінансується DEFRA, Велика Британія), 2024-2025 рр., 2025-2026 рр.

Центральне воєнно-наукове управління Генерального штабу Збройних Сил України, науково-інноваційний проєкт за напрямком 8. Системи (засоби) захисту і безпеки військ пункту 8.9 Відновлення навколишнього природного середовища в наслідок забруднення після військових дій, доручення Головнокомандувача Збройних Сил України № 7608/С/3 від 03.03.2023.

Мета і завдання дослідження. Мета дослідження полягає у обґрунтування наукових засад оцінювання ступеня забруднення вибуховими речовинами та розробленні організаційно-управлінської моделі міжвідомчої взаємодії для забезпечення екологічної безпеки територій, що постраждали внаслідок бойових дій.

Завдання дослідження включають:

1. Проаналізувати номенклатуру та обсяги застосування засобів ураження, ідентифікувати їхній хімічний склад та визначити механізми потрапляння вибухових речовин у довкілля.

2. Оцінити екотоксикологічні параметри небезпеки вибухових речовин та встановити закономірності утворення продуктів їхньої трансформації у ґрунтовому середовищі.

3. Провести розрахунково-аналітичну оцінку обсягів надходження вибухових речовин у ґрунт внаслідок застосування вибухонебезпечних предметів.

4. Здійснити експериментально-аналітичну оцінку уражених земель шляхом проведення польових і лабораторних досліджень з метою верифікації теоретичних розрахунків та виявлення закономірностей забруднення ґрунтів вибуховими речовинами.

5. Проаналізувати міжнародний досвід управління забрудненими територіями та світові підходи до нормування вмісту вибухових речовин у ґрунтах для обґрунтування доцільності їх імплементації в Україні.

6. Обґрунтувати еколого-економічну доцільність залучення спеціалізованих підрозділів із портативними системами експрес-аналізу для оптимізації процедур екологічного моніторингу та раціоналізації витрат на оцінку забруднення ґрунтів у загальній системі протимінної діяльності та відновлення земель.

7. Розробити комплексну організаційно-управлінську модель міжвідомчої взаємодії та алгоритми екологічного моніторингу в системі протимінної діяльності для обґрунтування безпечного вивільнення земель.

Об'єктом дослідження є процес забезпечення екологічної безпеки територій, що зазнали забруднення внаслідок ведення бойових дій.

Предметом дослідження є наукові засади, методи та інструменти оцінювання ступеня забруднення вибуховими речовинами ґрунтів та обґрунтування управлінських рішень щодо відновлення екологічної безпеки територій.

Методи дослідження. У роботі використано комплекс експериментальних, інструментальних та розрахункових методів. Оцінку номенклатури вибухонебезпечних предметів та інтенсивності бойових дій здійснено методами

військово-технічної інвентаризації та статистичного аналізу. Відбір проб ґрунту проводили стандартизованими методами згідно з вимогами постанови КМУ від 14.07.2025 р. № 844, ДСТУ ISO 10381 (із доповненнями) та стандартами НАТО (АЈЕРР 6,1). Ідентифікацію та кількісне визначення залишкового вмісту вибухових речовин у лабораторних умовах виконували методами високоефективної рідинної (ВЕЖХ) та газової хроматографії з мас-спектрометричним детектуванням (ГХ-МС) відповідно до стандарту ЕРА 8330. Польовий експрес-аналіз ґрунтів під час контролю якості розмінування здійснювали шляхом інструментального скринінгу портативними аналізаторами (раман- і мас-спектрометрія, первинні індикаторні трубки). Розрахунок маси утворення залишкового хімічного забруднення від спрацювання боєприпасів базувався на методах моделювання та математичного балансу мас. Нормативи ГДК для ґрунтів України розраховано методом токсикологічної екстраполяції на основі міжнародних даних. Оцінку доцільності залучення спеціалізованих підрозділів із портативними приладами у процеси протимінної діяльності здійснено методами еколого-економічного аналізу та структурно-функціонального моделювання.

Наукова новизна отриманих результатів. Дисертація розв’язує актуальне науково-прикладне завдання розроблення системи екологічного менеджменту із виявлення забруднення внаслідок ведення бойових дій. Наукова новизна визначається наступними теоретичними та експериментальними результатами:

у перше:

- експериментально доведено та обґрунтовано, що епіцентри залишкового хімічного забруднення формуються переважно внаслідок неповного (або нештатного) спрацювання боєприпасів без утворення візуально ідентифікованих вирв, що докорінно змінює існуючі підходи до просторового оцінювання масштабів екологічної загрози на уражених територіях;
- науково аргументовано концептуальну вимогу щодо обов’язкової ідентифікації продуктів трансформації (метаболітів) вибухових речовин під час проведення оцінки залишкового хімічного забруднення ґрунтів;

- доведено та обґрунтовано доцільність проведення інструментального скринінгового аналізу ґрунтів безпосередньо в рамках процедур контролю якості розмінування, що дозволяє уникнути отримання хибнонегативних результатів та формує дієву систему екологічного менеджменту на етапі вивільнення земель.

удосконалено:

- організаційно-управлінські алгоритми об'єктивної фіксації екологічних загроз шляхом обов'язкової інтеграції географічних координат точок виявлення, вилучення та знищення боєприпасів із робочою документацією операторів протимінної діяльності, що дозволяє упередити ризики від подальших заходів землекористувача;
- розрахунково-аналітичні методи оцінювання маси залишкового забруднення ґрунтів за рахунок комплексування методів моделювання, балансу мас та даних військово-технічної інвентаризації масштабів застосування засобів ураження;

набули подальшого розвитку:

- науково-методичні засади управління екологічною безпекою в умовах збройних конфліктів шляхом імплементації міжнародного досвіду нормування та інтеграції спеціалізованих підрозділів у загальну систему екологічного моніторингу в рамках проведення протимінної діяльності;
- методологія еколого-економічної оцінки в системі екологічного менеджменту, що дозволило обґрунтувати економічну доцільність та операційну ефективність застосування портативних систем інструментального скринінгу на етапі контролю якості розмінування.

Практична значущість одержаних результатів полягає у розробленні та обґрунтуванні дієвої системи екологічного менеджменту, яка дозволяє інтегрувати процеси інструментального скринінгу ґрунтів безпосередньо в операційні процедури протимінної діяльності. Це забезпечує об'єктивну оцінку безпечності звільнених територій для подальшого землекористування, суттєво оптимізує фінансові витрати на лабораторний контроль та створює науково-методичне підґрунтя для розроблення

національних нормативно-правових актів щодо встановлення гранично допустимих концентрацій вибухових речовин у довкіллі.

Основні теоретичні положення, сформульовані висновки та практичні рекомендації дисертаційного дослідження використано у діяльності:

- Головного управління протимінної діяльності, цивільного захисту та екологічної безпеки Міністерства оборони України шляхом впровадження розроблених автором методів експрес-скринінгового аналізу, які інтегровано в операційну практику підпорядкованих підрозділів для проведення контролю якості розмінування та оцінки залишкового хімічного забруднення територій (довідка про впровадження від 23.06.2026 № 220/52/959);

- Національного університету “Київський авіаційний інститут” при підготовці навчальної програми до курсів “Екологічна безпека територій та гуманітарне розмінування”, “Моніторинг довкілля” та “Радіоекологія” використано аналітичні матеріали дисертаційного дослідження щодо забруднення територій вибухонебезпечним предметами, важкими металами та радіонуклідами (акт про впровадження від 23.06.2026).

- ТОВ “Науково-технічний центр “Екомаш” з метою використання інструментарію досліджень для розрахунку екологічних збитків державною екологічною інспекцією України з метою підготовки позовних матеріалів у міжнародні (довідка про впровадження від 24.06.2026 № 17).

Особистий внесок здобувача. Здобувач самостійно: провів аналіз вітчизняних та зарубіжних літературних джерел за проблематикою дослідження; виконав усі польові та експериментальні дослідження з визначення залишкового вмісту вибухових речовин і токсичних продуктів їхньої трансформації у ґрунтах на постраждалих територіях; сформував нову модель інструментального скринінгу з використанням портативних приладів під час розмінування, а також розробив організаційно-управлінську модель міжвідомчої взаємодії; здійснив математичну обробку, еколого-економічний та просторовий аналіз отриманих результатів; сформулював основні наукові положення та висновки дисертації; підготував матеріали до публікацій і доповідей на наукових конференціях.

Постановку мети та формулювання завдань дисертаційної роботи, планування досліджень й обговорення отриманих результатів, а також підготовку наукових праць до опублікування було здійснено під керівництвом д.т.н., проф. Дудар Тамари Вікторівни.

Апробація результатів дослідження. Основні положення та результати дисертації були представлені та обговорені на таких міжнародних науково-практичних заходах: XXVIII сесія Конференції держав-учасниць Конвенції про заборону розробки, виробництва, накопичення і застосування хімічної зброї та про її знищення (м. Гаага, Королівство Нідерланди, 2023), “Forests of Ukraine: European integration, war, climate change, and modern reforms” (Київ, 2023); “АПК-2023: війна, євроінтеграція, екологічні і кліматичні виклики, якість життя” (Київ, 2023), “Екожурналістика без сміття” (Київ, 2023), “Вода в промисловості та АПК в умовах війни та кліматичної кризи” (Київ, 2023), “Екологічний вимір. Реалії впливу збройної агресії на ґрунтовий покрив України” (Київ, 2023), “Захист навколишнього середовища через призму міжнародного гуманітарного права” (Київ, 2023), “Наукові орієнтири: теорія та практика досліджень” (Ужгород, 2024), “Роль НАТО в розвитку екобезпеки військового сектору України” (Київ, 2024), “Екологічна безпека держави” (Київ, 2024), “Моніторинг ґрунтів. реалії, виклики, перспективи” (Київ, 2024), “Гуманітарне розмінування” в рамках Міжнародної спеціалізованої виставки “AGROMACHINERY EXPO-2024” (Київ, 2024), “Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення” (м. Харків, 2025), експертна зустріч національних партнерів з донорами Програми підтримки ОБСЄ для України (Відень, Австрійська Республіка, 2025), “Національний виклик: деградація ґрунтів чи відновлення їх родючості?” (Київ, 2025), “Soils in challenging conditions: degradation, restoration and innovation for a sustainable future” (Kyiv, 2025), “Моніторинг геологічних процесів та екологічного стану середовища” (Київ, 2026), міжнародний екологічний форум (Київ, 2026).

РОЗДІЛ 1

ІДЕНТИФІКАЦІЯ ТА ОЦІНКА ДЖЕРЕЛ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ВНАСЛІДОК ЗАСТОСУВАННЯ ЗАСОБІВ УРАЖЕННЯ

1.1. Аналіз масштабів застосування засобів ураження на різних етапах збройної агресії російської федерації проти України

Сучасна практика доводить, що масштабні збройні конфлікти втратили ознаки технологічної та тактичної однорідності. Збройну агресію російської федерації проти України неможливо розглядати як лінійну чи цілісну кампанію одного типу, оскільки стратегічні підходи, типи застосовуваного озброєння, військова техніка та сама концепція ведення бойових дій змінюються перманентно й нерівномірно. Крізь призму військових академічних теорій кожен окремий часовий відрізок, а подекуди й конкретний рік чи місяць війни, демонструє ознаки зміни чи швидкого переходу до різних поколінь ведення війни. Війна розвивається хвилеподібно, поєднуючи в межах одного часового етапу як застарілі індустріальні методи вогневого виснаження, так і новітні роботизовані технології.

Дослідження масштабів забруднення територій України вибухонебезпечними предметами вимагає проведення аналізу перших етапів війни, які сформувалися у 2014 році з протиправної анексії Автономної Республіки Крим та розгортання бойових дій на території Донецької і Луганської областях України. Цей початковий етап, який тривав до січня 2022 року, у вітчизняній науковій періодизації визначається як I–II періоди російсько-української війни [1]. Попри те, що в сучасному медійному середовищі ці події майже не згадуються, а сам конфлікт часто класифікували як «гібридний» або, як називають самі військові, «забуту війну», за характером застосування засобів ураження він із самого початку мав ознаки класичної конвенційної війни саме XX століття. Поєднання нетрадиційних методів тиску з масованими артилерійськими ударами, наголошую, саме регулярних армій зумовило формування зон високого вогневого навантаження ще до початку повномасштабного вторгнення російської федерації.

Інтенсивність використання артилерійського та мінометного озброєння в районі проведення Антитерористичної операції, а пізніше в Операції Об'єднаних Сил, нагадувала класичні позиційні протистояння. Яскравим підтвердженням цього є фаза найгостріших зіткнень у період з 1 вересня 2014 року по 16 листопада 2015 року, що охоплювала оборонні операції у Донецькому аеропорту та бої в районі Дебальцевського плацдарму. Тоді, паралельно з проведенням дипломатичних переговорів у Мінську, по позиціях українських сил було зафіксовано понад 24 тисячі обстрілів [2]. В аналітичних матеріалах деталізовано значну кількість та специфіку використаних засобів ураження, що відображає значну щільність мінно-вибухового впливу лише за один рік активної фази боїв у Донецькій області ще за 8 років до повномасштабного вторгнення, які будуть показані на рисунку 1.

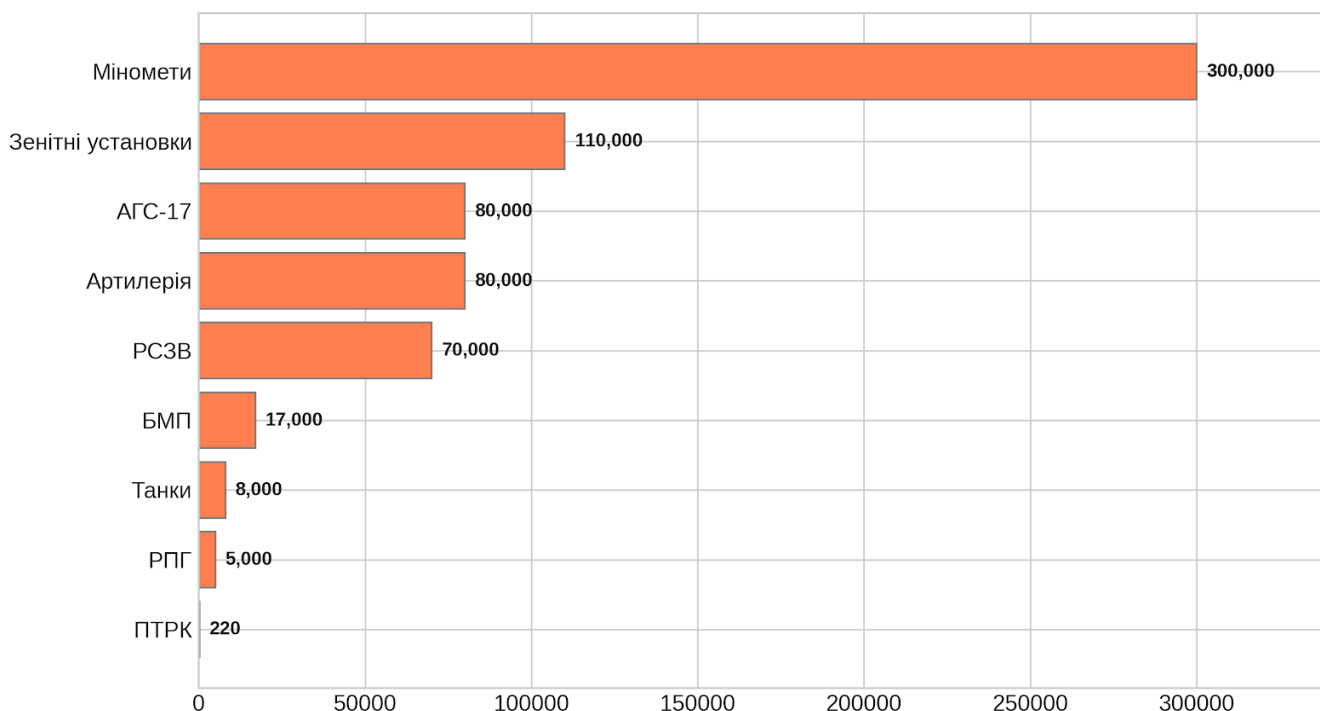


Рис. 1. Співвідношення випущених боєприпасів за видами озброєння, в одиницях.

Примітки: графік розроблено здобувачем на основі аналітичного звіту Віктора Трегубова [2]. Розрахунок вказаний лише до так званих «незаконних збройних формувань». Дані щодо обстрілів зі стрілецької зброї не включені.

Навіть на етапі відносної стабілізації та заморожування лінії розмежування вогневий тиск залишався перманентним: за даними моніторингових місій, упродовж

2021 року було здійснено 2 744 обстріли переважно із залученням мінометів та ствольних артилерійських систем [3].

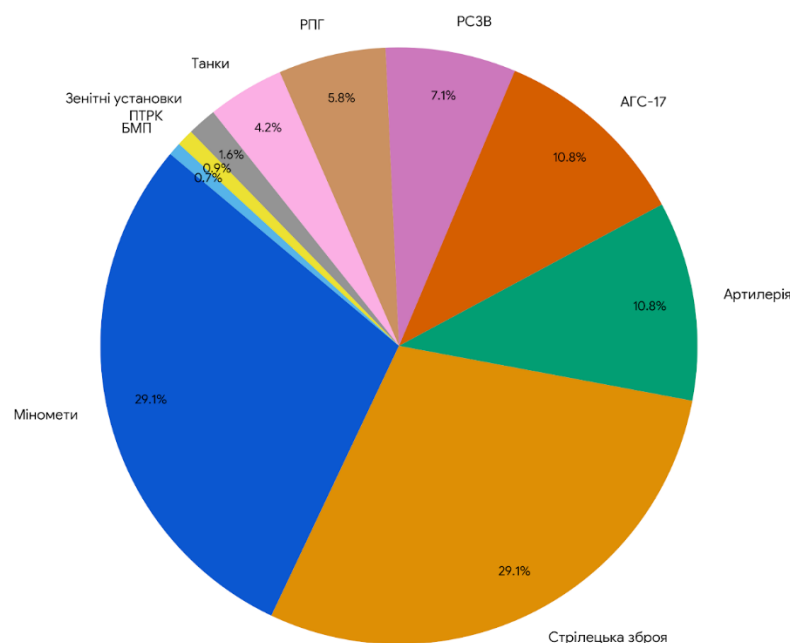


Рис. 2. Загальний відсоток застосування різної номенклатури озброєння на період 2014-2021 рр.

Примітки: графік розроблено здобувачем на основі оперативних звітів Спеціальної моніторингової Місії ОБСЄ в Україні.

Аналіз структури вогневого ураження за період 2014-2021 років, який представлений рисунком 2, відображає специфіку застосування засобів ураження в умовах так званої “гібридної війни”. Статистичні дані фіксують паритет між використанням мінометного озброєння та стрілецької зброї – по 29,1% для кожного сегмента. Зазначене співвідношення йде врозріз із класичною моделлю локальних конфліктів низької інтенсивності проти незаконних збройних угруповань, яка передбачає тотальне домінування саме стрілецького озброєння. Водночас застосування класичної артилерії (10,8%) та реактивних систем залпового вогню (7,1%) демонструє сумарну частку на рівні 17,9%, а разом із мінометними обстрілами була домінуючою.

Висока питома вага мінометно-артилерійських пострілів у період дії формальних обмежень дії припинення вогню слугувала об’єктивним індикатором

неминучого розгортання конвенційної війни руйнівного масштабу, яка відбулася 24 лютого 2022 року.

Початок третього періоду російсько-української війни, ознаменований широкомасштабною збройною агресією російської федерації від 24 лютого 2022 року, радикально змінив характер, просторові параметри та інтенсивність бойових дій. Початковий етап цього періоду, що охоплював проміжок з лютого по листопад 2022 року, визначався як маневрено-динамічна стадія, яка характеризувалася високою мобільністю підрозділів Сил оборони України під час проведення оборонних операцій. Водночас, обсяги та щільність застосування артилерійського й ракетно-бомбового озброєння стали неспівставно вищими порівняно з першим і другим періодами війни на Донбасі протягом 2014-2022 років. Підтвердженням цього є той факт, що лише за одну добу активних бойових дій у 2022 році застосовувалася така кількість боєприпасів, сумірна з річним обсягом їх витрати у попередні роки позиційного протистояння. Згідно з верифікованими даними OSINT-досліджень, відображеними рисунком 3, середньодобові витрати артилерійських снарядів збройними формуваннями російської федерації у першому кварталі 2022 року становили близько 63 тисяч одиниць, у другому кварталі – 57 тисяч, у третьому кварталі знизилися до 40 тисяч, а в четвертому кварталі зафіксувалися на рівні 20 тисяч пострілів на добу, що в сукупності за перший рік широкомасштабного вторгнення склало понад 13 мільйонів застосованих артилерійських і мінометних боєприпасів.

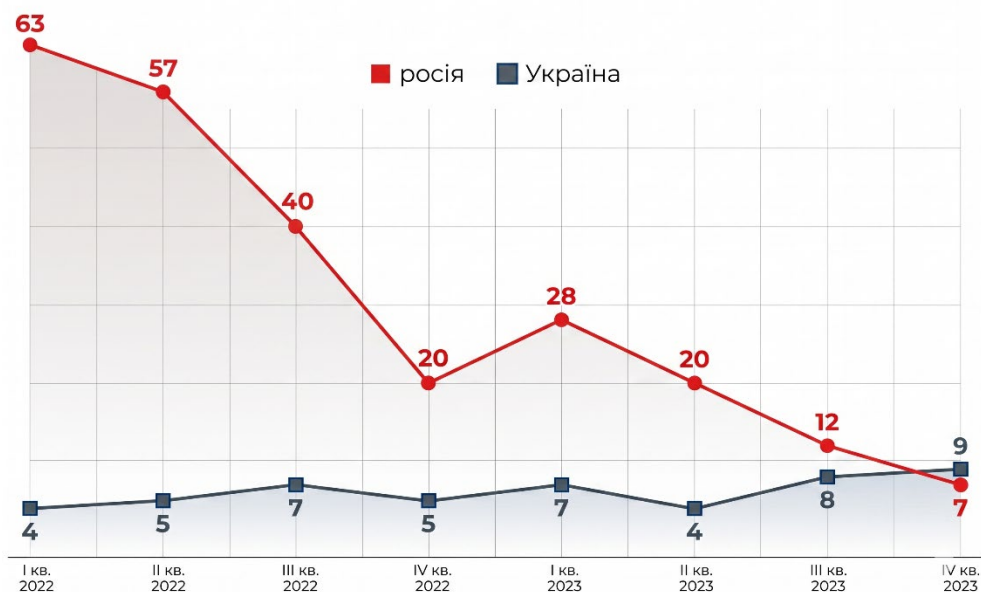


Рис. 3. Динаміка показників артилерійських пострілів Силами безпеки і оборони України та збройними формуваннями росії поквартально 2022-2023 роках. Цифри вказані у тисячах одиницях за одну добу.

Примітки: графік видозмінено здобувачем на основі OSINT-дослідження [4].

Подальша еволюція війни зумовила його перехід наприкінці 2022 року у стаціонарно-позиційну стадію, яка за своїми оперативно-тактичними ознаками відповідає індустріальній війні на виснаження з концентрованим вогневим впливом безпосередньо вздовж лінії бойового зіткнення. Ключовим чинником російської воєнної доктрини на цьому етапі стало домінування артилерійського компонента, на який у структурі вогневого ураження припадало від 60% до 80% усіх завдань, що безпосередньо визначало тактику дій окупаційних військ. Російські підрозділи системно спиралися на концепцію зосередженого артилерійського вогню та створення вогневого валу, нормативна щільність якого передбачає витрату від 60 до 80 снарядів на 100 метрів фронту за хвилину. У межах реалізації цієї тактики середні нормативи витрат боєприпасів для радянських та російських калібрів 122-152 мм передбачали виділення від 120 до 150 снарядів для знищення взводу в обороні, до 600 снарядів для ураження роти та в межах 1000-1200 одиниць для повного придушення ротного опорного пункту. На практиці це трансформувалося у щоденне вогневе навантаження обсягом 300-350 артилерійських пострілів на один кілометр лінії бойового зіткнення, а на найбільш складних і щільних ділянках штурмових дій, як-от

під час битви за місто Бахмут, цей показник перевищував 550 пострілів на кілометр, забезпечуючи тотальне руйнування оборонної інфраструктури, населених пунктів та довкілля як середовища для існування (примітка: літературні джерела не вказані у зв’язку із заборонаю цитування літератури держави-агресора).

Динаміка артилерійського ураження протягом 2022-2024 років, яка буде продемонстрована на рисунку 3 і 4, не була стабільною через пряму залежність обох сторін від логістичних можливостей та ресурсного забезпечення. Після відносного спаду вогневої активності наприкінці 2023 року, коли добова витрата з боку рф коливалася в межах 20-30 тисяч снарядів проти 10-13 тисяч у Сил безпеки і оборони України, у першій половині 2024 року відбувся новий етап різкої інтенсифікації. У період з січня по травень 2024 року щоденні обсяги артилерійських ударів противника досягли пікових значень до 70 тисяч пострілів на добу, після чого в липні-серпні стабілізувалися на рівні 45 тисяч одиниць. Сталість цієї вогневої асиметрії підтверджується також аналізом витрат за період з 6 по 14 серпня 2024 року, де зафіксовано відстріл 400 625 снарядів російськими військами (середнє значення 44 500 на добу) проти 131 461 снаряда українськими підрозділами, що відображає стійку пропорцію сил один до трьох [5].

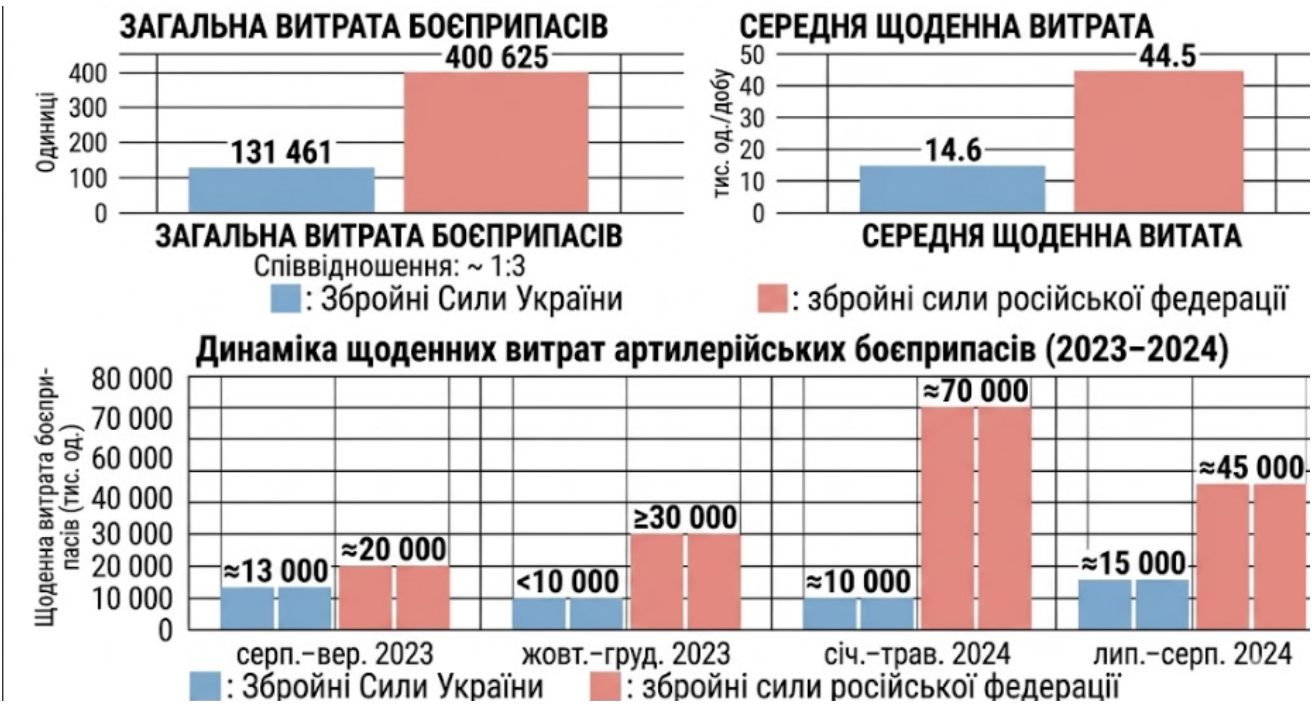


Рис. 4. Порівняльний аналіз витрат артилерійських боєприпасів (збройних сил росії та Сил безпеки і оборони України) за період 06.08-14.08.2024.

Примітки: графік розроблено здобувачем на основі даних, які були озвучені під час виступу Головнокомандувача Збройних Сил України генерала Олександра Сирського на Конгресі місцевих та регіональних влад 20 серпня 2024 року.

У подальшому війна знову змінилася із переходом від домінування класичної ствольної та реактивної артилерії до масованого застосування безпілотних авіаційних систем. Цей процес був зумовлений не лише розвитком технологій, а насамперед виникненням гострого дефіциту артилерійських боєприпасів (т.з. “снарядного голоду”) та глобальним дефіцитом тротилу і компонентів для його синтезу на світовому ринку озброєнь. Фізична обмеженість ресурсів та неможливість миттєвого масштабування промислового виробництва снарядів змусили обидва сторони шукати альтернативні засоби ураження, що прискорило інтеграцію безпілотних технологій як асиметричної відповіді.

Попри те, що точні оперативно-тактичні нормативи розподілу безпілотних літальних апаратів на один кілометр лінії бойового зіткнення становлять державну таємницю, аналіз відкритих даних та офіційних звітів Сил безпілотних систем дозволяє оцінити реальні масштаби цього процесу через показники загальної розрахункової потреби підрозділів. Згідно з відкритих джерел, кожна зі сторін щодня використовує від 6 000 до 8 000 безпілотних літальних систем, що дає сумарну інтенсивність у 12 000 – 16 000 апаратів на добу вздовж лінії зіткнення [6]. При середній протяжності активного фронту в 1 000 кілометрів це означає реальну добову щільність у 6-8 одиниць від однієї сторони або до 16 дронів на один кілометр ЛБЗ загалом. Є непідтверджена, проте і не спростована інформація, про насичення 1 км ЛБЗ 30-40 безпілотними авіаційними системами або навіть більше.

Через таке безпрецедентне насичення повітряного простору БАС на лінії бойового зіткнення утворилася суцільна “кіл-зона” глибиною у 10-40 км углиб. Поява цієї зони фактично нівелювала класичне використання броньованої техніки чи артилерії, а особливо мінометів, оскільки будь-яка спроба розгортання, виходу на вогневі позиції чи підвезення боєприпасів миттєво виявляється розвідкою та уражається ударними дронами ще до початку виконання бойового завдання.

Динаміка інтенсифікації застосування безпілотних авіаційних систем безпосередньо відображається на структурі санітарних та безповоротних втрат противника, демонструючи стійке зростання питомої ваги БАС у вогневому ураженні. Оскільки офіційні звіти вогневого ураження є закритими, цифри всі відображалися із відкритих джерел і можуть відрізнятися від реальних даних.

За узагальненими оцінками західних аналітиків та військово-медичних служб, у період 2024-2025 років саме БАС стали причиною до 50-60% усіх бойових уражень на ЛБЗ, тоді як частка класичної ствольної та реактивної артилерії знизилася до 10-15%.

Водночас внутрішня офіційна статистика Командування Сил безпілотних систем Збройних Сил України підтверджує цю тенденцію в межах підконтрольних підрозділів. Зокрема, зафіксовано чітку щомісячну динаміку зростання частки уражень особового складу противника, завданих штатними підрозділами СБС у загальній структурі втрат ворога: від 14% у червні, 15% у липні, 19% у серпні до 23% у вересні 2025 року. Проте офіційні щомісячні звіти Командування СБС ЗС України відображають ураження виключно підпорядкованих йому штатних підрозділів, реальний сукупний внесок безпілотних систем у загальні втрати ворога є ще вищим і корелює із західними оцінками [7].

Тенденція домінуючої ролі безпілотних технологій у структурі вогневого ураження отримала офіційне підтвердження на найвищому рівні військово-політичного керівництва. За заявою Головнокомандувача ЗСУ генерала Олександра Сирського, станом на початок 2026 року безпілотні авіаційні системи вже забезпечують приблизно 60% від загальної частки всього вогневого ураження на лінії бойового зіткнення, тоді як на артилерію припадає решта 40% [8]. Загальна динаміка зміни основних засобів ураження вказано на рисунку 5.

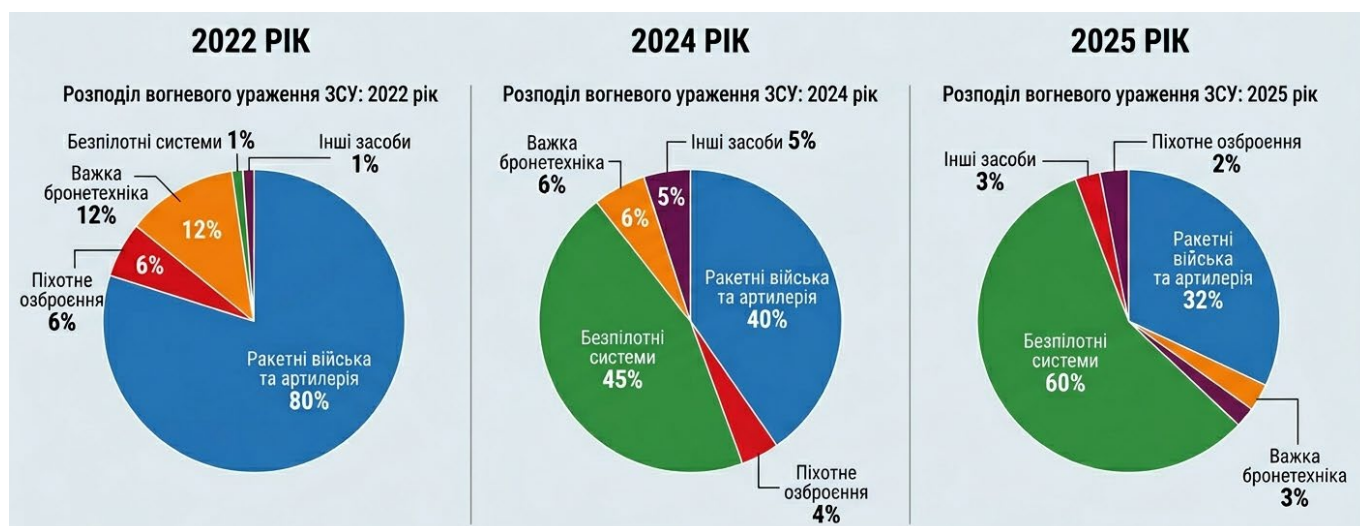


Рис. 5. Зміни структури вогневого ураження Збройних Сил України.

Примітки: графік ілюстративний, розроблено здобувачем на основі даних звітів Генерального штабу ЗСУ та провідних міжнародних інститутів дослідження війни. Цифри можуть не співпадати із реальними даними та призначені для візуалізації загальної тенденції застосування різних типів озброєння.

Попри домінування на сучасному етапі бойових дій БАС треба враховувати, що вони є платформою або носієм для доставки засобів ураження. Основним джерелом хімічного та фізичного забруднення довкілля є саме вибухонебезпечні предмети, які використовуються як бойова частина.

Натомість російські війська масовано застосовують керовані авіабомби як компенсацію чи заміну класичній ствольній артилерії, які завдають неприйнятних надмірних руйнувань та призводять до прямого знищення середовища існування. Статистика використання цих боєприпасів демонструє стійку тенденцію до зростання. У листопаді 2023 року було задокументовано близько 1 200 випадків застосування авіабомб типу ФАБ, у березні 2024 року – близько 2 300 одиниць КАБ, а у лютому 2025 року цей показник сягнув 3 274 одиниць. У березні 2026 року зафіксовано абсолютний максимум – 7 987 керованих авіаційних бомб, що на 1 500 одиниць більше за попередній рекорд лютого. Найвища добова інтенсивність ударів припала на 18 січня, коли було скинуто 316 авіабомб лише за одну добу [9].

Основна небезпека полягає у надвисокій масі вибухової речовини. Зокрема, авіаційна бомба ФАБ-1500 М-54, оснащена універсальним модулем планування і

корекції (УМПК) та трансформована у КАБ-1500, має загальну масу близько 1 500 кг. Вага вибухової речовини в ній становить 436 кг, а у пізніших модифікаціях типу М-62 – до 675 кг. За інженерно-військовими оцінками, детонація такого заряду формує вирву діаметром 8-12 м та глибиною 4-6 м. Це призводить до повного фізичного руйнування ґрунтового профілю та незворотної деградації локальних екосистем.

На відміну від засобів динамічного вогневого ураження, масштабне застосування наземних мін створює не тимчасову, а стійку довгострокову небезпеку для екосистем, яка зберігається протягом десятиліть. Мінування територій перетворилося на один із ключових елементів оборонної тактики. При розгортанні класичної схеми мінно-вибухових загороджень на особливо важливих напрямках у межах мінного поля глибиною близько 100 м та шириною 200-500 м може встановлюватися до 1 000 протигусеничних та близько 500 протидищевих мін, що формує високу локальну щільність вибухонебезпечних предметів [10].

У реальних умовах бойових дій нормативні показники інженерних настанов були кардинально перевищені. На окремих ділянках ЛБЗ фіксувалася надвисока щільність мінування, яка становила від 1 до 4-5 мін на 1 м² [11]. Прикладом насичення територій інженерними загородженнями стала смуга забезпечення (перша лінія оборони) на Оріхівському напрямку. При здійсненні прориву на ділянці фронту завширшки до 9 км, щільність мінування досягала 45 000 мін на один кілометр глибини [12].

Попри такі значні показники локальної щільності інженерних загороджень та застосування різної номенклатури озброєнь, просторовий розподіл забруднення вибухонебезпечними предметами на загальнодержавному рівні не має суцільного площинного характеру. Наразі близько 133 тис. км² територій України класифікуються як імовірно забруднені (що за масштабами дорівнює площі Греції), проте практичний досвід протимінної діяльності здобувача демонструє високу дискретність і нерівномірність забруднення мінами та вибухонебезпечними залишками війни.

Зокрема, з понад 6 300 км² уже розмінованих територій більша частина площ мала низьку щільність мінування, яка в окремих випадках не перевищувала 1 ВВП на

1 га. Крім того, ще 37 тис. км² земель були переведені у категорію «вивільнені землі», тобто ті, які за результатами нетехнічного обстеження через відсутність будь-яких прямих або непрямих доказів наявності мінно-вибухової загрози вважаються очищеними.

1.2. Характеристика хімічного складу основних типів озброєння, які застосовуються у російсько-українській війні

Оцінка та прогнозування масштабів залишкового хімічного забруднення ґрунтів у зонах ведення інтенсивних бойових дій неможливі без детального аналізу матеріально-компонентного складу вибухонебезпечних предметів.

Слід наголосити, що у межах цього дослідження піротехнічні суміші, спеціальні боєприпаси (зокрема ті, що наповнені хімічними, радіаційними та ядерними матеріалами), а також рідке ракетне паливо не розглядалися через їхню різну специфіку забруднення довкілля та потребу в окремих методологічних підходах до їх оцінки.

Залежно від номенклатурних і метричних характеристик, кожен вид вибухонебезпечних предметів становить окреме джерело екологічної загрози з унікальними параметрами впливу.

Як було детально оцінено та обґрунтовано у попередньому пункті 1.1 цього дослідження, у ході розгортання сучасних бойових дій високої інтенсивності найчастіше застосовують саме різні типи артилерійських снарядів та реактивних систем залпового вогню. Для проведення аналізу матеріально-компонентної структури за основу було взято найбільш розповсюджені у цій війні зразки конвенційного озброєння. Слід наголосити, що попри конструктивну різноманітність боєприпасів у межах своїх функціональних груп, їхній відсотковий склад, тобто базове співвідношення маси активної вибухової речовини до загальної ваги металевого чи полімерного корпусу, залишаються відносно однаковим. Більш докладна характеристика та опис основних ВНП вказано у **Додатку 1**.

Артилерійські системи ствольної артилерії формують найбільший валовий об'єм залишків хімічних сполук у місцях щільного вогневого ураження навіть в умовах домінування дронів. Основні одиниці, які застосовуються у російсько-українській війні:

- *122-мм осколково-фугасний артилерійський снаряд ОФ-462 (OF-462):* належить до боєприпасів роздільно-гільзового заряджання. Оскільки металевий заряд розміщується в гільзі окремо і згорає у стволі, він не вилітає разом зі снарядом під час пострілу, тому його хімічний склад тут не враховується. Повна маса самого снаряда становить 21 760 г. Його товстостінний корпус виготовлений із високовуглецевої (снарядної) сталі, оснащений мідним ведучим пояском та вкритий зовнішнім захисним лакофарбовим покриттям. Внутрішнє розривне наповнення складається з 3 460 г чистого тринітротолуолу (тротилу, TNT). Боєприпас комплектується головним механічним підриивником перкусійної дії РГМ-2, хімічний профіль якого включає ініціюючі капсульні сполуки та додатковий детонатор (бустер), що містить 12,5 г тетрилу.
- *152-мм осколково-фугасний артилерійський снаряд ОФ-25 (OF-25):* аналогічно до попереднього зразка, належить до боєприпасів роздільно-гільзового заряджання. Металевий заряд не вилітає разом зі снарядом під час пострілу, тому його хімічний склад тут не враховується. Сталевий корпус снаряда у неспорядженому стані (без встановленого підриивника) має масу 43 560 г, традиційно оснащений мідним ведучим пояском та вкритий зовнішнім лакофарбовим покриттям. Основне розривне наповнення складається з 6800 г алюмінізованої вибухової суміші А-ІХ-2, створеної на основі флегматизованого гексогену. Для забезпечення штатної активації детонаційного ланцюга бойової частини снаряд комплектується стандартним головним механічним підриивником перкусійної дії РГМ-2, хімічний профіль якого (як і в калібрі 122 мм) включає ініціюючі капсульні сполуки та додатковий детонатор (бустер) із 12,5 г тетрилу.

Реактивна артилерія як чинник масштабного екологічного впливу полягає в масивному розсіюванні токсичних залишків ракетного палива та бризантних речовин. Це зумовлено великою площею покриття цілі залповим вогнем і критично високою частотою відмов головних підричників на м'яких субстратах. Серед основних категорій виокремлюють:

- *122-мм некерований реактивний снаряд 9М22У (9М22U) системи «Град»:* загальна маса повністю спорядженого боєприпасу становить 66 000 г при лінійних габаритах корпусу 2729×122 мм. Головна бойова частина споряджена розривним зарядом із 6400 г високоенергетичної алюмінізованої вибухової суміші А-ІХ-2. Марка твердого ракетного палива марки РСТ-4К (у старіших версіях 9М22 використовувався порох РСІ-12М). Заряд ракетного твердого палива (індекс 9Х111) складається з двох однакових циліндричних шашок (головного і хвостового напівзарядів) загальною масою порохового заряду 20 450 г. Штатна ініціація основного заряду забезпечується головним підрипником ударної дії типу МРВ або його модифікацією МРВ-У, хімічний профіль якої передбачає наявність додаткових 29 г тетрилу або ТЕНу у вторинному детонаторі (бустері). Залежно від тактичних завдань, активація бойової частини може також здійснюватися механічним часовим підрипником ТМ-120 (ТМ-120).
- *220-мм реактивний снаряд касетного типу 9М27К1 системи «Ураган»:* загальна маса повністю спорядженого боєприпасу становить близько 270 000 г, з яких 89 500 г припадає на спеціалізовану касетну бойову частину 9Н128К. Рушійна установка снаряда містить 104 100 г твердого ракетного палива, залишки якого при неповному згорянні чи руйнуванні двигуна можуть виступати фактором хімічного забруднення. Конструкція бойової частини забезпечує доставку на задану дистанцію та розсіювання у повітрі 30 самостійних осколково-фугасних бойових елементів (субелементів) 9Н210 або 9Н235. Повна індивідуальна маса кожного субелемента становить 1850 г. Їхнє внутрішнє розривне наповнення містить від 270 до 320 г вибухової речовини гексогенової групи: суміш А-ІХ-10 (для модифікації 9Н210) або К-991 (для

9Н235). Кожен суббоєприпас комплектується власним контактним підриивником із вбудованим піротехнічним елементом самоліквідації (штатний час спрацювання — 110 секунд). Для ініціації розкриття магістральної гільзи касетної частини у визначеній точці траєкторії використовується головний механічний дистанційний підриивник ТМ-120 .

Мінометні міни. Окреме місце у структурі локального забруднення посідають важкі мінометні міни, які через специфіку застосування (стрільба по навісній траєкторії) та часті відмови підриивників на зволожених або пухких рілньничих ґрунтах залишаються в орному шарі у нерозірваному вигляді.

- *120-мм осколково-фугасна мінометна міна ОФ-843 (OF-843):* призначена для стрільби з гладкоствольних мінометів. Повна маса боєприпасу становить 16 000 г при загальній довжині 674 мм. Сталевий корпус краплеподібної (аеродинамічної) форми споряджений внутрішнім розривним зарядом масою 1400 г, який представлений литим тринітротолуолом (тротилом, TNT) або високобризантною композицією ТД-50 (суміш тротилу та гексогену у масовому співвідношенні 50/50). Специфічним фактором екологічної небезпеки цього типу ВНП є наявність додаткових картузних (пучкових) металевих зарядів на основі нітроцелюлозних порохів. Вони закріплюються на трубі стабілізатора (хвостовику) і у випадку відмови підриивника та подальшого механічного руйнування міни в орному шарі часто розсипаються, генеруючи додаткові локальні осередки токсикації субстрату. Для ініціації боєприпас традиційно комплектується головним підриивником перкусійної дії (наприклад, серії М-12 або ГВМЗ-7), детонаційний ланцюг якого містить ініціюючі капсульні склади та проміжний детонатор (бустер) на основі тетрилу.

Танкові постріли. Боєприпаси до танкових гармат поєднують високу кінетичну енергію з потужною осколково-фугасною, кумулятивною або бронебійно-підкаліберною дією. Завдяки такій багатокомпонентній специфіці конструкції та хімічного спорядження, у разі детонації або подальшої корозійної деструкції в ґрунті вони формують комплексні (комбіновані) профілі токсикологічного забруднення середовища. До основних зразків належать:

125-мм осколково-фугасний снаряд ОФ-26 (ЗОФ-26): класифікується як боєприпас роздільно-гільзового заряджання. У комплектації з основним металевим зарядом серії 4Ж40 або 4Ж52 (розміщеним у напівзгоряючій картонній гільзі з металевим піддоном) він утворює повний танковий постріл ЗВОФ36, призначений для гладкоствольних гармат типу 2А46. Оскільки металевий заряд згорає під час пострілу, його хімічний склад при аналізі залишків самого снаряда не враховується. Сталевий корпус боєприпасу має масу 23 200 г при фіксованих лінійних габаритах 125×675 мм. Внутрішній об'єм споряджений 3340 г високоенергетичної алюмінізованої вибухової суміші А-ІХ-2. Снаряд комплектується головним механічним підриивником перкусійної дії серії В-429 (базова танкова модифікація В-429Е), механізм якого зводиться під впливом лінійного прискорення безпосередньо в каналі ствола. Хімічний профіль детонаційного ланцюга підриивника стандартно включає ініціюючі капсульні сполуки та проміжний детонатор (бустер) на основі тетрилу.

Іншим джерелом надходження бризантних вибухових речовин у доквілля від техніки, яку часто забувають досліджувати, є **елементи динамічного захисту (ЕДЗ)** бронетехніки. Динамічний захист танків (на прикладі масових комплексів першого та другого поколінь типу “Контакт-1” та “Контакт-5”) конструктивно являє собою металеві контейнери, всередині яких розміщені плоскі елементи з шаром пластичної або пресованої вибухової речовини, затиснутої між сталевими пластинами. Принципова відмінність ЕДЗ від класичних типів конвенційних ВВП полягає у відсутності власного засобу ініціювання (підриивника) та розрахунку на детонацію виключно під впливом високошвидкісного кінетичного удару кумулятивного струменя або підкаліберного снаряда.

- *Матеріально-компонентний склад ЕДЗ 4С20 (комплекс «Контакт-1»):* Один уніфікований елемент містить пластину пластичної вибухової речовини масою 0,26 кг, загорнуту в тонку металеву оболонку. У кожному контейнері ДЗ на броні танка встановлюється по два таких елементи (сумарно 0,52 кг ВР на один блок). Хімічну основу наповнення становить пластид ПВВ-5А (або його аналог ЕГВ-85), що складається з

85% дрібнодисперсного флегматизованого гексогену (RDX) та 15% складного полімерного пластифікатора (на базі каучуку, воску та мазуту). Для оцінки їх кількості, в одному танку Т-64БВ/Т-72Б має від 139 до 151 одиниці (залежно від модифікації та наявності бортових екранів, контейнерів (коробок) на броні). Загальна кількість індивідуальних пластин ЕДЗ 4С20 становить 278 - 302 одиниці. Валовий об'єм вибухової речовини – від 72,2 кг до 78,5 кг на один танк.

Наземні міни. Специфіка цієї категорії ВНП полягає у тривалому безпосередньому перебуванні в товщі ґрунту, що призводить до формування довготривалих локальних осередків ексудації та міграції токсичних ароматичних нітросполук і гетероциклічних нітрамінів. До основних типів належать:

- *Протитанкова фугасна міна ТМ-62М:* корпусна основа виготовлена у вигляді штампованого сталевого диска. Загальна маса повністю спорядженого боєприпасу становить 9500 г при лінійних габаритах 320×128 мм. Основний внутрішній розривний заряд масою 7500 г складається з литого тринітротолуолу або морської суміші. Залежно від умов мінування, боєприпас комплектується механічним натискним підривною серії МВЧ-62 або пневматичним мінімально-металевим підривною МВП-62, корпус якого виготовлений на основі бакелітового композиту. Хімічний профіль детонаційного ланцюга підривників традиційно включає ініціюючі капсульні сполуки та проміжний детонатор (бустер), переважно споряджений тетриллом.
- *Противіхотна фугасна натискної дії міна ПМН-2:* корпусна основа виконана у вигляді литої герметичної полімерної (пластикової) оболонки. Загальна маса повністю спорядженого боєприпасу становить 420 г при лінійних габаритах 120×53 мм. Хімічне наповнення бойової частини представлене 100 г високобризантної композитної вибухової суміші ТГ-40 (включає 60 % гексогену та 40 % тринітротолуолу). На відміну від металевих зразків, полімерний матеріал корпусу ПМН-2 демонструє високу резистентність до корозійної та біологічної деградації у ґрунтовому середовищі. Боєприпас оснащений вбудованим підривним пристроєм, який конструктивно

використовує пневматичну систему дальнього зведення для безпечного переведення міни у бойове положення після встановлення. Детонаційний ланцюг класично містить ініціюючі капсульні сполуки та проміжний детонатор (бустер) на основі тетрилу.

Керовані авіаційні бомби (КАБ) та модернізовані фугасні авіабомби. Ця категорія засобів ураження виступає чинником надмасивного точкового екологічного впливу. Завдяки безпрецедентно великій масі розривного заряду та здатності глибоко проникати в товщу ґрунту перед детонацією, вони радикально змінюють морфологію ґрунтового профілю, формуючи масштабні локальні осередки забруднення залишковими продуктами вибухових речовин та продуктами деградації металевих оболонок. До найпоширеніших зразків належать:

- *500-кг фугасна авіаційна бомба ФАБ-500 М-62:* базовий боєприпас, що масово застосовується у комплектації з універсальним модулем планування та корекції (УМПК). Загальна маса бомби становить 500 000 г при лінійних габаритах корпусу 2425×400 мм. Масивний сталевий аеродинамічний корпус вміщує основний розривний заряд масою 300 000 г, який традиційно представлений високобризантною композитною сумішшю ТГАФ-5 (тринітротолуолу, гексогену, алюмінієвої пудри та флегматизатора) або сумішшю ТГ-50. Враховуючи наявність дисперсного алюмінію та гексогену, детонація такого об'єму ВР генерує критичний рівень токсикації субстрату не лише нітроароматичними сполуками, а й високотоксичними гетероциклічними нітрамінами. Авіабомба комплектується носовим та донним підриивниками контактної або уповільненої дії (наприклад, серії АВУ-Е або АМ-А), детонаційний ланцюг яких містить масивні проміжні детонатори (бустери) на основі тетрилу. Конструктивні елементи навісного алюмінієвого модуля УМПК розглядаються переважно як джерело додаткового механічного засмічення території металобрухтом.
- *1500-кг фугасна авіаційна бомба ФАБ-1500 М-54:* боєприпас підвищеної потужності, що також адаптований для використання з модулями УМПК.

Повна маса бомби становить 1 550 000 г при лінійних габаритах корпусу 3000×580 мм. Товстостінна лита сталева оболонка (товщина якої посилена для пробиття перешкод) містить внутрішній вибуховий заряд масою 675 000 г. Спорядження переважно складається з литого тринітротолуолу або сумішей аммотолової групи (ТГА). Через колосальну кінетичну енергію під час падіння та масу вибухової речовини, цей боєприпас спричиняє повне знищення верхніх генетичних горизонтів ґрунту на місці влучання, екскавуючи сотні кубічних метрів субстрату та насичуючи його токсикантами у радіусі десятків метрів. Ініціація заряду здійснюється системою потужних інерційно-ударних підричників.

Окрему групу новітніх джерел хімічного забруднення становлять ударні безпілотні комплекси, зокрема баражуючі боєприпаси та тактичні FPV-дрони. На відміну від класичної артилерії, ці засоби ураження не зазнають балістичних (ствольних) перевантажень, що дозволяє використовувати в них тонкостінні бойові частини. Як наслідок, вони характеризуються високим відсотком вибухової речовини відносно загальної ваги системи, генеруючи масивний локальний хімічний слід у місцях детонації або механічного руйнування. Ситуація ускладнюється тим, що тактичні безпілотні комплекси масово комплектуються не стандартизованими боєприпасами промислового виробництва, а імпровізованими засобами ураження на базі саморобних вибухових речовин. Це нівелює можливість чіткої ідентифікації хімічного сліду та генерує непередбачувані, багатокомпонентні осередки токсикації у субстраті.

- *Безпілотний літальний апарат дальньої дії Shahed-136 (у рф маркується як «Герань-2»):* загальна маса літального апарата становить близько 200 000 г, з яких від 40 000 до 50 000 г припадає безпосередньо на бойову частину (що підтверджує високий коефіцієнт спорядження). Бойове навантаження представлене складною високощільною багатокомпонентною вибуховою композицією на основі гексогену та тринітротолуолу. З метою пролонгації та

посилення термічного ефекту під час детонації, до складу суміші інтегровано дисперсний алюміній та спеціалізовані полімерні пластифікатори.

- *Тактичний баражуючий боєприпас (FPV-дрон) у кумулятивному варіанті спорядження:* як бойова частина найчастіше використовується адаптований кумулятивний заряд гранатометного пострілу ПГ-7ВЛ. Загальна маса бойової частини становить 2600 г, маса розривного заряду — 1030 г. Спорядження представлене речовиною окфол, тобто флегматизованим октогеном.
- *Тактичний баражуючий боєприпас (FPV-дрон) з інженерним осколково-фугасним навантаженням:* як бойова частина використовуються штатні фабричні або імпровізовані інженерні заряди загальною масою від 1500 до 2500 г. Хімічною основою розривного заряду виступає пластична вибухова речовина ПВВ-5А (композиція на основі гексогену з додаванням 20 % полімерного пластифікатора) [13].

Проведений аналіз матеріально-компонентної бази основних типів вибухонебезпечних предметів дозволяє розмежувати напрямки їхнього екологічного впливу на ґрунти.

Первинне масове навантаження на довкілля створюють металеві корпуси боєприпасів. Вони виготовляються з промислових сплавів, де домінують вуглецеві сталі та чавуни (до 85 % маси артилерійських снарядів і мінометних мін), а також кольорові метали (мідні ведучі пояски, латунні й алюмінієві деталі підричників та гільз). Однак, з позиції гострої токсичності та загрози деградації ґрунтової біоти, розпад металевих корпусів є другорядним фактором. Корозія металів у ґрунті протікає повільно, а утворені оксиди заліза чи алюмінію переважно зв'язуються природним мінеральним фоном або фіксуються в малорухомих формах. Навіть наявність важких металів (свинцю чи ртуті з капсульних сполук), попри їхню високу небезпеку, має суворо точковий характер через мізерну масову частку в загальній структурі ВМП. Крім того, згідно з практикою протимінної діяльності, більшість нерозірваних корпусів та великих уламків підлягають обов'язковому вилученню та подальшій утилізації. Тому їхня довготривала присутність у ґрунті є малоімовірною,

що додатково підтверджує другорядність загрози від важких металів конструкційного призначення порівняно з агресивним хімічним слідом від самих вибухових речовин.

Зовсім інше специфічне забруднення залишають тактичні FPV-дрони. Їх рами з пресованого вуглеволокна (карбону) та полімерні деталі під час руйнування чи вигорання розпадаються на мікропластик і фенольні сполуки. Більш вагому хімічну загрозу в їхній конструкції становлять літій-полімерні (Li-Po) акумуляторні батареї. При їх деструкції у ґрунт потрапляють солі літію, кобальтат літію (LiCoO_2), оксиди марганцю та нікелю, а також високотоксичні фторорганічні електроліти (зокрема гексафторофосфат літію, LiPF_6). У разі розгерметизації батареї ці токсиканти викликають локальне хімічне отруєння орного шару. Проте цей вплив також не є домінантним у загальній оцінці деградації територій.

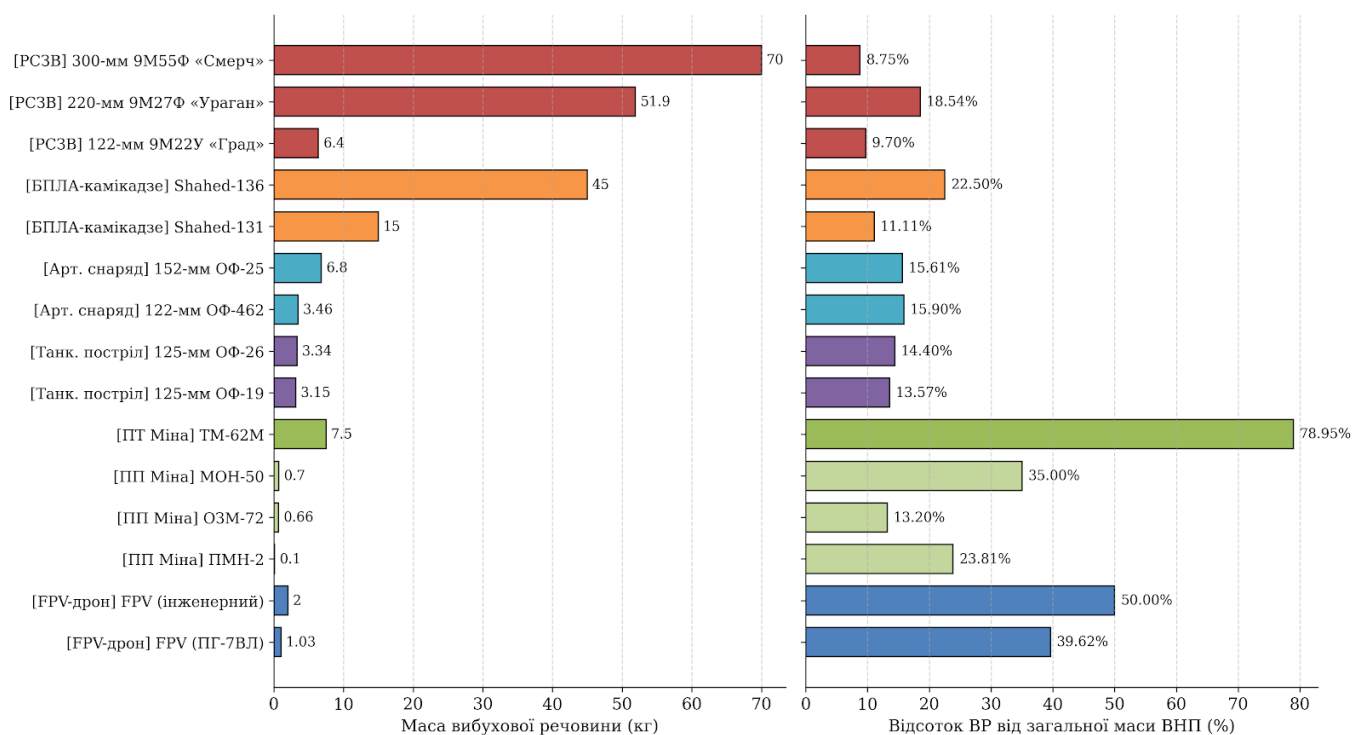


Рис. 6. Кількісна оцінка маси вибухової речовини та її частки у загальній масі основних засобів ураження.

Примітки: розроблено здобувачем на основі звіту GICHD [13] КАБ (ФАБ) до графіку не додано через складність візуалізації через значну різницю у кількості ВР, так як на ФАБ-500 М-62 маса ВР становить 300 кг або 60% від загальної маси.

Головним, пріоритетним та найбільш токсичним джерелом залишкового забруднення є внутрішнє спорядження боєприпасів – розривні заряди бойових частин

та залишки металевих сумішей. На відміну від інертних металів, вибухові речовини є небезпечним забруднювачем довкілля. При розгерметизації корпусів або нештатному спрацюванні ці високотоксичні сполуки потрапляють безпосередньо у ґрунтовий розчин. Висока стійкість до природного розкладу, здатність до міграції у ґрунті та доведена канцерогенна й мутагенна дія визначають критичний рівень екологічної безпеки вибухових речовин. Саме це зумовлює необхідність їхнього першочергового вивчення. Загальна кількість вибухових речовин, яка знаходиться у різних типах ВНП, показано на рисунку 6.

1.3 Комплексна характеристика основних типів вибухових речовин

Вибуховими речовинами (ВР) називають хімічні сполуки або суміші, які здатні під дією зовнішнього впливу до надзвичайно швидкого хімічного перетворення з утворенням газоподібних продуктів, що характеризуються високою температурою та тиском. Вибухове перетворення, залежно від фізико-хімічних властивостей вибухової речовини та характеру впливу на неї, може відбуватися у формі вибуху (детонації) або горіння (дефлагації) [14].

Існують різні підходи до класифікації вибухових речовин, зокрема за фізичною формою (бінарні, пластичні, суспензійні тощо), за швидкістю ініціювання (low explosives та high explosives), за ступенем безпеки, чутливістю до зовнішніх впливів та іншими параметрами.

Проте у рамках дослідження було прийнято рішення використати найбільш поширену у військовій справі класифікації, яка ґрунтується на умовах застосування та цільовому призначенні вибухових речовин. Згідно з цим підходом, вибухові речовини умовно поділяються на чотири основні групи: ініціюючі (первинні), бризантні (вторинні), металеві (пропеленти) та допоміжні (спеціальні) вибухові та енергетичні склади, що використовуються для забезпечення запалювання, підсилення або спеціальних ефектів.

Ініціюючі (первинні) вибухові речовини – це надзвичайно чутливі вибухові речовини або їх суміші, які застосовуються у капсулях, детонаторах та капсулях-детонаторах для ініціювання вибухового перетворення інших зарядів. Основною

особливістю цієї групи є вкрай низька стійкість до горіння, яке практично миттєво переходить у детонацію навіть за незначного зовнішнього впливу. Чутливість ініціюючих вибухових речовин, як правило, у 10-12 разів перевищує чутливість бризантних (вторинних) вибухових речовин, і до цієї групи зазвичай відносять сполуки, які більш чутливі за тетранітропентаеритрит (ТЕН, PETN) [16].

У більшості випадків такі вибухові речовини мають неорганічну природу та містять сполуки важких металів, що зумовлює як їх високу ефективність ініціювання, так і підвищені токсикологічні та екологічні ризики у разі потрапляння в довкілля. В порівнянні із бризантними (вторинними) вибуховими речовинами вони мають більш низьку вибухо-енергетичні характеристики, тому, враховуючи їх високу чутливість, вони абсолютно не придатні для спорядження боєприпасів, тому використовуються виключно як засоби ініціювання детонації. Деякі типи бризантних вибухових речовин використовуються як ініціюючі, наприклад тетрил [15]. Основні типи первинних (ініціюючих) вибухових речовин показані у таблиці 1.

Таблиця 1. Класифікація первинних (ініціюючих) вибухових речовин [15]

Назва	Типове використання	CAS
Азид свинцю	Ініціатор для високодетонаційних ВР (НВ)	13424-46-9
Гримуча ртуть	Ініціатор для високодетонаційних ВР (НВ)	628-86-4
Діазодинітрофенол	Ініціювальні (капсульні) склади; промислові детонатори	4682-03-5
Стифнат свинцю	Ініціювальні склади; підпал/ініціювання азиду свинцю	15245-44-0
Тетразен	Ініціювальні склади; підсилювачі	92-24-0
Калійна сіль динітробензофуроксану	Ініціювальні склади	Немає
Мононітрорезорцинат свинцю	Ініціювальні склади; електродетонатори	51317-24-9

Ініціюючі вибухові речовини зазвичай присутні у боєприпасах у вкрай незначних кількостях, що зумовлено їх високою чутливістю до механічних, теплових та ударних впливів. Так, для прикладу, головний підричник ударної дії В-429, який

застосовується у більшості радянських і російських осколково-фугасних пострілів калібрів 85-152 мм, містить лише кілька десятків міліграмів первинної вибухової речовини у складі капсулів-детонаторів, тобто значно менше одного грама. Водночас загальна маса підричника В-429 становить близько 485 г, тоді як, наприклад, маса поширеного 122-мм осколково-фугасного снаряда ОФ-462 сягає 21,76 кг [16].

Враховуючи незначну кількість ініціюючих (первинних) вибухових речовин у загальній масі бойових зарядів, а також через відсутність специфічних параметрів та уніфікованих методик їхнього чіткого визначення у ґрунтовому комплексі, дані сполуки у подальшому розглядатися не будуть.

Метальні вибухові речовини (пропіленти) призначені для генерації енергії, що забезпечує доставку засобу ураження до визначеної цілі, і виконують функцію контрольованого джерела газоутворення. Ключова розбіжність між бризантними ВР та пропелентами полягає у кінетиці перебігу хімічної реакції та термодинамічному характері вивільнення енергії. Бризантні сполуки реагують максимально швидко, утворюючи надзвукову детонаційну хвилю високого тиску, яка руйнує корпус боєприпасу та зумовлює осколкове й фугасне ураження. Натомість пропеленти трансформуються значно повільніше у режимі дозвукового горіння (дефлагації), гарантуючи тривалу евакуацію газів і підтримання стабільного тиску нижчого рівня. Цей тиск використовується для розгону та просування снаряда в каналі ствола або по іншій направляючій магістралі. Зазначена відмінність визначає принципово різні механізми дії, умови експлуатації та характер потенційного екологічного навантаження на довкілля [15].

Метальні вибухові речовини (пропеленти) призначені для генерації енергії, що забезпечує доставку засобу ураження до визначеної цілі, і виконують функцію контрольованого джерела газоутворення. Ключова розбіжність між бризантними ВР та пропелентами полягає у кінетиці перебігу хімічної реакції та термодинамічному характері вивільнення енергії. Бризантні сполуки реагують екстремально швидко, утворюючи надзвукову детонаційну хвилю високого тиску, яка руйнує корпус боєприпасу та зумовлює осколкове й фугасне ураження. Натомість пропеленти трансформуються значно повільніше у режимі дозвукового горіння (дефлагації),

гарантуючи тривалу евакуацію газів і підтримання стабільного тиску нижчого рівня. Цей тиск використовується для розгону та просування снаряда в каналі ствола або по іншій направляючій магістралі. Зазначена відмінність визначає принципово різні механізми дії, умови експлуатації та характер потенційного екологічного навантаження на довкілля.

У конструктивній структурі боєприпасів металеві вибухові речовини адаптуються під конкретні типи озброєння та принципи їхньої балістичної дії:

- *Усередині металевих гільз:* характерно для стрілецької зброї, артилерійських систем малого й середнього калібрів, окремих типів конвенційної артилерії та унітарних танкових пострілів (зокрема, боєприпасів стандартів НАТО калібру 120 мм для танків типу Leopard-2A4, де використовуються кумулятивні постріли DM 12A1 та бронебійно-підкаліберні снаряди серій DM 23, DM 33A1, DM 43).
- *Зовні корпусу снаряда (у вигляді накладних чи хвостових зарядів):* застосовується у мінометних пострілах, артилерійських боєприпасах роздільно-гільзового заряджання калібру 122 мм і більше, а також у радянських/російських танкових пострілах калібру 125 мм.
- *Усередині камер згоряння ракетних двигунів:* у формі шашок твердого ракетного палива (ТРП).
- *У вибухових порожнинах спрощених засобів ураження:* як сурогатне наповнення в саморобних вибухових пристроях (СВП), ерзац-боєприпасах для скидання з безпілотних літальних апаратів та інших маловартісних або кустарних вибухонебезпечних предметах.

За показниками масової частки у структурі повністю спорядженого боєприпасу металеві порохы становлять один із найбільш вагомих компонентів. Зокрема, у некерованому реактивному снаряді 9M22 калібру 122 мм» для реактивних систем залпового вогню (РСЗВ) БМ-21 «Град» при повній масі виробу 66,0 кг (65,72 кг для базових модифікацій) на внутрішній заряд ТРП марки 9X111 припадає близько 20,5 кг, що еквівалентно майже третині від загальної ваги засобу ураження [19].

У нормативно-технічній практиці країн-членів Альянсу (НАТО) металеві заряди диференціюють за критерієм їхнього хімічного складу на чотири фундаментальні класи, що дозволяє уніфіковано оцінювати їхні балістичні, енергетичні та екологічні властивості незалежно від конструктивного виконання чи військового призначення, що коротко вказано у Таблиці 2.

Таблиця 2. Типи і сфери застосування металевих зарядів (пропілентів) у держав-членів НАТО [15]

Клас металевих зарядів	Склад	Типове застосування
Однокомпонентний (Single-base)	Переважає NC. Окрім стабілізатора, може також містити неорганічні нітрати, нітросполуки, солі металів, метали, вуглеводи або барвники.	Стрілецька зброя, мінометні міни, артилерійські снаряди калібром до 280 мм, а також як металевий заряд у корабельних гарматах.
Двокомпонентний (Double-base)	Переважає NC і NG; стабілізатор і добавки подібні до однокомпонентних.	Гармати, стрілецька зброя, міномети, артилерія, ракети, реактивні силові установки.
Трикомпонентний (Triple-base)	Основний компонент – NQ, а також NC і NG; стабілізатор і добавки подібні до однокомпонентних.	Металеві заряди для мінометних і артилерійських снарядів.
Складний (Composite)	Паливо (наприклад, металевий алюміній), зв'язувальна речовина (зазвичай органічний полімер, як-от синтетичний каучук, який також є паливом), та ін.	Ракетні агрегати й вузли реактивної тяги

У радянській науково-технічній та військовій школі традиційним є поділ металевих порохів на дві фундаментальні категорії: нітроцелюлозні порохи та порохи на основі механічних сумішей (димні порохи) [16]. До першої категорії належать усі типи порохів, синтезованих на базі нітратів целюлози (нітроцелюлозної матриці). Залежно від масової частки зафіксованого азоту, енергетична основа пороху диференціюється на дві форми:

- *Піроксиліни* – високонітрована целюлоза з концентрацією азоту понад 12 %;
- *Колоксиліни* – низьконітровані сполуки, у яких вміст азоту не перевищує 12 %.

Зі свого боку, за критерієм специфіки промислового виробництва та фізико-хімічної природи застосовуваного пластифікатора (розчинника), нітроцелюлозні пропеленти додатково поділяють на основні компоненти, які вказані у **Додатку 2**.

Детальний аналіз рецептурного складу зазначених груп нітроцелюлозних металних порохів показує, що їхня специфіка визначається типом пластифікуючого агента та характером його утримання в полімерній матриці нітрату целюлози. Наявність або відсутність у структурі готового порошу летких чи важколетких розчинників, а також можливість введення вторинної сурогатної сировини формує індивідуальний хімічний профіль кожної технологічної групи. Модифікація базової нітроцелюлозної основи за допомогою різної концентрації нітроефірів, стабілізаторів та флегматизаторів дозволяє керувати швидкістю дефлагаційного горіння, термодинамічними параметрами газоутворення та енергетичним потенціалом заряду. Зважаючи на це, кожна з чотирьох основних груп металних порохів характеризується унікальним хіміко-компонентним профілем:

- *Піроксилінові порохи* – це металні порохи на основі нітроцелюлози, пластифікованої спирто-ефірними розчинниками, з додаванням стабілізаторів та функціональних домішок. Склад таких порохів варіюється залежно від їх цільового призначення. Основу піроксилінових порохів становить нітроцелюлоза (піроксилін, $C_6H_7O_2(ONO_2)_3$; CAS 9004-70-0) з масовою часткою азоту понад 12,1 %, вміст якої у рецептурах різних типів порохів зазвичай коливається від 80 до 98 %. Піроксилінові порохи найчастіше застосовуються у боєприпасах стрілецької зброї, а також у деяких артилерійських пострілах, де необхідне поєднання стабільних балістичних характеристик, відносно низької температури полум'я та прийнятної зносостійкості каналу ствола.

- *Баліститні порохи* належать до класу гомогенних твердих палив (бездимних порохів), основними компонентами яких є нітрати целюлози та нітроефірні пластифікатори. Як пластифікатор у їх складі найчастіше застосовуються нітрогліцерин ($C_3H_5N_3O_9$; CAS 55-63-0) та нітрогліколь ($C_2H_4N_2O_6$; CAS 628-96-6). За своїми фізико-хімічними властивостями та принципом дії баліститні порохи є близькими до трикомпонентних металних зарядів НАТО. Такі порохи

досить широко застосовуються у реактивних системах залпового вогню, мінометних пострілах, а також у окремих типах артилерійських боєприпасів, де потрібне поєднання високого енергетичного виходу та стабільних балістичних характеристик.

- *Кордитні порохи* (кордити, склад Абеля) переважно виробляються у Сполученому Королівстві та Канаді. У процесі їх виготовлення застосовуються два типи розчинників: інертний леткий розчинник (зазвичай ацетон), який повністю вилучається на етапі виробництва, та нітрогліцерин, що залишається у складі готового пороху. З огляду на специфіку постачання та застосування, кордитні порохи практично не використовуються у російсько-українській війні.

- *Емульсійні (сферичні) порохи* за своїм складом можуть бути близькими до піроксилінових, баліститних або кордитних порохів. У процесі їх виробництва разом із нітроцелюлозою допускається використання застарілих порохів, які втратили свої балістичні властивості. Значна кількість таких типів порохів активно застосовується у сучасних бойових діях, а саме для скидів із дронів. Більше того, зафіксовані випадки використання бризантних вибухових речовин після проведення протимінної діяльності для виготовлення подібних порохів, що істотно ускладнює їх хімічний склад.

Для детального розуміння внутрішньої структури та компонентного співвідношення найбільш розповсюджених металевих зарядів, особливу увагу слід приділити рецептурам баліститного класу. Хімічний профіль цих порохів та сумішевих палив базується на регулюванні пропорцій між колоксиліновою основою та різними рідкими нітроефірами (нітрогліцерином і нітродігліколем), що безпосередньо визначає швидкість дефлагації та кінцевий тиск газоутворення. Залежно від військово-технічного призначення (для ствольної артилерії, мінометних систем чи реактивних двигунів) у структурі палива варіюється не лише концентрація активних розчинників, а й специфічний набір стабілізаторів та флегматизаторів, а також спеціальних домішок на зразок алюміній-магнієвого сплаву або оксидів металів. Детальний розподіл масових часток зазначених інгредієнтів для різних

модифікацій артилерійських, мінометних та ракетних металевих порохів наведено у таблиці 3.

Таблиця 3. Компонентний склад баліститних порохів та ракетних палив для озброєння радянської школи (%) [20]

Компоненти	Різновиди порохів (ракетного палива) та вміст компонентів, %						
	Артилерійський порох			Мінометний	Ракетне паливо		
	НДТ	ДГ	НДГ	НБ	НМФ	РСИ	РАМ
Колоксилін	56,0	62,0	59,5-60,0	58,5	57,0-59,0	56,0-59,5	51,0
Нітрогліцерин	25,0-28,0	-	11,0-19,5	40,0	26,0	25,0-26,5	33,0
Нітродігліколь	-	31,3-34,8	17,0-25,0	-	-	-	-
Централіт №1	3,0	2,2-4,0	3,0	1,0			1,5
Динітротолуол	9,0	-	-	-	8,0-11,7	9,1-11,3	2,5
Дібутилфталат	3,0-6,0	0,0-2,7	-	-	1,7-3,0	-	-
Оксид магнію	-			-	2,3-3,0		-
Крейда						0,9-1,3	
Алюміній-магнісвий сплав							10,0
Вазелін	1,0	1,0	1,0	0,5	1,0	1,0-1,2	0,8
Дифеніламін						3,0	1,0
Вода	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

Бризантні (вторинні) вибухові речовини становлять основу бойового спорядження переважної номенклатури засобів ураження або виконують функцію проміжних детонаторів (підсилювачів), призначених для передачі детонаційного імпульсу до головного заряду. У переважній більшості випадків дані сполуки за своєю хімічною природою є циклічними або ациклічними органічними структурами. Порівняно з ініціюючими речовинами, вторинні ВР володіють суттєво вищим порогом стійкості до зовнішніх чинників і характеризуються низькою чутливістю до механічних ударів, тертя або статичних електричних розрядів. Цей комплекс фізико-хімічних властивостей гарантує високу безпеку в процесі експлуатації та логістики, що й зумовлює їхнє масове промислове використання як базового наповнення бойових частин.

Із залишкового хімічного забруднення ВВП саме бризантні вибухові речовини виступають домінуючим джерелом тривалого антропогенного тиску на навколишнє

середовище в зонах ведення бойових дій. Вони формують найбільш масштабну та довгострокову загрозу для стабільності природних біоценозів і здоров'я населення.

Базовий інгредієнтний склад та рецептурні специфікації поширених вторинних (бризантних) вибухових речовин як школи НАТО, так радянської наведено у **Додатках 3 і 4**. Короткий аналітичний огляд представлених даних дозволяє констатувати, що ключові компоненти військових порохових та вибухових сумішей демонструють високий ступінь уніфікації, тоді як головна розбіжність між ними полягає у конкретному рецептурному співвідношенні складових елементів.

Ця конвергентність зумовлена насамперед жорстким балансом між економічною доцільністю (собівартістю промислового виробництва) та термодинамічною ефективністю кінцевого продукту. Через це у військовій інженерії бризантні сполуки вкрай рідко застосовуються у чистому вигляді, частіше виступаючи базовою матрицею для багатокомпонентних сумішей. Так, наприклад, радянська суміш ТГАФ-5 складається з 60% тротилу та 24% гексогену; склад А-ІХ-2 базується на гексогені (80%); окфол-3,5 містить октоген (96,5%); а до структури «морської суміші» входить 19% тротилу та 57,6% гексогену. Західні аналоги мають ідентичну компонентну логіку, відрізняючись лише пропорціями: суміш Composition В містить 55–60% гексогену та близько 40% тротилу; LX-14 включає до 96% октогену; а рецептура НВХ-1 поєднує орієнтовно 40% тротилу та 38% гексогену.

Слід наголосити, що збройні формування росії активно залучають до бойових дій засоби ураження іноземного походження, з КНДР, Ірану чи Китаю. Крім того збройні формування КНДР напряду вели бойові дії із Збройними Силами України. За наявними оцінками, лише у період з вересня 2023 року по вересень 2024 року Північна Корея направила до рф від 4,2 до 5,8 млн одиниць артилерійських та ракетних боєприпасів [22]. При цьому переважна більшість північнокорейських вибухових сумішей є прямими технологічними репліками радянських рецептур, а компонентна структура китайських аналогів також повторює радянські стандарти.

Зокрема, північнокорейський металевий заряд NDT-3 хімічно ідентичний радянському пороху НДТ-3 і базується на нітроцелюлозній матриці з пониженим вмістом азоту. Попри обмеженість детальних відомостей щодо формул вторинних ВР

у цих засобах ураження, експертні технічні дані підтверджують суттєву подібність рецептур. Показово, що протягом 2024 року до 52% вибухових речовин, використаних окупаційними військами у боєприпасах, походили з КНДР і були суто формально інтегровані в російську систему обліку за кодами ГРАУ без жодних змін у хімічній структурі. Таким чином, незалежно від країни-виробника чи зовнішнього маркування, основні компоненти ВР у поточному конфлікті є еквівалентними, а відхилення зумовлені лише відсотковими варіаціями та специфікою технологічних домішок.

На поточний час абсолютна більшість вибухонебезпечних предметів, що експлуатуються у російсько-українській війні, представлені переважно циклічними органічними сполуками. Значна частина засобів ураження споряджається індивідуальними ВР у монокомпонентному вигляді, насамперед литим або пресованим тринітротолуолом (тротилом). Завдяки високій хімічній стабільності та низькій чутливості він не потребує штучного зниження реакційної здатності. Водночас потужніші, але чутливіші нітраміни (гексоген, октоген, ТЕН) у чистому вигляді не застосовуються через ризик експлуатаційної детонації. Їх обов'язково переводять у композитні суміші шляхом флегматизації (введенням воску, парафіну чи церезину).

Проте, за потреби підвищення фугасної, бризантної чи бронепробивної дії, до хімічної матриці базових ВР вводиться металізований підсилювач, а саме мікродисперсний алюміній. Хоча метали присутні не в усіх типах ВР, саме алюмінізовані композиції становлять основу масової номенклатури озброєння.

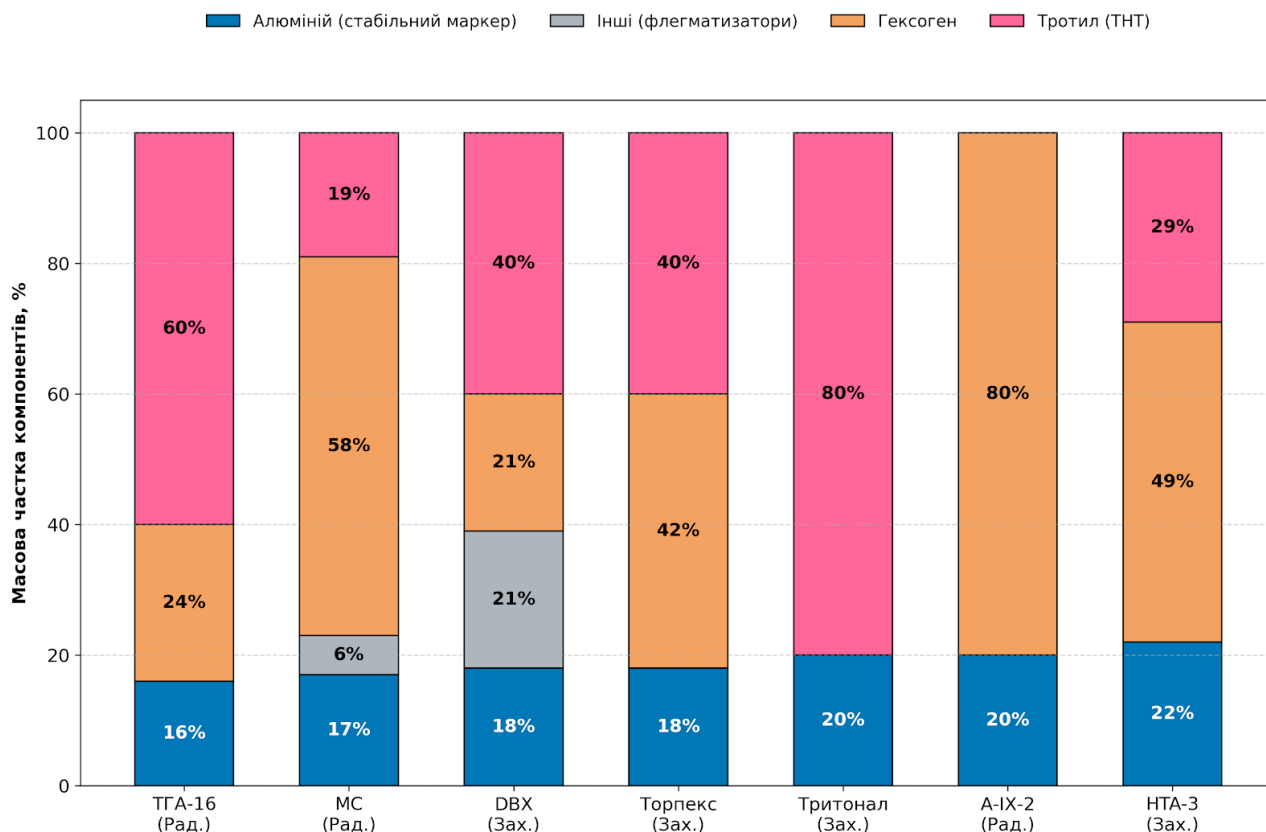


Рис. 7. Компонентний склад деяких порохових сумішей.

Примітки: вказані тільки деякі типи порохових сумішей. Рад. – радянські порохові суміші, Зах. – західні (держав-членів НАТО). Графік розроблено здобувачем на основі літератури [17, 21].

Проведений аналіз компонентної структури як бризантних ВР, так і металічних порохів доводить хіміко-аналітичну доцільність включення мікродисперсного алюмінію до переліку базових цільових показників (маркерів) під час проведення екологічного моніторингу територій, що зазнали впливу ведення бойових дій. Безумовно, алюміній є одним із найбільш поширених природних елементів у літосфері й у значних кількостях первинно присутній у більшості типів ґрунтів. Проте, зважаючи на його високу масову частку в рецептурах алюмінізованих бойових зарядів та сумішевих твердих ракетних палив (до 22 %), за умов масованого та тривалого застосування різного типу озброєння відбувається аномальне локальне концентрування техногенних форм цього металу. Надходження великих об'ємів дрібнодисперсних оксидів алюмінію та незгорілих металевих мікрочастинок у зоні розривів суттєво перекиває природний геохімічний фон, що дозволяє використовувати цей показник для об'єктивної оцінки реального масштабу залишкового хімічного навантаження на орний шар ґрунту.

Слід підкреслити, що оскільки абсолютна більшість сучасних бризантних речовин експлуатується на ЛБЗ не в монокомпонентному стані, а у складі складних рецептурних сумішей, екологічна оцінка забруднених територій ніколи не повинна обмежуватися пошуком лише однієї сполуки-маркера. Аналітичне дослідження має обов'язково базуватися на одночасному визначенні щонайменше двох взаємопов'язаних хімічних елементів або речовин.

Необхідність такого комплексного підходу зумовлена тим, що стандартна міжнародна методика EPA Method 8330 орієнтована на ізольоване визначення індивідуальних цільових аналітів поодиноці [22]. Проте в умовах реальних бойових дій високої інтенсивності, де відбувається накладання та змішування продуктів детонації радянських, західних та сурогатних боєприпасів, лінійний аналіз за методикою 8330 без прив'язки до маркування та багатокомпонентного складу сумішей може призвести до хибних висновків щодо реальних джерел та масштабів залишкового хімічного забруднення довкілля ВВП.

Аналітичний огляд представленого масиву даних (**Додаток 5**) дозволяє констатувати, що сучасний спектр енергоємних матеріалів містить велику кількість різнорідних за своєю хімічною природою сполук. Важливо підкреслити, що далеко не всі відомі науці вибухові речовини мають однаковий експлуатаційний статус у межах війни і не підпадають під класифікацію, як описано вище, а поділяються ще на:

1. Історичні компоненти – речовини, що активно залучалися в минулих війнах, але наразі вилучені з валового виробництва через недоліки (наприклад, високу корозійну агресивність чи нестабільність).
2. Експериментальні та перспективні сполуки – високоенергетичні структури, інтеграція яких у бойові частини наразі обмежена високою собівартістю синтезу або складністю технологічного освоєння.
3. Теоретичні замінники (сурогати) – речовини, що розглядаються як мобілізаційні альтернативи базовим ВР у випадку дефіциту кондиційної сировини.

Через це проведення дослідження всього спектру вибухових речовин недоцільна, так як матимуть досить обмежене застосування у бойових діях. Як видно із попередніх таблиць, більшість порохових сумішей обмежуються тільки конкретними типами ВР. Проте слід врахувати, що навіть речовини, які у Додатку 5 вказані як часте використання не означає, що вони потрапляють у довілля у великій кількості, наприклад ініціюючі (первинні) вибухові речовини.

З огляду на специфіку молекулярної будови, функціонального призначення та довгострокових екологічних ризиків, у структурі дослідження виділено такі фундаментальні хімічні класи енергоємних матеріалів:

1. Ароматичні нітросполуки (нітроарени). До цього класу належать органічні сполуки, які містять одну або декілька нітрогруп -NO_2 , безпосередньо приєднаних до вуглецевих атомів бензольного кільця. Вони поєднують у собі широку промислову розповсюдженість, збалансовані експлуатаційні якості, низьку чутливість до механічних впливів та високу термічну стійкість. Ключовим високомасовим представником цього класу є тринітротолуол (тротил), який формує основу конвенційного спорядження боєприпасів. Сюди ж входять динітротолуоли (як флегматизуючі домішки порохів), тетрил, а також історичні сполуки на кшталт пікринової кислоти та її солей (пікратів).

2. Нітраміни. Представлені органічними сполуками, що містять у своїй структурі специфічні нітрамінові групи N-NO_2 (нітрована аміногрупа). Як правило, цей клас характеризується значно вищим енергетичним потенціалом та швидкістю детонації, ніж нітроарени, проте володіє підвищеною чутливістю до механічних чинників (удару, тертя). Окремі представники цього класу (зокрема, гетероциклічні гексоген та октоген) володіють відмінною термостійкістю, що дозволяє масово застосовувати їх у складі флегматизованих сумішей для кумулятивних та фугасних бойових частин, включаючи засоби ураження для безпілотних авіаційних комплексів. До цього ж ряду відносяться малочутливий нітротриазолон (NTO) та високопотужний перспективний CL-20.

3. Аліфатичні нітросполуки. Являють собою органічні сполуки, де нітрогрупи -NO_2 ковалентно приєднані до аліфатичних (ланцюгових) атомів вуглецю. Серед

сполук цього класу зустрічаються речовини з широким спектром фізико-хімічних властивостей: від рідких чутливих мономерів до кристалічних термостійких систем. Незважаючи на високі розрахункові балістичні показники, їхньому масовому військовому застосуванню у чистому вигляді перешкоджає відносно висока вартість промислового синтезу (за винятком найпростіших летких представників типу нітрометану, що використовуються в лабораторній та спеціальній практиці як компоненти рідких сумішей).

4. *Неорганічні солі азотної кислоти (нітрати)*. Ця група сполук одержується шляхом безпосереднього змішування або нейтралізації розведеної азотної кислоти з відповідними водними розчинами лугів чи аміаку. Загалом вони демонструють суттєво менш виражені вибухові властивості порівняно з класичними органічними нітрамінами чи нітроаренами. У воєнній науці вони виступають базовою основою для виробництва різноманітних порохових сумішей та сурогатних ВР. Характерною фізико-хімічною особливістю багатьох нітратних солей є те, що при сильному механічному ущільненні (пресуванні) вони зазвичай втрачають здатність до детонації (явище «перепресування»).

У класичній цивільній практиці ці сполуки часто формально не вважаються вибуховими речовинами через наявність низки специфічних властивостей, які унеможливають їхнє використання у чистому вигляді. Наприклад, нітрат амонію (аміачна селітра) у чистому стані не виявляє виражених властивостей ВР через надто великий критичний діаметр детонації, проте миттєво набуває їх при змішуванні з органічними горючими компонентами (нафтопродуктами, алюмінієвою пудрою тощо). Крім того, ця речовина настільки масштабно інтегрована в аграрний сектор як мінеральне добриво, що її офіційне визнання як повноцінної ВР із подальшим вилученням з вільного обігу здатне дестабілізувати економіку та сільське господарство. Попри це, нітратовмісні порохові та вибухові композиції (зокрема, китайського виробництва, радянських мобілізаційних запасів, сурогатні вибухові речовини тощо) дуже широко застосовуються у російсько-українській війні.

5. *Енергоємні солі хлорної кислоти*. Даний клас сполук у військовій справі також тривалий час не відносили до класичних вибухових речовин через

експлуатаційні обмеження, проте за своєю термодинамічною потужністю перхлорати є надзвичайно сильними окисниками та компонентами ВР. Їм також притаманна втрата детонаційної здатності при критичному ущільненні маси. Водночас ця група сполук вимагає першочергової уваги під час оцінювання довгострокових екологічних ризиків залишкового мілітарного забруднення. Перхлорат-іон ClO_4^- має надзвичайно високу рухливість у ґрунтових водах, не зв'язується ґрунтовим поглинаючим комплексом і має виражену токсичну дію на ендокринну систему людини.

6. *Енергоємні солі динітроазової кислоти та солі тринітрометану.* Солі динітроазової кислоти (зокрема, динітрамід амонію, ADN) через екстремальну хімічну складність їхнього синтезу та високу реакційну здатність, були відкриті наукою порівняно пізно, а саме лише у 1971 році в СРСР (і незалежно в США у 1989 році) під грифами цілком таємності. Тривалий час вони вважалися суто експериментальними компонентами для ракетних палив майбутнього. На поточному етапі вони використовуються обмежено, проте їхня питома вага у структурі новітніх високотехнологічних засобів ураження з кожним роком збільшується. Наявність у їхній структурі великої кількості кисню та азоту при повній відсутності хлору робить їх перспективними енергетичними добавками, які, проте, у випадку неповного згоряння формують специфічні токсичні проміжні продукти, що потребують подальшого вивчення.

Висновок по розділу 1

У першому розділі дисертаційної роботи здійснено комплексн розв'язання науково-прикладного завдання щодо ідентифікації, системного аналізу та оцінки основних джерел забруднення довкілля внаслідок ведення бойових дій, що формуються унаслідок масованого застосування різної номенклатури засобів ураження. На основі проведених досліджень матеріально-компонентної бази боєприпасів, фізико-хімічних властивостей вибухових речовин та просторово-статистичних параметрів їх застосування в умовах сучасних бойових дій, одержано такі основні результати та висновки:

1. Доведено еволюцію вогневого навантаження: від 24 тис. обстрілів (2014–2015 рр., 47 % артилерії) до понад 13 млн боєприпасів у 2022 р. (10–70 тис./добу, 60–80 % артилерії) та різкого зростання частки ударів БАС до 60 % (12–16 тис./добу) у 2026 р., що генерує безпрецедентний екологічний тиск для України.

2. Встановлено мозаїчність територіального забруднення: з імовірно забруднених територій 133 тис. км² практично розміновано понад 6,3 тис. км² (переважно з низькою щільністю забруднення ВВП), а 37 тис. км² повністю вивільнено після нетехнічного обстеження, що спростовує тезу про суцільну непридатність земель України.

3. Доведено, що пріоритетним забруднювачем є вибуховий заряд, а не металевий корпус (який хоч і має до 85 % маси боєприпасу), який повільно кородує та утилізується. Встановлено максимальну масову частку ВР у протитанкових мінах (75 %) та авіабомбах (60 %), а мінімальну у РСЗВ (8-9 % без врахування ТРП).

4. Обґрунтовано глобальну уніфікацію військових рецептур: західні (Composition B) та радянські (ТГ-40) зразки ідентично містять 55-60 % гексогену та 40 % тротилу. На основі цього доведено обов'язковість одночасного екологічного моніторингу мінімум 2 компонентів.

5. Встановлено суворе обмеження реального спектра застосовуваних вибухових речовин: доведено недоцільність пошуку історичних, експериментальних та сурогатних сумішей, а також ініціюючих речовин через їхню мізерну масу та повне вигорання.

6. Обґрунтовано необхідність включення мікродисперсного алюмінію (з масовою часткою в зарядах до 22 %) до системи маркерів екологічного моніторингу як індикатора локального забруднення, тоді як інші органічні добавки ВР вигоряють повністю.

За результатами Розділу 1 встановлено, що масштаби антропогенно-техногенного навантаження на довкілля внаслідок ведення бойових дій є критично високими, що вимагає обов'язкової кількісної та якісної оцінки, що робить неприпустимим ігнорування таких наслідків. Доказано, що основним забруднювачем є саме вибухові речовини, важкі метали, нафтопродукти тощо матимуть другорядний характер.

РОЗДІЛ 2

ЕКОТОКСИКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ТА АНАЛІЗ РИЗИКІВ ЗАЛИШКОВОГО ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ ВИБУХОВИМИ РЕЧОВИНАМИ

2.1. Оцінка фізико-хімічних шляхів надходження вибухових речовин у ґрунтовий покрив

Оцінюючи методи потрапляння вибухових речовин у ґрунт, особливу увагу слід приділити первинним (ініціюючим) вибуховим речовинам, які виконують функцію початкового термодинамічного імпульсу у вибухових ланцюгах підричників. Керівні документи Інженерного корпусу Армії США (U.S. Army Corps of Engineers) напряду регламентує, що систематичний відбір проб ґрунту з метою виявлення забруднення саме первинними ВР не здійснюється. Така аналітична практика зумовлена трьома ключовими факторами: вкрай низькою масовою часткою ініціюючих сполук у структурі окремого боєприпасу, їхньою надзвичайно високою чутливістю до механічних і термічних впливів, а також загальною хімічною нестійкістю у вільній формі [26].

Крім того, специфіка кінетики функціонування сучасних підричників полягає в тому, що первинна вибухова речовина майже повністю витрачається у процесі активації будь-якого елемента вибухової системи боєприпасу. Важливо підкреслити, що ініціюючі ВР у переважній більшості випадків успішно та повністю спрацьовують навіть за умови відмови детонації основного заряду боєприпасу. Механічний накол бойка або замикання електричного ланцюга викликає штатне вибухове перетворення капсюля-запальника чи капсюля-детонатора, проте через згасання детонаційної хвилі, порушення геометрії кумулятивного чи фугасного вузла або дефекти проміжного детонатора (бустера) основна маса ВР залишається неушкодженою.

Окремою аналітичною проблемою є те, що сучасні інструментальні методи ідентифікації залишків первинних ВР у матриці ґрунту не є широко поширеними та стандартизованими. Зокрема, стандартний елементний аналіз на вміст свинцю визначає лише валовий (загальний) вміст цього важкого металу в екосистемі й не дозволяє диференціювати, чи походить він зі структури свинцевмісних первинних ВР

(азиду свинцю чи стифнату свинцю), чи є наслідком диспергування оболонок куль, елементів підривників або загального фонового вмісту.

Для бризантних (вторинних) вибухових речовин, залежно від хімічного складу вибухових речовин, геометрії заряду, конструкції боєприпасу та умов ініціювання, реалізуються дві принципово різні форми енергетичного перетворення: детонація та дефлаграція.

Детонаційне перетворення розглядається як комплексний взаємопов'язаний процес, у якому фронт ударної хвилі та зона хімічної реакції поширюються узгоджено, підтримуючи стабільність руху за рахунок інтенсивного екзотермічного вивільнення тепла та різкого стрибка тиску [16]. Відповідно до класичних положень гідродинамічної теорії Чепмена–Жуге та кінетичної моделі Зельдовича – фон Неймана – Дьорінга, первинна ударна хвиля здійснює екстремальне адіабатичне стиснення та нагрівання вибухової речовини. Це безпосередньо ініціює надшвидку деструкцію хімічних зв'язків, генерацію вільних радикалів із їхньою подальшою рекомбінацією у термодинамічно стабільні кінцеві газоподібні продукти [28].

Зокрема, для найпоширенішої на теперішній час індивідуальної бризантної ВР тротил, швидкість поширення детонаційного фронту за оптимальних показників щільності становить орієнтовно 6,9 км/с. Такі кінетичні параметри обумовлюють формування просторово обмеженої детонаційної зони з критичними локальними тисками та температурами. Утворювана суміш високотемпературних газів у процесі свого стрімкого розширення передає потужний кінетичний імпульс навколишньому середовищу (грунтовій матриці), що призводить до механічного руйнування породи та формування вирви розриву [29].

За умов контактного підриву заряду безпосередньо на земній поверхні стрімке газодинамічне розширення продуктів реакції спричиняє ущільнення, викид та подрібнення ґрунтового покриття. Морфологічним вираженням сумісної дії бризантної (ударної) хвилі та фугасного тиску розширених детонаційних газів виступає формування вирви. Результати емпіричних випробувань та математичного моделювання поверхневих вибухів (зокрема, із залученням малогабаритних зарядів тротилу) чітко підтверджують пряму залежність геометричних параметрів кратера від

просторового розташування джерела підриву відносно денної поверхні. Встановлено, що детонаційне перетворення тротилового заряду масою 1 кг у безпосередньому контакті з поверхнею пухкого піщаного або суглинкового ґрунту зазвичай призводить до появи видимої вирви із лінійними показниками: діаметр 0,7-1,2 м та глибина 0,2-0,4 м. Водночас у випадку напівзаглибленого або заглибленого підриву (коли глибина закладання є співмірною з радіусом самого заряду) діаметр кратера може зростати до 1,5-2,0 м, а глибина – до 0,5-0,7 м, що пояснюється перерозподілом більшої частки вивільненої енергії на корисну роботу з екскавації породи. Навпаки, реалізація вибуху аналогічної потужності на високоміцних (скельних) основах або у режимі повітряного підриву майже повністю нівелює геоморфологічні зміни поверхні, через що утворення вирви є мінімальним або взагалі не фіксується [30]. Хоча у спеціалізованій військово-інженерній літературі підходи до класифікації та термінології таких станів можуть дещо відрізнятися залежно від стандартів і типу озброєння, загальну узагальнену градацію режимів спрацювання та відповідну їм частку спожитої маси заряду наведено у таблиці 4.

Таблиця 4. Кількість залучення вибухової речовини при різних типах спрацювання озброєння [30]

Класифікація порядку детонації	Спожита маса заряду (%)	Стан боєприпасу та характер залишків у довкіллі
Високий порядок, детонація (High Order)	$\geq 99,99$	Повне фрагментування корпусу снаряда. Утворюються дуже дрібні (сажисті) залишки ВР.
Низький порядок, дефлагація (Low Order)	75-99,98	Неповне фрагментування корпусу. Частинки вибухових речовин осідають на ґрунті та на великих металевих уламках.
Часткове спрацювання	25-75	Фрагментація корпусу мінімальна або відсутня. У довкіллі потрапляють великі грудки вибухового заряду (розміром понад сантиметр).

Неспрацьований, ініційований (Initiated Dud)	< 25	Запал ініційований, але детонація не відбулася. Переважно цілий снаряд, поруч можливий розкид вільних грудок вибухової речовини.
Неспрацьований, неініційований (Noninitiated Dud)	0	Снаряд цілий, включно із запалом; викиду вибухових речовин у момент падіння не відбувається (забруднення формується пізніше через корозію).

Примітки: Обсяг залишкового забруднення в довіллі є обернено пропорційним частці вибухової речовини, що була залучена (спожита) в процесі спрацювання. Однак це співвідношення є базовим ілюстративним індикатором, оскільки в реальних умовах на кінцевий розподіл забруднення одночасно впливає велика кількість додаткових чинників.

Геоморфологічні трансформації поверхні виступають безпосереднім наслідком механічної взаємодії продуктів підриву з навколишнім середовищем, тому сам факт детонаційного перетворення не є безумовною гарантією появи вирви. Цей ефект реалізується виключно за умови, що переданий ґрунтовому масиву кінетичний імпульс та термодинамічна енергія розширення газів є достатніми для подолання сил зв'язності породи та її подальшого викиду. Крім того, слід зважати на існування великої номенклатури вибухонебезпечних предметів, функціонування яких не супроводжується руйнуванням земної поверхні навіть за умови повноцінного вибуху. Зокрема, сучасні малогабаритні засоби ураження, які активно інтегруються у безпілотні авіаційні комплекси, проектуються з орієнтацією на максимізацію осколкового або кумулятивного тиску на ціль за мінімальної ваги бойової частини та чітко спрямованого вектора дії. Також варто враховувати, що фізико-хімічний перехід вибухових речовин у газоподібний стан не є абсолютно миттєвим. У фронті детонаційної хвилі завжди присутня певна кількість незареагованих мікрочастинок вихідних сполук або їхніх компонентів, які не встигають вступити в реакцію і виштовхуються у навколишнє середовище. Потрапляючи у супутню хвилю розрідження, ці частинки втрачають свій енергетичний потенціал, формуючи так звані хімічні втрати детонації. Саме тому повноцінне детонаційне перетворення

високого порядку констатується лише тоді, коли боєприпас функціонує у штатному режимі, а частка залученої до первинної реакції вибухової маси наближається до межі 99,99 % від її загального обсягу [32]. Реальна кількість залишків вибухових речовин, що виділяються у довкілля за такого сценарію, є мізерно малою і становить від 0,000007% до 0,002% від початкової маси заряду, що робить повні детонації екологічно малозначущими джерелами забруднення [44].

Дефлагація визначається як дозвукове горіння вибухової речовини, за якого теплота від уже перетворених шарів заряду передається до ще не прореагованого матеріалу переважно завдяки теплопровідності та конвекції. На відміну від детонації, де фронт реакції рухається разом з ударною хвилею, дефлагація розгортається з меншими швидкостями, зазвичай від кількох міліметрів до десятків сантиметрів за секунду у лабораторних умовах і до кількох метрів за секунду в умовах підвищеного тиску та температури.

Саме тому енергія виділяється протягом довшого часу, формуючи тиск у замкненому об'ємі, а не миттєвий імпульс. У цьому полягає функціональна сутність металних порохів або пропелентів, які спеціально проєктуються так, щоб підтримувати стабільну швидкість горіння для твердого ракетного палива для реактивних систем залпового вогню або як металний порох для ствольної артилерії. Під час горіння пропелентів, яке відбувається у режимі дефлагації, матеріал згорає поступово і не завжди повністю, унаслідок чого частина його компонентів може залишатися у вигляді твердих або конденсованих частинок, що осідають у верхньому шарі ґрунту [33]. Натомість екологічна специфіка їхнього потрапляння у навколишнє середовище суттєво відрізняється від канонічних шляхів розсіювання бризантних ВР і безпосередньо залежить від типу авіаційної, артилерійської чи ракетної системи.

При веденні вогню зі ствольної артилерії, мінометів чи стрілецької зброї основна маса металного заряду зазнає термічної деструкції всередині камори. Проте через неоднорідність геометрії порохових зерен та локальні перепади тиску певна частка недогорілих частинок металних порохів не встигає повністю прореагувати. Специфіка цього каналу полягає в тому, що частина незгорілих залишків пороху акумулюється безпосередньо всередині каналів стволів зброї або залишається на

внутрішніх стінках стріляних гільз, які згодом утилізуються або залишаються на позиціях. Водночас під дією потужного дульного вихлопу певна кількість дрібнодисперсних порохових елементів викидається назовні, формуючи зону локального хімічного забруднення ґрунту безпосередньо перед вогневою позицією (в радіусі дульного конуса розсіювання) [33].

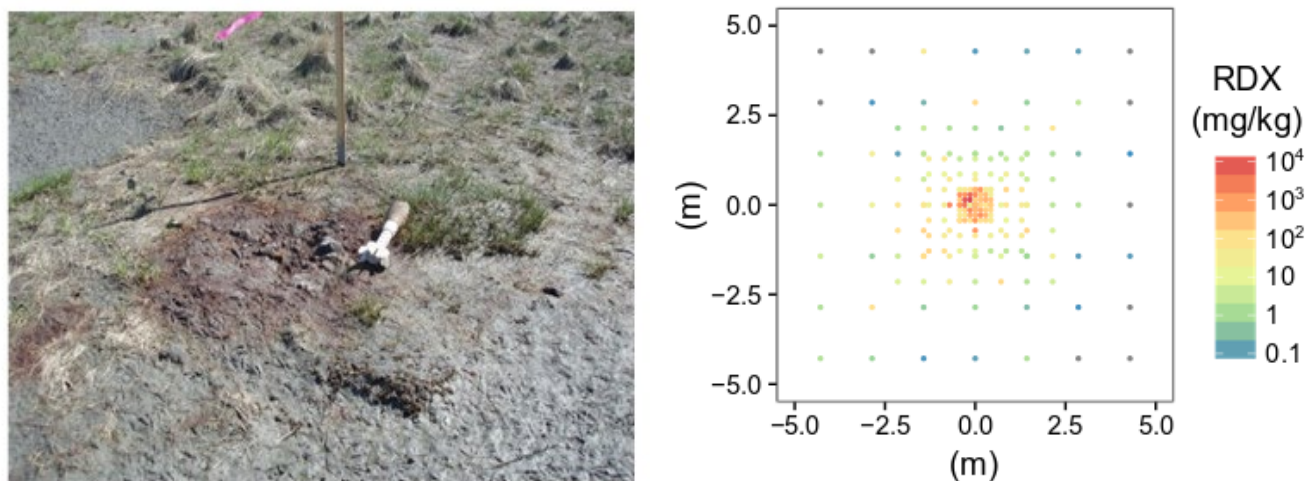


Рис. 8. Просторовий розподіл концентрацій гексогену в ґрунті на ділянці 10×10 м після дефлагації мінометної міни калібру 82 мм [17]

Примітки: рівень скринінгу 8,3 мг/кг гексогену у ґрунті [108]

Суттєво інші та екологічно небезпечніші траєкторії емісії притаманні сумішевим твердим ракетним паливам, що забезпечують роботу маршових двигунів реактивних систем залпового вогню (РСЗВ), зокрема масових систем типу «Град». На відміну від ствольної артилерії, згоряння заряду в двигунах РСЗВ відбувається вздовж траєкторії польоту, починаючи безпосередньо з моменту сходження ракети з направляючої артилерійської частини. Внаслідок конструктивних особливостей радянських та пострадянських твердопаливних зарядів, а також через деструкцію паливних блоків від старіння, значна кількість незгорілих твердих порохових елементів і шматків палива викидається реактивним струменем у довкілля. Загальна частка паливного заряду, яка не встигає згоріти і концентровано осідає на ґрунтовий покрив у зоні вогневої позиції (вогневого старту) та вздовж початкового вектора польоту ракети, за умов субоптимальних режимів роботи двигуна може становити від 0,1 % до 5 % від загальної маси пропеленту [27]. Враховуючи масовість залпів РСЗВ,

цей канал забезпечує швидке формування локальної високої концентрації органічних забруднювачів у поверхневому шарі ґрунту.

Оскільки в процесі інтенсивного дефлагаційного горіння за умов надвисоких температур і тиску всі допоміжні компоненти (зокрема стабілізатори хімічної стійкості, пластифікатори та інші технологічні добавки) згоряють практично повністю і піддаються тотальній термічній деструкції, їхнє надходження у навколишнє середовище в будь-яких значущих кількостях є неможливим. Допоміжні компоненти (містяться у порохових зарядах у вкрай малих кількостях, а для частини з них у вітчизняній та світовій практиці наразі повністю відсутні стандартизовані та комерційно доступні аналітичні методи визначення у складних гетерогенних матрицях. Крім того, деякі з таких допоміжних сполук мають надзвичайно широке цивільне та промислове застосування (наприклад, пластифікатори фталатного ряду, зокрема дибутилфталат, масово залучаються у виробництві пластиків, лаків, косметичних засобів та будівельної хімії). У зв'язку з цим їхнє ізольоване виявлення у ґрунті або інших компонентах довкілля не може однозначно та беззаперечно свідчити про суто бойове походження забруднення, що вимагає виключення їх із переліку першочергових маркерів на користь інваріантних базових нітроефірів та алюмінію.

Оцінюючи рівень небезпеки таких ділянок згідно з стандартами безпеки, встановлено чіткі концентраційні ліміти для детонаційної стабільності ґрунту. За умов забруднення ґрунту вторинними ВР або пропелентами, ґрунт, що містить 12 % або більше за масою будь-якої метальної вибухової речовини чи їх суміші, становить безпосередню вибухонебезпечну загрозу. За такої концентрації енергоємного матеріалу в сухому залишку ґрунтовий покрив офіційно класифікується як «вибухонебезпечний ґрунт» (*explosive soil*). Цей статус накладає жорстку заборону на використання стандартних механізованих засобів рекультивації та агротехнічних робіт через критичний ризик спонтанної детонації від тертя чи удару робочих органів техніки, вимагаючи попереднього проведення технологічних заходів зі зниження чутливості або повної заміни забрудненого шару [25].

Разом з тим, за певних обставин основні заряди бризантних вибухових речовин спроможні переходити у дефлаграційний режим горіння. Подібна трансформація процесу зазвичай викликається слабким ініціюючим імпульсом, деградаційними змінами структури ВР внаслідок тривалого зберігання, частковим зволоженням маси або дефіцитом умов, необхідних для розвитку стійкої детонаційної хвилі. За такого перебігу реакції ефективного передавання кінетичного імпульсу ґрунтовому масиву практично не відбувається, тому формування кратерів не очікується або вони мають мінімальні, слабо виражені розміри, а загальний ефект обмежується локальним газодинамічним тиском на оточуючі елементи та термічним впливом. За подібних обставин хімічно споживається лише частина енергетичного матеріалу, переважно в діапазоні від 70 % до 95 %, тоді як незареагована решта речовини розсіюється у довкіллі у формі гранул або поверхневих кристалічних залишки, що показані у таблиці 4. Вирва при цьому зазвичай відсутня, оскільки газовий імпульс не концентрується безпосередньо у ґрунт. Проте саме такі боєприпаси формують найбільшу частку залишкового хімічного забруднення і несуть максимальну довгострокову загрозу для екосистем [29].

Відповідно до результатів натурних досліджень, викладених у технічному звіті ERDC/CRREL, під час випробувань планових підривів застарілих вибухонебезпечних предметів (ВНП) калібру 61 мм та 81 мм, споряджених малочутливою вибуховою сумішшю IMX-104, ефективність детонації для 61-мм мін становила від 62 % до 80 %, а для 81-мм – лише 39-64 %. Науковий інтерес у цьому експерименті становлять деталізовані показники семи тестових пострілів: три з них охарактеризовані як низькоенергетичні дефлаграційні процеси із хімічним споживанням від 69 % до 94 % маси ВР, два завершилися частковою детонацією низького порядку з витратою заряду близько 20 %, а ще два взагалі продемонстрували повну відмову спрацювання із витратою речовини на рівні орієнтовно 1 % [34].

У реальних бойових умовах неповні спрацювання боєприпасів фіксуються значно частіше, що обумовлено комплексною дією багатьох чинників. До них належать систематичне порушення нормативних умов польового зберігання засобів ураження, тривалий негативний вплив атмосферних і погодних факторів, недостатній

рівень кваліфікації особового складу, вимушене залучення застарілого арсеналу, критичний знос каналів артилерійських стволів, а також приховані виробничі дефекти або природне старіння компонентів ВР. У військово-технічній практиці ці явища описуються через коефіцієнт відмови (dud rate). Оскільки точні значення цього параметра для більшості типів сучасного озброєння є закритими, у розрахунках зазвичай застосовують усереднені статистичні. Сучасні засоби ураження стандартів НАТО характеризуються високою технологічною надійністю та низьким коефіцієнтом відмови, який утримується в межах 0,1-2 % [36]. Натомість радянські та російські боєприпаси, особливо з урахуванням масового використання партій випуску 1970 – 1980-х років, демонструють базовий рівень відмов у діапазоні 2-7 %, а в окремих партіях цей показник може сягати до 15 % [35]. Водночас в умовах реальних інтенсивних бойових дій та тривалого польового зберігання боєприпасів фактичний коефіцієнт відмови може перевищувати 20 %, що істотно підвищує ризики масштабного залишкового забруднення ґрунтового покриття ВР.

Проте, за результатами аналізу розділу 1.1, новим джерелом надходження вибухових речовин у навколишнє середовище в межах сучасного збройного конфлікту є застосування безпілотних авіаційних комплексів як ударних ФПВ-дронів (дистанційно керованих засобів ураження типу «камікадзе»), так і багаторазових квадрокоптерів, оснащених системами скидання мікробоєприпасів. Оцінка екологічних наслідків залучення цього виду озброєння вказує на те, що питома щільність та швидкість забруднення ґрунтів від БАК у багатьох випадках перевищує аналогічні показники для класичної артилерії, що безпосередньо пов'язано з конструктивними особливостями та високою частотою неповного функціонування таких засобів.

Головним чинником підвищеного екологічного ризику є кустарний (імпровізований) характер виробництва більшості бойових частин та підривних пристроїв, що інтегруються на БАК. У польових та напівпромислових умовах здійснюється масове спорядження СВП або глибока модифікація штатних інженерних мін та артилерійських пострілів (наприклад, гранат типу ПГ-7Л, ВОГ-17,

ВОГ-25), що супроводжується заміною штатних детонаторів на саморобні контактні системи ініціюючого типу [40].

Аналіз досвіду технічного дослідження залишків засобів ураження на ЛБЗ доводить, що такі імпровізовані підрильники володіють аномально високим коефіцієнтом відмови, який у декілька разів перевищує показники фабричних боєприпасів. Висока частота нештатного функціонування та повних відмов ініціювання зумовлена такими фізико-технічними причинами:

- *Конструктивна недосконалість контактних вузлів:* використання найпростіших саморобних замикачів (механічних вусів, гнучких дротяних петель, 3D-друкованих елементів носових контактів), які легко деформуються при зустрічі з перешкодою без замикання електричного ланцюга.
- *Залежність від бортового живлення:* низьковольтні акумуляторні батареї дронів або автономні елементи живлення саморобних підривних плат швидко втрачають ємність під впливом низьких температур повітря або внаслідок тривалого перебування у режимі очікування на заблокованому безпілотнику.
- *Вплив засобів радіоелектронної боротьби:* при придушенні каналів управління та навігації дрони здійснюють неконтрольоване падіння. При цьому швидкість та кут зустрічі з поверхнею є субоптимальними для спрацювання інерційних чи контактних датчиків цілі.
- *М'якість підстилаючої поверхні:* на відміну від артилерійських снарядів, що мають значну кінетичну енергію, ударний імпульс ФПВ-дрону при падінні у розмоклий пухкий ґрунт, сніговий покрив або густу рослинність лісосмуг часто виявляється недостатнім для спрацювання кустарного детонатора.

У результаті зазначених факторів величезна кількість нерозірваних імпровізованих боєприпасів накопичується на поверхні природних екосистем. Це призводить до значно сильнішого та швидшого забруднення ґрунтового покриву, ніж у випадку класичних нерозірваних артилерійських снарядів.

Штатні боєприпаси ствольної артилерії укладені у міцні, товстостінні корпуси з легованого чавуну або сталі, які спроможні стримувати внутрішній заряд ВР від контакту з довкіллям протягом десятиліть (до моменту наскрізної корозії). Навпаки,

саморобні бойові частини дронів виготовляються у тонкостінних легких пластикових, алюмінієвих або суто 3D-друкованих полімерних оболонках. Під час ударного зіткнення з ґрунтом без детонації такий крихкий корпус майже завжди зазнає миттєвого механічного руйнування та розтріскується або повністю розламується від кінетичного удару. Речовина висипається безпосередньо на ґрунтовий покрив у чистому кристалічному вигляді. Відсутність захисного металевого бар'єру призводить до того, що незахищена вибухова маса відразу потрапляє під прямий вплив атмосферних опадів, сонячної інсоляції та ґрунтової вологи.

Крім того, довгострокове перебування наземних мін у ґрунтовому покриві неминуче призводить до руйнування їхніх конструкційних елементів під дією ґрунтової корозії. Швидкість цього процесу визначає часовий інтервал, після якого внутрішній заряд вибухової речовини починає безпосередньо контактувати з ґрунтовою вологою, ініціюючи процеси хімічного вилугування та міграції ксенобіотиків по профілю ґрунту.

2.2. Екотоксикологічний профіль та параметри небезпеки основних типів вибухових речовин військового призначення

На основі детального аналізу, проведеного у розділі 1.3, а також з урахуванням комплексних даних додатку 5, у межах цього підрозділу недоцільно розглядати абсолютно всі існуючі вибухові речовини. Через це з подальшого розгляду було виключено низку сполук, детальну оцінку яких визначено як нераціональну з огляду на специфіку дослідження. Фокус уваги зосереджено виключно на основних типах ВР військового призначення, які мають найбільше розповсюдження у російсько-українській війні та створюють реальні ризики для довкілля.

Варто наголосити, що вибухові речовини військового призначення характеризуються різними токсичними значеннями, діапазон яких є широким: від високотоксичних сполук, що чинять довгостроковий негативний вплив на екосистеми

навіть за низьких концентрацій, до відносно безпечних речовин, які мають низьку біологічну активність або які можуть використовуватися в якості добрив.

1. 2-Methyl-1,3,5-trinitrobenzene (2,4,6-trinitrotoluene) $C_7H_5N_3O_6$ CAS Number 118-96-7 на поточний час є найпоширенішою вибуховою речовиною. Через свої виробничі домішки та продукти трансформації (перетворення) у довкіллі, тротил створює різні загрози та небезпеки для здоров'я людини та довкілля. Крім наявності забруднення в районах бойових дій, воно може бути присутнім на території військових навчальних центрів та полігонах, на місцях підривів (утилізації) ВНП, в районах проведення протимінної діяльності, а також на місцях знищеної техніки, де можуть знаходитися ВНП на основі тротилу та динамічний захист. Додатково тротил може використовуватися для промислових вибухових робіт (глибоководні та підводні роботи), у хімічному виробництві як проміжний продукт для барвників і фотографічних хімікатів, а забруднення довкілля можливе безпосередньо через скид стічних вод з його виробництва. Найімовірніший шлях впливу на людину – це споживання забрудненої води або контакт шкіри із забрудненою поверхневою водою чи ґрунтом, хоча потенційне ураження може відбуватися через вдихання пилу або споживання сільськогосподарських культур, вирощених у забрудненому субстраті [41]. Тротил не зустрічається природним чином у довкіллі, тому його природний фоновий рівень завжди дорівнює нулю, а виявлення навіть найменшої кількості речовини в ґрунті чи воді є прямим доказом штучного забруднення від військової (бойової) діяльності [42]. Речовина майже не розчинна у воді: розчинність становить 0,015 г на 100 г води при 25 °С, 0,15 г на 100 г води при 100 °С, а експериментальне середнє значення дорівнює $5,67 \times 10^{-4}$ моль/л [43]. Через слабку розчинність тверді частинки тротилу не вимиваються швидко опадами й тривалий час залишаються в ґрунті, проте наявного рівня достатньо для поступового просочування у ґрунтові води; у теплу пору року через збільшення розчинності вдесятеро міграція в підземні водоносні горизонти прискорюється [43]. Під тривалим впливом сонячного світла тротил на поверхні трансформується в сумісь речовин коричнево-помаранчевого кольору через активізацію процесів окиснення та відновлення нітрогруп, що дає змогу візуально фіксувати наявність вибухової речовини та оцінювати її стан

безпосередньо в ході протимінної діяльності [43]. При тривалому світловому впливі утворюється сумісь різних речовин коричневого кольору, що мають досить високу чутливість до механічних впливів [43]. Тротил має чітко виражену здатність утримуватися у більшості типів ґрунтів, що обмежує його рухливість, а прогнозоване середнє значення коефіцієнта адсорбції ґрунтом (K_{oc}) становить 300 л/кг [44]. Ефективність адсорбції є дуже чутливою до конкретного типу ґрунту, що впливає на швидкість накопичення речовини та ризики її проникнення у глибокі шари, при цьому сам тротил та продукти його перетворення активно зв'язуються на поверхні ґрунту, де накопичуються і зазнають подальшої трансформації [43]. Сполука не накопичується в тканинах тварин, але здатна поглинатися рослинами, причому інтенсивність цього процесу є обернено пропорційною до вмісту органічної речовини [44].

Дослідження міграції у системі «ґрунт–рослина» показали, що через 60 діб лише 30 % від внесеної кількості тротилу залишається у незміненому вигляді [44]. Основна маса залишків концентрується в кореневій системі, а головною формою переміщення речовини виступає киснечутлива кон'югована форма амінодинітротолуолу (ADNT) [44]. При цьому на коренях і листі домінують інші метаболіти, тоді як на частку ізомерів ADNT припадає менше 20 % усіх залишків, а вихідний тротил становить лише кілька відсотків, що вимагає орієнтації екологічного моніторингу рослинності переважно на його похідні метаболіти [44].

Експериментальні дослідження впливу тротилу на дощових черв'яків (*Eisenia fetida*) у різних типах ґрунтів показують, що низькі концентрації в межах 5–20 мг/кг переважно не викликають істотних порушень, тоді як найчутливіший екологічний поріг для ґрунтових безхребетних лежить в інтервалі 20–60 мг/кг [48]. Поведінкові реакції організмів є точнішими індикаторами токсичності, оскільки черв'яки достовірно уникають ґрунту вже при концентрації речовини 29 мг/кг [51]. Виражене пригнічення популяцій та стійкі гострі ефекти щодо виживання дорослих особин формуються в інтервалі понад 100–200 мг/кг, тоді як суцільне інгібування репродуктивної функції черв'яків за показником EC_{50} фіксується при дозах близько 1142 мг/кг. Водночас у реальних польових осередках забруднення (*hot spots*)

концентрації речовини здатні сягати екстремальних 87 000 мг/кг (на військових навчальних полігонах) [48, 51].

Перші суттєві зрушення у структурі мікробного угруповання та пригнічення частини сапрофітної мікрофлори фіксуються за концентрації тротилу 10 мг/кг, а експериментальний екологічний поріг його дії становить близько 20 мг/кг, що свідчить про те, що показник ГДК на рівні 2,0 мг/кг є надмірно жорстким. При вищих рівнях забруднення та наявності локальних осередків із концентраціями понад 1000 мг/кг пригнічується денітрифікаційна здатність мікрофлори: напівінгібуюча концентрація (IC_{50}) для вразливої N_2O -редуктази становить усього 26 мг/кг, тоді як для сумарної активності нітрат-, нітрит- та оксид азоту-редуктаз цей показник сягає 400 мг/кг [52].

Фітотоксична дія тротилу у системі «грунт–рослина» суттєво залежить від біологічних особливостей культур та властивостей субстрату. У діапазоні низьких концентрацій від 5 до 25 мг/кг для крес-салату й ріпи та від 25 до 50 мг/кг для вівса й пшениці спостерігається ефект гормезису у вигляді стимуляції ростових процесів [47]. Проте рівень 50 мг/кг або інтервал 55,9–91,4 мг/кг уже виступають порогами несприятливої дії ($LOAEC/LOEC$) за показником пригнічення розвитку кореневої системи [47, 50]. Зменшення біомаси пагонів виявляється при рівнях понад 291,9 мг/кг, тоді як для салату стійке зниження росту відзначається лише за дуже високих концентрацій від 1040 мг/кг, а овес здатний переносити навантаження до 1600 мг/кг без повної втрати життєздатності, що визначає його високий потенціал для фіторе mediaції [47, 50]. При цьому саме вихідна молекула тротилу визнана основним фітотоксикантом, попри те, що за 14 діб частина речовини трансформується у метаболіти 2-ADNT і 4-ADNT [50].

Наочна демонстрація впливу тротилу на морфологічні показники рослинних тест-систем показана на рисунку 11 [91].

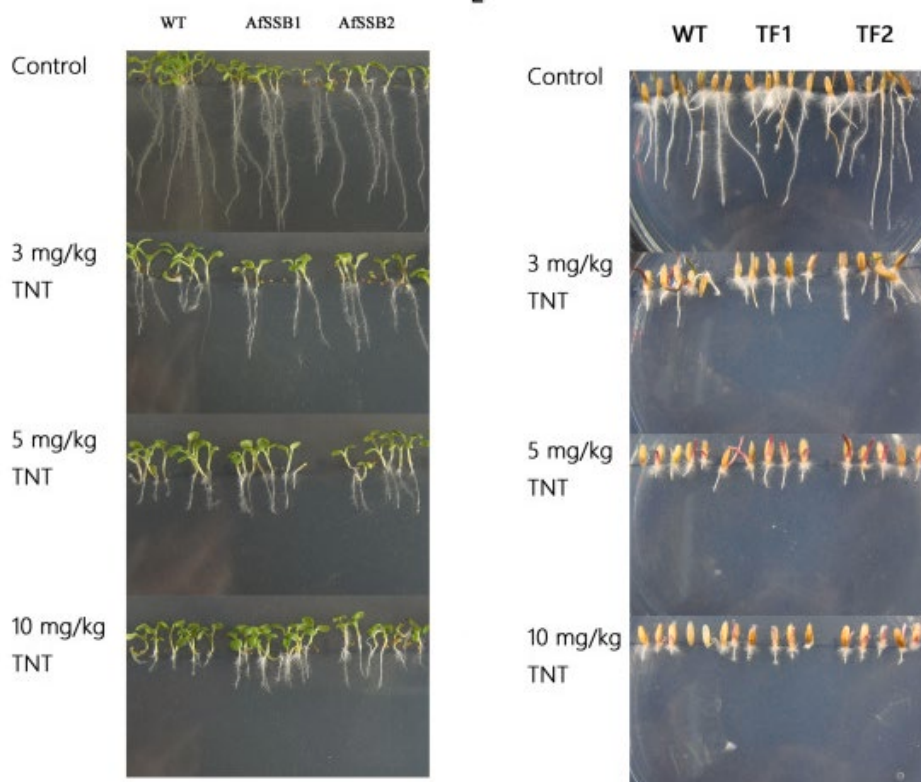


Рис. 9. Аналіз толерантності до тротилу в *Arabidopsis* та костриці високої. (А) Зовнішній вигляд кореня *Arabidopsis*, вирощеного в середовищі MS, доповненому TNT (0, 3, 5 та 10 мг/кг). Насіння *Arabidopsis* пророщували на середовищі MS протягом трьох днів, а потім обережно переносили в середовище MS, доповнене TNT. (Б) Зовнішній вигляд кореня костриці високої, вирощеного в середовищі MS з додаванням TNT (0, 3, 5 та 10 мг/кг) [91].

Під час реалізації програми біоремедіації ґрунтів методом буртового компостування на армійському складі США Umatilla Army Depot Activity цільовий рівень очищення від тротилу у Протоколі рішення (ROD) був визначений на позначці 30 мг/кг [46]. Аналогічно, у Робочому плані екологічних досліджень (RI/FS Work Plan) для об'єкта Black Hills Army Depot концентрація тротилу в ґрунті на рівні 30 мг/кг використовується як орієнтовний скринінговий ліміт (risk-based screening level) для ідентифікації перевищень та відбору речовин-кандидатів [53].

Таблиця 5. Узагальнені параметри експериментально встановлених екотоксичних порогів дії тротилу в ґрунтовому покриві

Джерело	Оцінювальний ефект	Концентрація
Gong et al. (1999)	Фітотоксичність для рослин (LOAEC)	50 мг/кг
Robidoux et al. (2003)	Фітотоксичність коренів, загальна біомаса	55–90 мг/кг

Siciliano & Roy (2000)	Мікробні ферменти N ₂ O редуктаза	26 мг/кг (IC₅₀)
Kuperman & Simini (SERDP Report) (2013)	Репродукція <i>Eisenia fetida</i> (EC ₂₀ /EC ₅₀)	20-60 мг/кг
Schaefer et al. (2004)	Поведінка дощових черв'яків (avoidance)	29 мг/кг
Emery i Faessler (1997)	Визначення цільового рівня очищення	30 мг/кг
RI/FS Work Plan (2012)	Risk-based screening level у межах оцінки забруднення	30 мг/кг

Тротил характеризується високою загальною токсичністю для людини. Через високі ризики забруднення довкілля та загрозу для здоров'я персонал США припинив внутрішній синтез тротилу в середині 1980-х років, проте у 2024 році його виробництво було відновлено через зміну глобальних безпекових викликів. За умов високої концентрації речовини в робочій зоні у персоналу фіксувалися випадки розвитку токсичної анемії, порушень функцій печінки, подразнення слизових оболонок очей та появи професійної катаракти [41]. Прямий контакт із тротилом викликає дерматити та специфічне забарвлення шкіри у яскравий жовто-помаранчевий колір через взаємодію з білками епідермісу, а комплексна клінічна картина негативного впливу на організм людини включає також ціаноз, периферичну нейропатію, біль у м'язах, лейкоцитоз, серцеву аритмію та ураження ниркової системи [54].

Сполука розглядається як можливий канцероген для людини, здатний індукувати папіломи та карциноми сечового міхура, що експериментально підтверджено на самках щурів лінії Fischer 344 [55, 56]. При цьому вживання або випадкове заковтування тротилу призводить до забарвлення сечі у червоний колір через виведення хромогенних продуктів його розпаду, а також існують дані щодо негативного впливу речовини на чоловічу фертильність. Водночас у сучасних матеріалах US EPA зазначається відсутність прямих доказів канцерогенного ефекту тротилу на печінку, хоча його здатність пошкоджувати гепатоцити та систему клітин крові є доведеною [43]. На клітинному рівні речовина стабільно демонструє мутагенну активність у тест-системах *Salmonella* як за наявності, так і за відсутності метаболічної активації [43]. Міжнародне агентство з дослідження раку класифікує тротил у Групі 3 як речовину, що наразі не може бути однозначно віднесена до канцерогенів людини через брак вичерпних епідеміологічних даних, хоча окремі

дослідження вказують на кореляцію між частотою захворюваності на лейкемію та проживанням у забруднених районах [56]. В інтегрованій системі US EPA IRIS визначено, що хронічна пероральна референтна доза (RfD) для тротилу становить 0,0005 мг/кг на добу, а показник ризику розвитку онкологічних захворювань при постійній щоденній експозиції (OSF) дорівнює 0,03 мг/кг на добу [55]. Одиничний ризик для здоров'я при постійному споживанні забрудненої питної води (DWUR) зафіксовано на рівні 9×10^{-7} на мікрограм на літр (мкг/л) [55]. Зі свого боку, Агентство з реєстрації токсичних речовин і захворювань США (ATSDR) визначає мінімальний рівень ризику для перорального впливу середньої тривалості (MRL) на аналогічній позначці — 0,0005 мг/кг на день [41].

Гексоген (Hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine, $C_3H_6N_6O_6$, CAS № 121-82-4, RDX) є безбарвною кристалічною вибуховою речовиною військового призначення, яка не зустрічається у природі природним чином. Він виступає причиною значної частини мілітарного забруднення довкілля, оскільки використовується як самостійно для базових зарядів детонаторів, так і в сумішах із тротилом чи у складі порохових сумішей.

Гексоген погано розчиняється у воді: за температури 20 °C розчинність становить лише 0,07 г на 100 г води. Через низький коефіцієнт адсорбції ґрунту, який у середньому прогнозовано становить 45,1 л/кг, речовина слабо утримується у ґрунті. Це призводить до того, що осередки забруднення виявляються переважно у підґрунті та підземні води, особливо в місцях знешкодження вибухонебезпечних предметів, накопичення знищеної техніки чи скидів виробництва, де є проникні ґрунти та неглибокі водоносні горизонти. З поверхневих вод речовина випаровується повільно; сонячне світло здатне розщеплювати її у воді, але не в ґрунті [41]. В умовах низького вмісту кисню гексоген здатний до повільного біорозкладу мікроорганізмами в осаді стічних вод або грибом *Phanaerochaete chrysosporium*, а одним із побічних продуктів його трансформації є R-сіль [57]. Через високу токсичність у державах НАТО розробляються екологічні альтернативи на заміну гексогену (наприклад, ТКХ-50), проте зараз вони використовуються лише в обмежених експериментальних типах озброєння.

Екотоксикологічні дослідження у системі ґрунтового покриву свідчать, що гексоген має слабку тенденцію до накопичення у водних організмах шляхом біоконцентрації, проте активно поглинається рослинами та ґрунтовою біотою [58]. Для безхребетних *Eisenia andrei* достовірне зниження показників життєвого циклу (кількості коконів та чисельності молоді) фіксується при виміряних концентраціях $\geq 46,7 \pm 2,6$ мг/кг сухого ґрунту, хоча виживання дорослих особин не падає навіть при концентраціях 167,3 мг/кг [59]. Вищі рослини здатні акумулювати гексоген у листі та насінні, виступаючи агентами фіторе mediaції. При цьому пасовищні трави толерують забруднення до 1540 мг/кг без втрати біомаси (*Lolium perenne*), а біомаса *Medicago sativa* навіть статистично зростає [60]. Рис (*Oryza sativa*) демонструє видимі ознаки ураження (хлороз і некроз) лише при концентраціях понад 500 мг/кг, накопичуючи до 89% поглинутої речовини в листі, де понад 95 % залишається у формі незміненого гексогену [61]. На сільськогосподарських угіддях накопичення речовини у тканинах кукурудзи, сорго, пшениці та сої є пропорційним до рівня забруднення ґрунту до 100 мг/кг, при якому пшениця акумулює до 2800 мкг/г сухої маси, а кукурудза виносить до 3267 мкг/кг [62]. Важливим екологічним висновком є те, що рослини здатні включати гексоген у трофічні ланцюги навіть за низьких рівнів забруднення: активне поглинання сільськогосподарськими культурами реєструється при концентраціях 5,8 мг/кг [63] та 10 мг/кг (причому через 60 діб у ґрунті зберігається до 78 % речовини в незмінній формі) [64].

У практиці біоре mediaції на військових об'єктах США (склад Umatilla Army Depot Activity) цільовий рівень очищення ґрунтів від гексогену за Протоколом рішення (ROD) було затверджено на позначці 30 мг/кг [65].

Для організму людини гексоген є небезпечним токсикантом, який вражає нервову систему, нирки, печінку, серце та мозок, діючи при попаданні в організм як гемотоксин. Основним шляхом впливу є споживання забрудненої води чи сільськогосподарських культур, а також вдихання пилу; крізь неушкоджену шкіру речовина не проникає. Гостре пероральне або інгаляційне отруєння діє на центральну нервову систему і викликає судоми, нудоту, блювоту та тривалу сплутаність свідомості, що вказує на розвиток токсичної енцефалопатії [66]. Подібні випадки

зафіксовані у військовослужбовців, які використовували вибухівку С-4 як паливо для підігріву їжі, а також у дітей при випадковому вживанні у формі пластинчатої ВР в дозі 84,82 мг/кг (1,23 г на 14,5 кг маси тіла) [66, 67]. На основі даних про появу доброякісних та злоякісних пухлин у печінці та легенях щурів, система IRIS визначає гексоген як потенційний канцероген. За параметрами US EPA IRIS, хронічна пероральна референтна доза (RfD) становить 0,004 мг/кг на добу, а показник ризику розвитку раку при щоденній експозиції (OSF) дорівнює 0,08 мг/кг на добу. За офіційними даними Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), мінімальний рівень ризику (MRL) для перорального впливу становить 0,2 мг/кг на добу для короткотривалої дії (14 днів або менше) та 0,1 мг/кг на добу для середньо- і довготривалої дії [41]. При цьому середня пероральна смертельна доза (LD_{50}) для щурів за даними ATSDR становить 71 – 118 мг/кг [41] (для дрібнопористого гексогену — 100 мг/кг, для грубозернистого — 300 мг/кг). За оцінками судової медицини, орієнтовна смертельна доза для людини може становити близько 1 мг/кг маси тіла [68].

Octahydro-1,3,5,7-tetranitro 1,3,5,7-tetrazocine ($(CH_2)_4N_4(NO_2)_4$ CAS Number 2691-41-0 (High Melting Explosive HMX або октоген) являє собою безбарвну кристалічну речовину військового призначення, яка не зустрічається у природі природним чином. На даний момент октоген є найбільш потужною з індивідуальних вибухових речовин, що масово випускаються. Речовина існує у 5 поліморфних формах (а, в, у, b, е), основна відмінність між якими полягає у ступені чутливості до механічних (удару) та термічних впливів. Початкові технології виділяли октоген простим розведенням водою, внаслідок чого він осідав у вигляді високочутливої а-форми, через що тривалий час розглядався як шкідлива домішка до гексогену, що підвищує небезпеку поводження із сумішами. Після виявлення та стабілізації більш щільної та менш чутливої б-форми октоген почав масово використовуватися у військовій сфері. Завдяки вищій щільності та більшому тиску детонації суміші на його основі ефективніші за гексоген на 10-15%, що є необхідним для спорядження кумулятивних боєприпасів та бойових частин високоточної зброї. Октоген також стійкий до високих температур, що робить його незамінним для спорядження

снарядів скорострільних малокаліберних гармат, інженерних кумулятивних зарядів, високотемпературних засобів підриву, а також як компонента (до 25%) сумішевих твердих ракетних палив. У цивільному секторі речовина обмежено застосовується у процесах перфорації сталевих обсадних колон нафтових і газових свердловин.

Октоген був виявлений щонайменше в 10 з 1416 об'єктів Національного списку пріоритетів [41].

Поводження у довкіллі та міграційна здатність октогену визначаються його фізико-хімічними константами. Речовина практично нерозчинна у воді, і через суттєво нижчу розчинність у звичайних умовах довкілля вона є в багато разів менш мігруючою та безпосередньо токсичною, ніж гексоген. У поверхневих водних об'єктах октоген не випаровується і слабо зв'язується з донними осадами; основним екологічним фактором його розпаду у воді є фотоліз під дією сонячного світла, який розщеплює більшу частину сполуки до безпечних побічних продуктів за кілька днів або тижнів. Водночас сонячне світло не здатне деградувати речовину в товщі ґрунту. Через низьку адсорбційну здатність октоген здатний поступово вимиватися з поверхневих горизонтів і мігрувати в підземні води, особливо в піщані ґрунти з високою проникністю.

Екотоксикологічні дослідження свідчать, що октоген характеризується низькою гострою токсичністю для вищих рослин і ґрунтових хребетних, проте виступає фактором хронічного негативного впливу на рівні біоти ґрунтового покриву. Для дощових черв'яків *Eisenia andrei* у природних лісових ґрунтах октоген не викликає загибелі дорослих особин або зниження їхньої маси навіть при виміряних концентраціях до 711 мг/кг сухого ґрунту [69]. Проте репродуктивна функція безхребетних є високочутливим тест-показником: статистично значуще зниження кількості коконів і чисельності молоді фіксується при концентраціях октогену близько 15–20 мг/кг [69]. Експериментально встановлено, що середня ефективна концентрація, яка пригнічує репродуктивні показники *Eisenia andrei* на 50 % (EC_{50}), становила приблизно 31 мг/кг сухого ґрунту [71], що підтверджує небезпеку хронічного забруднення октогеном на популяційному рівні за відносно низьких концентрацій.

Пряма фітотоксична дія індивідуального октогену є мінімальною. У контрольованих дослідженнях із використанням салатів (*Lactuca sativa*) та ячменю (*Hordeum vulgare*) внесення сполуки не спричиняло пригнічення проростання насіння, зменшення сухої біомаси чи появи видимих ознак ураження (хлорозів, некрозів) при концентраціях до $1\,866 \pm 438$ мг/кг у природному лісовому ґрунті та до $3\,320 \pm 1\,019$ мг/кг у штучному субстраті [70]. Аналогічно, за стандартним біотестом PN-ISO 11269-2 (емердженс/ріст) у піщаному кислому лісовому ґрунті в діапазоні концентрацій 100–1000 мг/кг октоген не пригнічував пшеницю (*Triticum aestivum*) та конюшину червону (*Trifolium pratense*), а навпаки, викликав ефект гормезису у вигляді стимуляції росту порівняно з контролем [73]. Проте в умовах реального полігонного забруднення, де вибухові речовини присутні у вигляді сумішей (порохові суміші), рослинні ефекти можуть починатися на сотнях мг/кг сумарних ВР: суміш тротилу, гексогену та октогену викликає виражене пригнічення росту (біомаси) у конюшини при сумарній концентрації 360 мг/кг і вище, де частка октогену в суміші становила 1/3, тобто приблизно 120 мг/кг [73].

Попри низьку пряму токсичність у коротких тестах, октоген має потенціал включення у трофічні ланцюги та харчові ланцюги. У 21-денних експозиціях на ґрунтах із різним вмістом глини зафіксовано активну транслокацію октогену в пагони райграсу багаторічного (*Lolium perenne*) із коефіцієнтом біоконцентрації (BCF) до 11 [74]. На територіях діючих стрільбищ (місця для стрільбища із протитанкових засобів) октоген накопичувався в листі багатьох видів сільськогосподарських рослин: люцерни (*Medicago sativa*), квасолі (*Phaseolus vulgaris*), ріпаку (*Brassica rapa*), пшениці та райграсу до рівнів, що були суттєво вищі за вихідні ґрунтові концентрації, а механізм накопичення був переважно транспіраційний через потік/випаровування (а не активна біотрансформація) [75]. Загальні аналізи екологічної токсичності підтверджують, що октоген здатний формувати хронічні ефекти у ґрунтових хребетних та безхребетних організмів, починаючи з концентрацій від десятків мг/кг, що є основою для подальших екологічних скринінгових рівнів для військових полігонів [72].

Для організму людини та ссавців октоген є значно менш токсичним, ніж тротил або гексоген, оскільки він вкрай погано всмоктується і засвоюється при пероральному надходженні, а при прямому контакті зі шкірою викликає лише слабе локальне подразнення без ознак уповільненої контактної сенсibiliзації. При попаданні в організм гризунів фіксуються гострі та субхронічні нейроповедінкові порушення, такі як атаксія, седація, гіперкінезія та судоми. Довготривалий хронічний вплив октогену в дослідженнях на тваринах супроводжується зниженням рівня гемоглобіну, падінням концентрації альбуміну та підвищенням активності лужної фосфатази в сироватці крові, а також деструктивними патологічними змінами в печінці та нирках [41]. Показник середньої пероральної смертельної дози (LD_{50}) становить 1670 мг/кг для мишей та 6250 мг/кг для щурів [41]. Наявні дані про вплив октогену на здоров'я людини обмежені, проте він викликає ефекти з боку центральної нервової системи, подібні до ефектів гексогену, але у значно вищих дозах. Дослідження із 93 робітників військово-промислового комплексу не виявило гематологічних, печінкових, аутоімунних або ниркових захворювань при контакті з речовиною. Експериментально встановлена доза відсутності спостережуваного шкідливого ефекту (NOAEL) за критерієм ураження печінки ссавців становить 50 мг/кг на добу. На основі цих даних у системі інтегрованого нормування тривалий час хронічна пероральна референтна доза не була представлена через низьку довіру до бази даних через брак хронічних, репродуктивних та інших спеціалізованих даних. Проте сучасні стандарти визначають хронічну пероральну референтну дозу (RfD) як 0,05 мг/кг на добу. Через брак інформації визначено, що октоген не підлягає класифікації щодо його канцерогенності для людини [41]. Населення, яке проживає в забруднених октогеном районах, найімовірніше, піддаватиметься впливу через забруднені ґрунтові води [41]. Генетичні токсикологічні аналізи в літературі обмежуються мікробними системами: насичені водні розчини октогену до та після процесів хлорування або озонування не були мутагенними для *Salmonella typhimurium* ні з печінковими гомогенатами, ні без них, а досліджувані концентрації були низькими через обмежену розчинність октогену у воді [43]. Спроби деяких держав

прирівнювати регламенти октогену до гексогену є помилковими, оскільки гексоген набагато небезпечніший.

Враховуючи, що у тексті було детально розглянуто три найзастосовуваніші вибухові речовини у російсько-українській війні, детальний текстовий опис усіх інших сполук не наводився з огляду на великий загальний обсяг сторінок роботи. Натомість, з метою стислої візуалізації та систематизації їхніх характеристик, решта речовин представлені у зведеній порівняльній таблиці, яка вказана у **Додатку 7**, яка була самостійно розроблена здобувачем на основі інформації, яка буде вказана там у посиланні.

2.3. Продукти трансформації вибухових речовин та їх механізми утворення

Процеси хімічної трансформації вибухових речовин активізуються задовго до моменту їхнього безпосереднього бойового застосування, протікаючи безперервно та приховано безпосередньо в межах арсеналів, баз та закритих сховищ боєприпасів [44]. Згідно з довгостроковими дослідженнями експлуатаційної стійкості, середній гарантійний строк хімічної та фізичної стабільності тротилу у чистому однокомпонентному вигляді за нормальних умов становить приблизно 10 років, після чого внутрішні деструктивні чинники починають відбуватися на молекулярному рівні [18]. Проте за рахунок промислового застосування флегматизаторів, десенсибілізаторів та дотримання нормативного температурно-вологого режиму у складських приміщеннях цей термін безпечного утримання вдається значно пролонгувати, внаслідок чого він здатний сягати навіть до 60 років [18, 44]. Попри це, результати інспекційного контролю свідчать, що вже після приблизно 25 років безперервного зберігання в хімічній матриці тротилу розпочинаються перші помітні зміни його вихідних фізико-хімічних властивостей, які зумовлені процесами деградації, часткового розпаду та старіння компонентів [92].

Кінетична швидкість цього розкладання залежить від термічного режиму сховища, оскільки підвищення температури повітря всього на 5-10 °C здатне прискорити деструктивні процеси в матриці метального заряду в 1,5-2 рази, що

відповідає загальним законам хімічної кінетики для подібних енергетичних систем [18, 93]. Присутність навіть мінімальної кількості атмосферної чи капілярної вологи всередині вибухонебезпечного предмету активізує процеси гідролізу, які генерують утворення хімічно високоактивних речовин, зокрема вільних оксидів азоту, що мають виражені кислотні властивості [92, 93]. У ході довготривалого зберігання дифеніламін послідовно нітрується оксидами азоту, поступово трансформуючись у серію похідних сполук, зокрема N-нітрозодифеніламін, мононітродифеніламіни та динітродифеніламіни [94].

У сучасних реаліях ведення бойових дій у військовий оборот залучаються порохові суміші й металльні заряди, реальний вік яких старший навіть за 50 років, що вказує на значний рівень їхнього хімічного старіння та практично повне вичерпання захисного стабілізатора в їхньому складі [44]. В чистому вигляді, до моменту детонаційного застосування боєприпасу, процеси початкового розкладання вибухових речовин візуально виявляють себе у формі поява характерних жовтуватих або сірих газоподібних виділень під час застосування, а також бурих плям на поверхні порохів елементів. Через це забруднення може вже відбуватися продуктами трансформації, і від таких боєприпасів припадає набагато більше забруднення навіть за умов штатної детонації.

Це особливо важливо для наземних мін, які протягом довгого часу під впливом ґрунтових умов ще навіть до потрапляння у довкілля будуть трансформуватися.

Під час вже застосування вибухонебезпечного предмету, характер термохімічного перетворення енергетичних матеріалів та повний спектр газів, що виділяються, безпосередньо визначаються фізико-хімічним режимом їхньої активації, чітко розподіляючись на високошвидкісну реакцію під час штатного підриву та дозвукове горіння (дефлагації). При функціонуванні боєприпасів у режимі детонації швидкість поширення фронту детонаційної хвилі сягає значень у 7000-9000 м/с, а локальний тиск у зоні реакції перевищує 20-30 ГПа. За таких умов відбувається миттєвий розрив молекулярних зв'язків вихідних речовин, що зумовлює швидке окиснення з утворенням термодинамічно стабільних газоподібних продуктів, переважно діоксиду вуглецю (CO_2), молекулярного азоту (N_2) та перегрітої водяної

пари (H_2O). Оскільки більшість військових сполук нітроароматичного та нітрамінового рядів мають виражений негативний кисневий баланс, гострий дефіцит кисню у зоні розширення газів викликає підвищений вихід токсичного монооксиду вуглецю (CO) та виділення вільного вуглецю у формі дрібнодисперсної вуглецевої сажі. Під час розширення вибухової хмари та взаємодії розпечених компонентів з атмосферним киснем відбуваються вторинні радикальні реакції рекомбінації, які супроводжуються емісією вторинних токсичних газів, де провідне місце посідають оксиди азоту (NO_x), аміак (NH_3) та органічні сполуки [94, 95].

Зважаючи на те, що під час штатної детонації в ґрунт потрапляє мізерна кількість забруднювальних речовин, цей процес надалі не розглядатиметься.

Інший механізм та склад продуктів розпаду спостерігається під час дефлаграційного дозвукового горіння та низькоінтенсивного термічного розкладу вибухових речовин, що протікає за значно нижчих температур і тисків. Фізико-хімічний механізм ініціювання дефлаграції тринітротолуолу під впливом локального теплового збудження підпорядковується закономірностям багатofазних перетворень, де первинний термічний розігрів поверхні твердої речовини викликає її плавлення з утворенням рідкої плівки та подальшим енергійним випаровуванням. Тиск віддачі утворених парів чинить безпосередній механічний вплив на вільну поверхню розплаву, визначаючи кінетичну швидкість вигорання вибухової речовини в зоні хімічних реакцій. Під час дефлаграційного процесу відбувається інтенсивна генерація вільного твердого вуглецю, яка надає продуктам розпаду тротилу характерного чорного кольору, відбувається усередині збагаченої паливом зони попередньо змішаних продуктів ще до моменту їх проходження крізь оболонку полум'я [96].

Розрахунки хімічної рівноваги за допомогою термодінамічного коду NASA-Lewis при високих коефіцієнтах еквівалентності показують, що незавершене дефлаграційне перетворення тротилу призводить до викиду розгалуженого спектра мінорних газів та радикальних інтермедіатів, серед яких присутні метан (CH_4), ацетилен (C_2H_2), етилен (C_2H_4) та аміак (NH_3). При цьому токсичний монооксид азоту (NO) генерується не всередині самого ядра горіння, а виключно на збідненому зовнішньому боці оболонки полум'я при його безпосередньому контакті з

атмосферним киснем. Найбільшу екотоксикологічну небезпеку серед продуктів незавершеного термічного розкладу нітроароматичної матриці тротилу становить вторинний синтез і виділення високотоксичної ціановодневої (синільної) кислоти (HCN), газова емісія якої супроводжує дефлаграційні процеси. Розрахунок газодинамічних параметрів розширення продуктів дефлаграційного розпаду та характеристик утворених слабких ударних хвиль базується на застосуванні рівнянь стану JWЛ (Jones-Wilkins-Lee) для умов Чепмена-Жуге, де вихідні константи розраховуються на основі початкової хімічної енергії деградації тротилу на рівні $4,46 \times 10^6$ Дж/кг, вихідної щільності твердого тіла 1560 кг/м^3 та швидкості детонації 6930 м/с [96].

Проте основні механізми трансформації вибухових речовин відбуваються саме перебування вибухових речовин у довкіллі. Трансформація залишків військових вибухових речовин у довкіллі є складним багатофакторним процесом, який визначається динамічною взаємодією біотичних та абіотичних чинників навколишнього природного середовища. Первинна деструкція материнських сполук і формування вторинних метаболітів у ґрунтах, поверхневих та підземних водах перебігає за трьома визначеними екологічними механізмами, серед яких провідне місце посідає біодеградація, що об'єднує мікробіологічну та фітогенну деструкцію [98, 100].

Таблиця 6. Узагальнена інформація основних шляхів трансформації ВР у довкіллі

Механізм	Чинники довкілля	Кінцеві хімічні форми та метаболіти
Біодеградація	Бактерії, гриби, рослини	Амінопохідні, органічні кислоти, CO_2 , амоній
Фотоліз	УФ-випромінювання сонячного світла (на поверхні водойм/ґрунту)	Азокси-сполуки, нітрати, полімеризовані смоли
Гідроліз	Лужне або кисле середовище у воді	Нітрити, нітрати, дрібні аліфатичні сполуки

Автохтонні ґрунтові бактерії, зокрема представники родів *Pseudomonas*, *Arthrobacter* та *Clostridium*, здійснюють ферментативне відновлення або розщеплення молекул вибухових речовин, використовуючи їхні нітрогрупи та вуглецеві скелети як джерела азоту й вуглецю для підтримання метаболізму [98]. Паралельно з цим міцеліальні гриби білої гнилі (*Phanerochaete chrysosporium*) виділяють неспецифічні екстрацелюлярні лігнінолітичні ферменти, включаючи лакази, лігнін-пероксидази та марганець-пероксидази, які здійснюють глибоку деструкцію стійких ароматичних та гетероциклічних структур [98].

Важливу роль у трансформації відіграє фітотр метаболізм, де вищі судинні рослини поглинають розчинені у ґрунтовому розчині речовини через кореневу систему, якщо їхній коефіцієнт розподілу $\log K_{ow}$ перебуває в оптимальних межах від 0,5 до 3 [98, 100]. Цей внутрішньоклітинний процес складається з трьох послідовних етапів. На першому етапі (активація) відбувається первинна модифікація молекул шляхом відновлення або окиснення за участю нітроредуктаз чи цитохромів P450 з появою реакційноздатних полярних груп ($-\text{OH}$, $-\text{NH}_2$) [98].

На другому етапі (кон'югація) активовані інтермедіати хімічно зв'язуються з ендогенними субстратами рослини, такими як глюкоза або глутатіон, під дією відповідних трансфераз, що різко знижує загальну токсичність сполук [98]. На завершальному третьому етапі (секвестрація) отримані кон'югати транспортуються за допомогою АТФ-залежних АВС-транспортерів у клітинні вакуолі або незворотно впроваджуються у структуру клітинних стінок, зв'язуючись із лігніном та геміцелюлозою [98]. Цей процес додатково підсилюється ризосферним ефектом, оскільки кореневі екссудати рослин стимулюють щільність та ферментативну активність мікрофлори у прикореневій зоні [100].

Деградація ТНТ, Гексогену (RDX) та Октогену (HMX) у ґрунтах

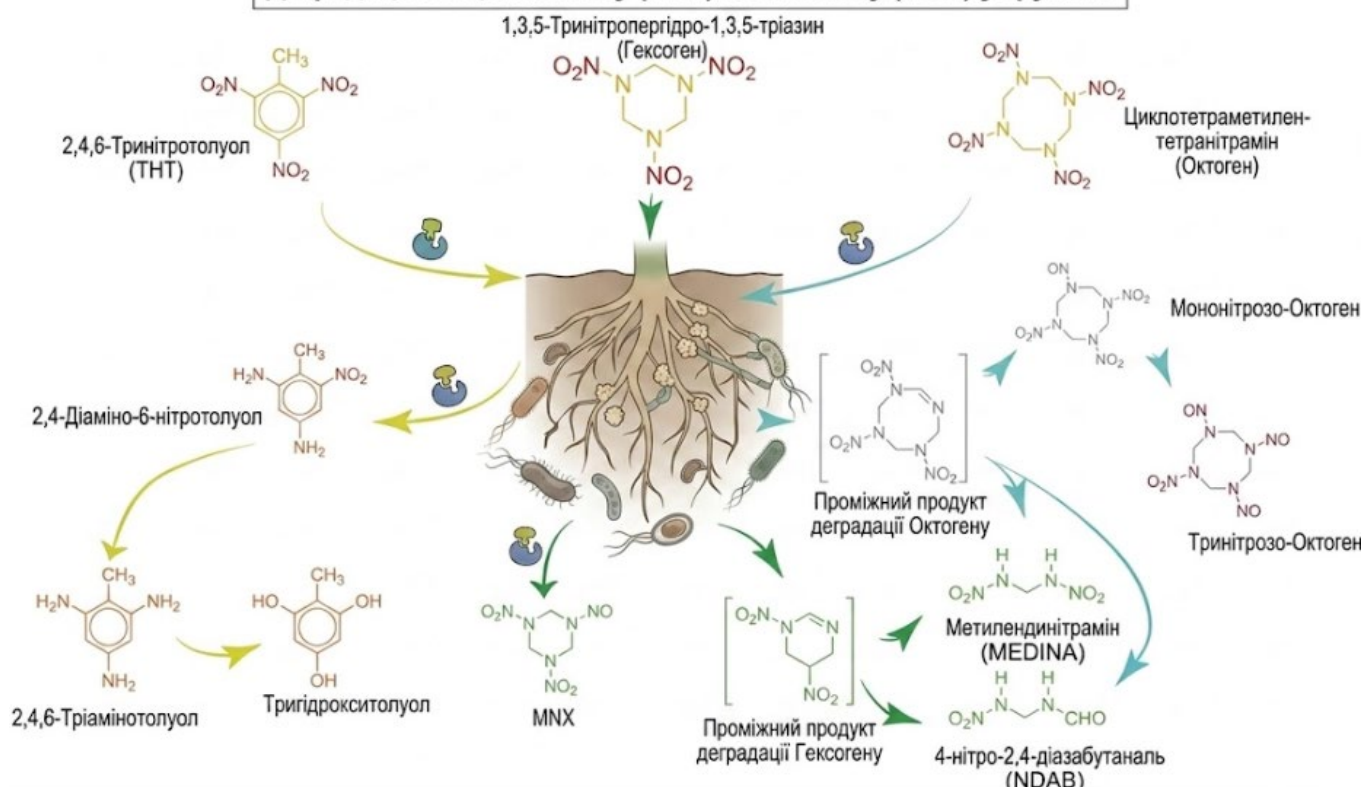


Рис. 10. Схематичне зображення метаболічних процесів у ґрунтовому середовищі, забрудненому тротилом (TNT, яскраво-зелений), гексогеном (RDX, темно-зелений) та октогеном (HMX, блідо-зелений) [102]

Фотохімічна деградація перебігає під прямим впливом ультрафіолетового сонячного випромінювання у верхньому міліметровому шарі ґрунтової матриці або на поверхні водних об'єктів. Він вплив ініціює розрив зв'язків світлочутливих вибухових речовин з утворенням вільних нітратів, стійких азокси-димерів та складних нерозчинних полімеризованих смол [17].

Хімічний гідроліз відбувається при безпосередній взаємодії вибухових речовин із молекулами води, а його швидкість і напрямок критично залежать від температури та водневого показника середовища [17]. Різко лужні умови ($\text{pH} > 9$) або висока кислотність середовища стимулюють процеси нуклеофільного заміщення, руйнуючи материнські структури до нітритів, нітратів та дрібних аліфатичних фрагментів [97].

З метою оцінки кожної вибухової речовини, далі будуть розглянуті конкретні приклади продуктів трансформації найпоширеніших вибухових речовин. Більшість відомих продуктів трансформації вибухових речовин вказано у **Додатку 8**.

У забруднених екосистемах найчастіше фіксують моноамінопохідні сполуки, що виникають внаслідок трансформації тротилу, тоді як метаболіти розпаду октогену та гексогену виявляють значно рідше.

Деградація тротилу у ґрунтових горизонтах може протікати як через біотичні (мікробіологічні) механізми, так і під дією суто абіотичних факторів навколишнього середовища. Основними векторами хімічних перетворень є редукція (відновлення) однієї, двох або трьох нітрогруп до аміногруп із подальшою міжмолекулярною взаємодією продуктів аміногенезу. Серед найбільш поширених продуктів відновної деградації тротилу виділяють: 2-аміно-4,6-динітротолуол (2-ADNT); 4-аміно-2,6-динітротолуол (4-ADNT); 2,4-діаміно-6-нітротолуол (2,4-DANT) та 2,6-діаміно-4-нітротолуол (2,6-DANT).

Зазначені процеси зазвичай інтенсифікуються в умовах низького окисно-відновного потенціалу (редукційне середовище). Швидкість та глибина трансформації ТНТ критично залежать від генетичного типу ґрунту (або донних седиментів), хімічних характеристик і макроіонного складу поверхневих та ґрунтових вод.

Характерно, що міграційна здатність метаболітів деградації є слабшою, ніж у материнської сполуки. Ряд зниження рухливості виглядає так:



Водночас локальні параметри навколишнього середовища можуть змінювати цей тренд, зумовлюючи в окремих випадках сорбцію або, навпаки, міграцію продуктів розпаду на рівні з вихідним тротилом.

Термодинамічно найбільш вигідним є синтез моноамінопохідних метаболітів (2-ADNT та 4-ADNT), які зазвичай переважають у субстратах та підземних водах, забруднених вибуховими речовинами. Формування діаміносполук потребує вищих енергетичних затрат, тому їх концентрації в екосистемах є значно нижчими. Триаінопохідні сполуки практично не фіксуються в натурних умовах: окрім високого енергетичного бар'єра утворення, вони є вкрай нестабільними й швидко зв'язуються з органо-мінеральним комплексом ґрунту або піддаються швидкій біодеградації.

Згідно з дослідженнями науково-дослідного центру Інженерних військ армії США [103], на трансформація тротилу впливає комплекс екологічних чинників, серед яких ключовими є рН середовища, редокс-потенціал, вміст органічного вуглецю, ємність катіонного обміну, а також наявність глинистої фракції та неорганічних відновників (зокрема, сполук Fe^{2+} та Mn^{2+}). В анаеробних (безкисневих) умовах трансформація тротилу суттєво прискорюється, тоді як в аеробних навпаки уповільнюється.

Гексоген виявляє значну персистентність (стійкість) у навколишньому середовищі. Хімічна та біологічна деструкція цієї сполуки обмежена й реалізується переважно за рахунок вузькоспеціалізованих штамів мікроорганізмів або шляхом лужного гідролізу, що веде до накопичення відомого токсичного метаболіту 4-нітро-2,4-діазабутанолу (NDAB). Ініціювання процесів біотрансформації гексогену ускладнене через високий енергетичний бар'єр реакцій.

Окрім цього, такі проміжні продукти деградації, як MEDINA та NDAB, здатні накопичуватися й чинити довгостроковий токсичний тиск на екосистеми, що суттєво ускладнює відновлення територій. Для повної очистки ґрунтів від цих речовин необхідне створення умов для відновної денітрації. Через слабку сорбційну здатність гексоген легко вимивається і мігрує по профілю ґрунту та у підземні води значно швидше за тротил.

Розпад октогену супроводжується утворенням небезпечних азотовмісних сполук, зокрема N-нітро-гідроксиметилметилендинітраміну та метилендинітроаміну. Ці речовини характеризуються вираженою токсичністю, оскільки здатні порушувати клітинний метаболізм, функціонування ферментативних систем і перебіг біохімічних процесів у живих організмах. Рідкісне виявлення метаболітів октогену в об'єктах довкілля зумовлене не стільки їхньою фактичною відсутністю, скільки недостатньою кількістю детальних аналітичних досліджень. Наразі рівень наукового розуміння процесів хімічної трансформації октогену істотно поступається обсягу накопичених даних щодо тротилу та гексогену.

Для динітротолуолів (DNT) в аеробному середовищі характерним є відщеплення нітрогруп з утворенням нітритів і катехолів. В анаеробних умовах

трансформація відбувається переважно за кометаболічним типом, де редукція нітрогруп призводить до послідовного утворення нітрозо-, амінонітро-, діаміно- та азоксипохідних сполук.

Своєю чергою, тетрил здатний трансформуватися до аніліну під дією сульфатредукуювальних бактерій, хоча точна кінетика та біохімічні механізми цього процесу досі потребують подальшого дослідження.

Група вибухових речовин класу нітратних естерів (нітрогліцерин, PETN, нітроцелюлоза) деградує за специфічними схемами:

1. Нітрогліцерин (тринітрат гліцеролу) руйнується шляхом поетапного денітрування.
2. Аналогічний ступінчастий механізм відщеплення нітрогруп характерний і для PETN (пентаеритриттетратнітрату), кінцевим продуктом розпаду якого є пентаеритритол.
3. Нітроцелюлоза (NC) характеризується низькою внутрішньою хімічною стійкістю, що безпосередньо впливає на швидкість деструкції порохів на її основі. Її розпад відбувається за двома взаємопов'язаними автокаталітичними механізмами. Початкова стадія полягає у спонтанному відщепленні оксидів азоту, інтенсивність якого залежить від температури, хоча процес відбувається навіть за її низьких значень. На наступному етапі вивільнені оксиди азоту атакують полімерну матрицю нітроцелюлози, спричиняючи лавиноподібне прискорення деградації. Для уповільнення цього процесу до складу порохів вводять стабілізатор — дифеніламін (DPA), який у процесі розкладу послідовно нітрується з утворенням низки похідних сполук.

Водночас сучасна наукова база щодо екологічної трансформації вибухових речовин залишається фрагментарною. Значна частина сполук досліджувалася лише в лабораторних або модельних умовах, які не здатні повною мірою відтворити реальні процеси, що відбуваються в природних екосистемах. Наразі бракує достовірних даних щодо констант швидкості реакцій, стабільності проміжних метаболітів у гетерогенних ґрунтових системах, а також екотоксикологічних ризиків цих речовин для живих організмів.

Складність кількісної оцінки цього явища, зумовлена різноманітністю ґрунтово-кліматичних умов та особливостями бойового застосування вибухонебезпечних предметів, не зменшує його екологічної значущості.

Таблиця 7. Узагальнена інформація основних продуктів трансформації ВР у довкіллі

Назва ВР	Головний екологічний механізм	Основні проміжні продукти (метаболіти)	Кінцеві хімічні форми в екосистемі	Міграційна здатність у ґрунті
ТНТ (2,4,6-Тринітротолуол)	Біодеградація (нітровідновлення), Фотоліз.	2-АДНТ, 4-АДНТ, 2,4-ДАНТ, Азокситолуоли, ТАТ	Незворотні ковалентно зв'язані гумінові залишки, CO ₂	Низька (депонується у верхніх горизонтах)
ДНТ (2,4-ДНТ та 2,6-ДНТ)	Біодеградація (нітровідновлення), вимивання	Амінінітротолуоли, діамінітолуоли (2,4-ДАТ, 2,6-ДАТ)	Зв'язана фракція ґрунту, часткове розщеплення кільця, CO ₂	Помірно-висока (значно вища за ТНТ)
RDX (Гексоген)	Анаеробна біодеградація, Фітофотоліз	MNX, DNX, TNX	Формальдегід (HCHO), Гідразин (N ₂ H ₄), CO ₂	Висока (легко вимивається в підземні води)
HMX (Октоген)	Анаеробна біодеградація (уповільнена)	Нітрозопохідні інтермедіати	Аліфатичні фрагменти, накопичується в біомасі пагонів	Помірно-висока
GTN (Нітрогліцерин)	Ферментативна денітрація	Ізомери гліцериндинітрату (GDN), мононітрату (GMN)	Гліцерин, нітрат-іони (NO ₃ ⁻)	Середня (швидко розкладається)

Проте додатково слід враховувати, що зниження концентрації вихідних вибухових речовин у ґрунті не є свідченням його очищення. Під час оцінки бойових ушкоджень земель вихідні сполуки, зокрема 2,4,6-тринітротолуол або гексоген, майже ніколи не зникають з екосистеми повністю. Їхні залишкові фракції сорбуються на ґрунтових колоїдах, формуючи джерело хронічного забруднення, що повільно десорбується у ґрунтовий розчин [104].

Крім того, основна екологічна загроза полягає в тому, що процеси мікробіологічної та хімічної трансформації призводять до утворення метаболітів із вищою токсичністю та стійкістю. Дослідження показують, що напівлетальна концентрація (LC_{50}) для ґрунтових безхребетних *Eisenia andrei* становить 112 мг/кг для вихідного тротилу, тоді як для його первинного метаболіту, 2-аміно-4,6-динітротолуолу (2-ADNT), цей показник знижується до 53 мг/кг, що свідчить про дворазове зростання летальної токсичності [105]. Подібна динаміка токсичності фіксується і при оцінці відновлення територій: ефективна концентрація (EC_{50}) для пригнічення росту кореневої системи рослин знижується з 3-5 мг/кг для ТНТ до 1,5 мг/кг для його амінопохідних [106].

Головні екологічні ризики, пов'язані з трансформацією ВР, поділяються на три категорії:

Висока мобільність. Вихідні ВР є відносно гідрофобними, однак проміжні сполуки (наприклад, 2,4-діаміно-6-нітротолуол) характеризуються значно вищою полярністю. Розчинність тротилу у воді за температури 20°C становить близько 130 мг/л, тоді як для 2,4-DANT вона перевищує 420 мг/л. Це полегшує їхнє вимивання атмосферними опадами та підвищує ризик міграції забруднювачів у водоносні горизонти.

Біоаккумуляція. Через підвищену розчинність продукти трансформації стають більш біодоступними. Метаболіти активно поглинаються з ґрунтового розчину та накопичуються у тканинах рослин. Це створює прямі передумови для їхнього потрапляння в харчові ланцюги та акумуляції в сільськогосподарських культурах на уражених площах.

Більша токсичність. Вища небезпека продуктів розпаду прямо відображена у більшості вимогах та нормативних базах, наприклад у чинній нормативній базі США, де встановлено значно суворіші ліміти для похідних сполук, ніж для вихідної речовини. Так, рівні скринінгу ґрунтів (Soil Screening Levels, SSL) для житлових земель становить 21 мг/кг, тоді як для 2,4-динітротолуолу вона знижується до 1,7 мг/кг, а для 2,6-динітротолуолу — до 0,36 мг/кг [108].

Прихована токсичність. Зниження концентрації чистого тротилу в аналітичних пробах не означає відсутності небезпеки. До 80% амінометаболітів утворюють ковалентні зв'язки з гуміновими кислотами ґрунту [107]. Стандартні методи екстракції не фіксують ці сполуки, проте за зміни фізико-хімічних умов (коливання рН ґрунту, внесення добрив) відбувається зворотний гідроліз із вивільненням токсичних і мутагенних речовин назад в екосистему.

Щодо безпосередніх продуктів детонації, та і трансформації вцілому, на поточному етапі оцінка їхнього впливу має переважно теоретичний характер через складнощі визначення типу утворюваних продуктів у різних умовах, а також їх ідентифікації в польових умовах. Враховуючи стійкість продуктів трансформації та тривале збереження залишків вихідних сполук, розробка обґрунтованих заходів із відновлення земель потребує подальшого системного вивчення.

Висновки по розділу 2

У другому розділі дисертаційної роботи здійснено комплексне розв'язання науково-прикладного завдання щодо екотоксикологічної оцінки та аналізу ризиків залишкового забруднення ґрунтів вибуховими речовинами. На основі проведених досліджень механізмів міграції токсикантів, фізико-хімічних властивостей вибухових сполук та їхньої взаємодії з ґрунтовим середовищем в умовах інтенсивного вогневого впливу, одержано такі основні результати та висновки:

1. Обґрунтовано хибність оцінки хімічного забруднення за параметрами вирв. Доведено, що штатні вибухи (залучення 99,99 % маси) є екологічно малозначущими (хімічні втрати 0,000007-0,002 %). Натомість максимальну загрозу формує

дефлаграція та неповні детонації, за яких хімічно споживається лише 70-95 % матеріалу, а у довкілля викидається від 15 % до 50 % незгорілого заряду.

2. Доведено, що основним фактором забруднення є відмови засобів ураження: стандарти НАТО мають коефіцієнт 0,1–2 %, радянські зразки 1970–1980-х років – 2–7 % (в окремих партіях до 15 %), а фактичний показник у бойових умовах перевищує 20 %. Для імпровізованих підривників БАК цей показник є набагато вищим.

3. Доведено високу екотоксичність ВР: коефіцієнт адсорбції (К_{ад}) становить 45,1 л/кг для гексогену та 300 л/кг для тротилу. Встановлено порогові пригнічення ґрунтової біоти (10–20 мг/кг для мікрофлори, 15–60 мг/кг для репродукції безхребетних). Безпечна хронічна доза (RfD) для людини становить 0,0005 мг/кг/добу (тротил) та 0,05 мг/кг/добу (октоген), а смертельна доза гексогену – 1 мг/кг.

4. Обґрунтовано приховану загрозу низької фітотоксичності: рослини толерують забруднення без видимих ознак ураження (овес витримує до 1600 мг/кг тротилу, трави – 1540 мг/кг гексогену, ячмінь – понад 1800 мг/кг октогену). Це забезпечує транслокацію токсикантів у трофічні ланцюги вже за мінімальної концентрації 5,8-10 мг/кг матимуть значний негативний вплив на людину.

5. Доведено, що деградація хімічної матриці боєприпасів фіксується вже після 25 років зберігання, а зростання температури на 5–10 °C прискорює деструкцію в 1,5–2 рази. Застосування застарілих боєприпасів (віком понад 50 років) генерує значно більші обсяги вторинних забруднювачів.

6. Обґрунтовано, що екологічні ризики метаболітів перевищують небезпеку вихідних сполук: розчинність 2,4-DANT становить понад 420 мг/л (тротил – 130 мг/л), а нормативи скринінгу (SSL) для 2,4-ДНТ (1,7 мг/кг) та 2,6-ДНТ (0,36 мг/кг) у десятки разів жорсткіші за базовий тротил (21 мг/кг).

7. Виявлено механізм прихованої токсичності: до 80 % амінометаболітів утворюють ковалентні зв'язки з гуміновими кислотами ґрунту, які не фіксуються стандартною екстракцією, але здатні до масованого вивільнення мутагенів шляхом зворотного гідролізу за умови зміни рН або внесення добрив.

РОЗДІЛ 3

МЕТОДОЛОГІЯ ДИСЕРТАЦІЙНОГО ДОСЛІДЖЕННЯ

3.1 Методологія теоретичного дослідження

Мета теоретичного етапу дослідження полягає у формуванні комплексної, науково обґрунтованої бази для оцінки залишкового хімічного забруднення ґрунтів вибуховими речовинами та подальшої розробки дієвої моделі управління екологічною безпекою в межах протимінної діяльності.

Актуальність обраного методологічного підходу обумовлена безпрецедентними масштабами застосування засобів ураження під час збройної агресії проти України. Традиційні підходи до рекультивації та оцінки земель виявилися недостатніми в умовах масового артилерійського та ракетного впливу, що вимагає розробки нових, міждисциплінарних алгоритмів поводження із забрудненими територіями. Теоретико-методологічним підґрунтям дисертаційної роботи виступають загальнонаукові та спеціальні методи пізнання: системного аналізу, теорії управління, фізико-хімічного та організаційного моделювання, а також методи компаративістики.

Дослідження базується на поетапному, інтегрованому аналізі проблеми, який концептуально поділяється на чотири ключові блоки. Основною специфікою теоретичного дослідження стало поєднання міждисциплінарних методів, які відрізняються один від одного.

1. Військово-технічний аналіз та ідентифікація джерел екологічної небезпеки. Теоретичне дослідження ґрунтується на застосуванні комплексу загальнонаукових та спеціальних методів, спрямованих на детальний аналіз впливу ведення бойових дій як первинного джерела екологічної небезпеки. Методологічний підхід реалізується через наступні взаємопов'язані етапи:

- *Оцінка інтенсивності бойових дій:* Здійснюється ретроспективний та просторовий аналіз масштабів застосування засобів ураження на визначених ділянках. обсягами накопичення забруднювачів у ґрунтовому покриві.

- *Номенклатура та хімічний склад озброєнь.* Проводиться детальний розбір конструктивних особливостей та компонентного наповнення бойових частин сучасних видів та типів озброєння.
- *Аналіз процесів застосування та тактики.* Вивчається прямий вплив військової тактики на просторовий розподіл та локалізацію хімічного забруднення.
- *Термодинамічне та кінетичне моделювання перетворень енергоємних матеріалів.* На цьому етапі досліджуються фізико-хімічні процеси, що супроводжують функціонування боєприпасів. Застосовуються методи аналізу для розрахунку повноти згоряння та детонації вибухових сумішей.
- *Еколого-економічний аналіз та оцінка ризиків.* Теоретичні розробки інтегруються в інструментарій еко-економічного моделювання. Використовуються методи системного синтезу та математичного обґрунтування для розрахунку економічної ефективності процедур обстеження і розмінування територій.

2. Екотоксикологічна оцінка та фізико-хімічне моделювання поведінки забруднювачів. Наступний етап методології передбачає логічний перехід від аналізу первинних джерел хімічного забруднення до комплексної оцінки їхнього безпосереднього та оцінки його впливу на екосистеми. На цьому етапі застосовується міждисциплінарний підхід, що поєднує методи аналізу фахової наукової літератури, узагальнення емпіричних даних та поглибленого екотоксикологічного профілювання. Цей блок охоплює наступні ключові напрями:

- *Токсикологічний аналіз вибухових речовин та їхнього впливу на ґрунт:* систематизація та критичний аналіз наукових даних щодо токсичності, мутагенності та канцерогенності ключових вибухових речовин для ґрунтової біоти, мікроорганізмів та вищих рослин.
- *Фізико-хімічне моделювання процесів трансформації:* детальне вивчення механізмів деградації та розпаду вибухових речовин під впливом абіотичних та біотичних факторів довкілля. Акцент робиться на процесах утворення проміжних метаболітів.

- *Оцінка фітотоксичності та толерантності рослинних систем:* виокремлюється напрям вивчення підвищеної біодоступності та фітотоксичності метаболітів вибухових речовин. Досліджується негативний вплив залишкових концентрацій ВР на морфологічні та фізіологічні показники рослин.
- *Методологія лабораторного скринінгу та аналітичного контролю:* формування теоретичної бази для застосування сучасних інструментальних методів, а саме візуального виявлення пригнічення рослинності через забруднення ґрунтів вибуховими речовинами.

3. Порівняльно-правовий аналіз міжнародного досвіду управління територіями. Для формування ефективних, науково обґрунтованих вітчизняних алгоритмів управління безпекою постраждалих територій методологія передбачає глибоке вивчення та систематизацію передової світової практики. Застосування методів порівняльно-правового аналізу, історичної ретроспективи та екстраполяції дозволяє уникнути системних помилок та інтегрувати перевірені інструменти ризик-менеджменту у національну практику. Цей дослідницький блок реалізується за такими стратегічними напрямками:

- *Оцінка світових підходів до гігієнічного та екологічного нормування вмісту вибухових речовин у ґрунтах:* здійснення детального порівняльного аналізу нормативно-правових баз країн Європейського Союзу, США та інших технологічно розвинених держав щодо встановлення гранично допустимих концентрацій та цільових рівнів очищення для вибухових речовин та їхніх токсичних метаболітів.
- *Критичний аналіз міжнародних управлінських прецедентів та довгострокових стратегій:* дослідження реальних історичних та сучасних кейсів управління територіями, що зазнали критичного військового впливу та масштабного засмічення засобами ураження.
- *Теоретичне обґрунтування та адаптація міжнародних алгоритмів до національних умов:* систематизація та критичний відбір найефективніших інструментів екологічного менеджменту, правового регулювання та

просторового планування з метою їхньої подальшої теоретичної адаптації до сучасних реалій українського законодавства.

4. Розробка перспективної організаційно-управлінської моделі. Фінальний етап теоретичного дослідження спрямований на системний синтез отриманих масивів даних та концептуальне створення інноваційної моделі екологічного управління. Ця модель призначена для функціонування в умовах активного збройного конфлікту та на етапах післявоєнного відновлення деокупованих територій. Блок передбачає використання інструментарію теорії управління та системного аналізу за такими напрямками:

- *Організаційне моделювання та архітектура міжвідомчої взаємодії:* розробка комплексної моделі багаторівневого управління, що охоплює весь життєвий цикл роботи із забрудненими територіями — від первинної просторової ідентифікації екологічних загроз до ухвалення остаточних рішень щодо передачі рекультивованих земель кінцевим землекористувачам.
- *Інтеграція спеціалізованих підрозділів у загальну архітектуру безпеки:* теоретичне та методологічне обґрунтування доцільності залучення підрозділів знешкодження вибухонебезпечних предметів (EOD) та спеціалізованих структур радіаційного, хімічного, біологічного та ядерного захисту (CBRNE) до екологічного моніторингу.
- *Еколого-економічна оцінка та математичне моделювання ефективності:* для верифікації життєздатності та практичної цінності створених управлінських алгоритмів методологія передбачає використання інструментів еколого-економічної оцінки, зокрема аналізу витрат і вигод (Cost-Benefit Analysis). Цей етап включає математичне обґрунтування розрахунку прямої та непрямой економічної вигоди від впровадження методів цільового екологічного скринінгу порівняно з традиційною практикою суцільного механічного рекультивування.

Основні аспекти наукової новизни та методологічної цінності включають:

- **Комплексний системний підхід:** У дослідженні вперше поєднано військово-технічні параметри (балістика, тактика, властивості боєприпасів) із глибинним аналізом фізико-хімічних трансформацій токсикантів у ґрунті.
- **Інтеграція інноваційних управлінських рішень:** Запропоновано нову філософію управління ризиками, яка переносить акцент із повного механічного очищення на ризик-орієнтований підхід, заснований на екотоксикологічному профілюванні та прагматичному економічному розрахунку.
- **Формування бази для інституційних змін:** Розроблений методологічний апарат створює підґрунтя для перегляду національних ГДК, оновлення протоколів протимінної діяльності та реструктуризації функціональних обов'язків військових і цивільних відомств у сфері екологічної безпеки деокупованих територій.

З метою узагальнення представлено структурно-логічну схему (рисунок 11), що відображає комплексний міждисциплінарний алгоритм формування бази для оцінки хімічного забруднення ґрунтів та розробки інноваційної організаційно-управлінської моделі міжвідомчої взаємодії. Логіка дослідження розгортається поетапно: від первинного військово-технічного аналізу засобів ураження та екотоксикологічного моделювання поведінки вибухових речовин до компаративного аналізу прагматичного міжнародного досвіду управління територіями. Синтез цих складових дозволяє теоретично обґрунтувати доцільність залучення спеціалізованих підрозділів до скринінгу екологічних загроз та розробити ризик-орієнтовану систему управління, що спирається на показники еколого-економічної ефективності та створює необхідне підґрунтя для інституційних змін у сфері гуманітарного розмінування.



Рис. 11. Структурно-логічна схема теоретико-методологічного етапу дослідження.

3.2 Методологія експериментального дослідження

Експериментальний етап дослідження становив комплексний цикл натурних польових, аналітико-лабораторних та моделюючих робіт, спрямованих на верифікацію розроблених теоретичних концепцій. Практична апробація методології та збір первинних емпіричних даних здійснювалися безпосередньо на деокупованих сільськогосподарських угіддях, що зазнали інтенсивного вогневого впливу, зокрема на референсних полігонах та дослідних ділянках.

Комплексна методологія експериментального дослідження реалізовувалася за такими ключовими взаємопов'язаними напрямками:

- **Дизайн польового дослідження та просторове картування:** Відбір проб ґрунту здійснювався із дотриманням національних та міжнародних нормативно-правових протоколів. Основним керівним документом виступала Постанова Кабінету Міністрів України від 14 липня 2025 р. № 844 «Про затвердження Порядку відбору проб ґрунтів на землях сільськогосподарського призначення, очищених від вибухонебезпечних предметів». До моменту його виходу використовувалися регламенти серії

національних стандартів України, гармонізованих із міжнародними вимогами, зокрема: ДСТУ ISO 10381-1:2004 «Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 1. Настанови щодо складання програм відбирання проб», ДСТУ ISO 10381-2:2004 «Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 2. Настанови з методів відбирання проб» та ДСТУ ISO 10381-4:2005 «Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 4. Настанови щодо процедури дослідження природних, майже природних та оброблюваних ділянок». Для забезпечення сумісності даних із міжнародними базами також застосовувалися регламенти керівного документа Організації Північноатлантичного договору (НАТО) АЈЕРР-6.1 «Союзна спільна публікація з охорони навколишнього середовища: Протоколи відбору проб та аналізу навколишнього середовища» (Allied Joint Environmental Protection Publication 6.1: Environmental Sampling and Analysis Protocols). Розроблений дизайн експерименту передбачав закладання пробних майданчиків за методом регулярної сітки та стратифікований відбір ґрунту з різних горизонтів.

- **Інструментальний скринінг in situ:** Для оперативного контролю якості розмінування та первинної локалізації епіцентрів забруднення застосовувалися методи інструментального скринінгу безпосередньо у польових умовах. Використовувалися портативні аналізатори (раман-спектрометрія, портативна мас-спектрометрія) та спеціалізовані колориметричні індикаторні трубки. Це дозволило оптимізувати подальший лабораторний процес та відсіяти фонові зразки.
- **Прецизійна лабораторна аналітика (хроматографічні дослідження):** Для високоточної ідентифікації та кількісного визначення залишкового вмісту вибухових речовин застосовувався стандартизований протокол Агенції з охорони довкілля США — EPA Method 8330B «Нітроароматичні сполуки, нітраміни та нітратні ефіри методом вискоєфективної рідинної хроматографії» (Nitroaromatics, Nitramines, and Nitrate Esters by High Performance Liquid Chromatography). В умовах стаціонарної лабораторії використовувалася вискоєфективна рідинна хроматографія (ВЕЖХ) та газова хроматографія з мас-спектрометричним детектуванням (ГХ-МС). Методика була налаштована на виявлення мікроконцентрацій не лише вихідного вибухової речовини, але й продуктів їх трансформації у складних ґрунтових матрицях.

- **Токсикологічне моделювання та нормування:** Розрахунок маси утворення залишкового хімічного забруднення внаслідок детонації виконувався методами моделювання та складання математичного балансу мас. На основі цих розрахунків та токсикологічної екстраполяції міжнародних показників на українські ґрунтово-кліматичні умови обґрунтовувалися науково-практичні рекомендації щодо внесення змін до постанов Кабінету Міністрів України в частині встановлення гранично допустимих концентрацій вибухових речовин.
- **Еколого-економічне та структурно-функціональне моделювання:** Оцінка доцільності залучення підрозділів знешкодження вибухонебезпечних предметів (Explosive Ordnance Disposal, EOD) та структур радіаційного, хімічного, біологічного та ядерного захисту (Chemical, Biological, Radiological, Nuclear, and Explosives, CBRNE) у процесі протимінної діяльності здійснювалася методами структурного моделювання. Для інтеграції цих підрозділів у вітчизняні реалії функціональні діаграми та алгоритми взаємодії адаптувалися до організаційно-штатної структури українських відомств екологічної та цивільної безпеки. Економічна ефективність цієї міжвідомчої моделі верифікувалася інструментами аналізу витрат і вигод (Cost-Benefit Analysis), де розраховувалася пряма фінансова економія часу та ресурсів під час обстеження та передачі земель (Land Release).
- **Статистична обробка та візуалізація даних:** Систематизація отриманих масивів емпіричних даних, розрахунок критеріїв статистичної достовірності, а також побудова порівняльних графіків, гістограм та структурних діаграм виконувалися з використанням розширених аналітичних функцій програмного середовища Microsoft Excel.

3.3 Методика математичного моделювання та еколого-економічної оцінки процесів нормування та управління

1. Для оцінювання можливої маси вибухових речовин, що залишаються у довкіллі після спрацювання боєприпасів (так зване залишкове забруднення), було застосовано підхід, запропонований у дослідженнях SERDP та військово-інженерній літературі (зокрема U.S. Army Corps of Engineers, CRREL). Розрахунок базується на

припущенні, що залишкова маса є часткою від початкового заряду вибухової речовини. У загальному вигляді вона визначається за формулою (1):

$$M_{residual} = M_{charge} \times K_{scenario}, \text{ де} \quad (1)$$

$M_{residual}$ – маса залишкової вибухової речовини, що безпосередньо потрапляє у довкілля від одного боєприпасу (кг);

M_{charge} – маса початкового заряду вибухової речовини в окремому боєприпасі (кг);

$K_{scenario}$ – коефіцієнт режиму спрацювання боєприпасу (безрозмірна величина, таблиця 4).

Значення коефіцієнта приймалися на основі експериментальних даних та узагальнень військово-інженерних керівництв. Це дозволяє враховувати різні сценарії спрацювання та мінімізувати похибки, пов'язані з використанням фіксованих значень. Коефіцієнт сценарію описаний в основному розділі роботи і аргументований, виходячи з методів застосування вибухонебезпечних предметів та експериментальних даних [32]. Згідно з польовими дослідженнями, для штатних повноцінних детонацій (high-order) цей коефіцієнт є вкрай малим ($\approx 10^{-5}$). Проте, враховуючи всі фактори реального бойового впливу (зношеність боєприпасів, взаємний вплив вибухів, зміну властивостей вибухових речовин внаслідок умов зберігання тощо), для моделювання залишкового забруднення від штатних детонацій був взятий максимальний коефіцієнт 0,01 (тобто 1% від початкової маси заряду). Відповідно, для неповних детонацій (low-order) цей коефіцієнт становить 0,15 – 0,50 (15-50% залежно від сценарію застосування), а для нерозірваних боєприпасів – 1,0 (100%).

Для територій, на яких зафіксовано значну кількість вибухів, сумарна маса потенційного залишкового забруднення розраховувалась як сума залишку для кожного окремого боєприпасу (2):

$$M_{total} = \sum_{i=1}^n M_{charge,i} \times K_{scenario,i}, \text{ де} \quad (2)$$

M_{total} – сумарна маса залишкового забруднення вибуховими речовинами на дослідженій ділянці (кг);

n – загальна кількість зафіксованих подій (вирв, неповних розривів або виявлених нерозірваних боєприпасів).

2. Для моделювання глибини корозійного проникнення в металеві оболонки боєприпасів (переважно низьковуглецеві сталі або алюмінієві сплави) у світовій інженерній практиці застосовують модель Romanoff's Power Law, розроблену на основі багаторічних досліджень Національного бюро стандартів (3):

$$d = k \times t^n \quad (3), \text{ де}$$

d – глибина корозійного проникнення (або втрата товщини стінки корпусу), мм;

t – час перебування міни у ґрунті, років;

k – коефіцієнт агресивності ґрунту (характеризує початкову швидкість корозії у перший рік);

n – коефіцієнт аерації та гальмування процесу (відображає швидкість дифузії кисню крізь шари утворюваних оксидів; зазвичай $n < 1$).

Для спрощених лінійних розрахунків у стабільних гідрологічних умовах (шар Н залягання міни в зоні аерації) час до повної наскрізної перфорації стінки корпусу (t_{perf}) обчислюється за формулою (4):

$$t_{\text{perf}} = \frac{T_0}{CR} \quad (4), \text{ де}$$

T_0 – початкова товщина стінки металевого корпусу міни (мм);

CR (*Corrosion Rate*) – середньорічна швидкість корозії металу у конкретному типі ґрунту (мм/рік).

Швидкість корозії (CR) суттєво варіюється залежно від кислотності (pH), вологості, питомого електричного опору та окисно-відновного потенціалу ґрунту [38]:

Таблиця 8. Кінетичні параметри підземної корозії сталевих оболонок боєприпасів залежно від типу та фізико-хімічних умов ґрунтового середовища [38]

Тип та умови ґрунту	Середня швидкість корозії (CR), мм/рік	Коефіцієнт агресивності (k)
Високоагресивні (кислі підзолисті, солончаки, перезволожені глини)	0,08-0,15	0,120-0,180

Помірно агресивні (типові чорноземи, сірі лісові, суглинки середньої вологості)	0,03-0,07	0,045-0,075
Низькоагресивні (сухі піщані ґрунти, аеровані супіски)	0,005-0,02	0,010-0,025

4. Розрахунок адаптованих гігієнічних нормативів та цільових рівнів очищення ґрунтів від залишкових концентрацій вибухових речовин здійснювався з орієнтацією на нормативно-правові бази та керівні стандарти Сполучених Штатів Америки та Британської Колумбії (Канада).

З метою уникнення перевантаження методологічної частини, зменшення заплутаності під час сприйняття інформації та зручності її подальшого аналізу, безпосередній математичний апарат (робочі формули, рівняння) та самі розрахунки в цьому підрозділі не наводяться. Детальний опис розрахункової методики разом із покроковими обчисленнями нормування та еколого-економічної оцінки інтегровано безпосередньо в основний розділ дисертації. Таке структурування дозволяє логічно поєднати інструментарій із його практичною та емпіричною реалізацією в межах одного змістового блоку, забезпечуючи цілісність сприйняття результатів дослідження.

5. Аналогічний структурний підхід застосовано і до еколого-економічної оцінки процесів нормування та управління. Усі формули, алгоритми обчислень та безпосередні еколого-економічні розрахунки вбудовані у сам основний розділ дисертації. Таке структурування дозволяє логічно поєднати теоретичний інструментарій із його практичною реалізацією в межах одного змістового блоку, забезпечуючи максимальну наочність та цілісність сприйняття розрахункових результатів.

Висновки по розділу 3

У розділі 3 було детально розглянуто комплексну методологію дисертаційного дослідження, що включає теоретичні та експериментальні підходи, а також методи математичного та еколого-економічного моделювання процесів управління екологічною безпекою в межах протимінної діяльності. Основні висновки цього розділу включають:

1. **Методологія теоретичного етапу дослідження:** систематизовано та класифіковано дані щодо військово-технічних параметрів хімічного забруднення ґрунтів вибуховими речовинами. Проведено компаративний аналіз міжнародного досвіду управління постраждалими територіями та теоретично обґрунтовано інноваційну організаційно-управлінську модель міжвідомчої взаємодії, що передбачає залучення спеціалізованих підрозділів (EOD, CBRNE) до процесів екологічного скринінгу.
2. **Методологія експериментального дослідження:**
 - Визначено стандартизовані протоколи польового відбору проб ґрунту (відповідно до національних норм та стандартів НАТО) та сформовано алгоритми первинного інструментального скринінгу *in situ*.
 - Сформовано експериментальну базу для лабораторної ідентифікації залишкових мікроконцентрацій вибухових речовин (ТНТ) та їхніх токсичних метаболітів із застосуванням прецизійних хроматографічних методів за міжнародними стандартами (EPA 8330).
 - Підготовлено алгоритми екотоксикологічного біотестування для вивчення факторів безпосереднього фітотоксичного впливу поллютантів на толерантність корневих систем рослин-індикаторів.
3. **Методика математичного моделювання та еколого-економічної оцінки:** Ключовим етапом експериментальної роботи став розрахунок фактичної маси вибухових речовин, що надходить у ґрунтове середовище внаслідок застосування боєприпасів. Оцінка здійснювалася методами моделювання реакцій вибухового перетворення та складання математичного балансу мас. При цьому враховувалися різні сценарії: штатна (повна) детонація,

низькотемпературний вибух (*low-order detonation*) та механічне руйнування оболонки без спрацювання основного заряду (що призводить до прямого розсіяння ВР у довкіллі). На основі отриманих масивних даних щодо обсягів контамінації та застосування методів токсикологічної екстраполяції міжнародних показників на українські ґрунтово-кліматичні умови обґрунтовувалися науково-практичні рекомендації щодо встановлення гранично допустимих концентрацій (ГДК) вибухових речовин.

Таким чином, у розділі 3 було розкрито комплексний міждисциплінарний підхід до дослідження екологічних наслідків бойових дій, що органічно поєднує військово-технічний аналіз, прецизійні експериментальні дослідження та прагматичне еколого-економічне моделювання для створення дієвої ризик-орієнтованої системи управління територіями.

РОЗДІЛ 4

МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ТА ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНО-АНАЛІТИЧНА ОЦІНКА ЗАЛИШКОВОГО ХІМІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВІД ВИБУХОНЕБЕЗПЕЧНИХ ПРЕДМЕТІВ

4.1. Математичне моделювання утворення залишкового хімічного забруднення вибухонебезпечних предметів

Для демонстрації було розраховано кількість залишкового забруднення ВНП при інтенсивному артилерійському обстрілі. Як приклад, розглянемо один із найпоширеніших артилерійських боєприпасів: 152-мм осколково-фугасний снаряд (наприклад, ОФ-29 або ОФ-59 для систем 2А36 «Гіацинт-Б»), який містить розривний заряд із вибухової речовини А-ІХ-2 (гексоген – 73%, алюмінієва пудра – 23%, флегматизатор – 4%), масою близько 6,73 кг (відповідно до пункту 1.2 і додатку 4). Припустимо, що інтенсивність обстрілу на рівні 350 пострілів на 1 км лінії бойового зіткнення за добу (стандартний бій високої інтенсивності до 2024 року, як показано в пункті 1.1). Зважаючи на наведені раніше статистичні дані щодо експлуатації зношених боєприпасів у складних польових умовах, застосуємо загальний коефіцієнт нештатного спрацювання на рівні 20% (пункт 2.1). Таким чином, із 350 випущених снарядів близько 70 одиниць не спрацюють штатно. Розподілимо ці 70 нештатних подій на 10 повних відмов та 60 випадків неповної детонації із залишком вибухових речовин на рівні 25%. Застосовуючи формули масового балансу (1) та (2), отримуємо такі обсяги залишкового забруднення:

- від 60 снарядів із неповною детонацією (low-order) у ґрунт потрапить $60 \times 6,73 \times 0,25 = 100,95$ кг незгорілої вибухової речовини;
- від 10 повністю нерозірваних снарядів (duds), які з часом піддадуться корозії, у ґрунт надійде $10 \times 6,73 \times 1,00 = 67,30$ кг вибухової речовини;
- від 280 снарядів, що здетонували штатно (high-order) і залишили на поверхні 280 ідеально видимих вирв, обсяг залишкового забруднення (за

максимальним коефіцієнтом залишку 0,01 хоча реальний діапазон 0,01- 10^{-5}) становитиме $280 \times 6,73 \times 0,01 = 18,844$ кг.

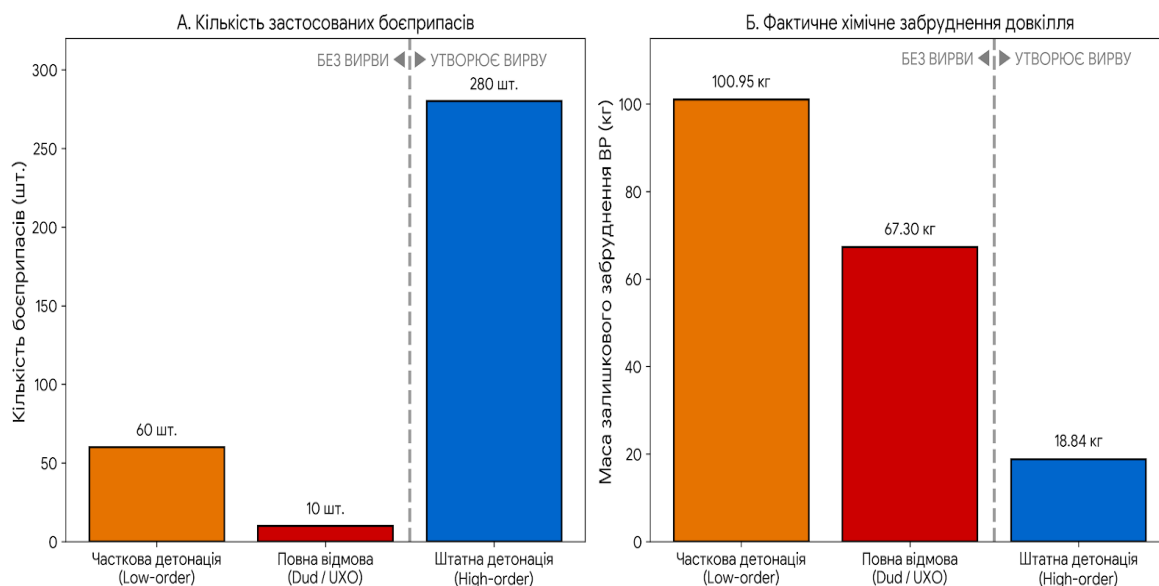


Рис. 12. Порівняльний аналіз кількості застосованих боєприпасів (А) та відповідної маси залишкового забруднення вибуховими речовинами (Б) за різних сценаріїв спрацювання.

Розрахункова модель для 350 артилерійських снарядів калібру 152 мм

З метою практичної демонстрації того, що основним чинником залишкового хімічного забруднення ґрунтів є саме процес дефлаграції вибухової речовини без утворення видимих вирв, відповідний розрахунок проведено на наочному прикладі.

Як вихідні дані використано супутниковий знімок компанії Maxar Technologies, зроблений 6 червня 2022 року (та опублікований 7 червня) поблизу села Довгеньке Ізюмського району Харківської області (на межі з Донецькою областю). Географічні координати досліджуваної ділянки поля: 49.009; 37.308.

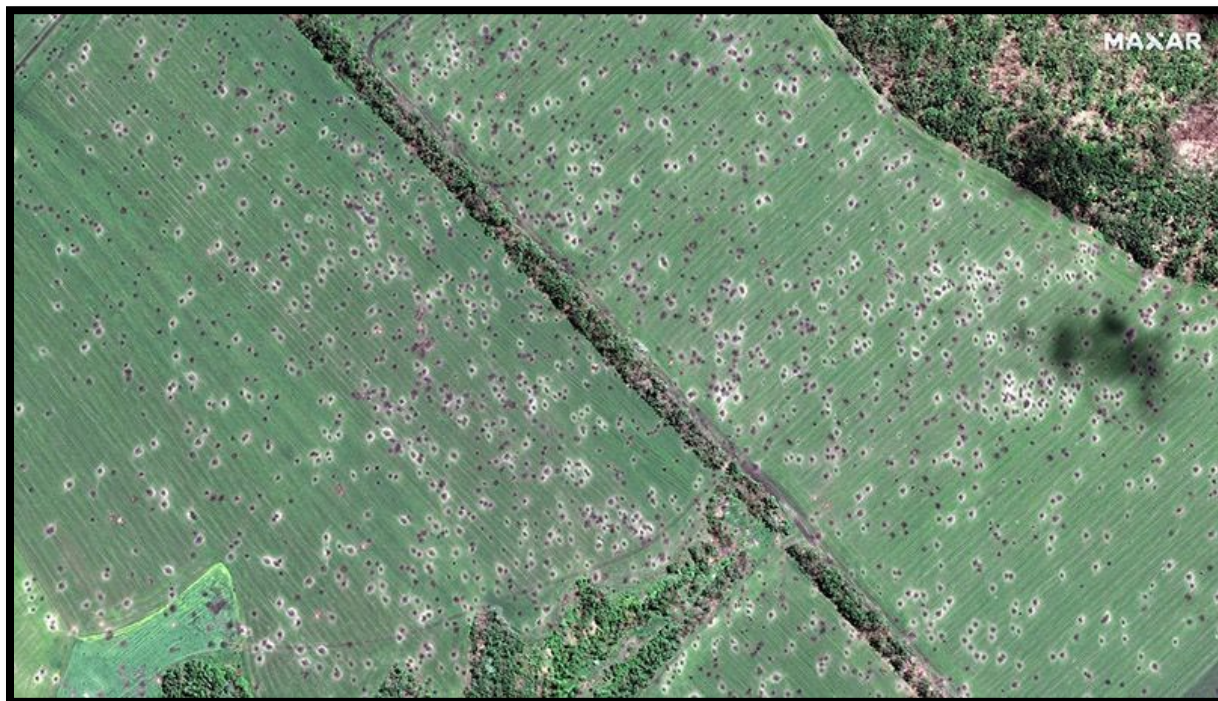


Рис. 13. Супутниковий знімок сільськогосподарських земель, засіяних озимою пшеницею, площею 1 км² в Ізюмському районі Харківської області, червень 2022 р.

За підрахунками експертів Української природоохоронної групи (UNCG), на досліджуваній ділянці було ідентифіковано 480 вирв від боєприпасів калібру 82 мм, 547 вирв від артилерійських снарядів калібру 122 мм та 1025 вирв від снарядів калібру 152 мм [37]. У межах цієї роботи повторна верифікація зазначених даних не проводилася, оскільки це не є безпосереднім завданням даного дослідження. Врахуємо, що 20% отримали відмову, з них 2% – не спрацювали зовсім (середній показник неспрацювання), та 18% - відбувся процес неповного спрацювання чи дефлагування (відсоток спрацювання до 80%). Тобто в розрахунках враховуємо фактор, що більшість боєприпасів спрацювала коректно, особливо враховуючи, що це початковий етап війни. Але треба враховувати, що ці цифри сильно відрізняються.

Для мінометних мін калібру 82 мм було прийнято масу вибухової речовини 0,44 кг (що відповідає найрозповсюдженішому типу осколково-фугасної міни 53-О-832ДУ). Виходячи з узагальненої оцінки коефіцієнтів відмови, було припущено, що 384 боєприпасів спрацювали штатно, 86 боєприпасів спрацювали з неповною детонацією, а додатково 10 боєприпасів не спрацювали (UXO). Для штатної детонації

було прийнято коефіцієнт залишку $K_{\text{scenario}} = 0,01$ (1%, максимальний), для неповної детонації $K_{\text{scenario}} = 0,20$ (20%, усереднений), а для неспрацьованих боєприпасів $K_{\text{scenario}} = 1,0$ (100%, загальний). Відповідно, сумарна маса вибухової речовини, що потрапила до ґрунту від цього типу озброєння, становить:

$$M_{\text{total}} = (384 \times 0,44 \times 0,01) + (86 \times 0,44 \times 0,2) + (10 \times 0,44 \times 1,0) \\ = 1,6896 + 7,568 + 4,4 = 13,66 \text{ кг}$$

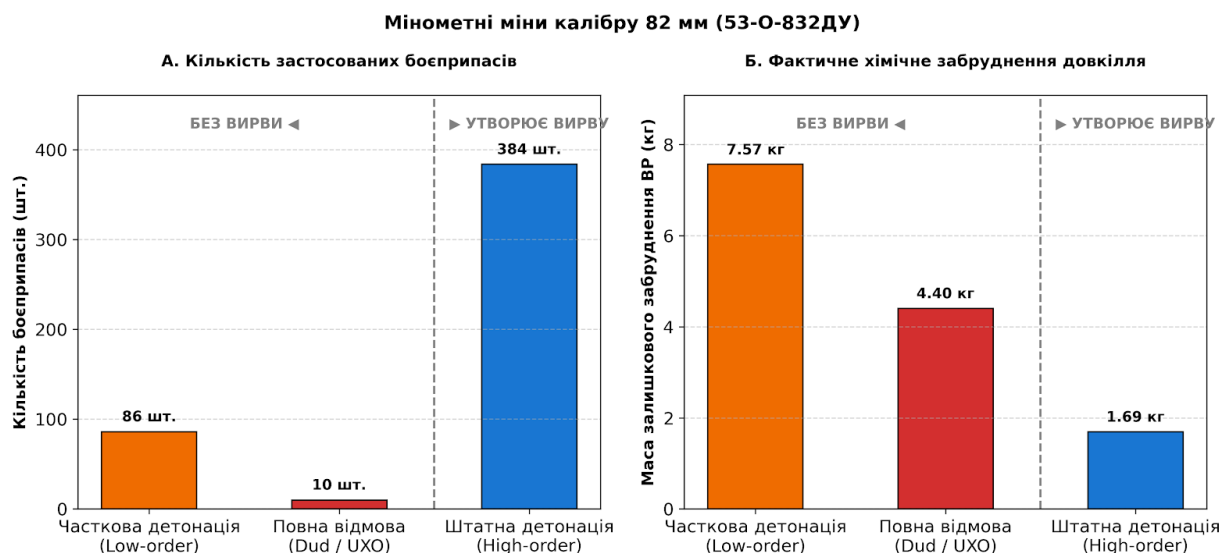


Рис. 14. Розрахункова кількість застосовуваних мін калібру 82 мм (А) і фактичне їх забруднення ґрунтів вибуховими речовинами (Б)

Сумарна маса вибухової речовини, що потрапила до екосистеми від цього типу озброєння, становить 13,66 кг. З цієї кількості 1,69 кг припадає на залишки штатних детонацій, 7,57 кг – на неповне спрацювання, а 4,40 кг містяться у нерозірваних мінах.

Аналогічні розрахунки проведено для артилерійських боєприпасів калібру 122 мм із масою вибухової речовини 3,67 кг (осколково-фугасний снаряд 53-ОФ-462). Для цієї категорії обчислено 438 подій зі штатною детонацією, 98 – із неповною детонацією та 11 неспрацьованих боєприпасів (округлено до цілих одиниць подій). Підставивши значення у математичну модель, визначено, що у довкілля потрапило 128,38 кг вибухових речовин. З них 16,07 кг утворилися внаслідок штатної детонації, тоді як 71,93 кг припадає на неповні детонації, а 40,37 кг - на нерозірвані снаряди.

$$M_{\text{total}} = (438 \times 3,67 \times 0,01) + (98 \times 3,67 \times 0,2) + (11 \times 3,67 \times 1,0) \\ = 16,0746 + 71,932 + 40,37 = 128,38 \text{ кг}$$

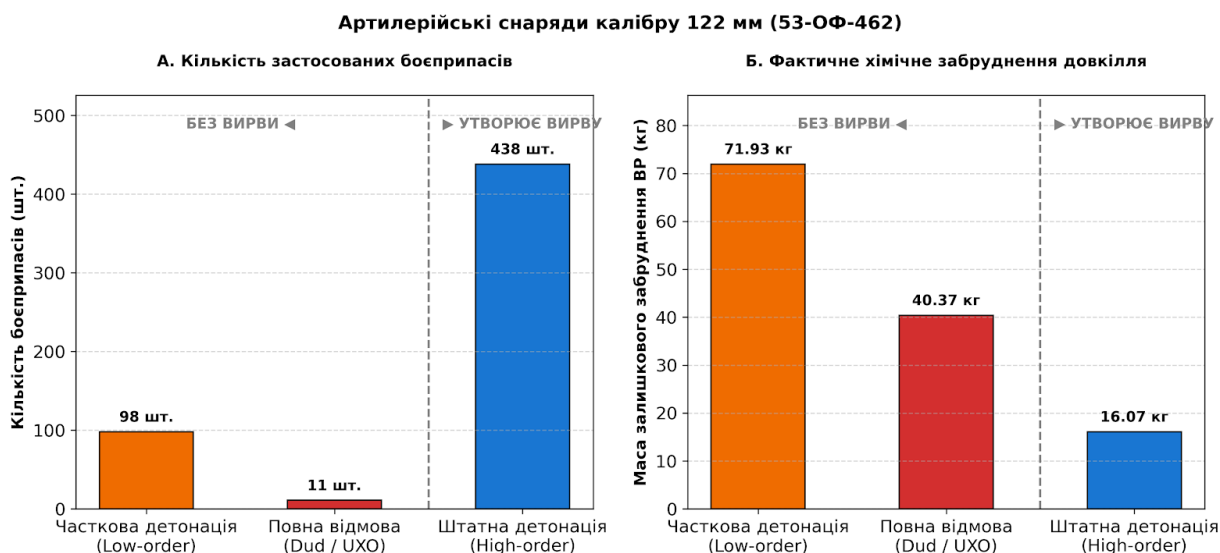


Рис. 15. Розрахункова кількість застосовуваних мін калібру 122 мм (А) і фактичне їх забруднення ґрунтів вибуховими речовинами (Б)

Найбільший кумулятивний внесок у хімічне забруднення зумовили артилерійські снаряди калібру 152 мм (осколково-фугасний постріл ВОФ39) із масою вибухової речовини 6,73 кг. Для цієї категорії розподіл склав: 820 штатних детонацій, 185 неповних детонацій та 20 неспрацьованих боєприпасів.

$$\begin{aligned}
 M_{total} &= (820 \times 6,73 \times 0,01) + (185 \times 6,73 \times 0,2) + (20 \times 6,73 \times 1,0) \\
 &= 55,186 + 249,01 + 134,60 = 438,79 \text{ кг}
 \end{aligned}$$

Сумарна маса вибухової речовини, що потрапила у ґрунтовий покрив, становить 438,79 кг. З цієї кількості 55,19 кг пов'язані з повноцінними вибухами, 249,01 кг – із процесами дефлаграції, а 134,60 кг становлять пряму загрозу у вигляді нерозірваних боєприпасів.

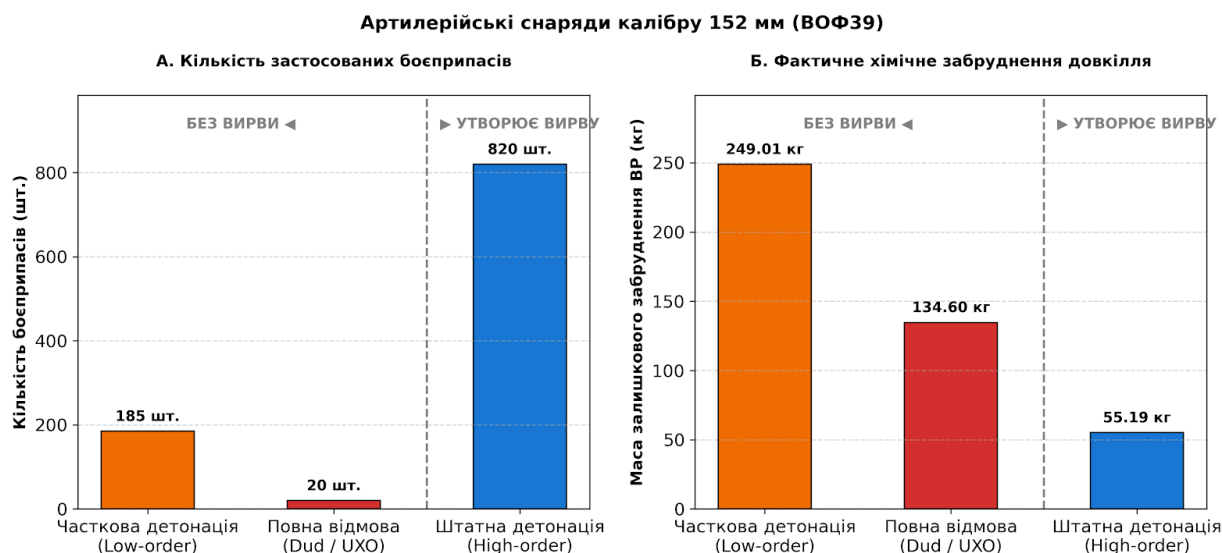


Рис. 16. Розрахункова кількість застосовуваних мін калібру 152 мм (А) і фактичне їх забруднення ґрунтів вибуховими речовинами (Б)

Зазначимо, що для цього розрахунку свідомо було обрано максимально оптимістичні (мінімальні для екологічного навантаження) показники частоти відмов боєприпасів, тоді як показники штатної детонації, навпаки, прийнято як максимальні, хоча в реальних умовах вони є набагато меншими. З методологічної точки зору більш коректним підходом є екстраполяція загальної кількості застосованих засобів ураження шляхом додавання розрахункової кількості відмов до верифікованої кількості вирв на місцевості. Проте в межах цієї моделі розрахунок здійснювався безпосередньо від загального обсягу застосування боєприпасів, що дозволило продемонструвати верхню межу потенційного кумулятивного екологічного тиску на екосистему. Таке припущення обґрунтовується тим, що аналізований знімок фіксує перший етап повномасштабного вторгнення (весна–літо 2022 року), коли обома сторонами використовувалися відносно нові або якісно збережені запаси озброєння з регулярних арсеналів. Візуальний аналіз ортофотоплану також підтверджує цю тезу: переважна більшість вирв має чіткі, симетричні та рівні контури, що свідчить про високу кінетичну енергію снарядів та стабільне, повноцінне спрацювання їхніх підричних пристроїв. Для мін у пластикових (поліетиленових, бакелітових) корпусах (наприклад, ПМН-2, ТМ-62П) період деградації самої оболонки є значно довшим і вимірюється століттями (ультрафіолетова деструкція у товщі ґрунту відсутня). Проте

екологічна небезпека таких мін настає значно швидше через внутрішню гальванічну корозію механізмів підрильника [39]. Внутрішні металеві елементи (сталі пружини, ударники, мідні капсюльні втулки, алюмінієві деталі детонаторів) мають товщину від 0,2 до 0,5 мм. Через ефект утворення гальванічних пар у замкненому вологому просторі підрильника швидкість локальної корозії металевих елементів детонатора зростає до 0,15–0,25 мм/рік. Як наслідок, повна корозійна руйнація внутрішнього вузла підрильника відбувається за 2-5 років. Це призводить до розгерметизації внутрішньої камери і відкриває прямий шлях ґрунтовій волозі до ініціюючого заряду та основного масиву ВР через канали детонатора, навіть за умови абсолютно цілого пластикового корпусу міни.

Результати розрахунків здобувачем вказані у таблиці 9.

Таблиця 9. Результати прогнозування часових інтервалів корозійної перфорації корпусів та внутрішніх вузлів наземних мін у різних ґрунтових умовах

Тип інженерної міни / Конструкційний матеріал корпусу	Характеристика та рівень агресивності ґрунтового середовища	Розрахункова товщина стінки металу (T0), мм	Базові корозійні параметри (CR, мм/рік / k / n)	Прогнозований час до первинної наскрізної перфорації (t _{per}), років	Прогнозований період повної деградації корпусу та початку вилуговування ВР, років
ТМ-62М (Штампована низьковуглецева сталь 08КП)	Високоагресивне середовище (кислі підзолисті ґрунти, солончаки, перезволожені глини)	1,2	CR=0,08–0,15 k=0,150; n=0,65	8–15 (за лінійною моделлю)	20–30 (за степеневим законом)
ТМ-62М (Штампована низьковуглецева сталь 08КП)	Помірно агресивне середовище (типові чорноземи, сірі лісові, суглинки середньої вологості)	1,2	CR=0,03–0,07 k=0,065; n=0,65	17–40 (за лінійною моделлю)	60–90 (за степеневим законом)
ТМ-62М (Штампована низьковуглецева сталь 08КП)	Низькоагресивне середовище (сухі піщані ґрунти,	1,2	CR=0,005–0,02 k=0,015; n=0,65	60–240 (за лінійною моделлю)	>500 (процес затухає в часі)

	добре аеровані супіски)				
ПМН-2, ТМ-62П (Полімерний корпус; внутрішні сталеві, латунні та алюмінієві деталі піддривника)	Будь-який тип грунту з постійною або сезонною вологістю (внутрішня гальванічна корозія вузла піддривника)	0,2–0,5 (елементи детонатора)	CR=0,15– 0,25 (утворення внутрішніх гальванічни х пар)	1–3 (руйнація внутрішніх пружин та втулок)	2–5 (повна розгерметизація через канали піддривника)

4.2. Експериментально-аналітична оцінка залишкового хімічного забруднення вибухонебезпечних предметів

1. У рамках дисертаційної роботи та спільно з уповноваженими представниками Державної екологічної інспекції України у Харківській області 21 грудня 2022 року мною було проведено натурне обстеження території військового об'єкта, розташованого на території Малинівської селищної територіальній громаді Харківській області. Оскільки обстежувана локація є діючим військовим об'єктом, внесення точних координат відбору, а також найменування об'єкту, призвело б до присвоєння матеріалам грифу «Для службового користування».

Внаслідок бойових дій, які проходили на цій території з 01.03.2022 по 08.06.2022, візуально зафіксовано наслідки численних ракетно-бомбових ударів, зокрема руйнування інфраструктури та суцільне засмічення території відходами руйнування. Крім того відбувалося масована детонація (дефлагація/горіння) складів із боєприпасами у кількості тисячі тон. За моїми оцінками та даними акту обстеження, загальна площа засміченої ділянки склала орієнтовно 118 га.

Під час натурального обстеження я звернув особливу увагу на візуальні ознаки сильного токсичного ураження території. Безпосередньо в зонах детонації мною було зафіксовано утворення так званого «помаранчевого ґрунту» - характерної зміни кольору, що є прямою візуальною ознакою інтенсивного забруднення землі вибуховими речовинами.



Рис. 17. Відібраний зразок ґрунту і візуальне його порівняння із фоновим зразком, який відібраний приблизно за 2 км (А). Фотографія місця відбору проб і кількості ВНП, яка знаходилася на території (Б).

Крім того, у ході польових робіт я стикнувся зі значними безпековими обмеженнями. Територія об'єкту виявилася вкрай щільно забрудненою вибухонебезпечними предметами і на той час заходи з протимінної діяльності (оперативного реагування) на об'єкті не проводилася. Через це я не мав фізичної можливості та допуску безпечно обстежити всі необхідні ділянки суцільним методом. Зважаючи на ці об'єктивні перешкоди, мною було сформовано репрезентативну, але кількісно обмежену вибірку: я відібрав 3 цільові проби ґрунту (безпосередньо в епіцентрах та на найближчих відстанях розльоту від підривів) та 1 фонову пробу на безпечному віддаленні (2 000 м) для подальшого порівняльного аналізу.

Усі зібрані зразки я відправив для проведення глибокого незалежного лабораторного дослідження, яке було реалізовано за фінансової підтримки ГО «Екодія». Витрати виявилися досить суттєвими і становили 1062,72 євро.

Безпосередній аналіз зразків проводився на базі акредитованих європейських лабораторій компанії Eurofins, зокрема Eurofins OBIKŚ Polska Sp. z o.o. (Польща) та підрядним підрозділом Eurofins Umwelt West GmbH (Німеччина). У ході лабораторного дослідження застосовувалися наступні міжнародні стандартизовані методики:

- Підготовка та фракціонування ґрунтових зразків здійснювалися згідно зі стандартом DIN 19747:2009-07.
- Визначення вмісту нітроароматичних сполук — 2,4,6-тринітротолуолу (ТНТ), гексогену (RDX) та октогену (HMX) — проводилося методом рідинної хроматографії з УФ-детектором (LC-UV) згідно з DIN ISO 11916-1:2014-11.
- Вміст нітратного азоту визначався методом спектрофотометрії (CFA) відповідно до стандартів PN-EN ISO 21268-2:2020-01 та PN-EN ISO 13395:2001.
- Вимірювання масової частки алюмінію виконувалося методом мас-спектрометрії з індуктивно-зв'язаною плазмою (ICP-MS) за стандартами PN EN 16171:2017-02 та PN-ISO 11466:2002.

Мною систематизовано отримані лабораторні дані щодо ключових забруднювачів (вибухових речовин та металів) у вигляді зведеної таблиці 10.

Таблиця 10. Результати інструментально-лабораторних досліджень гранулометричного складу та вмісту забруднюючих речовин у відібраних зразках ґрунту

Параметр / Показник	Проба 1 (Місця підриву)	Проба 2 (3 місця підриву)	Проба 3 (100-150 м від підриву)	Проба 4 (Фон, 800 м)
Фракція < 2 мм (%)	83,4	47,7	99,1	96,5
Фракція > 2 мм (%)	16,6	52,3	0,9	3,5
ТНТ (мг/кг)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Гексоген (RDX) (мг/кг)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Октоген (HMX) (мг/кг)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Нітратний азот (мг/кг)	52,3	< 2,0	9,84	63,7
Алюміній (Al) (мг/кг)	10 540	168 000	3 690	3 290

Результати аналізу, відверто кажучи, шокували. Адже відбір проводився саме на тій території, де навіть візуально було видно, наскільки все забруднено, і моєю головною метою було встановити, наскільки велика концентрація вибухових речовин

може потрапити у довкілля. Але інструментальні результати щодо базових вибухових речовин вийшли фактично нульовими.

Проте, детально проаналізувавши ці дані, я дійшов висновку, що така картина є закономірною і свідчить про глибоку та складну фізико-хімічну деградацію екосистеми.

Відсутність вихідних речовин (тротилу, гексогену, октогену) у протоколах (на рівні $< 0,1$ мг/кг) не означає відсутності небезпечного забруднення. По-перше, як було описано у розділі 2 та під час розрахунків у розділі 4, під час штатного підризу (детонації), і в ґрунт потрапляють лише мікроскопічні нездетоновані залишки. По-друге, оскільки між обстрілами та відбором проб пройшов певний час (приблизно пів року), залишковий тротилу швидко трансформувався. Крім того, більшість ВНП якраз горіло, а не детонувало, що могло призвести до утворення саме продуктів трансформації, як описано у розділі 2. Візуально зафіксований мною «помаранчевий ґрунт» є беззаперечним свідченням наявності саме продуктів розпаду. Вихідний ТНТ під дією факторів довкілля та мікроорганізмів перетворився на більш стабільні та високотоксичні метаболіти (зокрема, 2-АДНТ та 2,4-ДАНТ). Даний базовий лабораторний скринінг просто не був налаштований на ідентифікацію цих сполук через те, що тоді здобувач не знав про продукти трансформації вибухових речовин. Фактично, був отриманий хибнонегативний результат.

Крім того, результати виявили аномальну концентрацію алюмінію (Al). Якщо у фоновій пробі цей показник становив 3 290 мг/кг, то в епіцентрі детонації (Проба 2) мною зафіксовано 168 000 мг/кг, а в радіусі розльоту (Проба 1) – 10 540 мг/кг. Я пояснюю це явище двома факторами. З хімічної точки зору, алюмінієвий порошок масово додається до вибухових сумішей (як описано у розділі 1 та в додатку 3) для значного підвищення температури вибуху та фугасної дії. З механічної точки зору, алюміній присутній у вигляді мікроскопічної металевої стружки від розриву корпусів мін та детонаторів. Це підтверджується і тим, що у Пробі 2 зафіксовано понад 52% фракції розміром більше 2 мм.

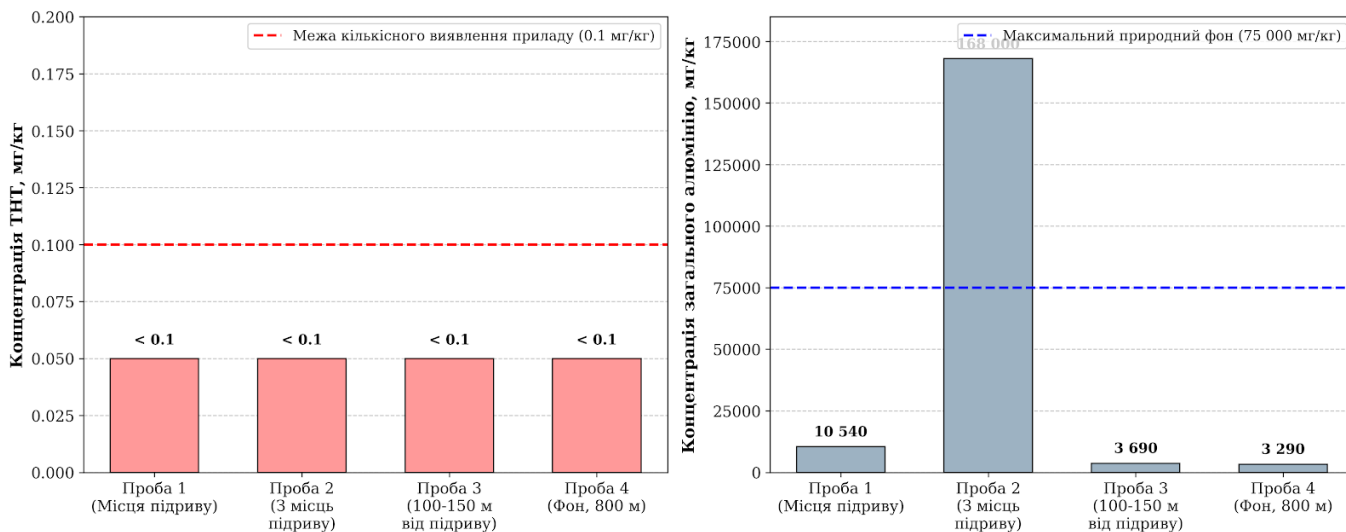


Рис. 18. Вміст тротилу (зліва) та алюмінію (справа) у досліджуваних пробах.

Примітки: коротка візуалізація проведених аналізів. Результати аналізу, здійснені автором.

Нарешті, динаміка нітратного азоту яскраво ілюструє руйнівний термічний вплив дефлагаційного процесу. На перший погляд здається парадоксальним, що у фоновій пробі на відстані 800 м нітратного азоту найбільше (63,7 мг/кг), а в самому епіцентрі міни (Проба 2) — його практично немає (< 2,0 мг/кг). Фоновий показник є цілком типовим для сільськогосподарських земель через історичне внесення мінеральних азотних добрив. Натомість відсутність азоту в зоні детонації доводить, що екстремальні температури під час вибуху миттєво спалюють усю ґрунтову органіку та спричиняють волатилізацію (випаровування) азоту.

Звісно, я усвідомлюю, що наявність алюмінію є лише непрямим маркером і не може слугувати абсолютно точним інструментом визначення типу вибухової речовини. Проте, в умовах отримання хибнонегативних результатів щодо базових нітроароматичних сполук, саме ця концентрація металу виступає надійним індикатором, який беззаперечно підтверджує факт інтенсивного хімічного та фізичного впливу боєприпасів на екосистему.

Мушу констатувати, що проведення глибшого інструментального аналізу зіткнулося з об'єктивними перешкодами, які я не мав змоги подолати в рамках даного етапу роботи. По-перше, через специфіку функціонування військового об'єкта та безпекові режими я не зміг отримати дозвіл на повторний допуск до території для

додаткового пробовідбору. По-друге, проведення спеціалізованих і значно дорожчих лабораторних досліджень, спрямованих виключно на ідентифікацію продуктів трансформації вибухових речовин, виявилось неможливим через вичерпання цільового фінансування.

Незважаючи на ці обмеження, використання комплексу непрямих показників, особливо візуальної фіксації «помаранчевого ґрунту», дозволило мені аргументовано довести факт критичного токсичного ураження території. Цей досвід підтверджує, що опора виключно на базові протоколи пошуку вихідних вибухових речовин на давно уражених ділянках дає хибне уявлення про безпеку, тоді як реальна загроза криється у прихованих продуктах розпаду. Це ще раз підкреслює необхідність оцінки впливу цих трансформованих речовин на людей, рослин, тварин, а також ризиків їх передавання через трофічні ланцюги.

2. У рамках виконання пілотного проєкту Програми розвитку Організації Об'єднаних Націй (ПРООН) в Україні «Інвентаризація порушених земель Миколаївської області внаслідок збройної агресії РФ та розроблення методів рекультивації техногенно-забруднених ґрунтів», а також відповідно до листа першого заступника начальника Миколаївської обласної військової адміністрації від 08.05.2024 № 1193/20.14-05-31/4-24, у період з 13 по 14 травня 2024 року було проведено оцінювання забруднення довкілля внаслідок ведення бойових дій у Миколаївській області.

Враховуючи обмежений час перебування, а також з метою тестування портативного раман-спектрометра Serstech Arx для ідентифікації ВР у ґрунтах, було визначено необхідність фокусного проведення польового аналізу саме на території міста Снігурівка та прилеглих угіддях. Вибір цієї ділянки є обґрунтованим з огляду на унікально високий рівень техногенного навантаження, сформованого тривалими та інтенсивними бойовими діями. Бої за Снігурівку, яка є стратегічно важливим логістичним та залізничним вузлом, розпочалися вже на початку березня 2022 року. З 19 березня 2022 року місто опинилося під російською окупацією і було до 10 листопада 2022 року. Протягом усього періоду контролю над містом, а також під час відступу, російські війська застосовували тактику «випаленої землі», здійснюючи

щільне ешелоноване мінування територій, підри्व мостів та масований артилерійський вплив.



Рис. 19. Карта від оператора ПМД НРА із зазначенням небезпечних зон, де червоним кольором позначено російське мінне поле зі значною щільністю мінування та високими ризиками (А), та фотографія здобувача з цього поля, на якій видно явне пригнічення рослинності на передньому плані порівняно із заднім (Б).

Примітки: відбір проб і аналіз на цій території не проводився через значну мінно-вибухову загрозу.

Під час обстеження ділянок у м. Снігурівка через відсутність фінансування повноцінний лабораторний аналіз на вибухові речовини не проводився. Проте на локаціях із візуальними ознаками забруднення та наявністю «рожевого ґрунту» я застосував портативний раман-спектрометра Serstech Arx. Оскільки прилад був пробним і не мав повної бібліотеки спектрів, він зафіксував сліди вибухових речовин виключно як сполуки Tris/Azide (азиди/азотовмісні сполуки). Паралельно для відібраних зразків було проведено лабораторний аналіз агрохімічних показників та рухомих форм важких металів.

Повна таблиця результатів аналізу вказані у Додатку 11. Проте опис результатів проводитися не будуть, тому що результати поїздки також були незадовільні.

Проте під час практичної реалізації цього етапу було допущено декілька суттєвих організаційних помилок. По-перше, більшість ділянок на той момент не були очищені від вибухонебезпечних предметів. Відбір проб ґрунту на них не

здійснювався або був обмежений безпечними проходами через високу міно-вибухову загрозу, що наочно ілюструє рисунок 20.



Рис. 20. Сільськогосподарське поле біля н.п. Снігурівка Миколаївської області, на якій мали бути проводитися дослідження. Дане поле відразу після передачі від оператора ПМД було агротехнічно оброблене землекористувачем (А). Інший випадок – досліджуване поле, яке не розміноване і тільки зроблений прохід для оператора ПМД (Б). Ці дві ділянки не дали жодного результату дослідження.

Іншим аспектом було те, що ділянки, які були розміновані і пройшли процедуру контролю якості розмінування, на момент виїзду вже були агротехнічно оброблені та засіяні сільськогосподарськими культурами, що унеможливило репрезентативний відбір ґрунтових проб. Для розуміння, мало було обстежуватися більше ніж 10 ділянок і жодна, фактично, не була. Це було вказано у звіті на поїздку і висвітлено на засіданні Національного органу з питань протимінної діяльності (протокол від 06.06.2024 р.), на основі яких Рішенням Прем'єр-міністра України (від 18.07.2024 р. № 19121/1/1-24) затверджено державне завдання щодо впровадження здійснення інструментально-лабораторного контролю земель сільськогосподарського призначення в межах контролю якості розмінування. Це було зроблено з метою недопущення обробітку до проведення відповідних аналізів. Враховуючи, що цей процес тільки відбувається на дослідній стадії, він має рекомендаційний характер і зобов'язує тільки органи контролю якості розмінування залучати відповідний відділ інструментально-лабораторного контролю.



Рис. 21. Капонір (зона контактного бою 2022 року), локація відбору проб ґрунту. Примітка: за результатами експрес-аналізу портативним раман-спектрометром Serstech Arx, у всіх відібраних зразках ідентифіковано стійкий спектральний маркер: гексахлороантимонат трис(4-бромфеніламонію) (Tris(4-bromophenyl)ammoniumyl hexachloroantimonate, CAS № 24964-91-8).

Через зазначені обмеження більшість проб ґрунту було відібрано локально безпосередньо в районі капоніра (зона стрілецького бою 2022 року, рисунок 21), де візуально фіксувалися ділянки з яскраво вираженим помаранчевим забарвленням ґрунту. У всіх пробах Serstech Arx фіксує переважно одну сполуку (гексахлороантимонат трис(4-бромфеніламонію) (Tris(4-bromophenyl)ammoniumyl hexachloroantimonate, ТВАН, CAS № 24964-91-8).

Це було пов'язано із тим, що портативний раман-спектрометр (раманівський аналізатор) ініціює ефект комбінаційного розсіювання світла, фокусуючись на молекулярних коливаннях. Раман-спектрометри з довжиною хвилі лазера 785 нм (стандарт для більшості портативних пристроїв, включно із Serstech Arx) чутливі до флуоресценції. Якщо в ґрунті є сліди нафтопродуктів (а вони присутні, бо в капоніні були сліди горілої важкої бронетехніки), сажі чи інших забруднень після боїв, вони викликають сильну флуоресценцію, яка маскує спектри багатьох вибухових речовин. Водночас специфічні солі або стабільні залишки можуть давати чіткий пік, який прилад здатний розпізнати.

Крім того, вбудоване програмне забезпечення портативних пристроїв заточене на пошук та ідентифікацію чітко виражених спектрів із наявних баз даних. Якщо

спектр конкретної речовини домінує, алгоритм видасть у першу чергу її, відкидаючи слабкі сліди метаболітів вибухових речовин, які можуть бути розмиті через взаємодію з ґрунтовим комплексом. Це ще раз підтверджує, що первинний скринінговий аналіз треба проводити саме декількома приладами, а не одним.

Проте і нульовим результатом назвати не можна. ТВАН потрапляє у ґрунт як залишки спеціальних хімічних реагентів, окислювачів або компонентів, що використовуються у вибухових речовинах та боєприпасах підвищеної потужності чи специфічного призначення. У місцях інтенсивних контактних боїв їх наявність у ґрунті є індикатором забруднення продуктами розкладання боєприпасів. Речовина є високотоксичною для ґрунтової біоти та рослинності. Амонієві сполуки та бромовані ароматичні структури важко розкладаються в природному середовищі, спричиняючи тривале токсичне навантаження на кореневу систему та мікроорганізми. Це і призвело до того, що у місцях його концентрації було чітко виявлено пригнічення росту рослинності.

3. З метою усунення виявлених помилок, а також для детального вивчення їхніх причин, у період з 16.09.2024 по 20.09.2024 року було організовано та здійснено повторний польовий виїзд. Цей етап досліджень реалізовувався вже безпосередньо у межах заходів із контролю якості розмінування територій у н.п. Киселівка та Снігурівка Миколаївської області. До дослідження були залучені відділення інструментально-лабораторного контролю в/ч А4830, Українська лабораторія якості і безпеки продукції агропромислового комплексу та Державна Установа "Інститут Охорони Ґрунтів України". Враховуючи, що аналіз був комплексний і мав більше агрохімічний аналіз (результати звіту займають більше 40 сторінок), і не маю прямого відношення до дисертаційної роботи, декілька узагальнених результатів будуть висвітлені рисунком 22. Основна ціль поїздки було саме налагодження міжвідомчої взаємодії та механізму обміну інформацією при проведенні оцінки забруднення відповідно до попереднього прийнятого рішення.

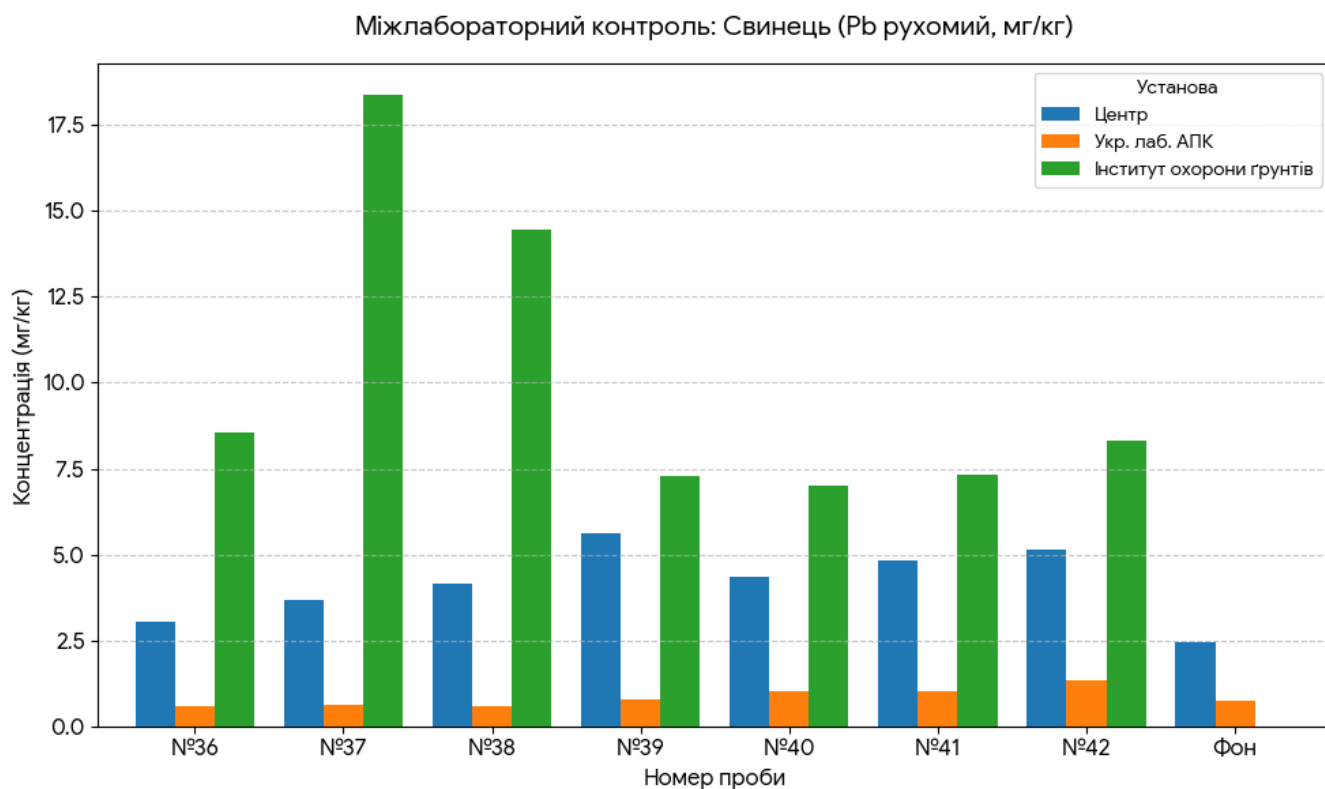


Рис. 22 Часткові результати досліджень і порівняння проб на Pb рухомий на досліджуваних ділянках між 3-ма лабораторіями.

Примітки: Місця відбору проб: *Первомайська територіальна громада, с. Киселівка, Миколаївський р-н, Миколаївська область: №36 р. к/н х-5206881.780 у-349151.650; №37 к/н х-5206803.680 у-349185.150; №38 к/н х-5206804.740 у-349230.450. Снігурівська територіальна громада, м. Снігурівка, Багачанський р-н, Миколаївська область: №39. к/н х-5215983.380 у-371433.110; №40 х-5215972.460 у-371421.480; №41 к/н х-5215969.790 у-371439.480; №42 к/н х-5215973.160 у-371450.75.*

Проте під час організації досліджень виникла специфічна проблема: цільове фінансування на проведення лабораторного аналізу ґрунту на наявність вибухових речовин та їхніх метаболітів не було виділено. З огляду на це, оцінка забруднення на цьому етапі також здійснювалася за допомогою експрес-методу із застосуванням раніше згаданого портативного раман-спектрометра Serstech Arch.

Наступним етапом експериментальних польових досліджень стала просторова оцінка техногенного хімічного навантаження на Ділянці №11 (Полігон 2). Інформаційною базою для аналізу слугували звіти та карти нетехнічного і технічного

обстеження, надані оператором протимінної діяльності ТОВ «Українські сервіси розмінування». Кількість вилучених ВМП показано рисунком 23.

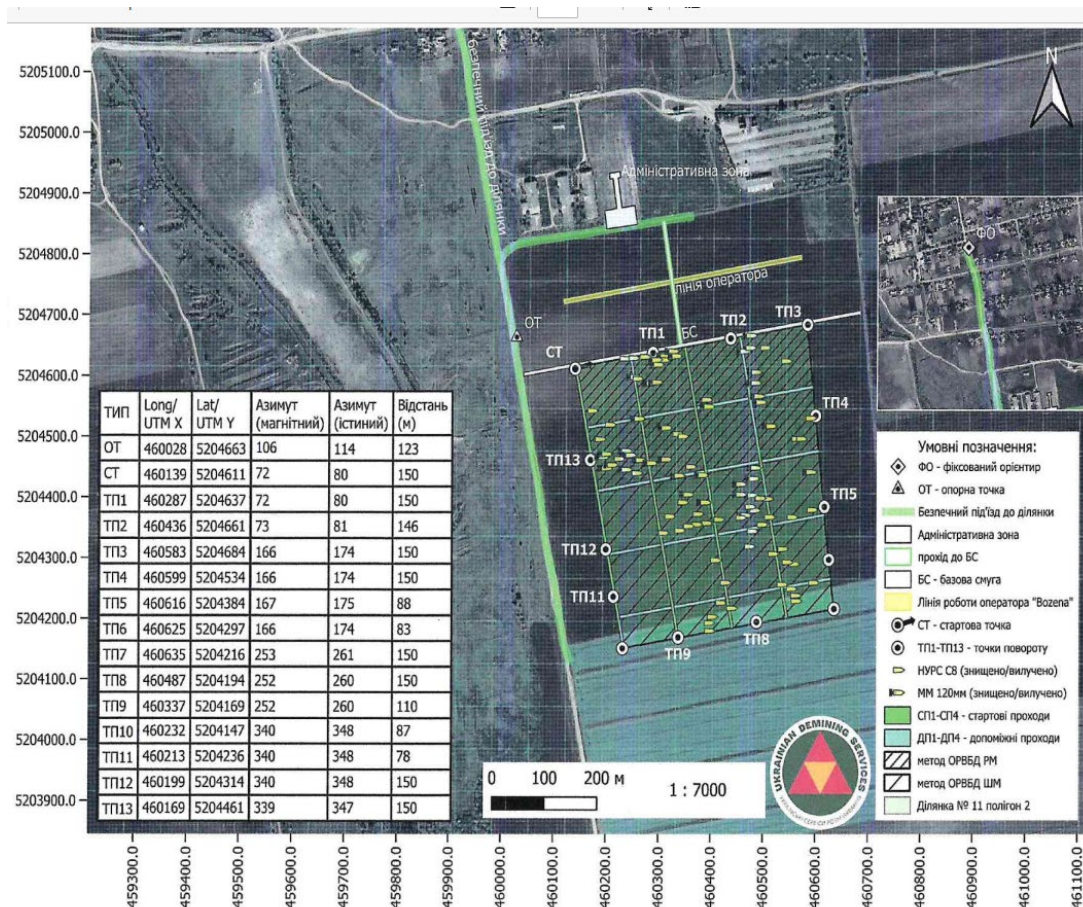


Рис. 23 Пояснювальна схема акту виконаних робіт операторів протимінної діяльності на земельній ділянці біля с. Киселівка Миколаївської області, липень 2024 р.

Примітки: звіт від виконаних робіт оператора ПМД ТОВ «Українські сервіси розмінування»

Земля сільськогосподарського призначення, площа 202 344 м². Зі звіту всього під час протимінної діяльності було вилучено:

1 – підрильник 120 мм мінометної міни.

1 – пустий корпус 120 мм міни (зазвичай чугун).

1 – хвостовик 120 мм міни.

37 од – 120 мм мінометна міна. 120 мм пінометний постріл з осколково-фугасна міна ВОФ-843Б (ЗОФ-36). Вага міни: 16,2 кг, вага вибухової речовини – 3,9 кг (в деяких як ОФ-843Ш 3,0 кг) (тротил 96%, в нових мінах вибухова речовина ТД-70: тротил 70%, динітронафталін 30%), вага метального заряду – 0,54 кг (можна не

враховувати, залишається в каналі ствола міномету). Тротил при горінні і високогумусових ґрунтах перетворюється на продукти розпаду.

1 од – 82 мм мінометна міна . найпоширеніша ОФ-832, вага 3,31 кг, вибухова речовина 400 г (тротил або його аналоги).

1 од. – підрильник п'єзоелектричний головно-днний Н-26А

55 од. – 80-мм некерована авіаційна ракета С-8 80-мм некерована авіаційна ракета С-8 (не відома точна кодифікація, тому береться стандартний боєприпас). Тип бойової частини: кумулятивно уламковий, стартова вага: 11,55 кг, вибухової речовини: 1 кг (А-ІХ-10 або 80% гексогену флегматизованого, 20% алюмінієвого порошку, флегматизатор – октизин), тверде ракетне паливо – 3,6 кг (порох типу НМ – нітроцелюлозний металний порошок або суміш нітроцелюлози, нітрогліцерину та алюмінію). Примітка: Для деяких типів С-8, наприклад С-8КО(КОМ) використовується 1,1 кг Гекфолу-5 (фактично повністю гексоген), С-8Т – 1,6 кг Окфолу (96% октогену). Для всіх типів С-8 треба враховувати забруднення металними порохами. Гексоген через горіння може перетворюватися на продукти розпаду.

Просторовий аналіз локалізації вилучених ВНП дозволив сформувати теплову карту щільності забруднення та виділити епіцентри максимального техногенного ризику. З метою верифікації наявності залишкового хімічного забруднення, безпосередньо у виявлених зонах високої щільності забруднення (відповідно до звіту оператора) було проведено первинний інструментальний скринінг *in situ* із застосуванням портативного раман-спектрометра Serstech Arch. За результатами скринінгу було чітко ідентифіковано наявність залишкових концентрацій вибухових речовин у 17 досліджуваних точках (марковані на схемі як точки виявлення забруднення).

Разом з тим, порівняльний аналіз результатів інструментального скринінгу з діями контролюючих органів виявив суттєву методологічну прогалину в існуючій системі моніторингу. Незважаючи на підтверджену наявність щільного скупчення боєприпасів та фіксацію 17 осередків хімічного забруднення, офіційна колегія здійснила відбір лише трьох проб ґрунту з усього масиву досліджуваного поля.

Чому було відібрано тільки 3 точки. Бо вирв та інших візуальних маркерів забруднення не було і відбиралося тільки там, де візуально було видно без прив'язки до документа оператора ПМД.

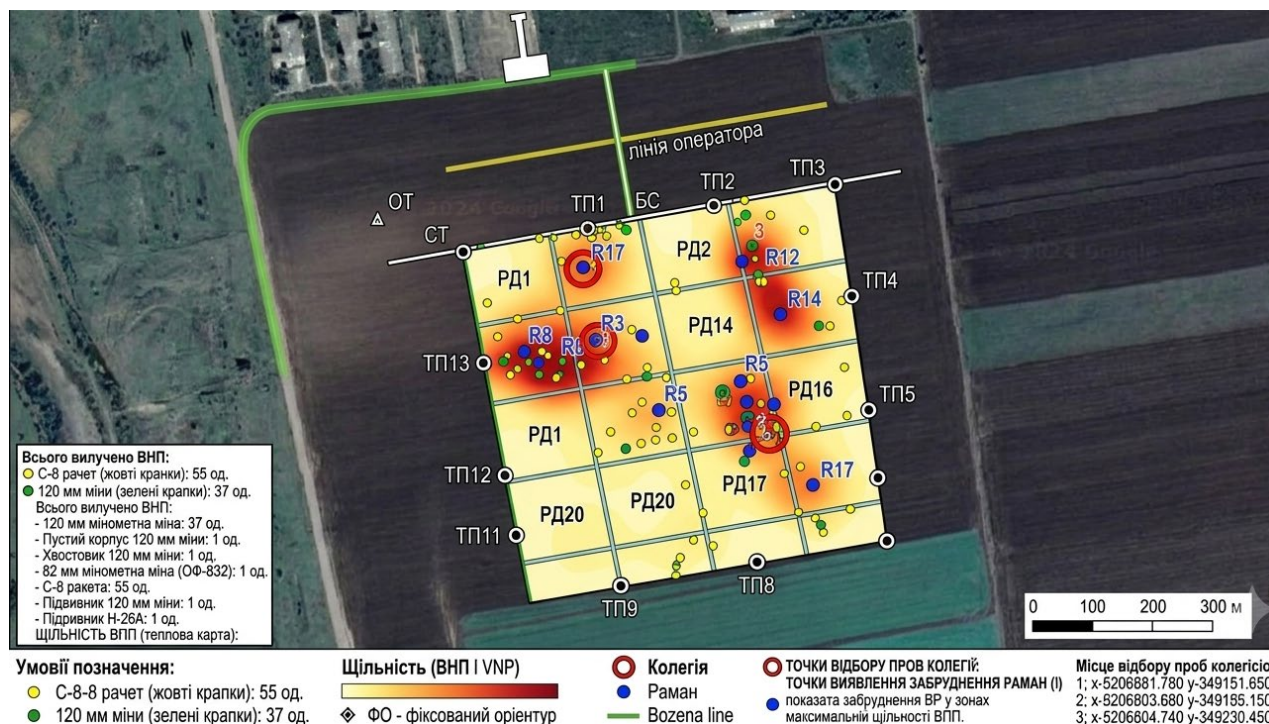
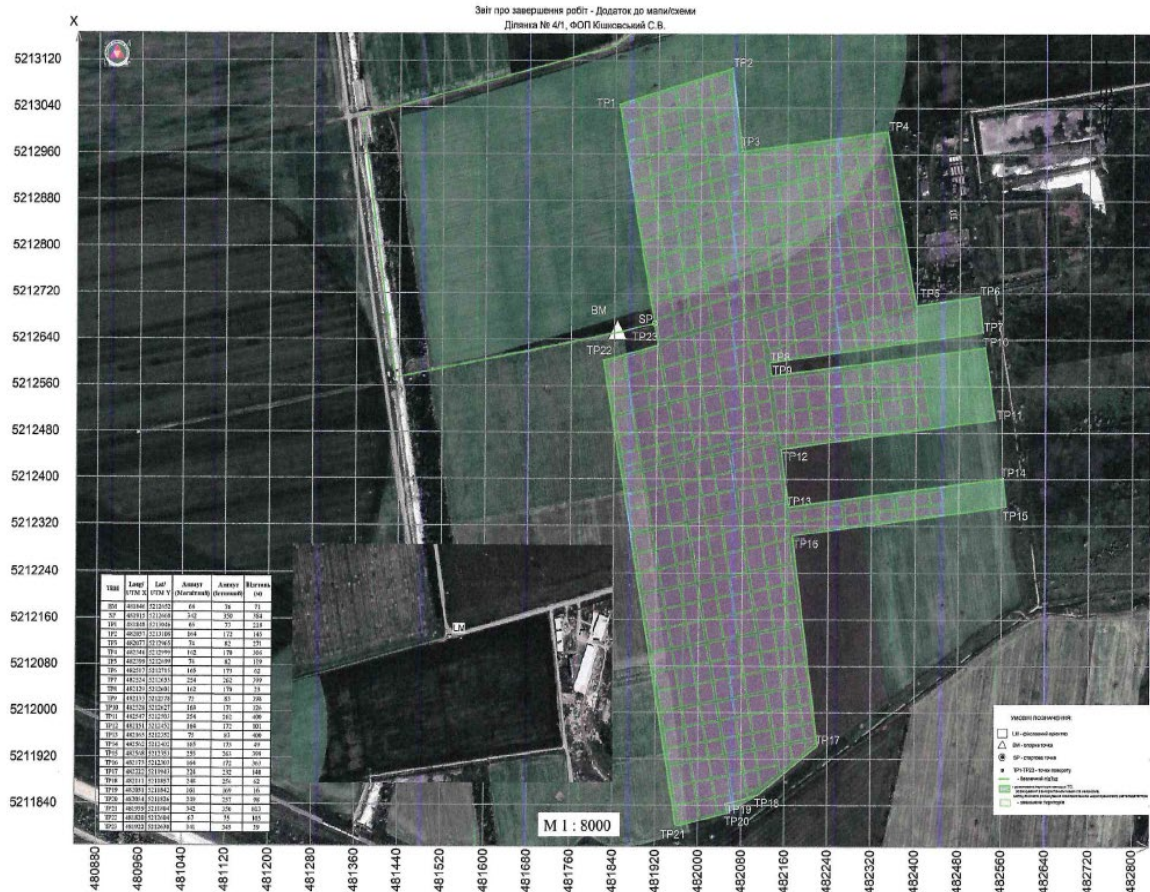


Рис. 24 Умовна схема забруднення дослідної ділянки із співствалення щільності забруднення ВВП (за інформацією вилучених ВВП), точок відбору проб і точок, де портативний прилад показав наявність ВР, с. Киселівка Миколаївської області, липень 2024 р.

Просторове накладання координат точок відбору колегії на карту щільності ВВП та результатів раман-спектрометрії демонструє нерепрезентативність такого підходу. Відібрані офіційні зразки локалізовані поза межами основних епіцентрів забруднення. Цей факт підтверджує, що застосування випадкового або несистемного точкового відбору ґрунтів, без попереднього профілювання території та без інтеграції просторових даних від операторів ПМД, призводить до отримання хибнонегативних результатів та унеможливорює об'єктивну оцінку реального стану екологічної безпеки деокупованих земель.

Проте дослідження у Снігурівці показали ще цікавіший результат, який показаний на рисунку 25.



Неменчине, Литовська Республіка на базі Центру бойової підготовки імені генерала Адольфаса Раманаускаса.

Управління забрудненнями ґрунтів вибуховими речовинами в США базується на багаторічній науковій та практичній діяльності оцінки та управління землями, які зазнали забруднення вибуховими речовинами, що робить цей досвід фундаментальним для вивчення. У рамках дисертаційного дослідження проводилося комплексне вивчення американської практики, яке включало тривалий обмін досвідом та фаховими рекомендаціями з представниками Інженерного корпусу Армії США (USACE), Екологічного Командування Армії США та Агентства з охорони довкілля США (EPA).

Для умов України ключову цінність становить американський досвід лабораторно-аналітичного контролю. Зокрема, імплементація протоколу EPA Method 8330B (високоефективна рідинна хроматографія, HPLC) є необхідною для стандартизації моніторингу ґрунтів в українській національній практиці. Цей метод дозволяє достовірно визначати слідові кількості 14 нітроароматичних та нітрамінних сполук, включаючи 2,4,6-тринітротолуол, гексоген, октоген, а також продукти їхньої трансформації, такі як амінодинітротолуоли (2-ADNT, 4-ADNT), які характеризуються вищою мобільністю та токсичністю у профілі ґрунту [22]. Це потребує не лише придбання дорогого обладнання (вартість сучасної системи становить десятки тисяч доларів), але й створення лабораторій з високим рівнем стерильності та стабільними умовами мікроклімату. В умовах обмеженого бюджету на відновлення територій розгортання такої мережі лабораторій по всій Україні є фінансово обтяжливим.

Проте цей метод передбачає застосування великих об'ємів хімічно чистих розчинників для мобільної фази. В Україні логістика та закупівля реактивів рівня HPLC-grade є залежними від імпорту, що створює ризики перебоїв у роботі лабораторій у разі кризи постачань. Крім того, EPA 8330B розроблений для відносно чистих матриць або ґрунтів з контрольованих полігонів. Українські ґрунти після бойових дій є полікомпонентно забрудненими навіть одними вибуховими речовинами, що було вказано в інших розділах, незважаючи про інші типи

забруднення. Ці домішки часто створюють «шум» на хроматографі, що унеможлиблює точну ідентифікацію піків вибухових речовин без застосування складних та дорогих процедур очищення проби на твердофазних екстракційних картриджах.

Робота за цим стандартом вимагає вузькопрофільних аналітиків, здатних не просто запустити прилад, а інтерпретувати складні хроматограми, проводити калібрування згідно з суворими стандартами якості та усувати технічні несправності приладу. В Україні існує дефіцит таких кадрів.

Крім того, процес підготовки ґрунтової проби (екстракція ультразвуком, фільтрація, концентрування) та власне аналіз є тривалими. При необхідності обстеження мільйонів гектарів цей метод фізично не дозволяє проводити швидкий аналіз. Він є повільним лабораторним методом, а не інструментом оперативного польового контролю.

Водночас вивчення інженерних рішень, таких як лужний гідроліз, хімічне окиснення та термічна інсинерація, виявило їх орієнтацію на ліквідацію локальних осередків забруднення на військових об'єктах. Аналіз даних USACE щодо застосування цих методів продемонстрував високу ефективність у руйнуванні вибухових речовин, проте виявив суттєві обмеження при спробі масштабування на ґрунти сільськогосподарського призначення. Встановлено, що застосування даних технологій спричиняє деградацію фізико-хімічних властивостей чорноземів, що є неприйнятним для умов України. Економічні розрахунки, виконані на основі нормативів вартості рекультиваційних робіт USACE та даних моніторингу ринку земель України за 2024 рік, засвідчили, що вартість впровадження американських інженерних методів на українських агроландшафтах значно перевищує ринкову вартість самих земельних активів.

Американський досвід пропонує широкий спектр інженерних рішень для відновлення земель, які забруднені вибуховими речовинами. Найбільшого поширення у практиці USACE набули такі методи, зокрема хімічні:

1. Лужний гідроліз (Alkaline Hydrolysis): Хімічний метод *ex-situ* або *in-situ*, що передбачає інтенсивне внесення в ґрунт лужних агентів (гідроксиду натрію,

вапна) для підвищення рН до 10.5–12.0. У такому високолужному середовищі молекули тротил та гексоген руйнуються до нетоксичних водорозчинних сполук (форміатів, ацетатів).

2. Хімічне окиснення In-Situ (ISCO): Введення у ґрунтовий профіль сильних окисників, таких як перманганат калію (KMnO_4), реактив Фентона (пероксид водню з каталізатором заліза) або озон. Окисники швидко руйнують органічні кільця вибухових речовин.
3. Промивання ґрунту (Soil Washing): Механіко-хімічний процес вилучення ґрунту та його промивання у спеціальних реакторах із використанням розчинників та поверхнево-активних речовин для сепарації забруднених фракцій.
4. Інсинерація (Incineration): Радикальний метод вилучення забрудненого шару ґрунту та його термічного знищення у роторних печах за температур 600–800 °C.

Хоча хімічна рекультивація (особливо окиснення та гідроліз) демонструє високу ефективність руйнування токсикантів (до 98% деградації тротилу за кілька тижнів), її застосування в Україні є вкрай суперечливим. Хімічне випалювання органіки та штучне підняття рН повністю руйнують ґрунтовий мікробіом та структуру гумусу, що пошкодить ґрунти навіть більше, ніж було до забруднення. Для українських чорноземів застосування таких методів означатиме втрату екологічної та агрономічної цінності [109].

Крім того, програми EPA Superfund мають просто астрономічні бюджети. Очищення невеликої ділянки може коштувати десятки мільйонів доларів. Україна не має і не матиме таких грошей на відновлення кожного гектара поля.

Для обґрунтування неможливості масштабування американських методів, проведено розрахунок вартості [109, 110, 111, 112].

Згідно з даними Федерального круглого столу з технологій ремедіації США (FRTR) та інженерними звітами:

- Хімічне промивання та лужний гідроліз (ex-situ): від \$150 до \$300 за тонну.

- Інсинерація (термічне знищення): від \$400 до \$1000 за тону.

Економічний розрахунок для сільськогосподарських земель України:

Для рекультивації 1 гектара поля на глибину орного шару ($h = 0,3$ м) об'єм ґрунту становить 3000 м³. За середньої щільності складення чорноземів 1.25 т/м³ [112], маса ґрунту на 1 га становить 3750 тонн.

- Мінімально (хімічні методи по 150 дол. США/т): $3750 \times 150 = 562\,500$ дол. США/га.
- Термічні методи (по 400 дол. США/т): $3750 \times 400 = 1\,500\,000$ дол. США/га.

Водночас, за даними аналітичного огляду KSE Institute, середня ринкова вартість 1 гектара сільськогосподарської землі в Україні у 2023–2024 роках становила близько 38 000–45 000 грн, тобто від 1000 до 1200 дол. США/га (у деяких регіонах до \$3000). А реально після ведення бойових дій реальна ринкова вартість буде значно менша [111].

Отже, застосування американського інженерного підходу вимагає витрат, які у 180-560 разів перевищують ринкову вартість самого земельного активу. Враховуючи, що в Україні потенційно забрудненими є мільйони гектарів агроландшафтів, використання ресурсомістких хімічних методів є не те що екологічно небезпечним, а й є економічно утопічним.

Проте є методи рекультивації, які можливо та необхідно застосовувати на території України. Фундаментальні дослідження, фінансовані міністерством оборони (війни) США, довели здатність певних видів рослин до фітотрансформації вибухових речовин завдяки ферментам нітроредуктазам. Для умов України найвищий потенціал має використання стійких злакових культур та модельних об'єктів для вивчення механізмів толерантності. Так, дослідження *Arabidopsis thaliana* та костриці високої (*Festuca arundinacea*) демонструють їхню здатність витримувати комбіновані стреси. Практичний інтерес становить вивчення розвитку кореневої системи та морфологічних змін рослин за градієнта концентрацій тротилу (наприклад, 0, 3, 5 та 10 мг/кг) у присутності важких металів на рівні іонів Co^{2+} [91].

Концептуально, незважаючи на високий рівень розвитку технологій у США, пряме перенесення їхнього досвіду в Україну є нерелевантним через фундаментальні відмінності у характері забруднення та типах ґрунтів.

Основною відмінністю американського підходу є історично орієнтований на ліквідацію точкових джерел забруднення на територіях колишніх заводів з виробництва боєприпасів (наприклад, Iowa Army Ammunition Plant) або закритих військових полігонів. Площі таких об'єктів обмежені, а концентрації забруднення в рази перевищатимуть навіть території із надзвичайно жорсткими боями. В Україні, як показано в розділі 1, фіксується досить інший тип забруднення, який вимагатиме прийняття інших управлінських рішень.

Окремим інтерес для оптимізації національної системи управління екологічними ризиками, є формування спеціалізованих підрозділів, які будуть описані у розділі 4 дисертаційного дослідження. Зразком такого підходу є 20-те Командування радіаційного, хімічного, біологічного, ядерного захисту та знешкодження вибухонебезпечних предметів (20th CBRNE Command) Армії США, організоване в системі G-6. Це угруповання загальною чисельністю близько 3800 військовослужбовців акумулює 75 % усіх підрозділів EOD (знешкодження вибухонебезпечних предметів) та підрозділів ХБРЯ Армії США. Його головним завданням є виявлення, оцінка, вилучення та знешкодження боєприпасів, а також ліквідація загроз ХБРЯ-характеру, зокрема тих, що спричиняють екологічне забруднення довкілля вибуховими речовинами під час протимінної діяльності.

Організаційна архітектура цих підрозділів відзначається високою гнучкістю та модульністю. Штатна чисельність окремої базової групи становить 8 військовослужбовців незалежно від профілю підрозділу. Ключовою перевагою американської моделі є глибока міжвідомча інтеграція: фахівці EOD та спеціалісти CBRNE діють спільно, при цьому кожен із них проходить обов'язкову подвійну підготовку — як саперну, так і у сфері ХБРЯ-захисту. Завдяки цій системі взаємозамінності в кожній групі CBRNE обов'язково присутній кваліфікований сапер, а в кожній групі EOD діє фахівець із хімічної та біологічної безпеки [132].

Залежно від специфіки поставлених цілей, структура зведених підрозділів оперативно трансформується під конкретне завдання. Так, під час виконання класичних завдань із протимінної діяльності (CIED) основу складають три групи EOD, які підсилюються двома допоміжними групами по 4 особи — групою реагування на хімічні загрози (CRT) та мобільною лабораторією для детекції вибухових речовин у довкіллі. У разі роботи на хімічно забруднених територіях або при знешкодженні хімічної зброї, ядром стають по одній основній групі EOD та CBRN, які діють за підтримки лабораторії, групи CRT та групи реагування на ядерні загрози (NDT). При ліквідації біологічних загроз або пандемій застосовується комбінація основних груп EOD та CBRNE із посиленням залученням чотирьох допоміжних лабораторних груп. Найбільший інтерес для цілей даного дослідження становить конфігурація підрозділів при здійсненні оцінки шкоди довкіллю від вибухонебезпечних предметів. У цьому сценарії головну аналітичну функцію виконують чотири групи CBRN за підтримки однієї лабораторної групи, які безпосередньо ідентифікують вибухові речовини та визначають ступінь забруднення екосистеми, тоді як одна група EOD здійснює виключно заходи безпекового контролю стосовно залишків ВНП [133]. Схема їх застосовування показана на рисунку 12.



Рис. 26. Функціонально-модульна структура сил та засобів 20-го Командування ХБРЯВ-захисту та знешкодження вибухонебезпечних предметів (20th CBRNE Command) Армії США при виконанні різних оперативних завдань [132, 133].

Примітки: Умовні скорочення: ХБРЯВ (CBRNE) - Хімічний, біологічний, радіологічний, ядерний захист та знешкодження вибухонебезпечних предметів; ЗВНП (EOD) — Підрозділ (група) зі знешкодження вибухонебезпечних предметів; ХБРЯ (CBRN) — Підрозділ (група) радіаційного, хімічного та біологічного захисту (Chemical, Biological, Radiological, and Nuclear); ГРХЗ (CRT) — Спеціалізована група реагування на хімічні загрози (Chemical Response Team); МБЛ (LAB) — Мобільна польова лабораторія аналізу та відбору екологічних і токсикологічних проб (Field Laboratory); ГЯЗ (NDT) — Група ядерного знешкодження та реагування на радіаційні загрози (Nuclear Disablement Team); ПСВП (CIED) — Протидія саморобним вибуховим пристроям та вибухонебезпечним пережиткам війни (Counter Improvised Explosive Device Mission); ЗМЗ (WMD) — Ліквідація наслідків застосування або загрози зброї масового знищення (Weapons of Mass Destruction Elimination); Ø — Умовний індикатор додаткових (гнучких) модулів або мобільних лабораторних груп, чисельність та склад яких трансформується залежно від специфіки і масштабів виявленого екологічного чи мінного ураження.

Французька Республіка. У межах наукового дослідження в рамках виконання завдань Проєкту Програми підтримки ОБСЄ для України «Підтримка реабілітації

довкілля з фокусом на розвиток національного потенціалу України з протимінної діяльності», а також відповідно до рішення Міністра оборони України № 3741/уд від 03.07.2025, здобувач здійснив навчальний візит до «Червоної зони» (Zone Rouge) Французької Республіки, який відбувався у період з 20 по 24 липня 2025 року з метою обміну досвідом щодо управління територіями, забрудненими вибухонебезпечними предметами та небезпечними хімічними речовинами внаслідок ведення бойових дій. Досвід вивчення «Червоної зони» дозволив провести аналіз методів управління забрудненнями, що застосовуються протягом століття для утримання екологічної безпеки територій. Французька практика управління цими територіями змінювалася від спроб радикального очищення до стратегії ізоляції та моніторингу.

Французький досвід управління землями, забрудненими внаслідок інтенсивних бойових дій (насамперед після Першої світової війни), є найбільш масштабним історичним прецедентом. У Франції, де були більше зосереджені бойові дії, було зруйновано майже 7% території Франції, 4 000 муніципалітетів були спустошені, деградовано 3 337 000 га земель сільськогосподарського призначення. У 1919 році в рамках реконструкції (відновлення зон бойового зіткнення) Міністерство визволених областей Франції спільно з Міністерством збройних Сил Франції виготовили карту розділенням земель в трьох рівнях. При проведенні районування було виділено так званої “Zone rouge” або “Зона Руж” (Червона Зона), а саме приблизно 120 000 гектарів лінії бойового зіткнення, де через серйозні пошкодження та забруднення від вибухонебезпечних предметів певна або навіть вся господарська діяльність була заборонена на законодавчому рівні. Фактично відбулася консервація територій. З 2020 року площа зони становить 100 км² [115].

Для порівняння із Україною, під час Верденської битви, яка відбулася під час Першої світової війни 1916 року і тривала 303 доби, обома конфліктуючими сторонами було застосовано до 14 мільйонів артилерійських снарядів різного калібру [4]. Під час російсько-української війни тільки за 2022 рік або 310 діб повномасштабної агресії російська федерація застосувала проти України від 13 млн. артилерійських та мінометних пострілів [113]. Відповідно до звітів Рахункової палати України при наявних темпах розмінування, на це піде 83 роки [114]. А на

рекультивацию і відновлення, то часові рамки можна рахувати в сотню років, як у Франції.

Для розуміння довгострокового ефекту застосування такої великої кількості артилерійських снарядів, у жовтні 2012 року Регіональне агентство охорони здоров'я Франції регіону Гранд-Ест попередило про присутність перхлоратних іонів у воді вище 15 мкг/л, призначеній для питного водоспоживання. Загалом це стосувалося 544 муніципалітетів регіону Гранд-Ест, які розташовані біля так званої “Zone rouge” або “Зона Руж” (Червона Зона), де заборонили споживати питну воду дітям до 6 років [114]. У 2014 році Агентство заявило, що наявність перхлорат-іонів безпосередньо пов'язана із забрудненням внаслідок військової діяльності 100 років тому. Забруднення дуже стійке і заборона на споживання води досі діє на 403 муніципалітети.

Саме тому саме приклад цього досвіду наводять багато організацій для України, а саме консервування земель після ведення бойових дій. А враховуючи високу вартість рекультивациі, як показано в американському досвіді, це додатково підтверджується матеріально. Проте під час перебування в цій зоні здобувачем виявлено наступне. Але треба враховувати, що під час Першої світової війни використовувалися зовсім інші вибухові речовини, ніж у російсько-українській війні. До того ж, більшість історичних вибухових речовин в десятки разів токсичні та небезпечні, через що і не використовуються в сучасних бойових діях. Тому саме характеристика і вплив забруднення на довкілля розглядати недоцільно.

Основою французької стратегії відновлення території було раціональне просторове планування та зонування уражених площ, за якого рівень антропогенного втручання диктується рівнем загрози. Перевагою цієї моделі є те, що законсервовані землі регулярно проходять екологічний аудит та переглядаються для можливого поступового повернення у господарський або рекреаційний обіг. Завдяки цьому гнучкому підходу «Червона зона» не перетворилася на територію абсолютного відчуження на кшталт Чорнобильської зони Відчуження в Україні. В національній системі управління цей французький принцип концептуально реалізується у стратегію пріоритетизації розмінування. Проте принципова та критично важлива

відмінність полягає в тому, що вітчизняна пріоритетизація означає виключно визначення логістичної та часової черговості робіт протимінної діяльності та зовсім не враховує забруднення довкілля.

Створення нових так званих «Чорнобильських зон» через їхню довгострокову консервацію є неприйнятним як з морально-етичної точки зору, так як за кожен ґрунт була пролита кров українського воїна, так із економічної. Економічний розрахунок втраченої вигоди доводить хибність стратегії пасивного очікування: вилучення з обігу 1 гектара українського чорнозему, за умов середнього валового доходу від вирощування експортно орієнтованих зернових культур на рівні 800-1000 доларів на рік, генерує постійний дефіцит бюджету. У перспективі ста років, а саме стільки вже існує французька *Zone Rouge*, прямі економічні втрати лише з одного гектара сягнуть близько 100 000 доларів. Зважаючи на те, що площа потенційно забруднених земель в Україні вимірюється мільйонами гектарів, стратегія довготривалої консервації аграрного фонду є економічно катастрофою та становить пряму загрозу продовольчій безпеці держави.

Практика управління «Червоною зоною» доводить, що навіть ті території, де концентрація вибухонебезпечних предметів та інших екотоксикантів робить проведення господарської діяльності неможливим, не повинні консервуватися у статусі просто закритих територій. Замість створення територій відчуження, які лягають важким фінансовим тягарем на державний бюджет, Франція інтегрувала ці площі в систему національної безпеки та місцевої економіки, цільовим чином перепрофілювавши їх на спеціалізовані військові ліси, об'єкти військової інфраструктури та масштабні меморіальні комплекси. Для України, яка стикається з безпрецедентними масштабами мінно-хімічного ураження земель, така функціональна трансформація є найбільш раціональним шляхом управління критично забрудненими територіями до моменту їхнього остаточного розблокування.

Особливої уваги заслуговує концепція створення військових лісів на територіях інтенсивних бойових дій. Військові ліси являють собою штучно заліснені або самозаліснені лісові масиви, яким надається спеціальний юридичний статус із жорстким обмеженням цивільного та комерційного доступу. Їхнє формування на

забруднених ділянках виконує просторову та екологічну функцію. Розгалужені кореневі системи дерев діють як механізм фітостабілізації, тобто вони зв'язують токсиканти в ґрунтовому профілі, блокуючи водну та вітрову ерозію, що унеможливорює рознесення забруднювачів на суміжні ділянки. Для України, яка внаслідок бойових дій отримала величезні масиви уражених, перекопаних траншеями та щільно замінованих лісів на сході, півночі та півдні, цей підхід є стратегічним рішенням. Заліснення деградованих та замінованих земель із їх наступною передачею до сфери управління Міністерства оборони України (закріплення за спеціалізованими лісогосподарськими установами МОУ) забезпечує їх перехід до категорії лісів оборонного призначення. Це легалізує виведення таких ділянок із комерційного лісокористування, оскільки проведення там санітарних рубок чи лісозаготівлі становить загрозу життю та здоров'ю працівників через наявність забруднення. Основне призначення таких зон трансформується в екологічне стримування (фітостабілізація) та просторову ізоляцію, а сама територія резервується для майбутніх потреб Збройних Сил України, включно з метою використання деревини для облаштування інженерно-фортифікаційним рубежів.

Логічним продовженням цієї стратегії є прагматичне рішення щодо розміщення нових військових баз, навчальних центрів та тренувальних полігонів безпосередньо в межах цих зон. У повоєнний період Україна постане перед необхідністю розгортання масштабної постійної військової інфраструктури, що вимагатиме значних земельних площ. Відчуження для цих потреб чистих чорноземів, придатних для аграрного сектору, є недоцільним. Досвід Франції доводить раціональність зведення таких об'єктів на зруйнованих війною ландшафтах (саме так у межах «Червоної зони» були створені найбільші військові табори французької армії: Suippes, Mourmelon та Mailly). Більше того, підготовка підрозділів на територіях зі збереженим автентичним рельєфом бойових дій, таких як воронки, лініями окопів, залишками фортифікацій та наявною реальною мінною небезпекою за межами інженерних коридорів забезпечує реалістичність навчання та підготовки підрозділів.

Крім вищезазначеного, використання таких територій може мати також економічний та соціальний вплив, який реалізується через розбудову масштабних

меморіальних комплексів просто неба. Французька модель доводить історичну та фінансову ефективність такого підходу. Наприклад, на територіях Меморіалу Бомон-Амель (Beaumont-Hamel) та хребта Вімі (Vimy Ridge) залишено автентичний так званий «місячний» ландшафт із воронками та лініями окопів, де відвідувачі пересуваються виключно безпечними піднятими стежками, а крок убік досі становить мінну небезпеку. Ще більш показовим є досвід «знищених сіл» (villages détruits) під Верденом, таких як Флері-деван-Дуомон – це населені пункти, які були стерті з лиця землі, визнані непридатними для життя і ніколи не відбудовувалися. Сьогодні там лише таблички посеред лісу та кратерів вказують, де колись були вулиці, школи й будинки.

Для України, де локації найзапекліших боїв, такі як оборонні бої в місті Бахмут, вщент зруйновані Вугледар, Мар'їнка, Авдіївка, Роботине, а також знищені ландшафти Серебрянського лісу, перетворилися на зони тотального знищення. Імплементация в Україні цього досвіду дозволяє вирішити одразу три завдання:

- ці території використовуються як масштабні фізичні докази воєнних злочинів держави-агресора. Це найпотужніше, невідредаговане нагадування наступним поколінням і міжнародній спільноті про те, що війна – це абсолютне зло і катастрофа.
- усуває необхідність витратити значні бюджетні кошти та ризикувати життям саперів заради спроб рекультиваци надзвичайно забруднених ділянок, чия цінність знищена безповоротно.
- по-третє, як би незвично це не звучало, ці зони можуть стати повноцінними об'єктами історичного туризму. Перетворення епіцентрів бойових дій на туристичні об'єкти здатне генерувати стабільні фінансові надходження для територіальних громад, що також дуже необхідно для післявоєнного відновлення.

Проте, під час перебування в таких зонах, були озвучені також і негативний досвід, який не має використовуватися на території України, які будуть коротко описані в таблиці 10.

Таблиця 10. Аналіз недоліків французької моделі управління для прийняття на території України

Аспект управління	Негативний/ нерелевантний досвід	Наслідки	Чому не підходить Україні
Система оцінки небезпеки	Візуально-механічна: статус земель визначався виключно за наявністю видимих воронок та щільністю знайдених мін.	Понад 120 000 га були законсервовані майже без токсикологічного аналізу. Приховане хімічне ураження ігнорувалося десятиліттями.	Інструментальна оцінка: відсутність воронок не означає безпеку. Пріоритет проведення лабораторного моніторингу хімічного стану ґрунтів.
Морфологія забруднення	Орієнтація на хімікати Першої світової: бойові отруйні речовини та історичні вибухові речовини.	У ґрунтах під Верденом концентрація миш'яку досі сягає 175 мг/кг (при природному фоні близько 15-20 мг/кг).	Складні сучасні матриці: ми стикаємося із зовсім іншими типами вибухових речовин із різним типом забруднення.
Утилізація боєприпасів	«Places-à-gaz»: масове знищення зібраних снарядів методом відкритого підриву та спалювання прямо на ґрунті.	На місцях підривів рівень важких металів перевищує фоновий у 10 000 разів. Навіть через 100 років ґрунт там на 100% відсутня будь-яка флора.	В Україні ВВП знищують на місцях тільки при певних обставинах, більшість вивозяться на утилізацію.
Відновлення ландшафту	Сліпе заліснення: найбрудніші ділянки масово засаджували інвазивними видами, щоб приховати понівечений рельєф без фіторе mediaції та розмінування	Дерева увібрали важкі метали. Під час пожеж детонують старі снаряди (до 15% ВЗВ досі в землі). Відбувався процес вторинної сукцесії	Наукова фітостабілізація: висадка натуральних дерев та спеціальних видів трав, які надійно блокують токсини у коренях, не переносячи їх у надземну біомасу.

Федеративна Республіка Німеччина. Вивчення німецького досвіду відбувалося здобувачем під час проходження навчального курсу з питань екологічного менеджменту для збройних сил, який відбувався у період з 13 по 24

квітня 2026 року в м. Обераммергау відповідно до Індивідуальної програми партнерства між Україною та НАТО на 2026 рік.

Одним із досвідом, який вразив здобувача, це досвід створення Національного природного парку Ейфель, зокрема управління територією плато Драйборн. Він демонструє інноваційний підхід до поводження з територіями, що мають високу щільність забруднення вибухонебезпечними предметами. Проблемою цієї локації була наявність десятків тисяч неметалевих протипіхотних мін (зокрема, скляних мін типу Glasmine 43) [117].

Оскільки виявлення скляних мін традиційними методами є неефективним, суцільне розмінування вимагало б механічного зняття та просіювання всього верхнього горизонту ґрунту на глибину до 50 см. Це призвело б до незворотного руйнування лісової екосистеми та ландшафту, а також вимагало б нераціональних фінансових витрат. Німецька модель управління вирішила цю проблему шляхом поєднання економічної доцільності з виконанням міжнародних конвенцій, а саме виконання Європейської ландшафтно-ї та Оселищної конвенцій (Natura 2000). Замість деградованої та закритої військової зони, держава конвертувала ці площі в об'єкти природно-заповідного фонду. Це дозволило виконати міжнародні зобов'язання щодо розширення територій збереження біорізноманіття. Понівечений війною ландшафт отримав статус території природного відновлення (концепція «Natur Natur sein lassen» - залишити природу у спокої).

Крім того, німецькі фахівці активно досліджують, як місцеві види флори адаптуються до наявності у ґрунті залишкових концентрацій вибухових речовин та важких металів, використовуючи природну здатність рослин до акумуляції та толерантності до таких стресорів. Ці дані використовують у наукових дослідженнях, які будуть використанні для можливого майбутнього використання, якщо все таки бойові дії будуть вестися.

Іншим позитивним досвідом для території України є те, що у Німеччині діє суворе законодавство щодо захисту ґрунтів (Bundes-Bodenschutzgesetz). Підхід до первинного аналізу підозрілих ділянок (Altlasten, історично забруднені землі) є

багатоетапним і дозволяє суттєво економити ресурси на лабораторних дослідженнях [119].

Цей алгоритм ідеально підходить для оцінки збитків та планування відновлення територій. Які зазнали суттєвого забруднення внаслідок ведення бойових дій:

Фаза 1: Історична розвідка (Historische Erkundung): До будь-якого виїзду в поле проводиться збір усіх непрямих даних. Аналізуються супутникові знімки, карти бойових дій (або промислового використання), рельєф та напрямки стоку вод. Мета — створити 3D-модель потенційного забруднення до взяття першої проби ґрунту.

Фаза 2: Орієнтовне дослідження (Orientierende Untersuchung): Замість того, щоб брати проби ґрунту по рівномірній сітці (що довго і дорого), проби відбираються точково: у місцях найбільшого очікуваного накопичення токсикантів.

Специфікація аналізу на військові забруднювачі (STV): Первинний хімічний аналіз фокусується на найбільш критичних маркерах впливу. Для земель, що зазнали бойових дій, це насамперед експрес-тести на наявність нітроароматичних сполук, а також важких металів.

Німецький стандарт вимагає оцінювати не лише абсолютну кількість міліграмів речовини на кілограм ґрунту, але й її біодоступність. Тобто первинний аналіз включає вивчення того, наскільки легко ці забруднювачі можуть мігрувати у ґрунтові води або поглинатися кореневою системою рослин.

4.4. Оцінка та аналіз світових підходів до нормування вибухових речовин у ґрунтах та пропозиція до їх імплементації в українську практику

Пошук та комплексний аналіз міжнародних підходів до нормування вмісту вибухових речовин у ґрунтах, а також розробка пропозицій до нормування вибухових речовин на території України, здійснювався здобувачем безпосередньо у межах реалізації проєкту Програми розвитку Організації Об'єднаних Націй (ПРООН) в Україні «Зниження ризиків довгострокових екологічних катастроф в Україні шляхом створення Координаційного центру з оцінки екологічної шкоди». Зазначене дослідження було виконано автором у статусі Національного консультанта з

гранично допустимих концентрацій речовин, пов'язаних із вибуховими речовинами, відповідно до умов затвердженого контракту №10419602 від 28.08.2025 року.

У світовій практиці кількість держав, які мають затверджені нормативи щодо вмісту вибухових речовин у ґрунтах, є доволі обмеженою. Це пояснюється тим, що природний фоновий рівень таких сполук дорівнює нулю, у цивільному секторі вони майже не використовуються, а масштабні збройні конфлікти не є системним явищем.

Відсутність відповідних національних нормативів в Україні зумовлена не міркуваннями наукової недоцільності, а об'єктивними системними обмеженнями. Розроблення власних стандартів за повною процедурою, передбаченою вітчизняним законодавством, вимагає багаторічних токсикологічних, гігієнічних та екотоксикологічних досліджень, створення репрезентативної бази експериментальних даних, складної міжвідомчої експертизи, громадського обговорення та затвердження у формі нормативно-правових актів. В умовах тривалої війни, обмеженого державного бюджету, а також тимчасової окупації територій, що зазнали найінтенсивнішого забруднення, повноцінна реалізація такої процедури у найближчій перспективі є малоймовірною.

Більше того, відсутність доступу до значної частини уражених земель унеможливорює формування повноцінної національної вибірки для польових досліджень, без яких розроблення власних граничних нормативів є методологічно неповним. За таких умов зволікання з будь-яким нормативним регулюванням створює правовий вакуум у сфері оцінки ризиків, безпечного землекористування, відновлення територій та контролю якості сільськогосподарської продукції (зокрема тієї, що експортується до держав, де такі норми чинні). Саме тому фактично основним необхідним кроком є аналіз та адаптація наявного міжнародного досвіду. Загальна характеристика існуючих нормативів на вибухові речовини вказані у **Додатку 9**.

Держава-агресор російська федерація. Аналіз міжнародного досвіду показує, що нормативи гранично допустимих концентрацій, запроваджені в російській федерації, за своїми підходами та числовими значеннями є найбільш наближеними до української системи нормування. Ця подібність має історичне підґрунтя і пояснюється спільною радянською нормативно-правовою базою. Водночас

збереження такої регуляторної моделі часто відбувається за інерцією, без належної адаптації до сучасного масиву токсикологічних даних та новітніх ризик-орієнтованих концепцій управління довкіллям.

Характерним прикладом такого підходу є нормування вмісту свинцю в ґрунті. Зокрема, показник на рівні 32 мг/кг, розроблений ще в межах радянських санітарних норм (ГН 42-128-4433-87 “Гігієнічні нормативи ГДК шкідливих речовин у ґрунті”), зберігся як у відповідних російських документах (СанПіН 1.2.3685-21 “Гігієнічні нормативи і вимоги до забезпечення безпеки і (або) нешкідливості для людини факторів середовища життя” від 28 січня 2021 №2), так і фактично без змін відтворений в українському законодавстві (Постанова Кабінету Міністрів України від 15.12.2021 № 1325 “Про затвердження нормативів гранично допустимих концентрацій небезпечних речовин у ґрунтах, а також переліку таких речовин”). Слід зазначити, що така екстраполяція відбулася незважаючи на суттєві відмінності в ґрунтово-екологічних умовах різних регіонів та появу нових ґрунтовних досліджень щодо біодоступності важких металів.

Схожа методологічна тенденція спостерігається і щодо нормування вибухових речовин. Під час затвердження відповідних граничних нормативів у російській федерації у 2021 році для тротилу, гексогену та октогену були встановлені абсолютно ідентичні числові значення, а саме 2 мг/кг. З огляду на сучасні принципи екологічного нормування, такий підхід видається надмірно спрощеним та формалізованим, оскільки згадані сполуки мають різні показники токсичності, міграційної здатності та особливості поведінки у ґрунтовому середовищі.

Зважаючи на вищевикладене, пряме запозичення подібних нормативних рішень в українську практику виглядає нераціональним як із огляду на морально-етичну складову мати будь-які зв'язки із державою-агресором, так і на методологію, і з практичної точки зору. Застосування настільки уніфікованих норм ускладнює проведення об'єктивної оцінки екологічних ризиків, оскільки поза увагою залишаються специфічні шляхи міграції поллютантів та продукти їхньої трансформації (наприклад, у нормах відсутні динітротолуоли). Крім того,

використання надмірно жорстких показників може призводити до хибних управлінських рішень та необґрунтованих обмежень у сфері землекористування.

Королівство Нідерланди. Підходи Нідерландів до нормування вмісту вибухових речовин у довкіллі базуються на розробках Національного інституту громадського здоров'я та навколишнього середовища (RIVM). Основні числові орієнтири визначені у спеціальному звіті Lijzen, Claessens, & Mesman [121], що розроблявся переважно з метою оцінки ризиків від виявлення вибухонебезпечних предметів часів минулих світових воєн [120].

Методологія RIVM спирається на розрахунок максимально допустимого рівня ризику (MTR) на основі найнижчих екотоксикологічних показників (есо-MTR), які відображають найбільш чутливий біологічний ефект. Для 2,4,6-тринітролуолу, гексогену, динітролуолів та інших супутніх сполук визначено спеціальні розрахункові *ad hoc* значення. За необхідності додатково встановлювалися інтервенційні рівні (IW), орієнтовані на найгірший екологічний сценарій (зокрема, розрахунок для гексогену спирався на показники напівлетальної концентрації LC_{50} для найуразливіших видів риб). Водночас для земель оборонного призначення у Нідерландах функціонує окрема відомча програма управління забрудненими територіями (Bodemsaneringsprogramma van Defensie), що унеможливорює негативний вплив надмірно жорсткого екологічного нормування на національну безпеку, що необхідно впровадити на території України.

Незважаючи на високий рівень методологічної дисципліни, нідерландський підхід не може бути імплементований в Україні з низки причин, а саме:

- затверджені нормативи є надмірно жорсткими та розраховані на локальні точкові забруднення, а не на масове ураження ґрунтів внаслідок сучасних бойових дій.
- орієнтація системи на суто екотоксикологічні показники, без урахування специфіки територій, здатна спровокувати необґрунтоване та масове виведення земель з експлуатації.

- практичне застосування таких стандартів потребує високоточної аналітичної інфраструктури та безперервного фінансування, що є недоступним в умовах воєнного стану та періоду післявоєнного відновлення.

Малайзія. У 2009 році Департаментом охорони навколишнього середовища Малайзії (Department of Environment Malaysia) було введено в дію Керівництво з управління та контролю забруднених земель. Встановлено, що цим документом запроваджено рекомендовані рівні скринінгу ділянок (Site Screening Levels, SSL), які методологічно спираються на ризик-орієнтовані підходи та є прямою імплементацією регіональних рівнів скринінгу (Regional Screening Levels, RSL) Агентства з охорони довкілля США (US EPA) [122].

Визначено, що малайзійські показники SSL виконують превентивну та допоміжну функції, призначені виключно для первинної ідентифікації потенційно небезпечних концентрацій полютантів. Перевищення цих індикаторів не формує автоматичної вимоги до негайної санації територій, а виступає базовим орієнтиром для ініціації процедури поглибленої оцінки екологічних ризиків. Така модель є репрезентативним прикладом гнучкої імплементації міжнародних методик у національну нормативну структуру, що дозволяє уникнути створення надмірно жорсткої адміністративно-регуляторної системи нормування.

Водночас використання саме малайзійських показників як основи для української практики виглядає не зовсім доцільним. Враховуючи, що база даних US EPA регулярно оновлюється та спирається на значно ширший фактологічний фундамент, методологічно обґрунтованішим кроком є безпосереднє звернення до першоджерела, а не до їхньої локальної адаптації. Відповідно, досвід Малайзії варто розглядати радше як успішний довідковий прецедент гнучкого регулювання, а не як базову модель для розробки системи нормування вмісту вибухових речовин в Україні.

Федеративна республіка Німеччина. Досвід Німеччини становить значний інтерес, оскільки в цій країні функціонує одна з найдетальніших систем екологічного регулювання у Європейському Союзі. Базовим документом у цій сфері є Федеральна постанова про захист ґрунтів та забруднені території. Методологія постанови

передбачає використання контрольних (Prüfwerte) та цільових/санаційних (Maßnahmenwerte) значень для органічних полютантів. Важливою особливістю німецької моделі є те, що перевищення контрольного показника не вимагає негайного очищення території, а лише ініціює процедуру поглибленої оцінки небезпеки (Gefährdungsabschätzung). Цей процес детально враховує шляхи міграції токсикантів, зокрема ланцюг «ґрунт – людина» (через прямий контакт, випадкове заковтування пилу або споживання вирощеної продукції), що концептуально перегукується з ризик-орієнтованою моделлю US EPA, яка розглядається нижче.

Попри таку ґрунтовність, специфічні вибухові речовини здебільшого не включені до стандартного переліку BBodSchV, за винятком толуолу, який фігурує швидше як загальнопромислова сполука. Відповідно, єдиних закріплених національних норм для компонентів боєприпасів на федеральному рівні немає. Натомість для територій колишніх військових полігонів, заводів і ділянок історичного військового забруднення (Rüstungsaltpasten) застосовуються спеціальні розрахункові критерії. Вони формуються на базі актуальних токсикологічних досліджень, часто із залученням ширшої міжнародної (насамперед американської) доказової бази. Слід також враховувати, що окремі федеральні землі мають повноваження встановлювати власні регіональні орієнтири, що іноді призводить до фрагментації регуляторної практики в межах країни.

Безперечною перевагою німецького підходу є його висока наукова обґрунтованість, узгодженість із рамковими директивами ЄС та суворя вимога щодо використання виключно стандартизованих аналітичних методів під час моніторингу. З іншого боку, система не позбавлена певних методологічних прогалин. Використання робочих орієнтирів замість формалізованих порогових значень для багатьох вибухових речовин залишається предметом фахових дискусій через неоднорідність первинних даних та неповне врахування продуктів трансформації сполук у довкіллі. Показово, що навіть за умови активного вивчення цієї проблеми (зокрема, досліджень Федерального агентства з навколишнього середовища (UBA) та інших інститутів щодо поведінки тротилу і його метаболітів у морських екосистемах),

відповідні спеціалізовані стандарти у Німеччині поки що здебільшого мають статус рекомендацій [119].

Сполучені Штати Америки. У Сполучених Штатах Америки діє ризик-орієнтована модель екологічного управління, що реалізується через систему регіональних рівнів скринінгу (Regional Screening Levels, RSL), які розробляються та систематично оновлюються Агентством з охорони довкілля США (US EPA). Встановлено, що ці показники виконують виключно індикативну функцію: вони призначені для первинної діагностики забруднення і не мають статусу імперативних нормативів очищення. Відповідно, перевищення значень RSL слугує базовою підставою для ініціації процедури просторово-специфічної оцінки ризиків (site-specific risk assessment), а не для автоматичного початку санації чи консервації земель [108].

Методологія US EPA передбачає диференційований підхід до обчислення RSL залежно від функціонального призначення територій (зокрема, житлового – residential та промислово-комерційного – industrial/commercial сценаріїв). Такі значення визначаються розрахунковим шляхом на основі стандартизованих (default) параметрів експозиції, токсикологічних маркерів та заданих рівнів допустимого канцерогенного і неканцерогенного ризику для здоров'я людини. Принциповою особливістю системи є його розрахунковий характері, ці норми саме вираховуються, а не назначаються.

Для детального розуміння механіки функціонування американської системи нормування, нижче буде наведено покроковий алгоритм розрахунку орієнтовних рівнів забруднення ґрунтів за житловим сценарієм, який вручну було розраховано здобувачем. Усі подальші обчислення (подані у дещо спрощеному для наочності вигляді) спираються на офіційну методологію оцінки ризиків US [108]. Відповідно до цього підходу, сукупна експозиція (Total exposure) для ґрунтового середовища визначається як гармонічна сума трьох незалежних шляхів надходження забруднювача:

- ingestion (пероральне надходження з ґрунту);
- inhalation (інгаляція пилу та випаровувань);

- dermal (шкірний контакт).

$$SL_{\text{res-sol-totc}}(mg/kg) = \frac{1}{\frac{1}{SL_{\text{res-sol-ingc}}} + \frac{1}{SL_{\text{res-sol-inhc}}} + \frac{1}{SL_{\text{res-sol-derc}}}}$$

1. *Ingestion (Cancer)*. Для його визначення для resident soil EPA пропонує наступну формулу (спрощено):

$$SL_{\text{res-sol-ingc}} = \frac{TR \times (365 \text{ days/yr}) \times LT(70 \text{ yrs})}{CSF_o \times (10^{-6} \text{ kg/mg}) \times RBA \times IFS_{\text{res-adj}}}, \text{ де}$$

- TR (Target Risk/Цільовий канцерогенний ризик) – допустимий індивідуальний ризик розвитку раку протягом життя. Для тротилу становить 1×10^{-6} (EPA Regional Screening Levels (RSL));
- 365 days/yr (днів на рік/days per year) – коефіцієнт перерахунку добового надходження речовини у річний еквівалент. Застосовується значення 365 днів/рік (EPA Regional Screening Levels (RSL), User's Guide);
- LT (Lifetime/Тривалість життя) – період усереднення канцерогенного ризику для оцінки впливу протягом усього життя. Приймається 70 років (EPA Regional Screening Levels (RSL); Risk Assessment Guidance for Superfund, RAGS);
- CSF_o (Oral Cancer Slope Factor/Коефіцієнт канцерогенного ризику при пероральному надходженні) – показник залежності між дозою речовини та ймовірністю розвитку раку при пероральному надходженні. Для тротилу становить $3,00 \times 10^{-2} (\text{мг/кг} \cdot \text{добу})^{-1}$ (EPA Regional Screening Levels (RSL) Summary Table, Nov 2024; джерело токсикологічних даних EPA IRIS).
- 10^{-6} kg/mg (перехідний коефіцієнт) – коефіцієнт перетворення міліграмів у кілограми для узгодження одиниць вимірювання у формулі. Для тротилу використовується без змін (EPA Regional Screening Levels (RSL), User's Guide).
- RBA (Relative Bioavailability/Відносна біодоступність) – частка речовини з ґрунту, що фактично надходить в організм порівняно з еталонною формою. Для тротилу приймається $RBA = 1$ за відсутності site-specific даних (EPA Regional Screening Levels

(RSL), User's Guide).

- $IFS_{res-adj}$ (Age-adjusted Ingestion Factor/Віково-скоригований фактор заковтування ґрунту) – інтегральний показник перорального надходження ґрунту з урахуванням експозиції в дитячому та дорослому віці. Для тротилу становить 36 750 мг/кг (EPA Regional Screening Levels (RSL), age-adjusted ingestion factor equation з використанням стандартних residential дефолтів EF, ED, IRS та BW). Вона рахується за формулою:

$$IFS_{res-adj} = \left(\frac{EF_c \times ED_c \times IRS_c}{BW_c} \right) + \left(\frac{EF_a \times ED_a \times IRS_a}{BW_a} \right), \text{ де}$$

- EF_c (Exposure Frequency, child/Частота експозиції, дитина) – кількість днів на рік, протягом яких дитина зазнає контакту із забрудненим ґрунтом. Приймається 350 днів/рік (EPA Regional Screening Levels (RSL), User's Guide; стандартне residential значення).
- ED_c (Exposure Duration, child/Тривалість експозиції, дитина) – період часу, протягом якого дитина зазнає впливу забрудненого ґрунту. Приймається 6 років (EPA Regional Screening Levels (RSL), User's Guide; residential child exposure duration).
- IRS_c (Soil Ingestion Rate, child/Швидкість заковтування ґрунту, дитина) – середня кількість ґрунту, що випадково заковтується дитиною за добу. Приймається 200 мг/добу (EPA Regional Screening Levels (RSL), User's Guide; стандартне значення для дітей).
- BW_c (Body Weight, child/Маса тіла, дитина) – середня маса тіла дитини, що використовується для нормалізації дози. Приймається 15 кг (EPA Regional Screening Levels (RSL), User's Guide; residential default).
- EF_a (Exposure Frequency, adult/Частота експозиції, дорослий) – кількість днів на рік, протягом яких доросла людина контактує із забрудненим ґрунтом. Приймається 350 днів/рік (EPA Regional Screening Levels (RSL), User's Guide; стандартне residential значення).
- ED_a (Exposure Duration, adult/Тривалість експозиції, дорослий) – період часу, протягом якого доросла людина зазнає впливу забрудненого ґрунту. Приймається 20

років (EPA Regional Screening Levels (RSL), User's Guide; residential adult exposure duration).

- IRSa (Soil Ingestion Rate, adult / Швидкість заковтування ґрунту, дорослий) – середня кількість ґрунту, що випадково заковтується дорослою людиною за добу. Приймається 100 мг/добу (EPA Regional Screening Levels (RSL), User's Guide; стандартне значення для дорослих).
- BWa (Body Weight, adult / Маса тіла, дорослий) – середня маса тіла дорослої людини, що використовується для нормалізації дози. Приймається 80 кг (EPA Regional Screening Levels (RSL), User's Guide; residential default).

За результатами розрахунку:

$$IFS_{res-adj} = ((350 \times 6 \times 200)/15) + ((350 \times 20 \times 100)/80) = 36\,750 \text{ мг/кг.}$$

Далі розраховуємо $SL_{res-sol-ing} = (10^{-6} \times 25\,550) / (0,03 \times 10^{-6} \times 36\,750) = 23,17 \text{ мг/кг.}$

2. *Dermal (Cancer)*. Формула для його розрахунку виглядає так:

$$SL_{res-sol-derc} = \frac{TR \times 365 \times LT}{\left(\frac{CSF_o}{GIABS}\right) \times (10^{-6}) \times DFS_{res-adj} \times ABS_d}$$

Крім параметрів, які написано вище, тут додано:

- GIABS (Gastrointestinal Absorption Factor/Фактор абсорбції в шлунково-кишковий тракт) – частка речовини, що всмоктується у шлунково-кишковому тракті при пероральному надходженні (використовується при узгодженні оральної/дермальної еквівалентності в RSL equations). Для тротилу становить 1 (EPA RSL Summary Table, Nov 2024).
- ABSd (Dermal Absorption Fraction/Частка дермальної абсорбції) – частка речовини, що проникає через шкіру при контакті із ґрунтом pathway). Для тротилу становить 0,032 (EPA RSL Summary Table, Nov 2024).
- $DFS_{res-adj}$ (Dermal Factor Soil, age-adjusted / Віково-скоригований дермальний фактор для ґрунту) – узагальнений віково-скоригований параметр дермальної експозиції, який використовується у формулах EPA RSL для розрахунку канцерогенного та неканцерогенного ризику при дермальному контакті з ґрунтом на житлових територіях. і розраховується за формулою:

$$DFS_{\text{res-adj}} = \left(\frac{EF_c \times ED_c \times SA_c \times AF_c}{BW_c} \right) + \left(\frac{EF_a \times ED_a \times SA_a \times AF_a}{BW_a} \right)$$

Більшість параметрів співпадають із попередніми, проте додано:

- SAc (Skin Surface Area, child/Площа шкіри контакту, дитина) – площа шкіри, яка в середньому контактує із ґрунтом протягом доби (для dermal pathway). Приймається 2373 см²/добу (EPA Regional Screening Levels (RSL), User's Guide; residential child default).
- AFc (Soil Adherence Factor, child/Фактор налипання ґрунту, дитина) – маса ґрунту, що прилипає до 1 см² шкіри за добу. Приймається 0,2 мг/см²·добу (EPA Regional Screening Levels (RSL), User's Guide; residential child default).
- SAa (Skin Surface Area, adult/Площа шкіри контакту, дорослий) – площа шкіри, яка в середньому контактує із ґрунтом протягом доби (для dermal pathway). Приймається 6032 см²/добу (EPA Regional Screening Levels (RSL), User's Guide; residential adult default).
- AFa (Soil Adherence Factor, adult/Фактор налипання ґрунту, дорослий) – маса ґрунту, що прилипає до 1 см² шкіри за добу. Для тротилу приймається 0,07 мг/см²·добу (EPA Regional Screening Levels (RSL), User's Guide; residential adult default).

Відповідно до цього параметр становить:

$$DFS_{\text{res-adj}} = ((350 \times 6 \times 2373 \times 0,2)/15) + ((350 \times 20 \times 6032 \times 0,07)/80) = 103\,390 \text{ мг/кг.}$$

$$SL = (10^{-6} \times 25550) / ((0,03 / 1) \times 10^{-6} \times 103390 \times 0,032) = 257,4 \text{ мг/кг.}$$

3. Total (Cancer, Resident Soil).

$$SL_{\text{total}} = \frac{1}{\frac{1}{23,17} \times \frac{1}{257,4}} = 21,2 \text{ мг/кг.}$$

У RSL це число виглядає як 2.1E+01 mg/kg, тому її округляють. Не виключено, що через округлення вийшли похибки у розрахунках, проте загальна логіка розрахунку та кінцевий результат співпадає.

Специфіка України полягає в тому, що переважна частка уражених вибуховими речовинами територій припадає на землі сільськогосподарського призначення. Натомість методологія регіональних рівнів скринінгу Агентства з охорони довкілля

США орієнтована насамперед на житлові (residential) та промислово-комерційні (industrial/commercial) сценарії. Ця розбіжність зумовлює як концептуальні переваги, так і об'єктивні обмеження щодо прямої імплементації американського досвіду в Україні.

Разом із тим, важливою перевагою американської методики є її орієнтація на безпеку людини. Алгоритми US EPA спираються на токсикологічно підтверджені маркери впливу на здоров'я та використовують науково обґрунтовані межі допустимого ризику. Розрахунковий характер цієї системи дозволяє гнучко адаптувати її до різноманітних сценаріїв забруднення, що набуває особливого значення для районів ведення бойових дій, де рівень та характер забруднення можуть кардинально відрізнятися навіть на суміжних ділянках через специфіку застосування різних видів озброєння, як показано у розділі 1.1.

Попри ці методологічні виклики, сама концепція ризик-орієнтованого підходу та розрахункові алгоритми визнаються концептуально доцільними для впровадження в Україні. Їхня головна цінність полягає в універсальності — можливості використання єдиного методологічного фундаменту для оцінки різних типів забруднювачів, сценаріїв землекористування та просторово неоднорідних умов. На відміну від статичних адміністративних нормативів, які є негнучкими, розрахункові методи дозволяють оцінювати небезпеку кожної конкретної ділянки з урахуванням реальних концентрацій та механізмів впливу.

Водночас пряме запозичення чинних американських критеріїв наразі видається передчасним, оскільки у них недостатньо опрацьовані шляхи експозиції, притаманні агропромислому комплексу. З огляду на це, найбільш раціональним вбачається застосування поетапного підходу. На поточному етапі доцільно використовувати загальну розрахункову логіку та верифіковані параметри як методологічний базис. У стратегічній перспективі це має стати підґрунтям для формування наукового консенсусу та розробки вітчизняної моделі нормування, яка повною мірою враховуватиме сільськогосподарські сценарії експозиції та специфіку поведінки вибухових речовин в умовах війни в Україні.

Британська Колумбія (Канада) [123, 124]. Зазначена регуляторна система базується на ризик-орієнтованих ґрунтових стандартах (*risk-based soil standards*) та гармонійно поєднує чітку адміністративну структуру з гнучкістю розрахункових алгоритмів, що дозволяє адекватно оцінювати різні сценарії експозиції та землекористування.

Нормативи формуються шляхом кількісної оцінки ризиків із залученням ключових параметрів впливу на довкілля та людину. До розрахунків включаються токсикологічні маркери (референтні дози, канцерогенні фактори), стандартизовані параметри експозиції (маса тіла, інтенсивність, частота та тривалість контакту), а також специфічні шляхи міграції полютантів. Принциповою перевагою цієї моделі є відокремлене врахування сільськогосподарських та харчових шляхів експозиції (зокрема, транзиту токсикантів у систему «ґрунт - рослина - продукти харчування»), що є важливим критерієм для оцінки земель сільськогосподарського призначення України.

Вибір саме цієї методології як базової зумовлений кількома вагомими чинниками:

1. На відміну від американської системи RSL, канадська методика не обмежується житловими чи промисловими зонами, а містить прямі алгоритми для земель сільськогосподарського призначення.
2. Система зберігає розрахункову універсальність, що дозволяє адаптувати оцінку екологічних ризиків до специфіки конкретного забруднення без запровадження надмірно жорстких адміністративних лімітів.
3. Усі вхідні параметри для обчислень є науково верифікованими та відтворюваними, що відкриває шлях для їхньої коректної адаптації до ґрунтово-кліматичних умов України.
4. Встановлені граничні значення узгоджуються з результатами незалежних токсикологічних досліджень, а також норм, які прописані у Розділі 2 дослідження. Вони не є штучно заниженими чи надмірно жорсткими, займаючи оптимальне серединне положення. Це дозволяє приймати зважені управлінські

рішення, уникаючи як недооцінки ризиків, так і безпідставного вилучення великих масивів земель із сільськогосподарського обігу.

Для детального розуміння механіки цього підходу доцільно розглянути алгоритм розрахунку нормативу для 2,4,6-тринітротолуолу на землях сільськогосподарського призначення. У Британській Колумбії відповідні показники виводяться не з прямого емпіричного агрохімічного моніторингу, а розрахунковим шляхом згідно з методологією Protocol 28 (із подальшим закріпленням у Schedule 3.1 Part 2). Основною концепцією є оцінка допустимого хронічного надходження речовини до організму людини за умови довготривалого контакту із забрудненим середовищем.

Для неканцерогенних сполук, до яких методологічно віднесено тротил, застосовується пороговий підхід на основі показника допустимого добового надходження (TDI — *tolerable daily intake*), що є концептуальним аналогом референтної дози (RfD) у системі US EPA. Базове рівняння для виведення попереднього ґрунтового стандарту захисту здоров'я людини (PSS_{HH}) має такий вигляд:

$$PSS_{HH} = \frac{(SAF \times TDI) \times BW}{((AFI \times IR) + (AFD \times DR) + (AFS \times SR)) \times ET}$$

де

TDI є допустимим добовим надходженням речовини,

BW — маса тіла критичного рецептора,

IR — швидкість випадкового заковтування ґрунту,

DR та SR — відповідно інгаляційний і дермальний внески,

AFI, AFD і AFS — коефіцієнти абсорбції для відповідних шляхів,

ET — інтегральний коефіцієнт експозиції, що враховує тривалість і частоту перебування людини на ділянці.

Для органічних вибухових речовин, таких як тротил, у методології Британської Колумбії приймається, що домінуючим шляхом надходження є випадкове заковтування ґрунту. Інгаляційний та дермальний шляхи для цього класу сполук у стандартному сценарії вважаються такими, що не роблять суттєвого внеску, і в

розрахунках зануляються ($DR = 0$, $SR = 0$). За відсутності специфічних даних коефіцієнт абсорбції при заковтуванні приймається рівним одиниці ($AFI = 1$). Відповідно, рівняння оптимізується до спрощеного вигляду:

$$PSS_{HH} = \frac{SAF \times TDI \times BW}{IR \times ET}$$

Важливим регуляторним припущенням є фіксація коефіцієнта SAF на рівні 0,2. Це означає, що лише 20% безпечної добової дози резервується для надходження безпосередньо з ґрунту, тоді як решта 80% квотується на інші потенційні джерела (вода, продукти харчування, фоновий вплив).

Для сільськогосподарських угідь (Agricultural, AL) розглядається сценарій інтенсивного контакту, ідентичний до малоповерхової житлової забудови. З метою наглядної демонстрації буде проведено розрахунок на тротил на землі сільськогосподарського призначення.

TDI (допустиме добове надходження) = 1.94×10^{-4} мг/кг·добу (ефективне токсикологічне значення, імплементоване у канадську регуляторну базу для цього земель с-г призначення);

SAF (коефіцієнт розподілу дози) = 0,2 (регуляторне припущення, за яким на ґрунт припадає лише 20% загальної безпечної дози токсиканту);

BW (маса тіла рецептора) = 16,5 кг (приймається найгірший сценарій, а саме вплив на дитину);

IR (швидкість випадкового перорального заковтування ґрунту) = 0.00008 кг/добу (80 мг/добу, розрахунок також на дитину);

ET (інтегральний коефіцієнт експозиції) = 1 (передбачає постійний, 365 днів на рік, контакт із середовищем).

$$PSS_{HH} = \frac{1.94 \times 10^{-4} \times 0.2 \times 16.5}{0.00008 \times 1} = \frac{0,0006402}{0,00008} = 8,0025 \text{ мг/кг.}$$

Наведений розрахунок засвідчує, що офіційно затверджений у Британській Колумбії ліміт (8 мг/кг) не є припущенням або довільною адміністративною

величиною. Це результат чіткого математичного моделювання, побудованого на сценарії максимального ризику. Розрахунок доводить, що навіть за умови щоденного контакту уразливого організму (дитини) із забрудненим ґрунтом протягом року, концентрація тротилу на рівні 8 мг/кг не призведе до перевищення безпечних токсикологічних меж.

Слід зауважити, що канадська нормативна база не містить встановлених лімітів для низки інших компонентів боєприпасів. Для кожної з цих сполук існують об'єктивні обґрунтування:

- *Нітроцелюлоза*: Відсутність нормативу є логічною, оскільки ця полімерна сполука є практично нерозчинною у воді, хімічно інертною та характеризується вкрай низьким рівнем екотоксичності. Ймовірність досягнення небезпечних для біоти концентрацій у реальних польових умовах є мінімальною.
- *Тетрил*: Попри доведену токсичність, його використання у сучасних збройних конфліктах є обмеженим (переважно мікродози у проміжних зарядах та детонаторах). Через технологічні зміни та заміну тетрилу іншими сполуками, його потенційний масовий вплив на довкілля оцінюється як незначний, що знижує пріоритетність розробки окремого нормативу в межах поточних завдань.
- *Перхлорат амонію*: На відміну від попередніх речовин, цей компонент твердих ракетних палив та вибухових сумішей становить значну екологічну загрозу через високу мобільність у водних середовищах та здатність до інтенсивного включення у трофічні ланцюги. Оскільки в Канаді ґрунтовий норматив для нього відсутній, як вихідну базу доцільно використовувати розробки US EPA (з подальшим обов'язковим перерахунком під агрохімічні сценарії України).
- *Гексоген (RDX)*: Чинна канадська норма для гексогену, з огляду на сучасні експериментальні дані щодо його високої міграційної здатності та вираженої фітотоксичності, видається надмірно ліберальною. Цей показник потребує перегляду та додаткового наукового обґрунтування для забезпечення належного рівня екологічної безпеки.

Висновок по розділу 4

У четвертому розділі дисертаційної роботи здійснено математичне моделювання процесів утворення залишкового хімічного забруднення від вибухонебезпечних предметів та проведено його комплексну експериментально-аналітичну оцінку. На базі розроблених розрахункових моделей, а також за результатами вивчення та адаптації прагматичного міжнародного досвіду управління забрудненими територіями до реалій України, одержано такі основні результати:

1. Розраховано баланс екологічного навантаження для стандартного одноденного бою високої інтенсивності 350 пострілів/км/добу, 152-мм снаряди. Встановлено, що 53,96 % (100,95 кг) забруднення генерують неповні детонації, 35,97 % (67,30 кг) — нерозірвані боєприпаси, і лише 10,07 % (18,84 кг) надходить від штатних детонацій, які утворюють 100 % видимих вирв та 80% від загальної кількості випущених.

2. Розраховано кінетику підземної деградації. Встановлено, що перфорація сталевих корпусів міни ТМ-62М в агресивному ґрунті настає за 8–15 років, а повне вивільнення токсикантів — за 20–30 років. Доведено, що пластикові корпуси не кородують, консервуючи вибухівку в ґрунті на значно довший термін.

3. Підтверджено надійність непрямих маркерів забруднення на основі аномалій алюмінію (168 000 мг/кг в епіцентрі проти 3 290 мг/кг фону) та випалювання нітратного азоту (< 2,0 мг/кг в епіцентрі проти 63,7 мг/кг фону). Доведено, що за умов хибнонегативних результатів аналізу на вихідні сполуки, комплекс непрямих та візуальних показників беззаперечно підтверджує факт токсичного ураження і приховану загрозу вторинних метаболітів у трофічних ланцюгах екосистеми..

4. Встановлено організаційний дефіцит часового вікна для відбору проб: 100 % очищених ділянок (понад 10 од.) у м. Снігурівка було миттєво оброблено аграріями до проведення аналізів.

5. Обґрунтовано технічні обмеження раманівських аналізаторів із лазером 785 нм (Serstech Arx): в умовах капонірів супутнє забруднення сажею та нафтопродуктами генерує флуоресценцію, яка повністю маскує слабкі сліди метаболітів ВР, що доводить хибність моноінструментального скринінгу ґрунту.

Виявлено в осередках ураження стійкий спектральний індикатор забруднення продуктами розкладання спецбоєприпасів — гексахлороантимонат трис(4-бромфеніламонію) (ТВАН, CAS № 24964-91-8).

6. Встановлено накопичення ВНП на площі 202 344 м²: 37 мін 120 мм (заряд 3,9 кг), 55 авіаракет С-8 (заряд 1 кг гексогену) та 1 міна 82 мм. Інструментальним скринінгом *in situ* підтверджено наявність залишкового забруднення рівно у 17 епіцентрах, визначених за картами ПМД. Обґрунтовано хибність діючої методології моніторингу: точковий відбір лише 3 проб на 20 га (за візуальними вирвами без прив'язки до даних ПМД) оминає зони реального забруднення і генерує хибнонегативні результати.

7. Доведено абсолютну просторову кореляцію: на контрольній ділянці з 0 вилучених ВНП приладовий аналіз показав повну відсутність вибухових речовин, що підтверджує необхідність профілювання території виключно на базі звітів операторів ПМД.

8. Доведено економічну утопічність та екологічну деструктивність американських інженерних методів рекультивації. Розраховано, що при масі орного шару 3750 т/га, вартість хімічної рекультивації (від 150 \$/т) становить 562 500 \$/га, а термічної (від 400 \$/т) — 1 500 000 \$/га. Це у 180–560 разів перевищує середню ринкову вартість сільськогосподарської землі в Україні (1000–1200 \$/га).

9. Доведено перевагу гнучкої організаційної моделі (на базі 20th CBRNE Command США) з перехресною підготовкою кадрів. Для оцінки екологічної шкоди визначено найефективнішу структуру: 4 групи ХБРЯ та 1 мобільна лабораторія відповідають за аналіз, за підтримки 1 групи EOD (саперів), яка здійснює виключно безпековий контроль. Проте оцінено, що американські моделі управління оцінені для районів, де велися саме військові, а не бойові дії.

10. Оцінено переваги французької моделі раціонального просторового планування та зонування територій залежно від рівня загрози. Доведено економічну недоцільність повної довготривалої консервації надзвичайно уражених земель.

11. Встановлено прагматичність німецької моделі управління на прикладі Національного парку Ейфель: переведення щільно замінованих територій у статус

заповідного фонду усуває катастрофічні витрати на зняття й механічне просіювання 50 см верхнього шару ґрунту для вилучення скляних мін Glasmine 43, забезпечуючи виконання міжнародних зобов'язань Natura 2000.

12. Обґрунтовано високу економічну ефективність алгоритму Bundes-Bodenschutzgesetz, який мінімізує лабораторні витрати завдяки обов'язковій попередній історичній розвідці, фокусному точковому відбору проб виключно в осередках акумуляції замість сіткового методу, а також пріоритетному аналізу міграційної здатності та біодоступності токсикантів.

13. Доведено хибність застосування уніфікованих граничних концентрацій: формалізований підхід з ідентичними значеннями для різних речовин ігнорує реальні сценарії експозиції та веде до необґрунтованого вилучення земель. Підтверджено доцільність міжнародної практики із застосуванням site-specific risk assessment та адаптацією міжнародних протоколів.

14. Визначено канадську систему risk-based soil standards (Британська Колумбія) як оптимальну основу для України. Обґрунтовано її методологічну перевагу: розрахунковий підхід безпосередньо інтегрує сільськогосподарські шляхи експозиції, уникаючи як надмірної жорсткості, так і недооцінки ризиків для аграрного земельного фонду.

РОЗДІЛ 5

РОЗРОБКА СИСТЕМИ НОРМУВАННЯ ТА УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ ҐРУНТІВ У РАМКАХ ПРОВЕДЕННЯ ПРОТИМІННОЇ ДІЯЛЬНОСТІ В УКРАЇНІ

5.1. Науково-практичні рекомендації щодо поєднання скринінгово-аналітичного підходу та комплексного екологічного аналізу ґрунтів у рамках розмінування.

При проведенні теоретичного та практичних досліджень було виявлено, що оцінка екологічного ризику для ґрунтів в умовах інтенсивного антропогенного та військового (бойового) навантаження вимагає перегляду класичних підходів до оцінки. Традиційна система екологічного моніторингу зазвичай спирається на так званий субстанційний підхід (substance-based approach), який передбачає ізольоване визначення концентрації конкретної хімічної речовини в лабораторних умовах та її порівняння з встановленими табличними нормативами або фоновими концентраціями. Проте, як показують дисертаційне дослідження, такий аналіз має суттєві обмеження через ігнорування основних факторів поведінки вибухових речовин у довкіллі.

Особливо гостро ця проблема постає при оцінці територій України, що зазнали впливу бойових дій. Для цього типу забруднення характерний чітко виражений локальний, гетерогенний характер («hot-spot»), а також постійна наявність складних хімічних сумішей продуктів детонації, дефлаграції та вторинної трансформації, як було вказано у розділі 2. За умов використання виключно стандартних інструментальних методів стаціонарної лабораторії, таких як газова хроматографія з мас-спектрометрією (GC-MS) або високоефективна рідинна хроматографія (HPLC), виникає проблема отримання хибнонегативних результатів дослідження, як було доказано у практичній частині дослідження. Якщо хроматографічна система заздалегідь відкалібрована лише під чистий еталон, наприклад вихідний тротил, прилад зафіксує відсутність забруднення через її трансформацію, видаючи хибнонегативний результат, тоді як ґрунтова матриця залишатиметься високотоксичною за рахунок неідентифікованих продуктів розпаду.

Для первинного обстеження територій використовуються якісні експрес-методи (портативний мас-спектрометр MX908, портативний раман-спектрометр Serstech Arx), здобувачем адаптовано математичний апарат валідації даних. Оцінка валідації даних проводилася саме для раман-спектрометра Serstech Arx.

Для оцінки надійності первинного скринінгу застосовано матрицю помилок (Confusion matrix). Ефективність якісного польового тесту оцінюється шляхом зіставлення його результатів із даними стаціонарної лабораторії на контрольній вибірці.

Здобувачем виокремлено ключові критерії оцінки якісного скринінгу:

- *Істинно позитивні (TP)* — скринінг показав наявність ВР, лабораторія підтвердила перевищення табличного тригерного значення.
- *Істинно негативні (TN)* — скринінг не виявив ВР, лабораторія підтвердила безпечний фоновий рівень.
- *Хибнопозитивні (FP)* — скринінг показав наявність ВР, але лабораторія це спростувала (переоцінка ризику приладом).
- *Хибнонегативні (FN)* — скринінг не показав ВР, але лабораторія виявила небезпечну концентрацію (критична помилка).

Здобувачем запропоновано розраховувати рівень хибнонегативних результатів (False Negative Rate, FNR) та загальну діагностичну чутливість методу (Sensitivity) за формулами:

$$FNR = \frac{FN}{TP + FN} \times 100\%$$

$$Sensitivity = \frac{TP}{TP + FN} \times 100\%$$

Якісний скринінговий метод вважається прийнятним для інтеграції в алгоритм оцінки, якщо його чутливість становить $\geq 90\%$, а рівень хибнонегативних результатів $FNR \leq 10\%$ [126, 127].

Для підтвердження діагностичної ефективності якісних експрес-методів здобувачем проведено розрахункове моделювання валідаційного етапу. Апробацію здійснено на прикладі застосування портативного раман-спектрометра Serstech Arx.

Враховуючи обмеженість фінансування, паралельний підтверджуючий лабораторний аналіз (із залученням хроматографічного обладнання) не проводився. Натомість валідаційна вибірка формувалася в контрольованих умовах шляхом штучного забруднення ґрунту. Здобувачем власноруч вводилися різні типи цільових вибухових речовин у фіксованих концентраціях у різні типи чистих еталонних ґрунтів. Такий підхід дозволив сформувати масив даних із абсолютно точною інформацією про наявність або відсутність забруднювача та оцінити здатність раман-спектрометра ідентифікувати речовину на фоні різних типів вибухових речовин та ґрунтів.

Здобувачем було сформовано репрезентативну вибірку обсягом 50 проб ґрунту, відібраних на територіях Херсонської, Миколаївської, Харківської та Чернігівської областей. Така географія дозволила охопити ключові генетичні типи ґрунтів: темно-каштанові та чорноземи південні (південний макрорегіон), чорноземи типові та звичайні (східний макрорегіон), а також дерново-підзолисті й сірі лісові ґрунти (північний макрорегіон). Використання різноманітної ґрунтової матриці дозволило об'єктивно оцінити вплив мінералогічного складу, рівня гумусу та кислотності (рН) на точність оптичної ідентифікації приладом.

Зазначені проби були штучно забруднені специфічними забруднювачами військового походження у різних концентраціях. В якості цільових забруднювачів здобувачем використовувалися:

1. Залишки твердого ракетного палива реактивних снарядів системи залпового вогню «Град» (баліститне паливо марки РСІ-12М). До хімічного складу цього палива входять: нітроцелюлоза (основа, полімерна матриця), нітрогліцерин (енергетичний пластифікатор), динітротолуол та централіт (як стабілізатор хімічної стійкості).
2. Наповнювач детонаційного шнура (типу ДШ-В). Основною вибуховою речовиною серцевини є гексоген (циклотриметилентринітрамін,) із додаванням незначної кількості флегматизатора (парафіну або церезину).
3. Метальний порох від набоїв калібру 5,56 мм (сферичний двоосновний порох типу WC 844, характерний для боєприпасів стандарту НАТО). Хімічний

профіль цього забруднювача включає: нітроцелюлозу, нітрогліцерин (до 10–15%), дибутилфталат (виконує роль флегматизатора для контролю швидкості горіння) та дифеніламін (стабілізатор).

Для математичного підтвердження надійності розробленого алгоритму, здобувачем деталізовано результати валідаційного моделювання на контрольній вибірці з 50 проб ґрунту (які відібрані не в районах ведення бойових дій під час інших екологічних досліджень). Проведення дослідження показано на рисунку 27.



Рис. 27. Проведення валідаційного аналізу у лабораторних умовах на раман-спектрометрі. На рисунку А вказано частинки ґрунту, забруднені вибуховими речовинами, на рисунку Б – контрольний зразок з метою верифікації оцінки роботи приладу.

Проби було розділено на дві групи:

1. Істинно забруднені зразки — 12 проб, штучно введено вибухові речовини у різних концентраціях.
2. Істинно чисті (фонові) зразки — 38 проб. Ця група залишалася в природному стані (без внесення вибухових речовин).

Під час тестування всієї вибірки портативним раман-спектрометром Serstech Arch було зафіксовано такі показання, які здобувачем зведено у матрицю помилок:

- *Істинно позитивні (TP) = 11 проб.* Прилад успішно виявив спектральні сигнатури вибухових речовин в 11 із 12 штучно забруднених зразків.
- *Хибнонегативні (FN) = 1 проба.* Єдиний випадок пропуску забруднення зафіксовано у зразку, до якого було внесено металевий порошок від кулі калібру

5,56 мм. Замість ідентифікації реальних складових пороху (нітроцелюлози, нітрогліцерину), алгоритм приладу хибно класифікував речовину як tris(4-bromophenyl)ammonium. Здобувачем висунуто причину цієї апаратної помилки: вона зумовлена складною спектральною інтерференцією. До складу сферичного металюного пороху входить дифеніламін (ароматичний амін), що виконує роль стабілізатора. Враховуючи, що вибухова речовина вносила у чистому вигляді, а не під час дефлагації, як в бойових умовах, флегматизатор та інші додаткові компоненти не згоріли. В умовах ґрунтової матриці накладання раманівського розсіювання від ароматичних кілець дифеніламіну та інтенсивної фоновної флуоресценції природних органічних речовин ґрунту сформувало спотворений сумарний спектр. Хемометричний алгоритм спектрометра Serstech Arx помилково скорелював цей шум та специфічні піки зв'язків C-N із наявним у його базі еталоном ароматичної амонієвої солі (tris(4-bromophenyl)ammonium), повністю проігнорувавши екрановані піки енергетичної основи пороху.

- *Істинно негативні (TN) = 33 проби.* Прилад коректно підтвердив відсутність небезпечних сполук у 33 чистих фонових зразках.
- *Хибнопозитивні (FP) = 5 проб.* Прилад хибно ідентифікував 5 чистих зразків як забруднені через спектральну інтерференцію мінеральних компонентів ґрунту через недосконалу бібліотеку.

Відповідно до розробленого алгоритму, розрахунок ключових екологічних критеріїв якості має такий вигляд:

$$FNR = \frac{1}{11 + 1} \times 100\% = 8,33\%$$

$$Sensitivity = \frac{11}{11 + 1} \times 100\% = 91,67\%$$

- Рівень хибнонегативних результатів (FNR) = **8,33%**;
- Діагностична чутливість (Sensitivity) = **91,67%**.

Отримані результати підтверджують, що розрахована чутливість якісного методу (**91,67%**) перевищує встановлений мінімальний поріг у **90%** [125], а рівень критичних хибнонегативних помилок становить лише **8,33%**.

Наявність 5 хибнопозитивних результатів не порушує загальної цілісності алгоритму. Такі проби гарантовано проходять етап додаткового цільового лабораторного аналізу, який остаточно спростовує хибну індикацію ризику.

Для підтвердження ефективності розробленої системи екологічного моніторингу здобувачем здійснено розрахункове моделювання на реальному об'єкті, де проводилося лабораторне дослідження, а саме сільськогосподарське поле поблизу с. Киселівка (Миколаївська область), де були завершенні процеси протимінної діяльності. Загальна площа поля становила 202,304 м² (приблизно 20,23 га). Тип ґрунту: чорнозем південний. Візуальні точки і вирви відсутні.

Відповідно до п. 15 «Методичних рекомендацій щодо проведення відбору проб ґрунту на земельних ділянках сільськогосподарського призначення в межах територій, очищених від вибухонебезпечних предметів», для обстеження ділянок із точковим ураженням без чітко виражених візуальних меж застосовується систематична сітка розміром 50 × 50 метрів.

Площа однієї елементарної ділянки відбору становить 2 500 м². Відповідно, розрахункове поле площею 20 га розділяється на 80 елементарних ділянок ($200\,000 / 2500 = 80$). Згідно з нормативним регламентом, для формування однієї репрезентативної збірної проби з кожної ділянки 50 × 50 м необхідно відібрати 100 точкових проб із поверхневого шару (0–5 см). Таким чином, загальний базовий масив, необхідний для оцінки цього поля, становить $N = 80$ збірних проб [129].

Для доведення фінансової ефективності впровадження скринінгу in-situ здобувачем розроблено економічну модель на основі відносних коефіцієнтів (C). Вартість суцільного повнопрофільного хроматографічного аналізу прийнято за базову одиницю ($C_{full} = 1,00$). Завдяки використанню портативних експрес-методів безпосередньо в полі, відносна вартість скринінгу становить лише 1,6% від базової ціни ($C_{scr} = 0,016$). Вартість цільового лабораторного підтвердження (фокус на

ідентифіковану групу речовин) становить 41% від базової ($C_{\text{target}} = 0,41$) [128, 130, 131].

Сценарій 1 (Традиційний лабораторний підхід): Усі 80 збірних проб консервуються та транспортуються до лабораторії. Оскільки тип боєприпасів невідомий, проводиться суцільний повнопрофільний аналіз.

$$C = N_{\text{total}} \times C_{\text{full}} = 80,00 \times 1,00 = 80,00 \text{ ум. од.}$$

Сценарій 2 (Реальні результати оцінки): Усі 80 сформованих збірних проб проходять дешевий первинний експрес-аналіз у полі (збірному пункті). Скринінг фіксує позитивну хімічну індикацію у 17 збірних пробах (що відповідає $\approx 21\%$ загальної площі обстеження). Решта 63 проби відбраковуються безпосередньо in-situ як екологічно безпечний фон. До стаціонарної лабораторії направляються лише ці 17 підтверджених проб. Оскільки клас вибухової речовини (продукту трансформації) вже ідентифіковано польовим приладом, лабораторія звільняється від необхідності повнопрофільного пошуку та проводить дешевший цільовий аналіз.

$$C = (N_{\text{total}} \times C_{\text{scr}}) + (N_{\text{posit.}} \times C_{\text{posit.}}) = (80 \times 0,016) + (17 \times 0,41) = 8,25 \text{ ум.од.}$$

Сценарій 3 (Песимістичний сценарій або суцільне забруднення території): Здобувачем змодельовано ситуацію екстремального військового навантаження, за якої первинний експрес-скринінг in-situ фіксує позитивну хімічну індикацію на наявність вибухових речовин усіх без винятку 80 збірних проб. За такого сценарію відбракувати безпечний фон безпосередньо в полі неможливо, так як весь масив у 80 збірних проб підлягає обов'язковому направленню до стаціонарної лабораторії. Проте, економічна доцільність алгоритму зберігається. Оскільки польовий скринінг уже ідентифікував конкретний клас забруднювача (продуктів їх трансформації), лабораторія повністю звільняється від необхідності проведення дорогого пошуку наосліп ($C_{\text{full}} = 1,00$). Аналітичні дослідження відразу переводяться у формат дешевшого цільового аналізу ($C_{\text{target}} = 0,41$).

$$C = (N_{\text{total}} \times C_{\text{scr}}) + (N_{\text{posit.}} \times C_{\text{posit.}}) = (80 \times 0,016) + (80 \times 0,41) = 34,08 \text{ ум.од.}$$

Навіть у найгіршому випадку, коли всі проби забруднені вибуховими речовинами (Сценарій 3) попередня експрес-діагностика скорочує видатки на

інструментальну оцінку більше ніж удвічі (на 56,6%), перенаправляючи кошти на найважливіші етапи рекультивації.

За найбільш типового характеру післявоєнного ураження (Сценарій 2), який підтвердився саме на цьому полі під час проведення обстеження у вересні 2024 року, коли забруднення підтверджується лише на частині території поля, економія ресурсу сягає 89,5%.

Для деталізації практичної ефективності теоретичну модель переведено в абсолютні ринкові ціни на аналітичні послуги в Україні (ціни взяті по найнижчій на неприбутковій основі, які робилися на території України для здобувача відповідно до оціційного звернення від Міністерства оборони України станом на листопад 2024 року):

- $C_{full} = 6000$ грн (повний хроматографічний аналіз на широкий спектр ВР, мінімальна ціна).
- $C_{target} = 2500$ грн (цільовий аналіз на конкретну виявлену групу ВР, мінімальна ціна).
- $C_{scr} = 100$ грн (вартість витратних матеріалів для скринінгу in-situ, у більшості випадках безкоштовно).

Сценарій 1. Відповідно до цього, за цим сценарієм тільки на наліз на вибухові речовини при мінімальній вартості становитимуть $80 \times 6\,000$ грн = 480 000 грн. І це не додаючи суму скринінгового аналізу, бо він не приводився.

Сценарій 2. У 17 точках експрес аналіз показав забруднення вибуховими речовинами, а решта 63 проби відбраковуються як безпечний фон: $(80 \times 100) + (17 \times 2500) = 50\,500$ грн.

Сценарій 3. Якщо у всіх 80 зразках первинний аналіз показав забруднення, то загальна ціна вийде: $(80 \times 100) + (80 \times 2500) = 208\,000$ грн.

Досвід польового обстеження деокупованих територій доводить, що жоден із сучасних портативних приладів не є універсальним. Спроба покласти виключно на один метод скринінгу неминуче призводить до пропуску значної частини забруднювачів або до фіксації хибних результатів. Використання саме комплексу інструментів зумовлене трьома практичними та аналітичними факторами.

У реальних боєприпасах вибухові речовини практично ніколи не використовуються в ідеально чистому індивідуальному вигляді, як було вказано у попередніх розділах роботи і показано у **Додатку 3**. Вони застосовуються у формі композитних зарядів та складних порохових сумішей або твердих ракетних палив. Налаштування приладу на пошук лише однієї чистої еталонної речовини неминуче призведе до пропуску багатокомпонентного забруднення.

Крім того, в умовах реального бойового застосування продукти детонації та дефлаграції змішуються між собою, а також із супутніми агентами, такими як важкі метали, пально-мастильні матеріали, продукти горіння пластиків тощо. Це значно ускладнює їх ідентифікацію одним приладом, оскільки інша супутня речовина, яка не становить загрози, може спрацювати як апаратний тригер і дати хибний результат.

Саме для подолання проблеми хибних тригерів та розпізнавання складних багатокомпонентних сумішей необхідно застосовувати комплекс різних інструментальних методів (оптичних, мас-спектрометричних, іонізаційних). Їхнє спільне використання дозволяє перехресно верифікувати результати просто в районі проведення екологічного моніторингу (in-situ): якщо одна небезпечна речовина була замаскована нафтопродуктами для оптичного приладу, її наявність безпомилково ідентифікує портативний мас-спектрометр. Це виключає аналітичні помилки ще до моменту направлення проб до стаціонарної лабораторії.

За результатами проведених досліджень здобувачем визначено та науково обґрунтовано оптимальний комплекс портативних приладів, необхідних для ефективного проведення польового експрес-скринінгу військового забруднення ґрунтів. Зведений перелік рекомендованого інструментального забезпечення наведено у Таблиці 11.

Таблиця 11. Порівняльна характеристика портативних приладів для польового експрес-скринінгу військового забруднення ґрунтів

Назва методу / Прилад	Що визначає	Переваги	Недоліки / Обмеження	Комерційні аналоги	Приблизна ціна (USD)
Портативна раман-спектроскопія (Raman)	Органічні вибухові речовини у формі кристалів	Неруйнівний аналіз; ідентифікація через прозоре пакування; відсутність пробопідготовки; миттєвий результат.	Сильна інтерференція (засвічення) від флуоресценції гумінових кислот ґрунту; потребує наявності видимих часток ВР.	Thermo Scientific FirstDefender, Rigaku Progeny ResQ, Serstech 100 Indicator	25,000 – 60,000
Портативна Фур'є-ІЧ спектроскопія (FTIR)	Деградовані залишки металевих порохів, нітроцелюлоза, загальна органіка	Висока точність визначення багатокомпонентних сумішей; ідентифікація специфічних функціональних груп.	Вологість ґрунту критично поглинає ІЧ-сигнал («сліпне» від води); потребує щільного контакту кристала зі зразком.	Agilent 4300 Handheld FTIR, Thermo TruDefender, Bruker ALPHA II	20,000 – 45,000
Портативна мас-спектрометрія (pMS / GC-MS)	Слідів мікрокількості ВР (мкг/кг), вторинні метаболіти, леткі органічні сполуки	Найвища чутливість і селективність серед портативних приладів; здатність розділяти складні суміші	Висока вартість; наявність витратних матеріалів; потребує польової пробопідготовки; крихкість.	FLIR Griffin G510, Inficon Hapsite ER, Torion T-9	100,000 – 150,000+
Спектрометрія іонної рухливості (IMS)	Мікроконцентрації парів вибухових речовин та невидимі сліди (мазки)	Висока швидкість (до 5 с); надвисока чутливість (нанограми); простота експлуатації.	Високий ризик хибнопозитивних спрацьовувань від добрив та дизпалива; не дає точної кількісної оцінки (лише факт наявності).	Smiths Detection IONSCAN, FLIR Fido X-series, Bruker RAID-M	25,000 – 40,000

Портативний рентгенофлуоресцентний аналізатор (pXRF)	Важкі метали (Pb, Cu, Zn, Sb, Hg, As)	Золотий стандарт аналізу металів in-situ (метод US EPA 6200); можливість швидкого елементного картування вирви.	Фізично не здатний визначати органічні сполуки (BP); не бачить надлегких елементів; потребує дозволів на джерело іонізуючого випромінювання.	Olympus Vanta, Thermo Scientific Niton XL3t, SciAps X-series	25,000 – 45,000
Лазерно-іскрова емісійна спектроскопія (LIBS)	Широкий спектр елементів, включаючи надлегкі метали (Li, Be, Mg) та вуглець	Швидкий елементний аналіз плазми (1–2 с); відсутність радіаційної небезпеки; виявляє легкі елементи.	Мікроруйнівний метод (спалює поверхню); висока чутливість до вологи та матричних ефектів ґрунту; менша точність, ніж у XRF.	SciAps Z-series, Rigaku KT-100S, Hitachi Vulcan	30,000 – 45,000

Ґрунт є вкрай складною матрицею, яка створює сильні перешкоди для роботи чутливої оптики. Застосування лише одного приладу несе високий ризик його осліплення фоновими умовами. Наприклад, портативна раман-спектроскопія забезпечує точну ідентифікацію вибухівки, але сигнал часто перекривається потужною флуоресценцією гумінових речовин ґрунту. Інфрачервона спектроскопія (FTIR) критично втрачає точність у вологому ґрунті, оскільки вода поглинає ІЧ-випромінювання. Спектрометрія іонної рухливості (IMS) має надвисоку чутливість для швидкого пошуку аномалій, проте схильна до хибнопозитивних спрацьовувань через наявність залишків сільськогосподарських азотних добрив.

Комплексне використання кількох методів дозволяє перекрити ці недоліки за принципом ортогональності: один прилад (наприклад, IMS) швидко локалізує аномалію, а інший (Раман або портативний мас-спектрометр) підтверджує її хімічну структуру, надійно відсікаючи вплив ґрунтової матриці та хибні тривоги.

5.2. Організаційно-функціональні засади формування спеціалізованих підрозділів (CBRNE та EOD) у системі екологічного моніторингу деокупованих територій.

Під час проведення дисертаційного дослідження виявлено, що значною проблемою чинної системи екологічного моніторингу деокупованих земель є інституційна та інформаційна ізолюваність груп екологічного моніторингу від операторів протимінної діяльності. Традиційний підхід розглядає екологічне обстеження як окремий етап, що розпочинається лише після повного завершення процесу розмінування, повністю ігноруючи масив просторових та технічних даних, зібраних до та під час очищення.

Недоліки такої ізолюваності наочно підтверджуються результатами польових досліджень. На розрахунковому полі в с. Киселівка Миколаївської області, яка також взято за приклад при оцінці в розділі 4.2 (де за допомогою експрес-скринінгу було виявлено 17 локальних осередків хімічного забруднення), відповідно до звіту оператора ПМД ТОВ «Українські сервіси розмінування», було виявлено та вилучено 97 вибухонебезпечних предметів. Більшість із них були розташовані локалізовано та не були пошкоджені.

Особливістю цієї ділянки була повна відсутність візуальних маркерів забруднення: знищення боєприпасів на місці не проводилося, видимі вирви були відсутні. За відсутності інтеграції даних екологи були б змушені класифікувати ділянку як територію без чітко виражених візуальних меж ураження і застосувати сліпу нормативну сітку, відбираючи 80 збірних проб (по 100 точкових аліквот у кожній).

Відповідно до звіту технічного обстеження, з 97 одиниць виявлених вибухонебезпечних предметів основну масу (68 одиниць) становили 80-мм некеровані авіаційні ракети (НАР) типу С-8.

Діючи за традиційним алгоритмом та не маючи доступу до звіту оператора протимінної діяльності, під час обстеження моніторингові організації спрямували лабораторні дослідження на виявлення найпоширенішого військового забруднювача, а саме на тротил. Очікувано, результати лабораторного аналізу виявилися

хибнонегативними, оскільки тротил у конструкції ракет С-8 взагалі не використовується.

Натомість застосування комплексу портативних приладів під час експрес-скринінгу in-situ, сфокусованого на локаціях пошкоджених ракет (за координатами саперів), миттєво зафіксувало наявність перхлорату амонію та залишків компонентів твердого ракетного палива.

Іншим прикладом неефективності ізольованого підходу є ситуація, зафіксована під час обстеження сільськогосподарських угідь у м. Снігурівка Миколаївської області у травні 2024 року. Зафіксовано прецедент (конкретні назви екологічних установ та моніторингових груп не наводяться з міркувань професійної етики), коли на ділянці загальною площею 50,06 га іншою моніторинговою групою було проведено повномасштабний сітковий відбір ґрунту із подальшим дорогим стаціонарним лабораторним аналізом в державі-члені ЄС на наявність вибухових речовин. Результати цього масивного дослідження виявилися нульовими. Подальший аналіз цієї ситуації, проведений здобувачем, розкрив основну помилку. Під час детального ознайомлення з офіційною документацією оператора протимінної діяльності було встановлено, що згідно з підсумковим актом виконаних робіт, на цій розмінованій ділянці не було виявлено та вилучено жодного вибухонебезпечного предмета. Тобто територія виявилася апріорі чистою, а джерело забруднення було відсутнє фізично.

З огляду на це, ключовою організаційною вимогою до сучасної системи оцінки земель є обов'язкова прив'язка екологічного моніторингу до офіційної документації операторів ПМД (звітів з нетехнічного обстеження, технічного обстеження, актів виконаних робіт, звітів проведення контролю якості розмінування тощо).

Використання звітної документації операторів ПМД як базової матриці для екологічного відбору проб вирішує низку завдань:

- GPS-координати виявлених ВНП усувають потребу в сліпому сітковому обстеженні поля, перетворюючи моніторинг на точковий та точний процес.
- Фіксація типу боєприпасу дозволяє екологам заздалегідь визначити клас вибухової речовини та звузити перелік потенційних забруднювачів.

- Дані про стан боєприпасу, методи вилучення, знешкодження та знищення, а також інші прямі і непрямі докази знаходження ВВП дозволяють експертам чітко прогнозувати характер забруднення ще до виходу на поле.

Ще одним організаційним фактором, виявленим під час практичного керування оперативною групою з координації розмінування (зокрема, на території Харківської області), є системна проблема втрати доступу до об'єкта дослідження після завершення заходів із протимінної діяльності.

Відповідно до чинних процедур, після проведення зовнішнього контролю якості (QA/QC) очищені землі юридично передаються землекористувачу (власнику або орендарю). Досвід здобувача доводить, що рознесення у часі процесів розмінування та екологічного обстеження призводить до того, що у більшості випадків моніторингові групи втрачають змогу виконати свої завдання через два ключові бар'єри (рисунок 28):

1. Аграрії, прагнучи мінімізувати економічні збитки, часто розпочинають обробіток землі (глибоку оранку, культивуацію, дискування) або навіть посівну кампанію одразу після отримання акту прийому-передачі. Бувають випадки відразу у ту саму добу. Механічне втручання миттєво руйнує візуальні та просторові орієнтири вирв, а також призводить до примусового перемішування забрудненого ґрунту з чистими фоновими масивами. Будь-який відбір проб та проведення аналізу після початку агротехнічних робіт втрачає свою репрезентативність.
2. Зафіксовані випадки, коли після набуття повноцінного контролю над очищеною ділянкою землекористувачі прямо відмовляють екологічним інспекціям у доступі до поля, мотивуючи це небажанням пошкодження посівів або уникненням потенційних загроз чи обмежень на вирощування продукції.



Рис. 28. Частково засіяне поле після протимінної діяльності біля н.п. Снігурівка Миколаївської області травень 2024 (А) та частково засіяне поле після протимінної діяльності біля н.п. Вовчий Яр Харківської області травень 2025. Поля навіть не були повністю розміновані, проте відразу засіяні ті ділянки, які пройшли процедуру контролю якості розмінування.

Виявлені інституційні прогалини та результати польових досліджень, проведених здобувачем у Херсонській та Миколаївській областях у травні 2024 року, довели необхідність повної інтеграції екологічного скринінгу в процедури протимінної діяльності. Цей масив науково-практичних даних став каталізатором управлінських змін на вищому державному рівні. Зокрема, результати дисертаційного дослідження здобувача були висвітлені на засіданні Національного органу з питань протимінної діяльності (протокол від 06.06.2024). На основі наданих матеріалів та обґрунтувань, Рішенням Прем'єр-міністра України (від 18.07.2024 № 19121/1/1-24) було офіційно затверджено одне із завдань щодо здійснення інструментально-лабораторного контролю сільськогосподарських земель безпосередньо в межах процедури зовнішнього контролю якості розмінування (QA/QC).

Незважаючи на це, практична реалізація інструментально-лабораторного контролю стикнулася з іншою організаційно-безпековою перешкодою. Співробітники цивільних екологічних організацій та класичних науково-дослідних установ не мають юридичного права та фізичного допуску на території, що

знаходяться в процесі очищення. Не забуваємо, основний ризик від вибухонебезпечного предмету є саме мінно-вибухові загрози.

Особливо гостро ця проблема постає на ключових етапах, що передують розмінуванню: під час нетехнічного та технічного обстеження територій. Присутність та робота на таких ділянках вимагає суворої відповідності безпековим протоколам та наявності спеціальної сертифікації оператора протимінної діяльності. Цивільний еколог, навіть маючи сучасне портативне обладнання, не може бути допущений у зону в райони (зони) виконання завдань, де працюють сапери, оскільки це є прямим порушенням національного законодавства та Міжнародних стандартів протимінної діяльності (IMAS) та інших безпекових факторів.

Для подолання цього безпекових та юридичного бар'єрів здобувачем запропоновано та обґрунтовано принципово нову організаційну архітектуру. Вона полягає у формуванні спеціалізованих моніторингових підрозділів подвійного призначення, які поєднують компетенції інструментальної хімічної розвідки та базові навички мінної безпеки.

З огляду на специфіку завдань, розроблено дві базові моделі впровадження таких підрозділів:

1. *Інтегрована модель:* Створення спеціалізованих екологічних груп безпосередньо у штатному розписі наявних сертифікованих операторів ПМД або органів контролю якості (КЯ). У цьому випадку фахівець з інструментального скринінгу є штатною одиницею саперної групи і заходить на поле синхронно з нею за єдиним безпековим протоколом.
2. *Самостійна (автономна) модель:* Створення окремих спеціалізованих підрозділів хімічного та екологічного контролю, які самостійно проходять процедуру сертифікації як оператори ПМД (зі специфічним профілем діяльності). Це дозволяє їм легально працювати на замінованих та деокупованих територіях у тісній взаємодії з групами розмінування.

Спільне застосування інженерно-саперних підрозділів та груп хімічної, біологічної, радіологічної та ядерної розвідки у структурі операторів протимінної діяльності дозволяє суттєво розширити спроможності як операторів протимінної

діяльності, так і груп екологічного моніторингу. Це забезпечує комплексне вирішення завдань із очищення територій від вибухонебезпечних залишків війни, своєчасного виявлення специфічних (хімічних чи радіаційних) боєприпасів, а також проведення об'єктивної оцінки збитків, завданих довкіллю внаслідок збройної агресії російської федерації. Для досягнення цієї мети зазначені підрозділи мають бути оснащені системами дистанційного виявлення запаху (випаровування) вибухових речовин (ДВЗВР) у поєднанні зі спеціалізованими приладами радіаційної та хімічної розвідки, що додатково дає змогу оперативно фіксувати забруднення поверхневих і ґрунтових вод.

Технологічний регламент та процедуру практичного використання засобів ДВЗВР розроблено безпосередньо здобувачем. Водночас, оскільки нова методологія має спиратися на діючу нормативну базу протимінної діяльності, цей алгоритм концептуально базується на вимогах Міжнародного стандарту IMAS 09.43 [134], методологія якого концептуально підходить для адаптації під цілі екологічного скринінгу. Запропонований здобувачем підхід передбачає забір зразків атмосферного повітря, пилової фракції та верхнього шару ґрунту, які потенційно містять молекулярні сигнатури цільових речовин, із поверхні підозрілих або небезпечних територій.

Відповідно до вимог національних нормативних документів [134, 135, 136, 137], архітектура системи дистанційного виявлення випаровування вибухових речовин обов'язково має включати п'ять послідовних операційних компонентів (процедур):

1. **Створення безпечних проходів.** Цей етап є базовою передумовою для розгортання хіміко-екологічного моніторингу. Інженерно-саперна ланка забезпечує прокладання безпечних маршрутів, гарантуючи захищений доступ на поле для груп, які безпосередньо здійснюють уловлювання ВР.
2. **Уловлювання випаровувань (забір проб).** Головним завданням цієї процедури є систематичний, безперервний та суцільний збір зразків повітря, пилу та ґрунту по всій площі досліджуваної ділянки з метою виключення.
3. **Аналітичний етап.** Передбачає безпосереднє дослідження відібраних зразків шляхом хімічного аналізу у мобільних чи стаціонарних лабораторіях, або

безпосередньо в полі з використанням раніше обґрунтованого комплексу портативних приладів.

4. **Подальше обстеження та верифікація.** Метою процедури є детальна фізична перевірка ділянок, де експрес-скринінг підтвердив наявність хімічного сигналу, та їхнє остаточне очищення від виявлених забруднень ВР або ХБРЯ типи забруднення.
5. **Контроль та верифікація даних.** Передбачає обов'язкове ведення суворого геопросторового обліку всіх виявлених мін, суббоєприпасів та осередків забруднення ВР та ХБРЯ як на ділянках із підтвердженою підозрою, так і на відносно чистих територіях. Отримані результати передаються керівникові моніторингового проекту та незалежним зовнішнім організаціям із забезпечення якості (ЗЯ/КЯ) для оцінки надійності всієї аналітичної системи ДВЗВР.

Ланка створення проходів (інженерно-саперне забезпечення діяльності груп CBRNE):

- *Керівник групи:* здійснює загальне управління інженерно-саперними діями та забезпечує суворе дотримання затверджених Стандартних операційних процедур (СОП) на замінованій ділянці.
- *Маркувальник:* відповідає за геодезичну прив'язку, позначення меж та документування точок відбору проб ґрунту і проведення, за необхідності, експрес-аналізів. Використовує мірний ролик для точного вимірювання дистанцій між точками відбору. Рухається з мінним захистом, попереду персоналу хімічного уловлювання. Функції маркувальника може виконувати один із сертифікованих фахівців з розмінування.
- *Медичний працівник:* забезпечує екстрену медичну допомогу та евакуацію відповідно до вимог IMAS 10.40 та внутрішніх безпекових інструкцій протягом усього циклу робіт, а також здійснює лікування поточних травм [138].
- *Водій та Механік:* відповідають за експлуатацію, оперативне технічне обслуговування та ремонт броньованих транспортних засобів, машин

механізованого розмінування тощо, безпосередньо в зоні виконання завдань (обов'язки механіка можуть суміщатися водіями або саперами).

- *Фахівці з розмінування (сапери):* здійснюють безпосередній ручний пошук та знешкодження вибухонебезпечних предметів, забезпечуючи безпечні умови для пересування аналітичного персоналу та підтримку всіх елементів інженерного забезпечення.

Ланка уловлювання випаровувань вибухових речовин та хімічної розвідки (група CBRNE):

- *Керівник групи:* координує операції з детекції хімічних, радіологічних загроз та ВР, контролює розміреність, швидкість руху та траєкторію пересування пошукового персоналу. Рухається безпосередньо за операторами протимінної діяльності.
- *Оператори приладів ДВЗВР:* здійснюють інструментальний забір та аналіз зразків. Два оператори рухаються паралельно по безпечних проходах, регулярно скануючи приладами простір по обидва боки від осі руху на визначену СОП відстань.
- *Група відбору проб та картографування:* здійснює безпосередній контроль за алгоритмами взяття фізичних зразків ґрунту, води чи повітря, фіксує просторові координати аномалій та оперативно передає систематизовані дані керівникові ланки.

Аналітичний комплекс озброєння та спеціальної техніки груп CBRNE має включати не лише вузькопрофільні прилади експрес-аналізу ВР, як оцінено у попередньому розділі, а й широкий спектр інтегрованих приладів хімічної та радіаційної розвідки.

Таке мультисенсорне оснащення дозволить додатково знаходити специфічне ХБРЯ забруднення, що є вкрай актуальним завданням сучасної протимінної діяльності. Показовим прикладом є зафіксований факт встановлення на російські ударні безпілотні літальні апарати типу «Shahed» (Герань-2) авіаційних керованих ракет класу «повітря-повітря» Р-60М. Бойова частина такої ракети містить стержневі

вражаючі елементи з ізотопом збідненого урану (U-238), що створює ризик локального радіаційного ураження території у разі збиття або детонації БПЛА [139].

Окрім виконання прямих завдань із фіксації екологічних збитків, залучення груп CBRNE до складу операторів протимінної діяльності забезпечує суттєве підвищення операційної ефективності самого процесу розмінування. Інструментальний скринінг здатний виступати як передовий метод нетехнічного та технічного обстеження у складних умовах, де застосування традиційних саперних алгоритмів є економічно недоцільним або екологічно руйнівним.

Зокрема, інтегроване застосування портативних аналізаторів відкриває нові можливості у двох критичних напрямках:

- **Здешевлення та таргетування підводного розмінування.** Обстеження та очищення акваторій (річок, озер, прибережних зон) належить до найскладніших і найвартісніших видів протимінної діяльності, що вимагає залучення водолазних груп та спеціалізованих підводних дронів. Застосування приладів CBRNE для систематичного відбору та експрес-аналізу проб води на наявність розчинених мікрочастинок вибухових речовин дозволяє виявляти хімічні сліди від затонулих боєприпасів. Замість суцільного, дороговартісного водолазного сканування гектарів річкового дна, саперні підрозділи отримують точні координати осередку витоку. Це дозволяє звузити зону безпосереднього підводного пошуку до кількох квадратних метрів, що скорочує час виконання робіт та економить фінансові ресурси.
- **Неінвазивне обстеження об'єктів природно-заповідного фонду.** Традиційні методи суцільного розмінування (зокрема із застосуванням машин механізованого розмінування) завдають незворотної шкоди екосистемам: призводять до знищення ґрунтового покриву, вирубки лісових масивів та деградації ареалів існування рідкісних видів. Проведення технічного обстеження територій національних природних парків та заповідників силами груп CBRNE дозволяє реалізувати концепцію неінвазивного розмінування. Завдяки дистанційному уловлюванню ВР та точковому хімічному скринінгу, наявність боєприпасів підтверджується без механічного втручання в ландшафт.

Це дозволяє здійснювати точкове вилучення ВНП виключно в підтверджених локаціях, зберігаючи унікальну флору, фауну та цілісність заповідних ґрунтів.

Варто зазначити, що базовий кількісний розрахунок еколого-економічної ефективності застосування портативних приладів експрес-скринінгу *in-situ* (які складають матеріально-технічну основу груп CBRNE) був детально обґрунтований нами раніше у підрозділі 4.1. З огляду на це, з метою уникнення структурного дублювання матеріалу, пряма оцінка інструментальної рентабельності в даному підрозділі не повторюється.

Натомість, розрахунок ефективності формування саме спеціалізованих інтегрованих підрозділів (CBRNE та EOD) лежить у площині організаційно-управлінської та логістичної взаємодії. Економічний та операційний ефект від їхнього спільного застосування формується розширеним спектром факторів, серед яких ключовими є:

1. **Усунення збитків від хибних досліджень.** Завдяки інтеграції з саперними документами, групи CBRNE фізично не виїжджають на обстеження і не проводять аналізи на територіях, де документально підтверджена відсутність вибухонебезпечних предметів (як було показано на прикладі полігону в м. Снігурівка). Це зберігає 100% коштів, які раніше витрачалися на сліпий фоновий моніторинг.
2. **Логістично-часова оптимізація.** Об'єднання зусиль дозволяє проводити скринінг синхронно зі створенням безпечних проходів. Це ліквідує багатоденні логістичні розриви між розмінуванням та екологічним моніторингом, повертаючи землекористувачам критично важливий час для проведення сезонних робіт, що конвертується у збережений маржинальний прибуток.
3. **Мінімізація безпекових ризиків.** Спільне застосування гарантує безпечний допуск фахівців екологічного профілю на забруднені ділянки під безпосереднім прикриттям фахівців із розмінування, а також виявлення ХБРЯ загроз для операторів протимінної діяльності, що унеможливорює втрати серед персоналу та забезпечує виконання вимог міжнародних стандартів.

Для оцінки була взята та сама земельна ділянка у с. Киселівка Миколаївської області.

Загальний показник організаційно-економічної ефективності (E_{org}) від залучення спеціалізованих підрозділів на етапі контролю якості протимінної діяльності розраховується за формулою:

$$E_{org} = E_{time} + E_{prev}$$

де:

E_{time} – економічний еквівалент збереженого агрономічного часу (упущена вигода землекористувача, якій вдалося запобігти завдяки оперативності груп CBRNE);

E_{prev} – сума відвернених витрат на проведення марного сліпого екологічного моніторингу на ділянках, де за документами ПМД відсутні вибухонебезпечні предмети.

Формула для визначення економічного еквівалента часу простою має такий вигляд:

$$E_{time} = S \times p_{agro} \times \Delta T$$

де:

S – площа обстежуваного поля, га;

p_{agro} — усереднена вартість упущеної вигоди (недоотриманого прибутку) з 1 га за 1 добу простою, грн/добу;

ΔT — кількість діб, зекономлених завдяки синхронізації екологічного скринінгу з етапом розмінування, діб.

Показник p_{agro} обчислюється як відношення середнього маржинального прибутку типових для регіону культур до тривалості активного агротехнічного сезону. Для умов південного регіону України цей показник становить орієнтовно 160 грн/добу за 1 га.

Показник ΔT дорівнює різниці між традиційним лабораторним циклом, який триває близько 14 діб, та скринінгом in-situ, що займає 1 добу. Тобто $\Delta T = 13$ діб.

Формула розрахунку відвернених марних витрат:

$$E_{prev} = N_{grid} \times C_{trad}$$

де:

N_{grid} – нормативна кількість збірних проб, яку необхідно було б відібрати «наосліп» за умови відсутності інтеграції з даними ПМД;

C_{trad} – повна вартість традиційного лабораторного аналізу однієї проби (включаючи логістику та спектральний хроматографічний аналіз), грн.

Для підтвердження ефективності розробленої моделі проведено розрахунок на базі двох реальних локацій у Миколаївській області, які відображають два ключові сценарії (забруднене та чисте поле).

Сценарій 1. Забруднене поле. с. Киселівка, Миколаївська область, площа $S = 20,23$ га.

Завдяки роботі підрозділу CBRNE безпосередньо у вікні можливостей (під час проведення контролю якості розмінування) було зекономлено 13 діб очікування. Розрахунок упущеної вигоди, якій вдалося запобігти:

$$E_{\text{time}} = 20,23 \times 160 \times 13 = 42\,078 \text{ грн.}$$

Синхронізація моніторингу з роботою саперів дозволила фермерському господарству розпочати посівну кампанію на два тижні раніше, що конвертувалося у збереження понад 42 тис. грн операційного прибутку лише на одному полі площею 20 га.

Сценарій 2. Безпечне поле (відвернені марні витрати). Об'єкт: м. Снігурівка, площа $S = 50,06$ га. Згідно з документацією технічного обстеження, на ділянці не було виявлено жодного ВНП. За відсутності спільної роботи з операторами ПМД на цій площі було б закладено нормативну сітку ($N_{\text{grid}} = 80$ проб) для повного стаціонарного аналізу ($C_{\text{trad}} = 6000$ грн за пробу). Оскільки архітектура груп CBRNE+EOD передбачає блокування глибоких аналізів на вивільнених землях на основі актів розмінування, розрахунок відвернених збитків становить:

$$E_{\text{prew}} = 80 \times 6000 = 480\,000 \text{ грн.}$$

Інтеграція процесів дозволила уникнути марнотратного використання державного/грантового фінансування. На одному об'єкті було збережено 400 тис. грн, які в ізолюваній системі були б витрачені на підтвердження безпечного фону.

6.3. Перспективна модель архітектури управління та алгоритми міжвідомчої взаємодії у сфері оцінки забруднення земель внаслідок ведення бойових дій

Підсумовуючи результати проведеного дослідження, варто наголосити, що фундаментальною основою розробленої перспективної моделі є принцип синергетичної інтеграції та організаційної раціональності. Головна мета запропонованої архітектури управління полягає не у формуванні нової, відокремленої чи паралельної інфраструктури екологічного моніторингу (контролю), а в імплементації компонента екологічної оцінки безпосередньо в існуючу національну систему відновлення земель.

Реалізація запропонованої перспективної моделі базується на фундаментальному положенні: першочерговим та базовим етапом роботи на територіях, що зазнали впливу бойових дій, є безпосереднє здійснення заходів з протимінної діяльності. Саме цей етап гарантує необхідний рівень безпеки для цивільного населення, залученого операційного персоналу та навколишнього природного середовища, створюючи безальтернативні передумови для імплементації будь-яких подальших екологічних та відновлювальних програм. На територіях, де наявна мінно-вибухова загроза, будь-яка діяльність є небезпечною та фактично неможливою. Даний концептуальний підхід повністю корелює з національною нормативно-правовою базою. Зокрема, Закон України «Про протимінну діяльність в Україні» описує цей процес як комплекс заходів, що проводяться з метою забезпечення національної безпеки та безпосередньо спрямовані на зменшення соціального, економічного та, що критично важливо для даного дослідження, екологічного впливу вибухонебезпечних предметів на життя та діяльність населення [140].

Загальна схема перспективної моделі управління показана у **Додатку 10**. Спрощена схема показана на рисунку 28.

2. У контексті поточної війни та існуючих алгоритмів варто наголосити на ключовому принципі: абсолютно всі землі, на яких велися чи ведуться бойові дії, а також території, що зазнавали систематичних ударів засобів ураження, отримують статус імовірно забруднених територій (ІЗТ). ІЗТ визначаються як просторові зони, щодо яких наявна обґрунтована інформація або непрямі докази про присутність вибухонебезпечних предметів [143]. Цей підхід автоматично поширюється на всі тимчасово окуповані регіони, включаючи Автономну Республіку Крим. Саме така методологія первинної оцінки безпекових ризиків зумовлює безпрецедентно велику загальну площу імовірно забруднених земель в Україні на сьогодні, що становить 133 тис. км². Проте із цього можна зробити висновок, що далеко не всі ІЗТ є реально забрудненими.

З огляду на зазначене, на імовірно забруднених територіях першочерговим, базовим та визначальним етапом, що передує будь-яким операційним втручанням на місцевості, є нетехнічне обстеження (НТО). Даний процес забезпечує систематичний збір, аналітичну обробку та верифікацію непрямих даних (свідчення очевидців, архівні матеріали, просторові дані, картографічні джерела, оперативні зведення) з метою встановлення факту наявності або відсутності забруднення території вибухонебезпечними предметами без фізичного контакту з потенційними загрозами [143].

Саме за результатами НТО формується первинна просторова класифікація земель з присвоєнням ділянкам відповідних статусів (ймовірно небезпечна територія, підтверджено небезпечна територія або територія, виключена з переліку небезпечних). Така категоризація відіграє ключову роль у системі управління, оскільки дозволяє превентивно уникнути необґрунтованих виїздів персоналу на безпечні ділянки, мінімізувати операційні ризики, раціоналізувати планування наступних етапів (технічного обстеження, безпосереднього розмінування та екологічного скринінгу) і сконцентрувати ресурси виключно на локаціях із підтвердженими ризиками.

У контексті запропонованої перспективної моделі функціонал нетехнічного обстеження оптимізується за рахунок імплементації екологічної складової. У ході

НТО здійснюється визначення та фіксація не лише прямих мінно-вибухових загроз, але й усіх маркерів забруднення довкілля вибухонебезпечними предметами. Це охоплює виявлення потенційних загроз хімічного, біологічного, радіологічного та ядерного характеру, наявність видимих залишків вибухових речовин та елементів боєприпасів, фіксацію ознак фізичного руйнування ландшафту (зокрема, вирв від детонації), а також індикацію фітотоксичності, таких як деградацію чи пригнічення рослинного покриву.

Оцінка екологічних індикаторів на етапі НТО дозволяє сформувати обґрунтовані управлінські рішення щодо доцільності, обсягів та специфіки подальшого технічного обстеження, розмінування та проведення подальших екологічних досліджень. Відповідно до принципів міжвідомчої взаємодії, увесь масив зібраної інформації документується та інтегрується до загальної Системи управління інформацією в протимінній діяльності (IMSMA), що забезпечує єдиний інформаційний простір для прийняття рішень як у безпековій, так і в екологічній площинах і буде доступна всім операторам протимінної діяльності [142].

2.1. Докази ознак забруднення відсутні. Це передбачає, що за результатами комплексного аналізу матеріалів нетехнічного обстеження не встановлено достовірних свідчень наявності вибухонебезпечних предметів або пов'язаних із ними ознак забруднення довкілля. За таких умов земельна ділянка класифікується як «виключена з переліку потенційно небезпечних територій», і подальші заходи протимінної діяльності на ній не плануються.

Для верифікації попередніх висновків та мінімізації похибки, у разі початкової відсутності будь-яких доказів забруднення, ініціюється процедура контролю якості та/або повторне нетехнічне обстеження. Якщо за результатами перевірки статус виключеної території підтверджується, здійснюється документальне оформлення (складається Донесення про проведення нетехнічного обстеження та Звіт про виключення території з переліку потенційно небезпечних). Після цього матеріали у встановленому порядку передаються землекористувачу для подальшого безпечного використання ділянки із залишенням правового механізму перегляду статусу в разі надходження нової інформації.

З позиції запропонованої перспективної моделі управління, на територіях, що отримали документально підтверджений статус виключених, проведення спеціалізованих досліджень щодо визначення екологічного забруднення від ВВП визнається еколого-економічно недоцільним. Відсутність підтверджених фізичних загроз нівелює об'єктивні підстави вважати такі ділянки небезпечними з хімічної чи токсикологічної точок зору. Водночас, враховуючи фактор тривалого перебування цих земель в окупації та їхнє повернення до сільськогосподарського обігу, раціональним управлінським рішенням є ініціювання стандартного агрохімічного обстеження для оцінки загального стану та родючості ґрунтів. Проте реалізація вузькоспеціалізованих, дороговартісних лабораторних досліджень на наявність залишкових вибухових речовин (чи їх метаболітів) у таких випадках є організаційно та фінансово необґрунтованою.

Імплементація такого підходу набуває критичної ваги з огляду на значні площі територій, які вже пройшли цю процедуру. Як зазначалося, понад 37 тисяч квадратних кілометрів площ віднесено до земель, за якими офіційно підтверджено відсутність ознак мінно-вибухового забруднення. Відмова від примусового екологічного скринінгу на таких виключених масивах виступає важливим показником ефективності розробленої моделі. Це дозволяє гарантовано уникнути невиправданих витрат на лабораторні дослідження, істотно зменшити операційне навантаження на особовий склад, оптимізувати використання лабораторного обладнання та заощадити бюджетні й донорські кошти, перенаправляючи ресурси виключно на ділянки з підтвердженими ризиками.

2.2. Якщо під час НТО виявлено непрямі ознаки забруднення. Даний сценарій передбачає, що за результатами нетехнічного обстеження встановлюються опосередковані (непрямі) ознаки можливої наявності мінно-вибухових загроз. За таких умов досліджувана земельна ділянка класифікується як «імовірно небезпечна територія».

Виявлення та систематизація непрямих ознак вимагає обов'язкового документального оформлення шляхом складання Донесення про проведення НТО та Звіту про проведення НТО. У рамках розробленої перспективної моделі ці документи

є базовою інформаційною основою для подальшого планування заходів технічного обстеження, а також виступають вихідними даними для первинного просторового моделювання потенційного хімічного забруднення ґрунтів (зокрема, залишками вибухових речовин та важких металів) на етапі підготовки до майбутнього екологічного скринінгу.

У разі безпосереднього виявлення матеріальних об'єктів або беззаперечних наслідків мінно-вибухової діяльності безпосередньо на місцевості, територія класифікується як «підтверджено небезпечна територія».

За результатами верифікації та просторової фіксації прямих ознак оформлюються Донесення про проведення НТО та Звіт про проведення НТО. З позиції архітектури управління це є безальтернативною підставою для негайного впровадження заходів з маркування небезпечної зони, повного обмеження доступу для сторонніх осіб та планування подальшого технічного обстеження і суцільного розмінування.

У контексті інтегрованої екологічної оцінки, статус «підтверджено небезпечна територія» автоматично маркує відповідні координати як території із високим ризиком забруднення ґрунтів. Це зумовлює обов'язкове включення цих локацій до планів точкового відбору проб ґрунту та вегетаційної маси одразу після зниження рівня мінної загрози до безпечних операційних показників.

3. Продовженням операційного циклу, що ініціюється після первинної класифікації земельних ділянок як імовірно небезпечних (ІНТ) або підтверджено небезпечних (ПНТ), є етап технічного обстеження (ТО). Головною метою цього процесу є просторове підтвердження або спростування факту наявності забруднення, точне визначення його фізичних меж, ідентифікація типів і щільності залягання вибухонебезпечних предметів, а також обґрунтований розрахунок сил, засобів та обсягів робіт для можливого подальшого суцільного розмінування [135].

Згідно з чинними регламентами, технічне обстеження здійснюється виключно сертифікованими операторами протимінної діяльності із залученням відповідних технічних засобів.

Етап технічного обстеження є ключовим джерелом верифікованих вихідних даних для подальшої екологічної оцінки земель. За результатами технічного обстеження уточнюються категорія небезпечності ділянки, геопросторові межі зон, що підлягають очищенню, черговість виконання завдань, а також формується фактична доказова база щодо інтенсивності бойових дій. Фіксація номенклатури виявлених вибухонебезпечних предметів, їхньої кількості та локалізація місць їх скупчення дозволяють обґрунтовано планувати обсяги та пріоритетність екологічного скринінгу з урахуванням потенційного хімічного та токсикологічного навантаження на ґрунтовий покрив. Уся отримана інформація вноситься до Системи управління інформацією в протимінній діяльності (IMSMA), що забезпечує надійну основу для міжвідомчої взаємодії та прийняття управлінських рішень.

У разі, якщо за результатами технічного обстеження на окремих сегментах досліджуваної ділянки докази наявності вибухонебезпечних предметів не підтверджуються, застосовується процедура часткового розблокування території. Даний етап передбачає:

- уточнення та відповідне коригування геопросторових меж небезпечних зон;
- зняття тимчасових безпекових обмежень виключно в межах верифікованих та визнаних безпечними сегментів;
- збереження попереджувального маркування та режиму обмеження доступу на ділянках, де ризики залишаються не знятими;
- оновлення картографічних матеріалів та поточних робочих планів.

За результатами цих заходів формується проміжна звітна документація із відображенням площ частково розблокованих земель. Верифіковані безпечні сегменти набувають статусу таких, що можуть передаватися землекористувачу для подальшого використання за умови дотримання загальних вимог безпеки. Натомість нерозблоковані сегменти зберігають статус небезпечних територій, залишаються промаркованими, підлягають подальшому технічному обстеженню та/або розмінуванню і враховуються при плануванні подальших операцій. Уточнені просторові межі розблокованих та нерозблокованих зон фіксуються в звітній

документації та є базою для прийняття управлінських рішень щодо пріоритетності та послідовності подальших робіт.

Якщо за підсумками технічного обстеження встановлено відсутність доказів забруднення ВНП у межах усієї досліджуваної ділянки, ухвалюється рішення про повне розблокування території. На цьому етапі реалізується:

- офіційне підтвердження відсутності загроз на всій площі;
- скасування обмежень на пересування та ведення господарської діяльності;
- демонтаж системи тимчасового попереджувального маркування (відповідно до встановлених вимог безпеки);
- остаточне визначення меж виключених територій.

Завершення процедури супроводжується оформленням заключної документації з технічного обстеження та офіційною передачею матеріалів уповноваженим органам і безпосередньому землекористувачу. При цьому зберігається правовий механізм подальшого моніторингу або повторного перегляду статусу ділянки у разі виявлення нових обставин чи надходження нової інформації.

У межах розробленої перспективної моделі, на етапі передачі землекористувачу як повністю, так і частково розблокованих територій, передбачено імплементацію процедури базового екологічного скринінгу. Головною метою цього заходу є виключення наявності загроз забруднення за номенклатурою ХБРЯ (CBRNE) таких як вибухові речовини, хімічні агенти, радіаційні та інші небезпечні фактори. З огляду на принципи економічної раціональності, таке скринінгове дослідження здійснюється без застосування дороговартісних методів лабораторного аналізу, за винятком випадків, коли прямі підстави для їх проведення задокументовані в актах і звітах нетехнічного та технічного обстежень.

Для повністю розблокованих ділянок результати екологічного скринінгу підлягають додатковій перевірці та погодженню уповноваженими органами контролю, що виступає кінцевим підтвердженням відсутності загроз і правомірності відновлення землекористування. На територіях, що підлягають частковому розблокуванню, процедура скринінгу реалізується виключно в межах безпечних

сегментів, тоді як нерозблоковані зони залишаються під дією безпекових обмежень до завершення повного комплексу заходів з протимінної діяльності.

4. У разі класифікації ділянки як «підтверджено небезпечна територія», наступним етапом управлінського циклу є її розподіл на чотири черги розмінування. Формування відповідних черг здійснюється Національним органом з протимінної діяльності на підставі верифікованих матеріалів нетехнічного та технічного обстежень із обов'язковим погодженням з органами місцевого самоврядування. Під час визначення пріоритетності враховується комплекс факторів, серед яких визначальними є щільність забруднення вибухонебезпечними предметами та специфіка бойових дій, що велися на відповідній території. Такий підхід гарантує раціональний розподіл ресурсів, дозволяючи першочергово спрямовувати обмежені сили та засоби на ділянки з відносно нижчим рівнем мінної загрози, які підлягають очищенню в коротші терміни. Розподіл здійснюється за таким алгоритмом:

1-ша черга (високий пріоритет). Охоплює території з підвищеною загрозою для життя та здоров'я населення, об'єкти з нагальною потребою у відновленні, а також землі з незначною щільністю мінно-вибухового забруднення.

2-га черга. Включає території, введення яких у господарський обіг забезпечує значний економічний та гуманітарний ефекти. До цієї категорії належать землі сільськогосподарського призначення, виробничі зони та об'єкти комунальної інфраструктури, що характеризуються середньою або нерівномірною щільністю забруднення ВВП.

3-тя черга. До цієї черги належать території з високою щільністю або складною просторовою структурою забруднення. Це ділянки, де фіксувалося ведення інтенсивних бойових дій, наявність фортифікаційних укріплень позицій, а також імовірне застосування касетних боєприпасів. Проведення робіт на таких об'єктах потребує залучення значних ресурсів, спеціалізованої техніки, впровадження додаткових заходів безпеки та тривалого операційного планування.

4-та черга (низький пріоритет). Охоплює території, щодо яких за результатами НТО та ТО встановлено масштабне та системне забруднення ВВП. До цієї категорії відносяться збережені мінні поля, позиційні укріплення, ділянки зі щільним або

багаторядним розташуванням вибухонебезпечних предметів, включаючи комплексне поєднання боєприпасів різних типів. Ці ділянки характеризуються високою щільністю та складною структурою забруднення, підвищеними ризиками для залученого персоналу та максимальною тривалістю робіт з очищення.

Розподіл на черги є визначальним фактором для планування синхронних заходів екологічної оцінки та міжвідомчої взаємодії. Пріоритетне очищення територій першої та другої черг вимагає оперативної інтеграції протоколів базового екологічного скринінгу безпосередньо у процес передачі земель, що дозволяє швидко розрахувати еколого-економічну доцільність їх повернення в обіг.

Натомість території третьої та четвертої черг, що відзначаються системним забрудненням та тривалим періодом очікування на розмінування, класифікуються як зони пролонгованого токсикологічного ризику. Тривале знаходження значних обсягів ВВП у ґрунтовому профілі ініціює незворотну емісію та міграцію метаболітів вибухових речовин, як було досліджено у розділі 3. Враховуючи неможливість швидкого фізичного очищення таких ділянок, управлінська модель передбачає залучення спеціалізованих підрозділів для проведення періодичного дистанційного екологічного моніторингу та оцінки ступеня деградації ґрунтів і вегетаційного покриву на етапі очікування розмінування.

5. Тимчасова консервація без розмінування. У межах розробленої перспективної моделі, для територій, віднесених до 3-ї та 4-ї черг розмінування, за умов наявності значного забруднення ВВП, масштабних руйнувань ландшафту та підвищених ризиків для операційного персоналу, пропонується застосовувати механізм їх тимчасової консервації без безпосереднього проведення розмінування.

Відповідно до запропонованого алгоритму, перед ухваленням такого рішення передбачається здійснення поглибленої оцінки загроз із суворим дотриманням безпекових вимог. Цей процес включає проведення скринінгових та лабораторних досліджень за групами CBRNE із залученням профільних підрозділів (спеціалізованих груп ХБРЯ-захисту, акредитованих лабораторій Міністерства оборони України, Державної екологічної інспекції та інших уповноважених органів). Головною метою цього етапу є визначення наявності забруднення довкілля, зокрема

залишками вибухових речовин, що дозволяє превентивно мінімізувати подальші токсикологічні ризики для саперних підрозділів і населення.

Архітектура міжвідомчої взаємодії передбачає, що рішення щодо консервації розглядається колегіально за участю операторів протимінної діяльності, фахівців із ХБРЯ-захисту, представників лабораторій Міноборони, ДЕІ та відповідних органів контролю (залежно від категорії земель). Остаточне затвердження такого рішення пропонується покласти на: Національний орган з протимінної діяльності, відповідні місцеві та центральні органи виконавчої влади, землекористувача, а також на Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України (зокрема, в частині розробки та імплементації механізмів компенсації землекористувачам).

Запропонована модель визначає, що тимчасова консервація може застосовуватися, зокрема, у випадках:

- наявності серйозних фізичних руйнувань ґрунтового покриву;

- високої щільності та складної структури забруднення ВНП;

- аналітично підтвердженого виявлення значних концентрацій вибухових речовин;

- фіксації ознак хімічного, біологічного, радіологічного або ядерного (ХБРЯ) забруднення;

- суттєвої фізичної та екологічної деградації території.

Окрім того, алгоритм консервації доцільно застосовувати щодо територій із високим ризиком повторного забруднення, наприклад, у буферних зонах поблизу державного кордону з російською федерацією, а також на ділянках, які потенційно можуть бути задіяні Силами оборони України для виконання оборонних завдань. Проведення заходів із розмінування у таких локаціях розглядається як передчасне або еколого-економічно нераціональне через високі безпекові ризики та загрозу повної втрати результатів виконаних робіт.

Відповідно до запропонованого організаційного підходу, статус законсервованих територій має підлягати обов'язковому перегляду з періодичністю не рідше одного разу на 5 років. Позачерговий перегляд може ініціюватися у разі появи вільних сил і засобів для розмінування, суттєвої зміни безпекової обстановки,

повного усунення ризиків повторного забруднення або виникнення об'єктивної потреби у введенні конкретних земель у господарський обіг. Такий перегляд має супроводжуватися оновленням комплексної оцінки ризиків, належним документальним оформленням ухвалених рішень та відповідним коригуванням операційних планів.

6. Розмінування. Відповідно до загальної архітектури протимінної діяльності, на етапі безпосереднього розмінування здійснюється комплекс практичних заходів із виявлення, ідентифікації, знешкодження та вилучення вибухонебезпечних предметів.

У межах запропонованої перспективної моделі передбачається, що за необхідності та з обов'язковим урахуванням верифікованих результатів нетехнічного (НТО) і технічного (ТО) обстежень, до цього операційного процесу інтегрується екологічна складова. Це реалізується шляхом залучення акредитованих лабораторій та спеціалізованих профільних підрозділів (зокрема, груп ХБРЯ-захисту / CBRNE). Їхнім функціональним завданням є проведення паралельних інструментальних та аналітичних досліджень щодо наявності загроз за номенклатурою CBRNE (хімічні, біологічні, радіаційні, ядерні та вибухові загрози). Окрім цього, здійснюється індикація додаткових факторів забруднення довкілля, зумовлених інтенсивним веденням бойових дій, до яких належать накопичені продукти детонації, залишки паливно-мастильних матеріалів, важкі метали та інші токсичні сполуки.

Отримані під час таких досліджень результати пропонується безпосередньо використовувати для оперативного коригування тактики проведення розмінування. Такий міжвідомчий підхід забезпечує мінімізацію ризиків токсикологічного ураження для залученого персоналу, дозволяє обґрунтовано визначити необхідні обсяги додаткових заходів безпеки (зокрема, застосування специфічних засобів індивідуального захисту), а також формує первинну інформаційну базу для розробки подальших планів екологічного моніторингу та стратегії просторового відновлення очищеної території.

7. Контроль якості розмінування. Відповідно до запропонованої архітектури управління, етап контролю якості розмінування здійснюється з метою об'єктивного підтвердження повноти, безпечності та відповідності виконаних операційних робіт

вимогам чинних стандартів протимінної діяльності. Зазначений процес передбачає імплементацію двох взаємодоповнюючих компонентів: польового та документального контролю.

Польовий контроль якості пропонується проводити безпосередньо на місцевості уповноваженим органом (або залученими незалежними інспекторами) після завершення виконання робіт оператором протимінної діяльності, але до офіційного прийняття території.

За результатами польового етапу оформлюється відповідний акт перевірки, а в разі виявлення недоліків формуються обов'язкові вимоги щодо їх оперативного усунення [145].

Документальний контроль якості передбачає комплексний аналіз та верифікацію всієї супровідної документації, наданої оператором протимінної діяльності. До переліку документів, що підлягають перевірці, належать:

затверджені плани робіт та карти очищення території;

журнали оперативного обліку та протоколи виявлення і знешкодження ВНП;

офіційні звіти за результатами технічного обстеження та розмінування;

схеми фактичних меж та геопросторові координати очищених ділянок;

акти проведення внутрішнього контролю якості безпосередньо оператором [145].

Після позитивного висновку за результатами польового та документального контролю оформлюється Акт контролю якості розмінування. Цей документ юридично підтверджує відповідність виконаних робіт встановленим національним стандартам та безпековим вимогам. Із моменту підписання зазначеного акту процедура протимінної діяльності на відповідній ділянці вважається адміністративно завершеною (процес вивільнення землі — *land release*), що формує легітимні підстави для її подальшої передачі безпосередньому землекористувачу та введення у господарський обіг.

У разі, якщо під час проведення польового або документального контролю виявляються порушення вимог стандартів, фіксується недостатня глибина очищення, відсутність повноти виконаних робіт або ідентифікуються інші фактори безпекового

ризик, передбачається оформлення Акту невідповідностей. У цьому документі обов'язково деталізуються: вичерпний перелік виявлених недоліків, їх точне місцезнаходження та характер, потенційні безпекові наслідки, а також визначаються обов'язкові коригувальні заходи і жорсткі строки їх виконання.

Запропонований алгоритм передбачає, що до моменту повного усунення зафіксованих невідповідностей земельна ділянка не підлягає прийняттю до експлуатації; на ній у повному обсязі зберігаються безпекові обмеження доступу та попереджувальне маркування. Окрім цього, уповноваженим органом може бути висунута вимога щодо проведення процедури повторного розмінування чи проведення рекультивації території. Лише після належного доопрацювання ініціюється повторний контроль якості, за результатами якого ухвалюється остаточне управлінське рішення щодо подальшого вивільнення землі.

8. Скринінгова первинна ідентифікація залишкових ризиків під час контролю якості розмінування. Алгоритм передбачає, що безпосередньо під час проходження процедури контролю якості здійснюється скринінгова (оглядова) первинна ідентифікація залишкових ризиків. На цьому етапі реалізується базовий екологічний скринінг та інструментально-лабораторний контроль з метою виявлення фактів залишкового забруднення вибухонебезпечними предметами, визначення типів вибухових речовин, фіксації орієнтовних рівнів їх концентрацій та обов'язкового геопросторового картографування результатів.

До виконання зазначених робіт, у межах процедур контролю якості, залучаються акредитовані лабораторії Міністерства оборони України, підрозділи Державної екологічної інспекції України (за відповідним запитом), а також інші уповноважені органи контролю.

Критичне значення даного етапу обґрунтовується наявністю відкритого операційного доступу до ґрунтового покриву ділянки до моменту її офіційної передачі землекористувачу та до початку будь-яких агротехнічних чи рекультиваційних заходів, здатних фізично замаскувати сліди забруднення. Водночас дотримано норму національного законодавства: виявлення індикаторів залишкового хімічного забруднення не зупиняє і не блокує юридичну процедуру передачі ділянки

кінцевому землекористувачу після офіційного завершення протимінних заходів (land release). Зазначений етап є визначальним для подальшої екологічної оцінки, формування пріоритетів моніторингу, планування заходів із локалізації ризиків, рекультивації та прийняття управлінських рішень щодо безпечного землекористування.

8.1. Залишкове забруднення не виявлено. У разі, якщо за результатами первинного екологічного скринінгу, інструментально-лабораторних досліджень та аналізу наявних матеріалів протимінної діяльності не встановлено ознак залишкового забруднення вибуховими чи іншими небезпечними речовинами, формується повний пакет верифікованих документів. До нього входять матеріали нетехнічного та технічного обстежень, акти контролю якості та звіти екологічного скринінгу, які у встановленому порядку передаються до Державної екологічної інспекції України та інших уповноважених органів за належністю.

Згідно із законодавством України, земельна ділянка набуває статусу такої, що пройшла протимінні заходи (land release). Подальші агрохімічні дослідження (для земель сільськогосподарського призначення) або інші цільові перевірки на потенційні види забруднення із залученням ДЕІ здійснюються виключно за обґрунтованої необхідності та за обов'язковим погодженням із землекористувачем, де сформований пакет документів виступає єдиною легітимною підставою для їх ініціювання. Завершенням етапу є оформлення підсумкового звіту для землекористувача та відповідних органів виконавчої влади, а за необхідності — видача сертифіката відповідності (безпечності) земельної ділянки.

8.2. Виявлено залишкове забруднення. У разі підтвердження фактів залишкового забруднення, пов'язаного з вибухонебезпечними предметами або супутніми екологічними факторами, здійснюється безальтернативна передача повного пакета зібраної інформації (матеріали НТО, ТО, контролю якості, звіти скринінгу та лабораторних досліджень) до Державної екологічної інспекції України та суміжних уповноважених органів. При цьому земельна ділянка зберігає статус такої, що пройшла заходи з розмінування (land release), і передається землекористувачу відповідно до загальної процедури.

Ключовим завданням на цьому етапі визначено прецизійну ідентифікацію вибухових речовин, а також їхніх продуктів розпаду та трансформації (зокрема, токсичних метаболітів тринітротолуолу). Доведено, що таке забруднення переважно має жорстко локалізований (точковий) характер навіть за умов високої інтенсивності бойових дій та високої щільності мінування. Імплементация такого підходу дозволяє:

коректно розрахувати реальні ризики для довкілля та здоров'я населення;

гарантовано уникнути необґрунтованого проведення масштабних інструментальних досліджень на великих площах;

забезпечити еколого-економічну раціональність розподілу наявних ресурсів (фінансових, лабораторних, організаційних);

спрямовувати державні та донорські кошти пріоритетно на ділянки з підтвердженими екологічними загрозами.

8. Проведення детального екологічно-інженерного обстеження

У разі, якщо за результатами етапу скринінгового дослідження встановлено наявність об'єктивних ознак потенційного або фактичного забруднення (зокрема, зумовленого впливом вибухонебезпечних предметів, накопиченням продуктів детонації, паливно-мастильними матеріалами, важкими металами чи іншими ХБРЯ-загрозами), запропонована модель регламентує ініціювання детального екологічно-інженерного обстеження відповідно до законодавства України.

Визначено, що організація та безпосереднє проведення даного обстеження покладається на Державну екологічну інспекцію України (ДЕІ). Підставою для розгортання робіт є формування відповідного припису, який базується на верифікованій інформації, переданій суб'єктами протимінної діяльності (документація з контролю якості, акти НТО і ТО, звіти первинного скринінгу). Забезпечення комплексності обстеження реалізується через залучення (за належністю) фахівців Держгеокадастру, представників органів місцевого самоврядування, військових адміністрацій, а також експертів відомчих лабораторій та інших центральних органів виконавчої влади у межах їхньої нормативної компетенції.

У процесі детального екологічно-інженерного обстеження обов'язково здійснюються:

прецизійне уточнення геопросторових меж фактичного забруднення;

інструментальне обстеження ділянок на предмет перевищення встановлених гранично допустимих концентрацій забруднюючих речовин;

нормативний відбір та глибокий лабораторний аналіз проб ґрунтів, поверхневих/ґрунтових вод, донних відкладів та вегетаційної маси (рослинного матеріалу);

точна ідентифікація типів вибухових речовин та продуктів їхньої токсичної трансформації;

комплексний аналіз ХБРЯ-ризиків та моделювання векторів потенційної міграції токсикантів у трофічних ланцюгах;

остаточне картографування небезпечних зон та розрахунок рівня екологічного ризику для населення, довкілля та подальшого землекористування.

За результатами проведеного обстеження Державна екологічна інспекція реалізує такі управлінські кроки:

формує офіційний припис (вимогу) щодо зафіксованого факту та обсягів забруднення;

визначає обґрунтовану необхідність проведення рекультиваційних заходів, повної/часткової консервації земель або встановлення режимних обмежень щодо їх господарського використання;

міжвідомчо узгоджує черговість та безпосередніх виконавців відновлювальних заходів у межах наданих повноважень.

Ухвалення зазначених рішень у розробленій архітектурі управління базується на принципах превентивності, пріоритетності захисту життя і довкілля, а також спирається на розрахунки еколого-економічного аналізу витрат і вигод (cost-benefit analysis). Це гарантує дотримання принципу пропорційності, дозволяючи уникнути надмірних чи необґрунтованих фінансових витрат і забезпечуючи спрямування державних та донорських ресурсів виключно на ті локації, де існують реально підтверджені токсикологічні ризики.

9. Оцінка придатності земель та управлінські рішення. Етап оцінки придатності земель є завершальною аналітичною стадією запропонованої моделі, що передбачає системне узагальнення результатів протимінної діяльності, первинних екологічних скринінгів та детальних екологічно-інженерних обстежень. Головною метою цього етапу є обґрунтоване визначення рівня безпечності та правових можливостей подальшого використання досліджуваної ділянки. Зазначений процес реалізується у строгій відповідності до законодавства України шляхом міжвідомчої взаємодії місцевих органів виконавчої влади, військових адміністрацій, Державної екологічної інспекції, Держгеокадастру, профільних центральних органів виконавчої влади та безпосереднього землекористувача.

Під час цього етапу формується комплексна оцінка фактичного стану земель. Аналітичній обробці підлягають: характер і просторові масштаби підтвердженого забруднення, токсикологічні ризики для здоров'я населення та довкілля, поточний правовий режим земель, а також потенційні соціально-економічні наслідки для територіальних громад. Обов'язковим елементом є оцінка ризиків міграції забруднювачів, а також врахування просторової близькості водних об'єктів, населених пунктів та об'єктів критичної інфраструктури. Усі управлінські рішення приймаються з дотриманням принципів пріоритету охорони життя і довкілля, правової визначеності, економічної доцільності та збереження юридичного механізму їх подальшого перегляду.

9.1. Придатність для використання без обмежень. У разі, якщо за результатами детального екологічно-інженерного обстеження встановлено відсутність перевищень гранично допустимих концентрацій (ГДК) за специфічними та загальними групами забруднювачів, земельна ділянка визнається придатною для подальшого використання без обмежень. Такий висновок формується виключно на підставі повної сукупності документів, що підтверджують нівелювання мінно-вибухових і токсикологічних ризиків.

Після офіційного ухвалення рішення відповідний статус ділянки фіксується у матеріалах державного обліку та землевпорядній документації. Територія передається землекористувачу для повноцінного господарського обігу із відповідним

інформуванням органів державної влади. У подальшому такі ділянки інтегруються до планових державних програм екологічного моніторингу для забезпечення можливості своєчасного оперативного реагування у разі виявлення нових обставин.

9.2. Придатність із локальними обмеженнями. Якщо результати інструментально-лабораторних досліджень фіксують наявність просторово обмежених (локальних) зон перевищення ГДК, проте середні (медіанні) показники забруднення загального масиву залишаються в межах нормативних значень, ділянка отримує статус придатної з локальними обмеженнями.

Управлінськими рішеннями встановлюються жорсткі спеціальні умови землекористування: повна заборона або тимчасове обмеження діяльності на конкретних забруднених сегментах, проведення точкової рекультивації, просторова ізоляція (укриття) небезпечних зон, а також запровадження специфічних режимних вимог. Статус ділянки та перелік обмежень підлягають обов'язковому документальному оформленню з долученням повного пакета матеріалів протимінної діяльності (зокрема, актів land release), результатів скринінгу та лабораторних висновків. Землекористувач під розпис інформується про встановлені режими та зобов'язання. Встановлений правовий режим не є остаточним: після виконання приписів контролюючих органів, успішної реалізації локальних відновлювальних заходів та лабораторного підтвердження безпечності ділянки, рішення щодо обмежень підлягає перегляду з можливістю їх скасування.

9.3. Потреба у комплексній рекультивації або зміні цільового призначення. У випадках, коли аналітичні дані свідчать про системне площинне (розповсюджене) перевищення ГДК, наявність високотоксичних та стійких забруднювачів, а також критичний рівень ризику для довкілля, земельна ділянка класифікується як така, що потребує комплексної рекультивації.

На період підготовки та реалізації затвердженого плану рекультиваційних заходів господарське землекористування припиняється або суттєво обмежується до моменту підтвердження безпечності території. Водночас, зважаючи на принципи еколого-економічної доцільності, для ділянок із критичним рівнем деградації розглядається механізм зміни цільового призначення. Опираючись на міжнародні

моделі прагматичного управління територіями, що зазнали інтенсивного військового впливу (де замість фінансово необґрунтованого тотального очищення територія виводиться з обігу задля виконання міжнародних конвенцій та уникнення колосальних витрат на відновлення), перспективна модель передбачає ухвалення комплексних альтернативних рішень. До них належать: зміна характеру господарського використання, державний викуп або фінансова компенсація землекористувачу, переведення земель у статус спеціальних режимних територій (зокрема, створення військових лісів чи ділянок для потреб Сил оборони) або формування природоохоронних (заповідних) зон. Такий підхід забезпечує довгостроковий раціональний баланс між безпекою населення, мінімізацією екологічних ризиків та економічними інтересами держави.

9.4. Тимчасова непридатність території. У випадках, коли рівень токсикологічного та мінно-вибухового забруднення земельної ділянки унеможлиблює її безпечне використання, фіксується значне та просторово поширене перевищення гранично допустимих концентрацій (ГДК) забруднюючих речовин, а також існують критичні ризики для здоров'я населення та довкілля, територія класифікується як тимчасово непридатна. Набуття такого статусу є безальтернативною підставою для ухвалення управлінського рішення про встановлення режиму консервації. Цей режим передбачає повну заборону або суворе обмеження господарського землекористування із обов'язковим взяттям ділянки на державний облік деградованих земель відповідно до чинного законодавства України.

Рішення про консервацію ухвалюється місцевими органами виконавчої влади виключно на підставі комплексних висновків екологічних та інженерно-геологічних досліджень, верифікованих матеріалів протимінної діяльності, а також офіційних пропозицій компетентних органів. Функції контролю за дотриманням установленого режиму покладаються на Державну екологічну інспекцію та Держгеокадастр, тоді як профільні центральні органи виконавчої влади забезпечують координацію в межах своїх повноважень. Законсервована ділянка підлягає обов'язковому внесенню до відповідних державних реєстрів (систем обліку) та інтегрується до національних програм екологічного моніторингу.

У період дії режиму консервації здійснюється безперервне спостереження за станом довкілля, реалізуються превентивні заходи з мінімізації ризиків, просторової локалізації або зниження рівня забруднення. За наявності відповідного техніко-економічного обґрунтування ініціюється планування рекультиваційних робіт або розглядається питання щодо зміни цільового призначення земель. Статус тимчасової непридатності не є остаточним: архітектура управління вимагає його обов'язкового перегляду не рідше одного разу на п'ять років, а також позачергово — у разі об'єктивної зміни екологічних умов, усунення небезпек або появи нових технологічних можливостей для відновлення ґрунтового покриву.

За результатами періодичного перегляду може ухвалюватися комплексне управлінське рішення, що включає механізм потенційного примусового вилучення (викупу) земельної ділянки у землекористувача із забезпеченням відповідної фінансової компенсації у передбаченому законом порядку та зміною характеру використання. У таких випадках перспективна модель управління спирається на принципи прагматизму: розглядається створення військових лісів, передача ділянок для потреб Сил оборони, формування закритих природоохоронних територій або зведення меморіальних комплексів. Це дозволяє державі виконати міжнародні зобов'язання у сфері екологічної безпеки та уникнути нераціональних, колосальних фінансових витрат на тотальне очищення безповоротно деградованих площ. Усі рішення на цьому етапі ухвалюються виключно в комплексі, забезпечуючи раціональний баланс між безпекою, екологічною та економічною доцільністю, а також довгостроковими інтересами держави, територіальних громад і землекористувачів.

Висновки по розділу 5

У п'ятому розділі дисертаційної роботи розроблено систему управління екологічною безпекою ґрунтів у рамках проведення протимінної діяльності в Україні та сформовано перспективну модель архітектури міжвідомчої взаємодії. На базі науково-практичного обґрунтування комплексного скринінгово-аналітичного підходу, а також за результатами визначення організаційно-функціональних засад залучення спеціалізованих підрозділів до системи екологічного моніторингу, одержано такі основні результати:

1. Підтверджено високу аналітичну ефективність експрес-скринінгу *in situ*: розрахована чутливість якісного методу становить 91,67% (що перевищує встановлений мінімальний поріг у 90%), а рівень критичних хибнонегативних помилок мінімізовано до 8,33%.

2. Доведено еколого-економічну ефективність впровадження скринінгового підходу на основі різних типів моделювання: при оптимізації аналізу 80 проб прямі витрати знижуються на 89,5% у разі відсіювання безпечного фону та на 56,7% навіть за умови повного лабораторного підтвердження забруднення порівняно з базовим методом без застосування скринінгу.

3. Обґрунтовано необхідність застосування мультиінструментального підходу із залученням комплексу різних методів (оптичних, мас-спектрометричних, іонізаційних). Спільне використання приладів забезпечує перехресну верифікацію результатів безпосередньо в районі моніторингу та повністю нівелює хибні апаратні тригери від супутніх агентів.

4. Сформовано операційну архітектуру дистанційного виявлення ВР на базі спеціалізованих підрозділів CBRNE та EOD. Доведено, що їх спільна інтеграція в технічне обстеження забезпечує неінвазивний скринінг об'єктів природно-заповідного фонду, точкове таргетування дороговартісного підводного розмінування акваторій, а також оперативну детекцію супутніх ХБРЯ загроз.

5. Обґрунтовано математичну модель організаційно-економічної ефективності спільного застосування підрозділів. Верифікацією на реальних локаціях

підтверджено запобігання втратам від простою на суму 42 078 грн за рахунок скорочення аналітичного циклу на 13 діб (с. Киселівка, 20,23 га) та повне відвернення марних витрат на сліпий фоновий моніторинг у розмірі 480 000 грн шляхом блокування лабораторного аналізу 80 проб на безпечних територіях (м. Снігурівка, 50,06 га).

6. Створено систему управління екологічною безпекою ґрунтів. Доведено, що її інтеграція в протимінну діяльність має охоплювати 70% операцій, де ключовим етапом виступає нетехнічне обстеження з подальшим включенням процедур на етапі контролю якості розмінування.

7. Обґрунтовано класифікацію консервації земель залежно від антропогенного навантаження та статусу очищення: повна (з розмінуванням), часткова та без проведення розмінування. Визначено нормативний п'ятирічний цикл перегляду архітектури управління. Встановлено, що динаміка кумулятивного забруднення продуктами детонації вимагає регулярної актуалізації нормативів та адаптації алгоритмів міжвідомчої взаємодії.

ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі вирішено актуальне науково-прикладне завдання розроблення ефективної системи оцінювання ступеня забруднення вибуховими речовинами та розробленні організаційно-управлінської моделі міжвідомчої взаємодії для забезпечення екологічної безпеки територій, що постраждали внаслідок бойових дій.

Основні результати дослідження відповідають поставленим завданням та визначають перспективи подальших досліджень у сфері екологічної безпеки, повоєнного відновлення та протимінної діяльності:

1. Проаналізовано, що на перший етап російсько-української війни 2014-2022 рр. до 47 % від застосовуваних основних засобів ураження було артилерійсько-мінометне озброєння. Визначено, що з початком повномасштабного вторгнення добові витрати коливалися від 10 до 70 тисяч пострілів, де артилерійські системи становили 60-80 %. Станом на початок 2026 року частка у вогневому ураженні на ЛБЗ зросла до 60 % (12-16 тисяч ударів на добу), причому обсяги артилерійських ударів продовжують становити значну частку.

2. Доведено, що пріоритетним та найбільш токсичним чинником залишкового забруднення є внутрішнє спорядження боєприпасів є вибуховий заряд та залишки металних сумішей. Встановлено, що найбільше співвідношення кількості вибухових речовин до загальної маси ВНП у протитанкових наземних мін (75%) та ФАБ (60%), а найменша у РСЗВ (8-9% без врахування ТРП). Встановлено, що більшість ВР застосовуються у складі різних рецептур ВР, що мають високий ступінь уніфікації, де розбіжності зводяться до відсоткового співвідношення компонентів.

3. Встановлено, що допоміжні компоненти під час штатного функціонування згоряють повністю до газів. Обґрунтовано хіміко-аналітичну доцільність включення мікродисперсного алюмінію до маркерів екологічного моніторингу: його масова частка сягає до 22 %, що при масованому застосуванні зброї викликає аномальне локальне концентрування оксидів металу і може слугувати непрямим маркером наявності забруднення.

4. Доведено високу екотоксикологічну небезпеку та міграційну здатність основних військових вибухових речовин. Встановлено, що їхні фізико-хімічні властивості зумовлюють постійний ризик вимивання токсикантів у підземні водоносні горизонти. Обґрунтовано високу системну токсичність цих сполук для людини (канцерогенний ризик, ураження ЦНС та печінки). Обґрунтовано ключовий механізм прихованої екологічної загрози, який полягає у непропорційно низькій фітотоксичності вибухових речовин порівняно з їхньою небезпекою для людини та фауни.

5. Доведено, що процеси хімічної трансформації вибухових речовин розпочинаються приховано задовго до бойового застосування, ще на етапі зберігання, що має критичне значення для наземних мін, що зазнають впливу ґрунту ще до моменту вибуху. Обґрунтовано суттєві відмінності у складі продуктів трансформації залежно від фізико-хімічного режиму активації енергетичних матеріалів. Встановлено, що під час перебування вибухових речовин у довкіллі вихідні сполуки можуть трансформуватися.

6. Доведено фрагментарність сучасної наукової бази щодо процесів екологічної трансформації вибухових речовин у довкіллі. Встановлено, що екстраполяція результатів суто лабораторних або модельних досліджень не здатна повною мірою відтворити реальну динаміку в природних екосистемах через брак достовірних даних щодо констант швидкості реакцій та стабільності проміжних метаболітів у гетерогенних ґрунтових системах.

7. Доведено, що екологічні ризики трансформації вибухових речовин значно перевищують небезпеку вихідних сполук за критеріями мобільності, біоаккумуляції, токсичності та прихованої дії. Встановлено, що проміжні метаболіти характеризуються вищою розчинністю (для 2,4-DANT вона перевищує 420 мг/л порівняно зі 130 мг/л для базового тротилу), що інтенсифікує їхнє вимивання у водоносні горизонти та підвищує біодоступність для включення у харчові ланцюги. Обґрунтовано вищу токсичність похідних сполук: нормативні рівні скринінгу ґрунтів (SSL) для 2,4-динітротолуолу (1,7 мг/кг) та 2,6-динітротолуолу (0,36 мг/кг) є в десятки разів жорсткішими за ліміт для чистого тротилу (21 мг/кг).

8. Обґрунтовано, що повноцінне детонаційне перетворення високого порядку генерує мізерно малу кількість залишків. Хімічні втрати детонації, зумовлені викидом незареагованих мікрочастинок у супутню хвилю розрідження, становлять від 0,000007 % до 0,002 % від початкової маси заряду, що класифікує штатні вибухи як екологічно малозначущі джерела забруднення.

9. Визначено, що найбільшу частку залишкового хімічного забруднення та максимальну довгострокову загрозу для екосистем формують процеси дефлаграції (горіння) основних зарядів. Внаслідок слабкого ініціюючого імпульсу, зволоження або деградації вибухової речовини хімічно споживається лише від 70 % до 95 % енергетичного матеріалу. Ефективний кінетичний імпульс для утворення вирви при цьому відсутній, а незареагована речовина розсіюється у довкіллі у формі гранул або поверхневих кристалічних залишків.

10. Розраховано баланс екологічного навантаження на прикладі обстрілу високої інтенсивності (350 пострілів/км/добу 152-мм снарядами із зарядом 6,73 кг ВР А-ІХ-2). Встановлено, що за коефіцієнта нештатного спрацювання у 20 % (70 снарядів) сумарна маса залишкового забруднення ґрунту становить 187,09 кг. Доведено, що основна маса цього забруднювача — 53,96 % (100,95 кг) — генерується неповними детонаціями низького порядку (60 подій із 25 % залишку заряду), а 35,97 % (67,30 кг) надходить від повністю нерозірваних боєприпасів (10 одиниць). Натомість 280 штатних детонацій (80 % від випущених снарядів) формують лише 10,07 % (18,84 кг) сумарного екотоксикологічного навантаження, попри утворення 100 % візуально видимих вирв.

11. Проведено експериментальні аналізи у Харківській та Миколаївській областях. Доведено, що при оцінці стандартними протоколами на вихідну сполуку навіть в умовах надзвичайного забруднення ґрунтів ВР до рівня “рожевий ґрунт” може вказувати на хибнонегативний результат. Аргументовано про необхідність проведення первинного (скринінгового) аналізу з метою визначення точних продуктів трансформації вибухових речовин у польових умовах. Крім того, аргументовано використання алюмінію як непрямого маркеру місць значного забруднення вибуховими речовинами.

12. Встановлено організаційні та безпекові чинники, що обмежують ефективність екологічного моніторингу безпосередньо після завершення бойових дій. В ході практичних досліджень доведено, що висока мінно-вибухова загроза повністю блокує репрезентативний відбір проб на неочищених територіях, тоді як ділянки, що пройшли контроль якості розмінування, негайно піддаються агротехнічній обробці землекористувачами.

13. Обґрунтовано фізико-хімічні обмеження застосування одних приладів (наприкладі портативних раман-спектрометрів) для первинного скринінгу ВР у польових умовах. Доведено, що в зонах інтенсивних бойових дій супутнє забруднення ґрунту викликає спотворення результатів, яка повністю маскує спектральні лінії базових вибухових речовин та їхніх метаболітів.

14. Доведено пряму просторову кореляцію між наявністю боєприпасів та хімічним забрудненням. Встановлено, з метою ефективного пробовідбору необхідно проводити в рамках проведення контролю якості розмінування із просторовою прив'язкою до звітної документації операторів протимінної діяльності.

15. Практично оцінено та визначено ефективні та необхідні управлінські моделі провідних держав світу, в тому числі перевагу гнучкої організаційної моделі спільного застосування саперів та підрозділів РХБз із перехресною підготовкою кадрів, французької моделі раціонального просторового планування та зонування територій залежно від рівня загрози, а також прагматичність німецької моделі управління територіями природно-заповідного фонду та етапності проведення оцінки забруднення ВР з фокусному точковому відбору проб виключно в осередках акумуляції замість сіткового методу.

16. Доведено хибність застосування уніфікованих граничних концентрацій: формалізований підхід з ідентичними значеннями для різних речовин ігнорує реальні сценарії експозиції та веде до необґрунтованого вилучення земель. Підтверджено доцільність міжнародної практики із застосуванням *site-specific risk assessment* та адаптацією міжнародних протоколів.

17. Визначено канадську систему *risk-based soil standards* (Британська Колумбія) як оптимальну основу для України. Обґрунтовано її методологічну

перевагу: розрахунковий підхід безпосередньо інтегрує сільськогосподарські шляхи експозиції, уникаючи як надмірної жорсткості, так і недооцінки ризиків для земель сільськогосподарського призначення.

18. Практично доведено еколого-економічну ефективність впровадження скринінгового підходу: при оптимізації аналізу 80 проб прямі витрати знижуються на 89,5% у разі відсіювання безпечного фону та на 56,7% навіть за умови повного лабораторного підтвердження забруднення порівняно з базовим методом без застосування скринінгу.

19. Обґрунтовано необхідність застосування мультиінструментального підходу із залученням комплексу різних методів (оптичних, мас-спектрометричних, іонізаційних). Спільне використання приладів забезпечує перехресну верифікацію результатів безпосередньо в районі моніторингу та повністю нівелює хибні апаратні тригери від супутніх агентів.

20. Сформовано операційну архітектуру дистанційного виявлення випаровувань ВР на базі спеціалізованих підрозділів CBRNE та EOD. Доведено, що їх спільна інтеграція створить ефективне екологічне управління в рамках проведення протимінної діяльності. Підтверджено запобігання втратам від 42 078 грн за рахунок скорочення аналітичного циклу на 13 діб (с. Киселівка, 20,23 га) та повне відвернення марних витрат на сліпий фоновий моніторинг у розмірі 480 000 грн шляхом блокування лабораторного аналізу 80 проб на безпечних територіях (м. Снігурівка, 50,06 га).

21. Створено систему управління екологічною безпекою ґрунтів. Доведено, що її інтеграція в протимінну діяльність має охоплювати 70% операцій, де ключовим етапом виступає нетехнічне обстеження з подальшим включенням процедур на етапі контролю якості розмінування.

22. Обґрунтовано трирівневу класифікацію консервації земель залежно від антропогенного навантаження та статусу очищення: повна (з розмінуванням), часткова та без проведення розмінування. Визначено нормативний п'ятирічний цикл перегляду архітектури управління.

СПИСОК БІБЛЮГРАФІЧНИХ ПОСИЛАНЬ ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Артур Середін. Стаття «Війна в Україні як війна п'ятого покоління: Чому ця війна не переросте у Третю світову». Аналітично-дослідницький центр Політична теологія. <https://politteo.online/materialy/vijna-v-ukrayini-yak-vijna-pyatogo-pokolinnya-chomu-czya-vijna-ne-pereroste-u-tretyu-svitovu>.
2. Віктор Трегубов (2015, 15 грудня). Коли цифри говорять самі за себе: навіщо Кремль рве жили на Донбасі? Аналітичний портал Слово і Діло. Вилучено з: <https://www.slovoidilo.ua/2015/12/11/kolonka/vyktor-trehubov/bezpeka/koly-cyfy-hovoryat-sami-za-sebe-navishho-kreml-rve-zhyly-na-donbasi?utm>.
3. 2021 рік на Донбасі: як змінювалася інтенсивність обстрілів (2021, 28 грудня). Аналітичний портал Слово і Діло. <https://www.slovoidilo.ua/2021/12/28/infografika/bezpeka/2021-rik-donbasi-yak-zminyuvalasya-intensyvnist-obstriliv>.
4. HerrDr8 (2023, 3 жовтня). Блог OSINT-дослідника @HerrDr8. <https://twitter.com/HerrDr8/status/1709115816203923838>.
5. Джеріпа, А. (2024, 20 серпня). *Сирський розкрив співвідношення застосування снарядів на передовій – ситуація покращується*. LIGA.net. <https://news.liga.net/ua/politics/news/syrskiyi-ukraina-ta-rosiia-zastosovuiut-snariady-u-spivvidnoshenni-1-do-3>.
6. Syrsky, O. (2026, February 21). Le général Oleksandr Syrsky, commandant de l'armée ukrainienne : «En 2025, les pertes de l'armée russe ont dépassé son niveau de recrutement». *Le Monde*. https://www.lemonde.fr/international/article/2026/02/21/le-general-oleksandr-syrsky-commandant-de-l-armee-ukrainienne-en-2025-les-pertes-de-l-armee-russe-ont-depasse-son-niveau-de-recrutement_6667732_3210.html.
7. Пекло. (2025, 1 жовтня). Чи справді дрони настільки важливі у сучасній війні? Підсумки вересня [Аналітичний звіт]. Telegram. https://t.me/pekhno_news.
8. Громадське. (2026, 21 лютого). Сирський: Близько 60% уражень на фронті — це дрони, решта — артилерія. Hromadske.ua. <https://hromadske.ua/viyna/259007-syrskyy-blyzko-60-urazen-na-fronti-drony-reshta-artylerii>.

9. Міністерство оборони України. (2026, 3 лютого). *У січні російська авіація скинула найбільшу кількість КАБів за всі попередні місяці війни.* <https://mod.gov.ua/news/u-sichni-rosijska-aviacziya-skinula-najbilshu-kilkist-ka-biv-za-vsi-poperedni-misyaczi-vijni>.

10. Спротив G7. (н.д.). *Встановлення інженерних загороджень* [Навчальний матеріал]. Платформа підготовки до спротиву. <https://sprotyvg7.com.ua/lesson/vstanovlennya-inzhenernix-zagorodzenh>.

11. Sabbagh, D. (2023, August 13). Ukraine is most heavily mined country in world, says defence minister. *The Guardian*. <https://www.theguardian.com/world/2023/aug/13/ukraine-is-most-heavily-mined-country-in-world-says-defence-minister>.

12. Коваленко, О. (2023, 31 серпня). *Всього лише кілька цифр для розуміння того, що таке смуга забезпечення (перша лінія оборони) на прикладі однієї ділянки фронту — Оріхівського* [Допис]. Telegram. <https://t.me/zloyodessit>.

13. Evans, R., & Seddon, B. (2024). *Explosive ordnance guide for Ukraine* (3rd ed.). Geneva International Centre for Humanitarian Demining. <https://www.gichd.org/publications-resources/publications/explosive-ordnance-guide-for-ukraine-third-edition/>.

14. Kozak, S. I., Odosii, L. I., Stadnichuk, O. M., & Platonov, M. O. (2015). *Khimiia, porokh ta vybukhovi rehovyny: Navchalnyi posibnyk*. Drukarnia ASV. <https://asv.mil.gov.ua/biblioteka/virtual/vydannya-akademiya-za-2015-rik/khimiya-porokh-ta-vybukhovi-rehovyny>.

15. Department of the US Army. (1984). Military explosives (TM 9-1300-214). <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-03/documents/9546041.pdf>.

16. Навчальний центр Оперативно - рятувальної служби цивільного захисту ДСНС України (2013). *ВИБУХОВА СПРАВА*.

17. *EM 200-1-15. Technical Guidance for Military Munitions Response Actions*. Engineer Manual No. 200-1-15. Department of the Army, U.S. Army Corps of Engineers, Washington, DC, 2013.

18. Meyer, R., Köhler, J., & Homburg, A. (2016). *Explosives* (6th ed.). Weinheim, Germany: Wiley-VCH. <https://doi.org/10.1002/9783527689584>.
19. GICHD. 122 mm BM-21 Multi Barrel Rocket Launcher (MBRL) (2023). Вилучено з: <http://characterisationexplosiveweapons.org/studies/annex-a-122-mm-mbri>.
20. Замицький, О. В., & Русанов, Р. В. (2019). Матеріальна частина озброєння та боєприпаси: Курс лекцій. Національна академія Національної гвардії України.
21. Кофанов, А. В., Волошин, О. Г., & Кулик, О. В. (2021). *Судова вибухотехнічна експертиза: Навчальний посібник*. Національна академія внутрішніх справ.
22. Royal United Services Institute [RUSI] & Open Source Centre [OSC]. (2025). *Brothers in Arms: Assessing North Korea's Contribution to Russia's War in Ukraine*. RUSI Commentary. <https://www.rusi.org/explore-our-research/publications/commentary/brothers-arms-assessing-north-koreas-contribution-russias-war-ukraine>.
22. United States Environmental Protection Agency. (2006). *Method 8330B: Nitroaromatics, nitramines, and nitrate esters by high performance liquid chromatography (HPLC)*. SW-846 Compendium. <https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-test-method-8330b-nitroaromatics-nitramines-and-nitrate-esters-high-performance>.
23. Ткачук, П. П., Смаковський, Д. С., & Муляр, Ю. І. (2015). *Боєприпаси: Підручник*. Національна академія сухопутних військ імені гетьмана Петра Сагайдачного.
24. Шевельов, О. В., & Черних, О. С. (2017). *Технології поводження з вибуховими речовинами та порохами у збройних силах: Навчальний посібник*. Військовий інститут Київського національного університету імені Тараса Шевченка.
25. Department of Defense. (2012). *DoD ammunition and explosives safety standards: Real property containing AVV, military munitions, or encumbrances* (DoD 6055.09-M, Volume 7). Under Secretary of Defense for Acquisition, Technology and Logistics.

26. U.S. Army Corps of Engineers. (2013). *Environmental quality: Conceptual site models for ordnance and explosives (OE) and hazardous, toxic, and radioactive waste (HTRW) projects* (Engineer Manual 200-1-15). Department of the Army.
27. NATO Science and Technology Organization. (2019). *Environmental toxicity of ammunition and propellants residues on military training ranges* (STO-TR-AVT-247). NATO STO.
28. Zel'dovich, Y. B., Librovich, V. B., Makhviladze, G. M., & Sivashinsky, G. I. (1985). *The Mathematical Theory of Combustion and Explosions*. New York, NY: Plenum Press. <https://doi.org/10.1007/978-1-4613-2337-2/>
29. Cooper, P. W. (1996). *Explosives engineering*. New York, NY: Wiley-VCH. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/9783527617433/>
30. Ambrosini, R. D., Luccioni, B. M., & Danesi, R. F. (2003). Craters produced by explosions on the soil surface. *Mecánica Computacional*, 22, 678–692. <https://cimec.org.ar/ojs/index.php/mc/article/viewFile/713/675>.
31. Walsh, M. R., S. Thiboutot, and B. Gullett. 2017. *Characterization of Residues from the Detonation of Insensitive Munitions*. SERDP Project ER-2219. Alexandria, VA: Strategic Environmental Research and Development Program. <https://www.serdpestcp.org/content/download/47274/451031/file/ER-2219%20Final%20Report.pdf>.
32. M.R. Walsh et al. (2011). *Energetic Residues From The Detonation Of Common Us Ordnance*. *International Journal of Energetic Materials and Chemical Propulsion* 10(2) 169–186.
33. U.S. Environmental Protection Agency (2007). *Site characterization for munitions constituents* (EPA 505-S-07-001). https://www.epa.gov/sites/default/files/documents/site_characterization_for_munitions_constituents.pdf.
34. Walsh, M. R., & Walsh, M. E. (2021). *Characterization of energetic residues from live-fire detonations of IMX-104 mortar rounds* (ERDC/CRREL Technical Report TR-21-12). U.S. Army Engineer Research and Development Center, Cold Regions Research and Engineering Laboratory. <https://doi.org/10.21236/AD1144955>.

35. Armament Research Services (ARES). (2023). *Reliability and failure rates of legacy Soviet and modern conventional munitions* (Research Report No. 9). ARES.
36. Congressional Research Service (CRS). (2024). *Conventional ammunition reliability and unexploded ordnance (UXO) rates: Background and issues for Congress* (CRS Report No. R47164). U.S. Library of Congress.
37. Українська природоохоронна група. (2022, 10 червня). Якою має бути доля пошкоджених вибухами українських територій? <https://uncg.org.ua/iakoiu-maie-buty-dolia-poshkodzhenykh-vybukhamy-ukrainskykh-terytorij>.
38. Roberge, P. R. (2008). *Corrosion Engineering: Principles and Practice*. McGraw-Hill.
39. King, C., & Geneva International Centre for Humanitarian Demining (GICHD). (2014). *Landmine ageing and its effects on UXO clearance: Phase I report*. GICHD.
40. Armament Research Services (ARES). (2025). The utilization of commercial and improvised uncrewed aerial vehicles by armed forces in Ukraine: Munitions and fuzing mechanisms. Technical Report No. 12.
41. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (1995). Toxicological Profile for 2,4,6-Trinitrotoluene. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
42. National Center for Biotechnology Information (NCBI). 2020. PubChem Compound Summary for 2,4,6 Trinitrotoluene.
43. U.S. Environmental Protection Agency. (2021). Technical Fact Sheet – 2,4,6-Trinitrotoluene (TNT). Office of Land and Emergency Management. EPA 505-F-21-001.
44. Clausen, J. L., Korte, N., Dodson, M., Robb, J., & Rieven, S. (2006). Conceptual model for the transport of energetic residues from surface soil to groundwater by range activities (ERDC/CRREL TR-06-18). U.S. Army Engineer Research and Development Center.
45. International Agency for Research on Cancer. (1996). 2,4,6-Trinitrotoluene. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, 65, 449–475.

46. U.S. Environmental Protection Agency. (1992). *Superfund Record of Decision: Umatilla Army Depot (Operating Transitions), OR*. EPA/ROD/R10-92/034. Office of Emergency and Remedial Response.
47. Gong, P., Wilke, B. M., Fleischmann, S., & Schiller, F. (1999). Soil-plant transfer and phytotoxicity of 2,4,6-trinitrotoluene (TNT). *Journal of Soils and Sediments*, 1(2), 112–119. <https://doi.org/10.1007/BF02987464>
48. Kuperman, R. G., Simini, M., & Checkai, R. T. (2013). Ecotoxicity of military unique compounds to soil invertebrates. In *Invertebrate Ecotoxicology: Field and Laboratory Approaches* (pp. 145–168). Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-007-6217-6_7
49. Robidoux, P. Y., Sunahara, G. I., Savard, K., Bodaly, B., & Ampleman, G. (2003). Acute and chronic toxicity of TNT and HMX to lettuce (*Lactuca sativa*) and barley (*Hordeum vulgare*) in soils. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22(7), 1575–1585. <https://doi.org/10.1002/etc.5620220720>
50. Schaefer, M., & Schäffer, A. (2004). Toxicity of 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) to earthworms (*Eisenia fetida*) in a soil avoidance and reproduction test. *Environmental Science and Pollution Research*, 11(4), 225–230. <https://doi.org/10.1007/BF02979633>
51. Siciliano, S. D., & Roy, R. (2000). Microbial processes in long-term TNT-contaminated soils: Inhibition of denitrification activity. *Environmental Pollution*, 107(3), 321–327. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00154-1](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00154-1)
52. U.S. Army Corps of Engineers. (2012). *Final Remedial Investigation/Feasibility Study (RI/FS) Work Plan for the Black Hills Army Depot*. Omaha District Office.
53. U.S. Army Corps of Engineers. (2012). *Final Remedial Investigation/Feasibility Study (RI/FS) Work Plan for the Black Hills Army Depot*. Omaha District Office.
54. National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH). (2016). *NIOSH Pocket Guide to Chemical Hazards: 2,4,6-Trinitrotoluene*. Centers for Disease Control and Prevention.
55. Integrated Risk Information System (IRIS). (2002). *2,4,6-Trinitrotoluene (TNT); CASRN 118-96-7*. U.S. Environmental Protection Agency.

56. International Agency for Research on Cancer (IARC). (1996). 2,4,6-Trinitrotoluene. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*, 65, 449–475.
57. □ Panz, K., & Mikula, K. (2012). Biodegradation of explosive materials (TNT, RDX, HMX) in the environment. *Postępy Mikrobiologii*, 51(3), 203–210.
58. US Army Corps of Engineers, CRREL. (2006). *Characterization and Fate of Gun Propellant Residues on Army Firing Ranges*. ERDC/CRREL TR-06-13.
59. Robidoux, P. Y., Svendsen, C., Caumartin, J., Hawari, J., & Ampleman, G. (2002). Chronic toxicity of RDX in artificial and natural soils to the earthworm *Eisenia andrei*. *Environmental Pollution*, 118(3), 355–364.
60. Best, E. P., Tatem, H. E., Geter, K. N., & Lane, C. R. (2006). Long-term effects of RDX on plants (*Lolium perenne* and *Medicago sativa*) and earthworms in screened soil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(6), 1586–1594.
61. Vila, M., Mehier, S., Lorber-Pascal, S., & Laurent, F. (2007). Phytotoxicity, uptake and translocation of ¹⁴C-RDX by rice (*Oryza sativa*). *Environmental Pollution*, 148(1), 143–151.
62. Chen, D., Best, E. P., & Larson, S. L. (2011). Influence of RDX on agricultural crops: Uptake, translocation, and phytotoxicity. *International Journal of Phytoremediation*, 13(4), 324–338.
63. Price, R. A., Pennington, J. C., Brannon, J. M., Larson, S. L., & Jones, R. P. (2002). Bioavailability of RDX from soil to vegetables: A greenhouse evaluation. *Soil and Sediment Contamination*, 11(3), 395–411.
64. Cataldo, D. A., Harvey, S. D., Fellows, R. J., & Fellows, S. A. (1993). An evaluation of the environmental fate and behavior of RDX in soil-plant systems. *Pacific Northwest National Laboratory Report*, PNL-8622.
65. Emery, R., & Faessler, R. (1997). Production-level bioremediation of explosive-contaminated soil at Umatilla Army Depot Activity (UMDA). *Remedial Action Report*, US Army.

66. Schneider, N. R., Yeary, R. A., & Assessment, T. (1977). Clinical toxicology of Cyclonite (RDX) poisoning in soldiers: The Vietnam experience. *Military Medicine*, 142(8), 612–616.
67. Woody, R. C., Kearns, G. L., & Brewster, M. A. (1986). RDX (Cyclonite) intoxication from accidental ingestion of plastic explosive by a child. *The Journal of Pediatrics*, 108(4), 614–616.
68. Omelchenko, V. A. (2009). Forensic and clinical toxicology of synthetic military explosives. *Journal of Forensic Sciences and Toxicology*, 14(2), 88–94.
69. Robidoux, P. Y., Hawari, J., Thiboutot, S., Ampleman, G., & Sunahara, G. I. (2002). Chronic toxicity of octahydro-1,3,5,7-tetranitro-1,3,5,7-tetrazocine (HMX) to the earthworm *Eisenia andrei* in a sandy loam soil. *Environmental Pollution*, 120(3), 711–723.
70. Robidoux, P. Y., Duke, S. O., Thiboutot, S., Ampleman, G., & Hawari, J. (2003). Phytotoxicity of octahydro-1,3,5,7-tetranitro-1,3,5,7-tetrazocine (HMX) in artificial and natural forest soils. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44(3), 320–330.
71. Savard, K., Robidoux, P. Y., Ampleman, G., Thiboutot, S., & Sunahara, G. I. (2007). Effects of HMX and lead mixtures on the reproduction of the earthworm *Eisenia andrei*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 66(3), 310–318.
72. Talmage, S. S., Opresko, D. M., Maxwell, C. J., Welsh, C. J. E., Cretella, F. M., Reno, P. H., & Daniel, F. B. (1999). Nitroaromatic munitions compounds: Environmental effects and screening values. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 161, 1–156.
73. Panz, K., Mikula, K., & Gołda, A. (2013). Ecotoxicological response of higher plants (*Triticum aestivum* and *Trifolium pratense*) exposed to HMX and munitions mixtures in sandy soils. *Journal of Soils and Sediments*, 13(5), 890–899.
74. Rocheleau, S., Lachance, B., Kuperman, R. G., Hawari, J., Thiboutot, S., Ampleman, G., & Sunahara, G. I. (2008). Phytotoxicity and uptake of RDX, HMX, and CL-20 in perennial ryegrass (*Lolium perenne*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27(10), 2112–2120.

75. Groom, C. A., Halasz, A., Paquet, L., Morris, N., Olivier, L., Dubois, C., & Hawari, J. (2002). Accumulation of HMX in agricultural plants profile grown on munitions-contaminated soil from antitank firing ranges. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 50(24), 7056–7062.
76. Landrum, M., Cañas, J. E., Cobb, G. P., Jackson, W. A., Zhang, B., & Anderson, T. A. (2006). Effects of perchlorate on earthworms (*Eisenia fetida*) in soil and paper contact tests. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(1), 123–132.
77. Dean, K. E., Palachek, R. M., Noel, J. M., Warbritton, R., Aufderheide, J., & Wireman, J. (2004). Development of freshwater water quality criteria for perchlorate. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(6), 1441–1451.
78. Greer, M. A., Goodman, G., Pleus, R. C., & Greer, S. E. (2002). Health effects assessment for perchlorate: Radioiodine uptake inhibition in clinical studies of healthy volunteers. *Environmental Health Perspectives*, 110(9), 927–937.
79. ECHA / INERIS. (2014). *An evaluation of experimental soil studies for ammonium perchlorate under REACH registration dossier*. French National Institute for Industrial Environment and Risks (INERIS).
80. Crane, M., Maltby, L., Fox, P., & Moore, M. (2005). Sensitivity of soil ecosystems to inorganic anions: Ecotoxicological evaluation and screening values. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 1(2), 115–128.
81. ANSES. (2017). *National risk assessment of perchlorates in the environment and project levels for contaminated soils near military sites*. French Agency for Food, Environmental and Occupational Health & Safety.
82. U.S. Environmental Protection Agency (US EPA). (2010). *Integrated Risk Information System (IRIS) Chemical Assessment Summary: Pentaerythritol tetranitrate (PETN); CASRN 78-11-5*. Office of Research and Development.
83. Schelling, J. L., & Lasagna, L. (1967). A study of pentaerythritol tetranitrate and placebo in the treatment of angina pectoris. *Journal of Chronic Diseases*, 20(3), 113–122.
84. U.S. Environmental Protection Agency (US EPA). (1992). *Integrated Risk Information System (IRIS) Chemical Assessment Summary: Nitroglycerin; CASRN 55-63-0*. Office of Research and Development.

85. U.S. Department of the Army. (1987). *Occupational health evaluation of nitroglycerin exposure at Badger Army Ammunition Plant*. US Army Environmental Hygiene Agency Report, Industrial Hygiene Consultation No. 55-35-0442-88.
86. U.S. Environmental Protection Agency (US EPA). (2011). *Screening-Level Hazard Characterization of Mononitrocellulose and Dinitrocellulose Categories*. Office of Chemical Safety and Pollution Prevention.
87. U.S. Environmental Protection Agency (US EPA). (2018). *Technical Fact Sheet – Nitroguanidine; CASRN 556-88-7*. Integrated Risk Information System (IRIS) Tables.
88. U.S. Environmental Protection Agency (US EPA). (2018). *Integrated Risk Information System (IRIS) Chemical Assessment Summary: Tetryl (N-Methyl-N,2,4,6-tetranitroaniline); CASRN 479-45-8*. Office of Research and Development.
89. U.S. Environmental Protection Agency (US EPA). (2018). *Integrated Risk Information System (IRIS) Chemical Assessment Summary: 1,3,5-Trinitrobenzene (TNB); CASRN 99-35-4*. Office of Research and Development.
90. U.S. Environmental Protection Agency (US EPA). (2018). *2018 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories Tables*. Office of Water. EPA 822-F-18-001.
91. Gao, J. J., Peng, R. H., Zhu, B., and all (2021). Enhanced phytoremediation of TNT and cobalt co-contaminated soil by AfSSB transformed plant. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 220, Article 112407. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112407>.
92. Urbanski, T. (1984). *Chemistry and technology of explosives* (Vol. 4). Pergamon Press.
93. Akhavan, J. (2011). *The chemistry of explosives* (3rd ed.). Royal Society of Chemistry.
94. Гнеушев, В. О., Рибак, І. І., & Козяр, В. О. (2013). *Технологія та безпека виконання вибухових робіт: Конспект лекцій*. Національний університет водного господарства та природокористування.
95. Chapman, R. D., Hollins, R. A., Jones, S. T., Groshens, T. J., Ooi, G. T., Thompson, D., Schilling, T. J., Wooldridge, D., & Cash, P. N. (2014). *N,N-Dihaloamine*

Explosives as Harmful Agent Defeat Materials (Technical Report No. DTRA-TR-14-26). Defense Threat Reduction Agency, Naval Air Warfare Center Weapons Division.

96. Leoveanu, I. S., & Kotrasova, K. (2016). *Numerical modelling of ignition in TNT deflagration*. Transilvania University of Braşov & Technical University of Košice.

97. Monteil-Rivera F., Halasz A., Groom C., Zhao J.-S., Thiboutot S., Ampleman G., Hawari J. Fate and Transport of Explosives in the Environment: A Chemist's View. *Ecotoxicology of Explosives and Unexploded Ordnance* / eds. G. Sunahara, G. Lutofo, R. Kuperman, J. Hawari. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis Group, 2009. P. 5–33.

98. Chandra J., Xalxo R., Pandey N., Keshavkant S. Biodegradation of explosives by transgenic plants. *Handbook of Bioremediation* / eds. Mirza P., Prasad. Elsevier Inc., 2021. P. 657–675.

99. Čėnas N., Nemeikaitė-Čėnienė A., Marozienė A., Šarlauskas J., Vilutienė V., Baublys J. Explosives as toxic environmental pollutants: the level of contamination, toxicity, and its mechanisms. *EUExcert*, Institute of Biochemistry, General Jonas Žemaitis Military Academy of Lithuania, 2007.

100. Зульфїгаров А. О., Артамонов М. С., Зульфїгаров О. С. Хїмїя вибухових речовин: біорозкладання нїтроароматичних сполук. *Єдине здоров'я та проблеми харчування України*. 2023. № 2 (59). С. 48–61.

101. Halasz A., Groom C., Zhou E., Paquet L., Beaulieu C., Deschamps S., Corriveau A., Thiboutot S., Ampleman G., Dubois C., Hawari J. Detection of explosives and their degradation products in soil environments. *Journal of Chromatography A*. 2002. Vol. 963. P. 411–418.

102. Corredor, D., & comp. (2024). Review of explosive contamination and bioremediation: Insights from microbial and bio-omic approaches. *Toxics*, 12(4), 249. <https://doi.org/10.3390/toxics12040249>.

103. James M. Brannon, Judith C. Pennington (2002). ERDC/ELTR-02-10 Environmental Fate and Transport Process Descriptors for Explosives. Final report. U.S. Army Corps of Engineers.

104. Pennington, J. C., & Brannon, J. M. (2002). Environmental fate of explosives. *Thermochimica Acta*, 384(1-2), 163–172. [https://doi.org/10.1016/S0040-6031\(01\)00801-2](https://doi.org/10.1016/S0040-6031(01)00801-2).

105. Lachance, B., Renoux, A. Y., Hawari, J., Ampleman, G., Thiboutot, S., & Sunahara, G. I. (2004). Toxicity of TNT and its metabolites to the earthworm *Eisenia andrei*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 58(2), 252–262. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2003.08.005>.
106. Rocheleau, S., Martel, M., Bardai, G., Sarrazin, M., Dodard, S., Paquet, L., Ampleman, G., Thiboutot, S., Hawari, J., & Sunahara, G. I. (1999). Toxicity of TNT and its metabolites to the plant *Allium cepa*. *Bioremediation Journal*, 3(3), 233–243. <https://doi.org/10.1080/10889869991289355>.
107. Achtnich, C., Fernandes, E., Bollag, J.-M., Knackmuss, H.-J., & Lenke, H. (1999). Covalent binding of reduced metabolites of ¹⁵N-TNT to soil organic matter. *Environmental Pollution*, 105(3), 281–289. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00044-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00044-6).
108. U.S. United States Environmental Protection Agency. (2024). Regional Screening Levels (RSLs) - User's Guide. <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-users-guide>.
109. Federal Remediation Technologies Roundtable. (n.d.). *Technology screening matrix*. <https://frtr.gov/matrix/>.
110. U.S. Army Corps of Engineers (USACE). (2012). Engineering Manual EM 1110-1-4012: Cost Engineering for Remediation.
111. Нів'євський, О., Нейтер, Р., та ін. (2025). Аналітичний огляд ринку земель в Україні (4 квартал 2024 року). Київська школа економіки (KSE Агроцентр).
112. Brady, N. C., & Weil, R. R. (2016). *The Nature and Properties of Soils* (15th ed.). Pearson Education.
113. Romain, J. (1999) [1938]. *Prélude à Verdun and Verdun* [Prelude to Verdun and Verdun] (in French) (Prion Lost Treasures ed.). Flammarion. ISBN 978-1-85375-358-9.
114. French Agency for Food, Environmental and Occupational Health & Safety (2011). Opinion of the French Agency for Food, Environmental and Occupational Health & Safety, ANSES – Request No. 2011-SA-0024, c. 11-16.

115. Dylan Ollevier (2019). La pollution de l'eau potable aux ions perchlorates: entre potentielle crise sanitaire et problématique des territoires. HALId: dumas-02081552. <https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-02081552>.

116. Thomas Jeangeorge (2021, 14 травня). Meuse: la «place à gaz» de la forêt de Spincourt, ou les vestiges toxiques de la Grande Guerre. France 3. Вилучено з: <https://www.francebleu.fr/infos/environnement/meuse-la-place-a-gaz-de-la-foret-de-spin-court-ou-les-vestiges-toxiques-de-la-grande-guerre-1620648928>.

117. Ткаченко, Є. (2025, 9 вересня). На розмінування сільгоспземель в Україні може піти 83 роки — Рахункова палата. Latifundist.com. <https://latifundist.com/novosti/68304-na-rozminuvannya-silgospzemel-v-ukrayini-mozhe-piti-83-roki--rahunkova-palata>

118. Wirth, C., & Mayer, G. (2013). Natur Natur sein lassen: Die Entwicklung des Nationalparks Eifel auf der Dreiborner Hochfläche. *Natur in NRW*, 4(2), 15–20.

119. Bundesministerium der Justiz. (2023). Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 16. Juli 2021 (BGBl. I S. 2598, 3004), die durch Artikel 2 der Verordnung vom 20. Juli 2023 (BGBl. 2023 I Nr. 204) geändert worden ist. Gesetze im Internet. https://www.gesetze-im-internet.de/bbodschr_2023.

120. den Otter, J. H., Pröfrock, D., Bünning, T. H., Strehse, J. S., van der Heijden, A. E. D. M., & Maser, E. (2023). Release of ammunition-related compounds from a Dutch marine dump site. *Toxics*, 11(3), 238. <https://doi.org/10.3390/toxics11030238>

121. Lijzen, J. P. A., Claessens, J., & Mesman, M. (2009). Advies 'Beoordeling bodemverontreiniging als gevolg van verbrandingsproducten van munitie' (RIVM Briefrapport 607635002/2009). Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/607635002.pdf>.

122. Department of Environment Malaysia. (2009). Contaminated Land Management and Control Guidelines No. 1: Malaysian Recommended Site Screening Levels for Contaminated Land. Ministry of Natural Resources and Environment.

123. Province of British Columbia. (1996). Contaminated Sites Regulation (B.C. Reg. 375/96, Schedule 3.1).

124. Province of British Columbia. (2017). Protocol 28 for Contaminated Sites: Standard Derivation Methods. Ministry of Environment and Climate Change Strategy.
125. Pivato, A., Lavagnolo, M. C., Manachini, B., Vanin, S., Raga, R., & Beggio, G. (2017). Ecological risk assessment of agricultural soils for the definition of soil screening values: A comparison between substance-based and matrix-based approaches. *Heliyon*, 3, Article e00284 . <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2017.e00284>
126. Trullols, E., Ruisánchez, I., & Rius, F. X. (2004). Validation of qualitative analytical methods. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 23(2), 137–145. [https://doi.org/10.1016/S0165-9936\(04\)00037-2](https://doi.org/10.1016/S0165-9936(04)00037-2).
127. Eurachem. (2021). *Eurachem/CITAC Guide: Assessment of performance and uncertainty in qualitative chemical analysis*. https://www.eurachem.org/images/stories/Guides/pdf/Eurachem_CITAC_Qual_2021.pdf.
128. U.S. Environmental Protection Agency. (2002). Guidance on choosing a sampling design for environmental data collection for use in developing a quality assurance project plan (EPA QA/G-5S). Office of Environmental Information. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/g5s-final.pdf>
129. Мінекономіки. (2025). Методичні рекомендації щодо проведення відбору проб ґрунту на земельних ділянках сільськогосподарського призначення в межах територій, очищених від вибухонебезпечних предметів, та їх лабораторних досліджень (Наказ № 957 від 30 жовтня 2025 р.). Міністерство економіки, довкілля та сільськогосподарства України.
130. Crockett, A. B., Craig, H. D., Jenkins, T. F., & Sisk, W. E. (1998). Field sampling and selecting on-site analytical methods for explosives in soil (Report No. EPA/540/R-97/501). U.S. Environmental Protection Agency.
131. Jenkins, T. F., Leggett, D. C., Grant, C. L., & Bauer, C. F. (1986). On-site analytical methods for explosives in soil (CRREL Report 86-33). U.S. Army Cold Regions Research and Engineering Laboratory.
132. U.S. Army. Explosive Ordnance Disposal Operations (Army Techniques Publication No. 4-32). Washington, DC : Headquarters, Department of the Army, 2015.

133. Берегуля Р., Романюк В., Дудар В., Гандзюра В. Аналіз застосування підрозділів CBRNE в рамках проведення гуманітарного розмінування в Україні. *Наукові орієнтири: теорія та практика досліджень* : матеріали III Міжнар. наук. конф. (м. Ужгород, 17 травня 2024 р.). DOI: <https://doi.org/10.62731/mcnd-17.05.2024.003>.

134. International Mine Action Standards (IMAS) 09.43. Remote Explosive Scent Tracing (REST) — Competency and assessment of REST systems. First Edition, UNMAS, 2013.

135. Державне підприємство «Український науково-дослідний і навчальний центр проблем стандартизації, сертифікації та якості». (2023). Протимінна діяльність. Процеси управління. Основні положення (ДСТУ-П 8820:2023).

136. Настанова з протимінної діяльності у Збройних Силах України. Управління екологічної безпеки та протимінної діяльності Міністерства оборони України. Київ, 2023.

137. United Nations Mine Action Service. (2018). Guidelines and requirements for the management of land release and residual contamination operations (IMAS 07.10).

138. International Mine Action Standards (IMAS) 10.40. Medical support to mine action operations. Second Edition, UNMAS, 2019.

139. АрміяInform. (2026, 20 травня). *Герань з ураном: СБУ виявила радіацію на уламках російського дрона після удару по Чернігівщині*. <https://armyinform.com.ua/2026/05/20/geran-z-uranom-sbu-vyyavyla-radiacziyu-na-ulamkah-rosijskogo-drona-pislya-udaru-po-chernigivshhyni/>

140. Верховна Рада України. (2018). *Про протимінну діяльність в Україні* (Закон № 2642-VIII). Офіційний вебпортал парламенту України. <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2642-19>.

141. Кабінет Міністрів України. (2024). Про схвалення Національної стратегії протимінної діяльності на період до 2033 року та затвердження операційного плану заходів з її реалізації у 2024–2026 роках (Розпорядження № 616-р). Офіційний вебпортал парламенту України. <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/616-2024-%D1%80#Text>.

142. Geneva International Centre for Humanitarian Demining. (2020). *Information Management System for Mine Action (IMSMA)*. <https://www.gichd.org/en/our-response/information-management/information-management-system-for-mine-action-imsma/>.

143. United Nations Mine Action Service. (2019). *IMAS 08.10: Non-technical survey* (Ed. 1, Amend. 4). International Mine Action Standards. <https://www.mineactionstandards.org/standards/08-10/>.

144. United Nations Mine Action Service. (2019). *IMAS 08.20: Technical survey* (Ed. 1, Amend. 4). International Mine Action Standards. <https://www.mineactionstandards.org/standards/08-20/>

145. United Nations Mine Action Service. (2023). *IMAS 07.40: Monitoring of mine action organisations*. International Mine Action Standards. <https://www.mineactionstandards.org/standards/07-40/>

ДОДАТКИ

Додаток 1

Номенклатурно-метричні параметри та характеристика основних типів ВВП

Тип ВВП	Офіційне найменування	Хімічний склад вибухової речовини/ метального заряду	Маса ВР (кг)	Загальна маса ВВП (кг)	Відсоток ВР від заг. маси (%)
Артилерійський снаряд	122-мм осколково- фугасний снаряд ОФ-462 (ОФ-462)	Тринітротолуол (Тротил)	3,46	21,76	15,90
Артилерійський снаряд	152-мм осколково- фугасний снаряд ОФ-25 (ОФ-25)	Суміш А-ІХ-2 (76% гексогену, 20% алюмінієвої пудри, 4% флегматизуючого воску)	6,8	43,56	15,61
Танковий постріл	125-мм осколково- фугасний снаряд ОФ-26 (ЗОФ26)	Суміш А-ІХ-2 (флегматизований алюмінізований гексоген)	3,34	23,2	14,40
Танковий постріл	125-мм осколково- фугасний снаряд ОФ-19 (ЗОФ19)	Тринітротолуол (Тротил, TNT)	3,15	23,219	13,57
Реактивна артилерія (РСЗВ)	122-мм реактивний снаряд 9М22У системи «Град»	Бойова частина: Суміш А-ІХ-2	6,400 (БЧ)	66	9,70 (суто БЧ) 31,06 (порох)

		Двигун: Нітроцелюлозно-нітрогліцириновий балістит (порох RSD-10)	~20,500 (порох)		
Реактивна артилерія (РСЗВ)	220-мм реактивний снаряд 9М27Ф системи «Ураган»	Суміш ТГА-16 (тротил, гексоген, алюмінієвий порошок, пластифікатори)	51,9	280	18,54
Реактивна артилерія (РСЗВ)	300-мм реактивний снаряд 9М55Ф системи «Смерч»	Суміш ТГА-16 (унітарна осколково-фугасна бойова частина)	70	800	8,75
БПЛА (дрон-камікадзе)	Shahed-136 («Герань-2»)	Багатокомпонентна суміш на основі гексогену (RDX), тротилу (TNT) та алюмінієвого порошку	45	~200,000	22,5
БПЛА (дрон-камікадзе)	Shahed-131 («Герань-1»)	Гексогено-тротилова суміш високої щільності у фрагментованому корпусі	15	~135,000	11,11
БПЛА (FPV-дрон)	FPV-дрон у варіанті з кумулятивною БЧ ПГ-7ВЛ	Суміш ОКФОЛ (флегматизований октоген підвищеної потужності)	1,03	2,600 (постріл)	39,62
БПЛА (FPV-дрон)	FPV-дрон з осколково-фугасним інженерним навантаженням	Пластична вибухова речовина ПВВ-5А (Пластид на основі гексогену з полімерним пластифікатором)	~2,000	~4,000 (дрон+заряд)	~50,00%
Наземна міна (протитанкова)	Протитанкова фугасна міна ТМ-62М (ТМ-62М)	Тринітротолуол (Тротил, TNT) або суміш ТГ-40 (гексоген/тротил 60/40)	7,5	9,5	78,95
Наземна міна (протипіхотна)	Протипіхотна фугасна міна ПМН-2 (PMN-2)	Суміш ТГ-40 (60% гексогену, 40% тринітротолуолу)	0,1	0,42	23,81

Наземна міна (протипіхотна)	Протипіхотна міна спрямованого ураження МОН-50	Пластична вибухова речовина ПВВ-5А (пластифікований гексоген)	0,7	2	35,00
Наземна міна (протипіхотна)	Вистрибуюча осколкова міна ОЗМ-72 (OZM-72)	Литий тринітротолуол (Тротил, TNT)	0,66	5	13,20

Примітка. Таблиця розроблена здобувачем за інформацією, отриманого Geneva International Centre for Humanitarian Demining, 2024 [13].

Додаток 2

**Компонентний склад та масова частка інгредієнтів
нітроцелюлозних металевих порохів різних технологічних класів [20]**

Назва компоненту	Склад компонентів, %				
	Піроксиліновий порох	Баліститний порох	Кордитний порох	Віскозний порох	Емульсійний порох
Піроксилін	80,0		52,0-73,0	91,0-97,0	До 81,0
Колоксилін		54,0-60,0			
Спирто-ефірний розчинник	0,2 – 5,0				
Спирто- ацетоновий розчинник			0,5 – 2,0		
Нітрогліцерин	1,0-2,0	16,0-40,0	19,0-22,0		До 9,0
Централін		1,0-3,0	3,0-5,0		1,0-1,6
Дифеніламін					0,9-1,0
Вазелин		0,3-2,0	2,0-4,0		
Ацетанлід				1,5-1,9	
Етилацетат					0,5-0,6
Дікітротолуол	0,5-2,0	1,0-3,0	3,0-5,0		0,6-0,9
Дібутилфталат		2,0-6,0		2,4-3,2	1,0-2,0
Вода		0,3-0,5	0,5-0,7	0,9-1,3	
Камфара	1,0-2,0				1,0-1,7
Графіт	0,3-0,4	0,3-1,0		0,3-0,4	
Сульфат Калія	0,5-2,0		1,0		
Каніфоль	1,0-2,0				
Вуглекислий Кальцій					0,5-0,6

Додаток 3

Компонентний склад вибухових речовин у системах озброєння США та НАТО [17]

Склад вибухової речовини	Вибухові сполуки	Інші інгредієнти
Бінарні суміші		
Аматоли	Тротил і аміачна селітра (80/20; 60/40; 50/50; 45/55; 40/60)	
Склад А (А, А2, А3, А4, А5, А6)	Гексоген (≈90%)	Віск, синтетичний віск, десенсибілізуючий віск, стеаринова кислота або поліетилен (до 10%)
Склад В (Cyclotol, В, В2, В3)	Гексоген (59,5% та тротил 39,4%)	Віск, силікат кальцію (до 1%)
Склад С (С, С2, С3, С4)	Гексоген (77-91% залежно від типу), вибуховий пластифікатор (С2 містив нітротолуєни, динітротолуєни, тротил, нітроцелюлоза, диметилформамід; С3 містив нітротолуєни, динітротолуєни, тротил, тетрил і нітроцелюлоза)	Невибуховий олійний пластифікатор (містив лецитин або поліізобутилен); також може містити хромат свинцю та сажу
Склад СН6	Гексоген (96,5%)	Стеарат кальцію, графіт, поліізобутилен (по 0,5% кожний)
Едатоли	Тротил і галейт (60/40, 55/45 та 50/50 відповідно)	
Октоли	Октоген та тротил (70/30 та 75/25)	
Пентоліти	ТЕН та тротил (50/50)	
Пікратоли	Амоній перхлорат (52%) та тротил (48%)	
Тетритолі	Тетрил і тротил (70/30; 80/20; 75/25; 65/35)	
Тритонали	Тротил (80%)	Алюмінієва пудра (20%)
Третинні суміші		
Аматекс 20	Гексоген (40%), тротил (40%), нітрат амонію (20%)	
Аммонал	Нітрат амонію (60-90%), тротил, гексоген та ТЕН	Алюмінієва пудра (до 15%)
Високопотужні вибухові речовини (НВХ 1, НВХ-3, НВХ-6)	Гексоген (31 – 45%), тротил (29-38%) (НВХ-6 не містить тротил), нітроцелюлоза (рахується разом із гексогеном)	Алюміній (17-34%), віск і лецитин (до 5%)
НТА-3	Гексоген (49%), тротил (29%)	Алюміній (22%)
Мінол	Тротил (40%) та нітрат амонію (40%)	Алюміній (20%)
Торпекс	Гексоген (41,6%) та тротил (39,7%)	Алюмінієва пудра (18%) та віск

Додаток 4

Рецептурний склад та маркування базових бризантних вибухових речовин та сумішей радянського походження [21]

Шифр	Хімічний склад
ТГ-20, 30, 40, 50, 24	тротил 20, 30, 40, 50, 24 %, гексоген - 80, 70, 60, 50, 76% відповідно
ТГА-16	тротил - 60%, гексоген - 24%, алюмінієвий порошок та пудра - 16%
ТГАГ-5	тротил - 60%; гексоген - 24%; алюмінієвий порошок та пудра - 16%; голо-вакс (флегматизатора) - 5% понад 100%.
ТГАФ-5	Те ж саме, що і ТГАГ-5, але інший флегматизатор
ТА-16	Тролил, який включає 16% алюмінієвої пудри
ТА-80	Тротил із співвідношенням алюмінієвої пудри 80/20
ТД	тротил з динітронафталіном (ДПН) у співвідношенні залежно від маркування (наприклад ТД-42 співвідношення 42/58)
ТДУ	тротил з шашкою димоблископідсилювача у співвідношенні, залежно від маркування
К-2	80% тротилу із 20% динітронафталіну
К-2-90, К-2-70	тротилу із динітронафталіну відповідно 90/10 та 70/30
ТН	Тротил із флегматизатором 5-10%
А-ІХ-1	гексоген (94-95%) із флегматизатором (5-6%)
А-ІХ-2	гексоген флегматизований (80%) з алюмінієвим порошком (20%).
А-ІХ-10; А-ІХ-20	те саме, але як флегматизатор використаний оксизин
Окфол	флегматизований октоген (флегматизатор 5%).
Октол	сплав октогену з тротилом (тротилу 20-40%, октогену 60-80%)
Гекфал	А-ІХ-1 (80%) із алюмінієвим порошком (20%)
Гекфол	гексоген (95%) із флегматизатором оксизин (5%)
ОМА	октоген (97,5%), поліметилакрилат (полімерне сполучне) (1,2%), оксизин (0,8%), графіт та нерозчинні в ацетоні домішки (0,5%)
Окфол-3,5	октоген (96,5%), оксизин (3,5%) з червоним барвником
МС	Морська суміш (тротил - 19%, гексоген - 57,6%, алюмінієва пудра - 17%, флегматизатор - 6,4%)
А-40, А-80	амотол (тротил – 60 та 20 %, амонійної селітри – 40 та 80 % відповідно)
АТ-40	амотол з тротиловою пробкою (тротилу - 60%, амонійної селітри - 40%)

АТФ-40	амотол з тротиловою пробкою, оброблений поверхнево-активною речовиною
Ш	суміш динітронафталіну з амонійною селітрою (динітронафталіну - 12%, амонійної селітри - 88%)
ШТ	шнейдерит із тротиловою пробкою
ГНДС	гексанітродіфенілсульфат (C ₁₂ H ₄ K ₆ O ₁₂)
НТФА	нонанітротрифеніламін (C ₁₈ H ₆ N ₄ O ₁₈)
Н	бістетрин
Б	бістринітроетилнітроамін
М	метилтринітроетилнітроамін
О	тринітроетиловий ефір тринітромасяляной кислоти
К	метиленбістронітроетиловий ефір
ТОКАФ	суміш ТНТ (18%), октоген (60%), алюміній в порошку (17%), церезин (5%)
ТОК-20	тротил (20%), октоген (80%)
ТОН	14% —тротил; 42% — речовина “О” — тринітроетиловий ефір тринітромасяляной кислоти; 44% — речовина “Н” — бистринітроетилдинітрамін
ТОН-3	50% ТОН; 50% речовини “Н”
НФ3-1	97% речовини “Н”; 3% оксізіна
НФ5-1	95% речовини “Н”, 5% оксізіна
Октол 77/23	Октоген - 77%, тротил - 23%
Циклотон 75/25	Гексоген - 75%, тротил - 25%
А-3	Гексоген - 91%, віску - 9%
N-5	тротилу (60%), гексогену (24%), А1 (16%), флегматизатора 5% поверх 100%
ТЭ	тротил (50%), една (50%)
ТТ-50	пентоліт - 50%, суміш тена і тротилу - 50%
Л	тротила - 95%, ксиліл - 5%
ГТТ	гексоген (75%), тротил (12,5%), тетрил (12,5%)
ПВВ4	пластид № 4 (гексоген — 80%, поліізобутилен — 20%)
ПВВ7	пластид № 7 (гексоген — 73%, А1 — 17%, поліізобутилен – 10%)

Додаток 5

Систематизація вибухових речовин за хімічними класами, сферами залучення та експлуатаційною частотою застосування

Хімічний клас / Назва індивідуальної ВР	Номер CAS	Сфера залучення та характерні ознаки в межах засобів ураження чи підриву	Критерій частоти застосування
1. АРОМАТИЧНІ НІТРОСПОЛУКИ (НІТРОАРЕНИ)			
Тринітротолуол (Тротил, ТНТ)	118-96-7	Основний заряд більшості типів артилерійських снарядів, мін, авіабомб, інженерних шашок тощо.	Часте використання, найпоширеніша ВР
Динітротолуол (ДНТ)	25321-14-6	Обов'язкова регулююча домішка (модифікатор горіння) у складі бездимних нітроцелюлозних порохів.	Часте використання
Гексанітростильбен (HNS)	20062-22-0	Термостійкі детонатори, системи розділення ступенів ракет, кумулятивні заряди перфорації.	Середня частота
Тетрил	479-45-8	Проміжні детонатори (депресовані шашки), додаткові заряди капсюлів. Наразі замінюється гексогеном.	Рідке використання
Пікрат аммонію (Речовина D)	131-74-8	Бронебійні снаряди великих калібрів, бетонобійні спеціальні боєприпаси (історично в армії США).	Рідке використання
ТАТБ (Тріамілотринітробензол)	3058-38-6	Спеціальні боєприпаси із зниженою вразливістю (ядерна зброя, спецтехніка).	Рідке використання

Пікринова кислота (Тринітрофенол)	88-89-1	Спорядження снарядів ствольної артилерії періоду Першої світової війни. Заборонена через утворення чутливих пікратів.	Історичні
Динітронафталін	27478-34-8	Модифікатор та горючий додаток сумішей минулих поколінь (за часів критичного дефіциту сировини).	Історичні
Пікрилхлорид	88-88-0	Сировина для хімічного синтезу; обмежено залучався у Першу світову війну, продукти вибуху містять токсичний хлор.	Історичні
Гексанітробензол	19133-04-07	Дослідження надвисоких швидкостей детонації в лабораторіях. Має нульовий водневий баланс, але чутливий до вологи.	Теоретичне використання
2. НІТРАМІНИ			
Гексоген (Циклотриметилентринітрамін, RDX)	121-82-4	Ключовий високобризантний наповнювач кумулятивних, фугасних та пластичних бойових частин.	Часте використання
Октоген (Циклотетраметилентетранітрамін, HMX)	2691-41-0	Високошвидкісні кумулятивні вузли, бойові частини сучасних керованих ракет, точне озброєння.	Часте використання
Нітрогуанідин	556-88-7	Основна енергетична добавка трикомпонентних артилерійських порохів великих калібрів (знижує розгар стволу)	Часте використання
Тетразен	31055-45-7	Сенсибілізатор та обов'язкова ініціююча добавка (до 5%) до накольних та ударних капсюльних сумішей.	Часте використання

Нітротріазолон (NTO)	932-64-9	Наповнювач малочутливих боєприпасів нового покоління згідно з концепцією НАТО щодо зниженої вразливості.	Середня частота
ЕДНА (Етилендинітрамін)	505-71-5	Високопотужні заряди середини XX ст. (в армії США). Повністю застарів і витіснений гексогеном.	Рідке використання
Нітрозогуанідин	614-12-0	Засоби ініціювання середини XX ст. Вилучений з виробництва через низьку хімічну стійкість та токсичність.	Історичні
Гексанітрогексаазаізовюрцитан (CL-20)	135285-90-4	Новітні перспективні бойові частини ракет надвисокої пробивної дії. Обмежений високою вартістю синтезу.	Експериментальні
Октанітрокубан	190391-92-5	Лабораторні дослідження синтезу граничних енергетичних систем; речовина з найвищою розрахунковою щільністю.	Теоретичне використання
3. НІТРОЕФІРИ (НІТРАТИ СПИРТІВ)			
ТЕН (Пентаеритриттетранітрат, PETN)	78-11-5	Наповнювач детонуючих шнурів, вторинний заряд у капсюлях-детонаторах, детонаційні реле.	Часте використання
Нітроцелюлоза (Нітрат целюлози)	9004-70-0	Полімерна основа абсолютно всіх типів бездимних порохів, металевих зарядів ствольної зброї та ракетних палив.	Часте використання
Нітрогліцерин	55-63-0	Активний вибуховий пластифікатор нітроцелюлози у складі баліститних та кордитних порохів.	Часте використання
Динітрат діетиленгліколю (Нітродигліколь)	693-21-0	Пластифікатор нітроцелюлози для мінометних та артилерійських дигліколевих порохів (знижує знос ствола).	Часте використання

Нітрогліколь	628-96-6	Промислові пластичні ВР, компонент низькозамерзаючих порохових зарядів (протидія кристалізації нітрогліцерину).	Середня частота
Еритритолтетранітрат (ETH)	7297-25-8	Дослідні високобризантні лабораторні суміші; має низьку термічну стабільність.	Теоретичне використання
4. АЛІФАТИЧНІ НІТРОСПОЛУКИ			
Нітрометан	75-52-5	Рідкі вибухові суміші, спеціальні дослідні сумішеві системи. Детонує суто у великих діаметрах.	Замінники та сурогати
Тетранітрометан	509-14-8	Рідкі сурогатні вибухові суміші з великим вмістом кисню. Екстремально токсична та агресивна рідина.	Замінники та сурогати
5. НЕОРГАНІЧНІ СОЛІ АЗОТНОЇ КИСЛОТИ (НІТРАТИ)			
Нітрат барію	10326-27-9	Важкий окисник у сигнальних, задокументованих освітлювальних та зелених сигнальних піроскладах.	Середня частота
Нітрат амонію (Аміачна селітра)	6484-52-2	Окисник у складі порохових сумішей, основа для мобілізаційних ВР (масово фіксується у боєприпасах БПЛА та СВП, дешевих ВВП третіх країн).	Замінники та сурогати
6. ЕНЕРГОЄМНІ СОЛІ ХЛОРНОЇ КИСЛОТИ			
Перхлорат амонію	7790-98-9	Ключовий гетерогенний окисник сумішевих твердих ракетних палив маршових двигунів РСЗВ та ракет ППО.	Часте використання
Перхлорат калію	7778-74-7	Стабільний, негіроскопічний окисник спецскладів військової піротехніки (запали, сигнальні засоби).	Середня частота

7. СОЛІ ДИНІТРОАЗОВОЇ КИСЛОТИ ТА ТРИНІТРОМЕТАНУ			
Динітрамід амонію (ADN)	140456-78-6	Енергетичний безхлорний окисник екологічних ракетних палив; частка використання у нових ракетах зростає.	Експериментальні
Солі тринітروметану	—	Експериментальні високоокиснювальні добавки до дослідних сумішевих палив для підвищення калорійності.	Експериментальні
8. НЕОРГАНІЧНІ ТА ОРГАНІЧНІ АЗИДИ (ІНІЦІЮЮЧІ)			
Азид свинцю	13424-46-9	Головний ініціюючий заряд військових капсюлів-детонаторів та підричників усіх типів конвенційної зброї.	Часте використання
Азид срібла	13863-88-2	Мікродетонатори, засоби підриву спеціальних вузлів авіакосмічної техніки. Обмежений вартістю срібла.	Рідке використання
Ціануртріазид (ЦТА)	5632-47-3	Органічний безметалевий ініціатор детонаторів; небезпечний через високу леткість та сублимацію кристалів.	Теоретичне використання
Гідразиндикарбоназид (ГДКА)	—	Лабораторне моделювання та дослідження безметалевих систем ініціювання литого тротилу.	Теоретичне використання
9. ОРГАНІЧНІ ПЕРЕКИСИ (ІНІЦІЮЮЧІ)			
Трипероксид ацетону (ТАП)	17088-31-8	У штатних боєприпасах заборонений через шалену леткість і небезпечність; є маркером кустарного виробництва.	Теоретичне використання
Гексаметилентрипероксиддіамін (ГМТД)	283-66-9	Лабораторна практика ініціювання; не використовується арміями через низьку термостійкість та корозію металів.	Теоретичне використання
10. СОЛІ ГРЕМУЧОЇ ТА СТИФНІНОВОЇ КИСЛОТ (ІНІЦІЮЮЧІ)			

Стифнат свинцю (THPS)	15245-44-0	Ключовий компонент капсюлів-запальників, піропатронів та підпалювальних елементів військових детонаторів.	Часте використання
Гримуча ртуть (Фульмінат ртуті)	628-86-4	Базове ініціююче ВР минулих століть. Наразі фактично витіснена безпечнішим та потужнішим азидом свинцю.	Історичні
11. КООРДИНАЦІЙНІ (КОМПЛЕКСНІ) СПОЛУКИ			
Комплекс BNCP	134444-12-1	Оптичні детонатори лазерного підриву (безпечне ініціювання імпульсом через оптоволокно).	Середня частота
Нітрат тригідразиннікелю (NHN)	184022-77-5	Сучасна безпечна та безсвинцева альтернатива азиду свинцю в нових типах капсюлів-детонаторів.	Середня частота

Примітка: таблиця створена здобувачем за об'єднаною інформацією комплексу літературних джерел, як 15, 16, 20, 21, 23 та 24.

Додаток 6

Довідкові розміри вирв для основних типів боєприпасів

Калібр та тип боєприпасу	Форма вирви	Режим дії підричника	Глибина вирви, м	Діаметр вирви, м
Реактивні системи (Ураган)	Краплеподібна	На осколкову дію	0,6-0,8	2,5-3,7
		На фугасну дію	1,4-1,6	2,7-3,0
152-мм артилерійські снаряди (МСТА-Б, МСТА-С)	Краплеподібна	На осколкову дію	0,6-0,8	1,7-2,0
		На фугасну дію	0,8-1,2	2,0-2,7
		На уповільнену дію	1,2-1,5	2,7-3,5
125-мм танкові снаряди (Т-64Б, Т-64БМ)	Конусоподібна	На осколкову дію	0,3-0,4	1,5-1,7
		На фугасну дію	0,4-0,6	1,7-2,0
122-мм арт. снаряди та РСЗВ (Д-30, БМ-21)	Краплеподібна	На осколкову дію	0,3-0,4	1,5-1,7
		На фугасну дію	0,4-0,6	1,7-2,0
120-мм мінометні міни (2С12 Сані, 2С9 Нона)	Конусоподібна	На осколкову дію	0,3-0,4	1,5-1,7
		На фугасну дію	0,4-0,6	1,7-2,0
82-мм мінометні міни (2Б14 Піднос, 2Б9 Васильок)	Конусоподібна	На осколкову дію	0,1-0,2	0,8-1,0
		На фугасну дію	0,2-0,4	1,0-1,5

Додаток 7

Узагальнені параметри поведінки у довкіллі та токсикологічного впливу вибухових сполук

Сполука, формула та № CAS	Військове та промислове застосування	Поводження та міграція у довкіллі	Токсикологічні параметри та ризики для людини
ТЕН / Пентрит (PETN) $C_5H_8N_4O_{12}$ CAS № 78-11-5	Капсулі-детонатори (вторинний заряд), детонуючі шнури, кумулятивні та інженерні заряди, протипіхотні міни. Компонент пластичних ВР (ЭВВ-8Т — 85%, ЭВВ-34 — 80%), сумішей пентиліт (10–70% ТЕН) та пентоліт (50% ТЕН). Застосовується в бойових частинах БпЛА, СВП та в медицині.	Низька розчинність у воді та висока адсорбція ґрунтом зумовлюють мінімальну рухливість; речовина не вимивається опадами й не фільтрується у підземні води. Здатна до часткового біорозкладу мікрофлорою річкової води та осаду стічних вод.	Не є канцерогеном. • Гризуни: NOAEL для щурів — 1310 мг/кг/добу; для мишей NOAEL — 703.1 мг/кг/добу, LOAEL — 1800 мг/кг/добу (зниження приросту маси на 58%). • Людина: Клінічний поріг головного болю зафіксовано при дозах понад 2.3 мг/кг/добу; плацебо-контрольований NOAEL — 0.86–2.3 мг/кг/добу. • Параметри US EPA IRIS [76]: хронічна пероральна референтна доза (RfD) — 0,009 мг/кг/добу; фактор перорального онкоризику (OSF) — 0,004 мг/кг/добу.
Нітрогліцерин (NG) $C_3H_5N_3O_9$ CAS № 55-63-0	Основна складова металевих зарядів (порохів). Обмежено застосовується як розривна ВР у бойових частинах дронів	Токсичний для водних організмів. Дослідження з 14C-NG показують незначний потенціал біоконцентрації у	Помірно токсичний; гостра пероральна LD50 для гризунів становить 500–1100 мг/кг. Вражає печінку, кров, яєчка та

	та СВП. Широко відомий як кардіологічний лікарський засіб.	риб (райдужна форель, сом, карась). Легко абсорбується через шкіру, травний тракт та при вдиханні аерозолі.	молочні залози. Викликає швидку залежність і толерантність; різка відміна після хронічного впливу викликає «понеділкову хворобу» (раптову смерть через порушення регуляції судин) [79]. Гостре отруєння викликає «динамітний головний біль».• Гризуни (хронічні): NOAEL — 3 мг/кг/добу, LOAEL — 32 мг/кг/добу.• Параметри US EPA IRIS [78]: хронічна пероральна RfD — 0,0001 мг/кг/добу.
Нітроцелюлоза (NC)[C ₆ H ₉ (NO ₂)O ₅] _n CAS № 9004-70-0	Основна метальна речовина (порох) у вигляді пластин, плівок чи колодійних розчинів. Застосовується як вторинна ВР та пропілент у боєприпасах усіх типів.	Практично не випаровується, погано розчиняється у воді, є екологічно інертною і переважно накопичується в донних осадах. Через полімерну структуру стійка до швидкого мікробного розкладу (денітрування можливе лише за специфічної обробки). Не має високоакуюлюючих властивостей.	Відносно нетоксична сполука, основну небезпеку становлять пожежо- та вибухонебезпечність. Пил і продукти горіння (NO _x) подразнюють очі та дихальні шляхи; у великих концентраціях викликають нудоту, задуху, запаморочення та пригнічення ЦНС. Дані про канцерогенність обмежені.• Параметри US EPA IRIS [80]: хронічна пероральна RfD — 3000 мг/кг/добу.

Нітрогуанідин (NQ)CH₄N₄O₂ CAS № 556-88-7	Компонент низькотемпературних твердих ракетних палив та малочутливих вибухових речовин. Порохи на його основі не дають спалаху при пострілі й менше зношують ствол, але утворюють багато сірого диму.	Має низьку летючість, але високу розчинність у воді (0.44 г/100 г при 20 °С, 8.25 г/100 г при 100 °С) та вкрай низьку сорбцію ґрунтом (K_p<0.1). Надзвичайно мобільний, швидко просочується у підземні водоносні горизонти. Під дією сонячного світла зазнає фотолізу з утворенням продуктів розпаду, які у 10–1000 разів токсичніші за вихідну сполуку.	Токсичний при вдиханні пилу, ковтанні та контакті зі шкірою. Викликає виражене подразнення очей та дерматити. Деякі паспорти безпеки (SDS) класифікують речовину як потенційний канцероген (H350).• Параметри US EPA IRIS [81]: хронічна пероральна RfD — 0,01 мг/кг/добу.• Параметри ATSDR (профіль RDX [41]): пероральний мінімальний рівень ризику (MRL) для короткотривалої дії (≤14 діб) — 0,2 мг/кг/добу; для середньо- та довготривалої дії (≥15 діб) — 0,1 мг/кг/добу.
Тетрил (CE)C₇H₅N₅O₈CAS № 479-45-8	Має другорядне значення, витісняється ТЕНОм та гексогеном. Активно застосовується в зоні бойових дій як проміжний детонатор у мінах (ПМН — 9 г), підривниках мінометних пострілів (М-12 — 23 г), запалах (МД-5М — 9.7 г) та для ініціювання білого фосфору (снаряд L34 Challenger — 110 г).	Слаборозчинний у воді (0.008 г при 20 °С, 0.019 г при 5 °С на 100 г води), частково руйнується шляхом гідролізу та фотолізу. Проте продукти його розпаду (пікринова кислота та солі-підкрати) є високорозчинними, стабільними та мобільними, що	Високотоксичний, сильний алерген. Клінічні ознаки у персоналу включають виражений дерматит, свербіж, лущення та специфічне жовте фарбування шкіри («канарки»), подразнення очей, кашель та носові кровотечі. Хронічний вплив викликає анемію (зниження еритроцитів), ураження нирок, печінки

		створює значний ризик стійкого забруднення підземних вод.	та порушення згортання крові. Не класифікований як підтверджений канцероген. • Параметри US EPA IRIS [82]: хронічна пероральна RfD — 0,002 мг/кг/добу.
1,3,5-Тринітробензен (TNB) $C_6H_3(NO_2)_3$ CAS № 99-35-4	Сильно вибухова сполука, потужніша за тротил, але дорожча. Обмежено застосовується у промислових підривних роботах, як індикатор рН та агент вулканізації каучуку. Є основним і найбільш стабільним продуктом фотолітичної трансформації та розпаду тротилу (ТНТ) у довкіллі.	Практично нерозчинний у воді, проте швидко утворюється у водних системах при освітленні зарядів тротилу. Добре сорбується ґрунтом (зв'язується з органічною речовиною). Піддається мікробній деградації в аеробних та анаеробних умовах, проте швидкість процесу сильно залежить від типу мікробного біоценозу. При горінні виділяє високотоксичні оксиди азоту (NO _x).	Токсичний для дикої фауни та водних організмів, виявлена висока токсичність для лімфобластних клітин людини. Швидко всмоктується через ШКТ, шкіру та легені, проникає крізь мембрани еритроцитів. Метаболізується шляхом глутатіонової кон'югації та виводиться із сечею за 4 доби без накопичення в тканинах. Викликає неврит зорового нерва, амбліопію та пожовтіння склер/кон'юнктиви. Доказів канцерогенності недостатньо. • Тварини: LD50 перорально для щурів — 250 мг/кг; LD50 внутрішньовенно для мишей — 32 мг/кг. • Параметри US

			EPA IRIS [83]: хронічна пероральна RfD — 0,03 мг/кг/добу.
Нітрат амонію / Аміачна селітра NH_4NO_3 CAS № 6484-52-2	Масова цивільна речовина (азотне добриво), яка у військовій сфері є основою для створення потужних сумішевих ВР: аматолу (суміш із тротилом), амонітів, амоналів та промислових сумішей типу ANFO. Застосовується для спорядження важких фугасних авіабомб, інженерних зарядів великої потужності та в СВП.	Екстремально розчинна у воді, практично не сорбується ґрунтом і є повністю рухомою. При вимиванні з місць розривів, підривів чи складів зберігання призводить до масштабного забруднення підземних вод нітратами та викликає швидку евтрофікацію поверхневих водойм. Біодеградує шляхом денітрифікації до газоподібного азоту [87].	Має низьку гостру токсичність (LD_{50} для щурів — 2217 мг/кг). Хронічна небезпека пов'язана з іонами NO_3^- , які в шлунково-кишковому тракті відновлюються до нітритів, викликаючи метгемоглобінемію (блокування переносу кисню кров'ю, особливо небезпечно для немовлят — «синдром синьої дитини»).
			• Параметри US EPA [87]: окрема RfD для солі відсутня, проте діє суворий гігієнічний ліміт (MCL) для питної води на рівні 10 мг/л за нітратним азотом.

Додаток 8

**Основні продукти розпаду та супутні забруднювачі, характерні для
поширених вибухових речовин [17]**

Сполука	Опис	Скорочення	Номер CAS
Октагідро-1,3,5,7-тетранітро-1,3,5,7-тетразоцин	Нітрамінова вибухова речовина; також супутній забруднювач гексогену	HMX	2691-41-0
Гексагідро-1,3,5-тринітро-1,3,5-триазин	Нітрамінова вибухова речовина; також HMX як співзабруднювач.	RDX	121-82-4
1,3,5-тринітробензен	TNT співзабруднювач і продукт його розпаду.	1,3,5-TNB	99-35-4
1,3-динітробензен	Продукт розпаду DNT і співзабруднювач TNT	1,3-DNB	99-65-0
Нітробензен	DNT співзабруднювач.	NB	98-95-3
4-Аміно-2,6-динітротолуен	Продукт трансформації TNT	4-Am-DNT	1946-51-0
2-Аміно-2,6-динітротолуен	Продукт трансформації TNT	2-Am-DNT	355-72-78-2
2,4-Діаміно-6-нітротолуен	Продукт трансформації TNT	2,4-DANT	6629-29-4
2,6-Діаміно-4-нітротолуен	Продукт трансформації TNT	2,6-DANT	59229-75-3
2,4-Динітротолуен	Нітроароматична вибухова речовина або пропелант; також співзабруднювач TNT	2,4-DNT	121-14-2
2,6-Динітротолуен	Нітроароматична вибухова речовина або пропелант; також співзабруднювач TNT	2,6-DNT	606-20-2
2-нітротолуен (о-нітротолуен)	DNT співзабруднювач	2-NT	88-72-2
3-нітротолуен (м-нітротолуен)	DNT співзабруднювач	3-NT	99-08-1
4-нітротолуен (п-нітротолуен)	DNT співзабруднювач	4-NT	99-99-0
гексагідро-1-нітрозо-3,5-динітро-1,3,5-триазин	Продукт трансформації RDX	MNX	5755-27-1
гексагідро-1,3-динітрозо-5-нітро-1,3,5-триазин	Продукт трансформації RDX	DNX	80251-29-2
гексагідро-1,3,5-тринітрозо-1,3,5-триазин	Продукт трансформації RDX	TNX	13980-04-6
3,5-динітроанілін	Продукт розпаду TNB	3,5-DNA	618-87-1

Додаток 9

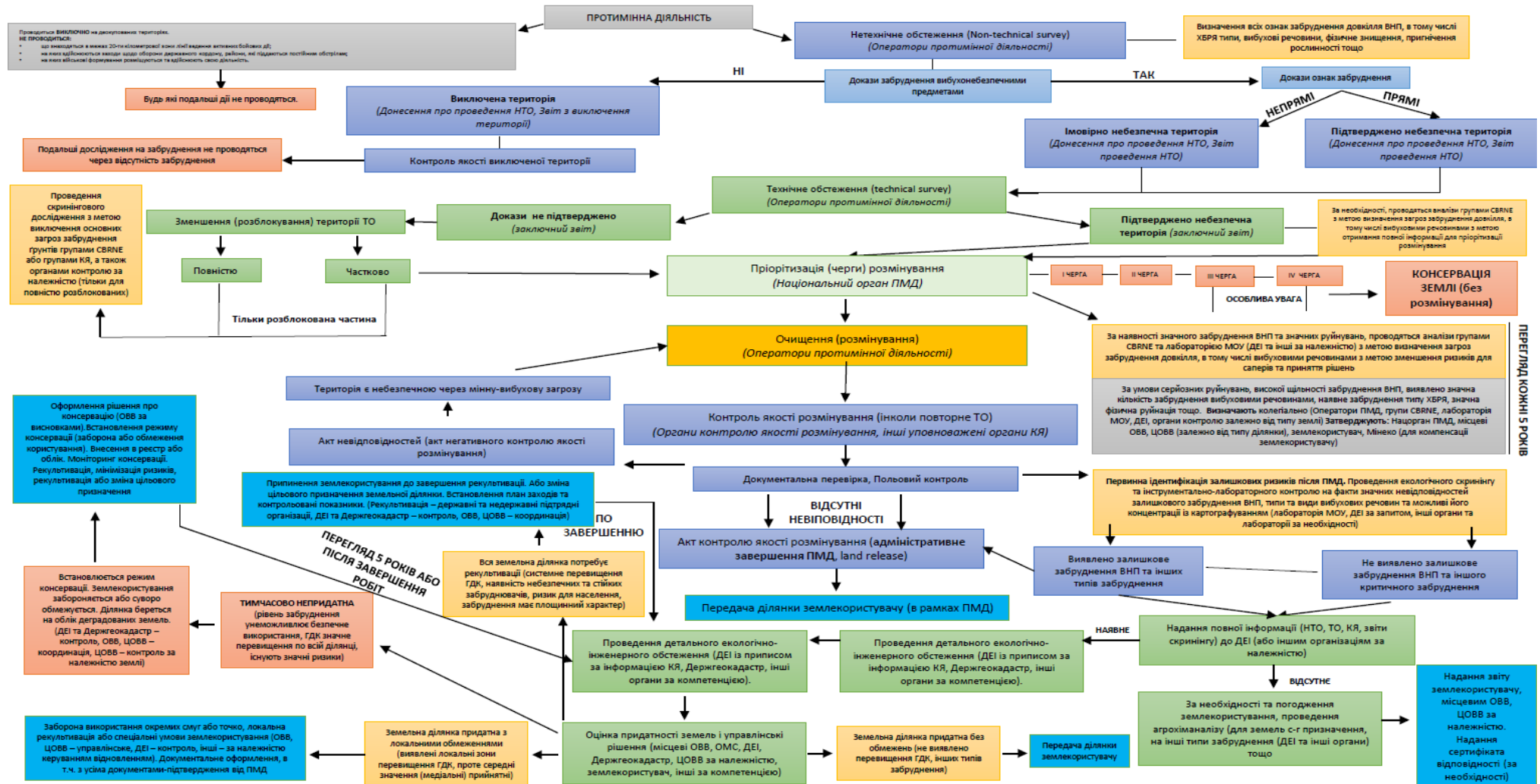
Узагальнена таблиця діючих нормативів на вибухові речовини у ґрунтах, які діють у світі

Регулювання		США		Німеччина	Нідерланди	Канада	Малайзія	росія
		HQ=1	HQ=0,1					
ТРИНІТРОТОЛУОЛ (TNT)								
Ґрунти, мг/кг	Житлові землі	21	3,6	40	0,196	15	19	2
	Індустріальні землі	96	51	200		100	790	
	Землі с-г призначення	-	-	-		8	-	
ГЕКСОГЕН (RDX)								
Ґрунти, мг/кг	Житлові землі	8,3	8,3	200	1,87	90	5,5	2
	Індустріальні землі	38	38	1 000		300	240	
	Землі с-г призначення	-	-	-	-	45	-	
ОКТОГЕН (HMX)								
Ґрунти, мг/кг	Житлові землі	3 900	390	175	1,704	1 500	3 800	2
	Індустріальні землі	57 000	5 700			10 000	49 000	
	Землі с-г призначення	-	-	-		800	-	
2,4-ДИНІТРОТОЛУОЛ								
Ґрунти, мг/кг	Житлові землі	1,7	1,7	6	0,1	45	120	-
	Індустріальні землі	7,4	7,4	50		100	1 200	-
	Землі с-г призначення	-	-	-		20	-	-
2,6-ДИНІТРОТОЛУОЛ								
Ґрунти, мг/кг	Житлові землі	0,36	0,36	0,2	0,6	9	61	-
	Індустріальні землі	1,5	1,5	5		20	620	-
	Землі с-г призначення	-	-	-		4,5	-	-
2-АМІНО-4,6-ДИНІТРОТОЛУОЛ, 4-АМІНО-2,6-ДИНІТРОТОЛУОЛ								
Ґрунти, мг/кг	Житлові землі	7,7	0,77	2	-	65	150	-
	Індустріальні землі	110	11		-	450	2 000	-
	Землі с-г призначення	-	-	-	-	30	-	-

Регулювання		США		Німеччина	Нідерланди	Канада	Малайзія	росія
		HQ=1	HQ=0,1					
ПЕРХЛОРАТ АМОНІЮ								
Ґрунти, мг/кг	Житлові землі	55	5,5	-	45,1	-	55	0,1
	Індустріальні землі	820	82	-		-	720	
	Землі с-г призначення	-	-	-		-	-	
ТЕТРАНІТРОПЕНТАЕРИТРИТ								
Ґрунти, мг/кг	Житлові землі	130	57	1 000	-	65	-	10
	Індустріальні землі	530	530	2 000	-	450	-	
	Землі с-г призначення	-	-	-	-	30	-	
НІТРОГЛЩЕРИН								
Ґрунти, мг/кг	Житлові землі	6,3	0,63	-	3,89	3	6,1	-
	Індустріальні землі	82	8,2	-		25	62	
	Землі с-г призначення	-	-	-		1,5	-	
НІТРОЦЕЛЮЛОЗА								
Ґрунти, мг/кг	Житлові землі	1,9×10 ⁸	1,9×10 ⁷	-	56,7	-	-	10
	Індустріальні землі	2,5×10 ⁹	2,5×10 ⁸	-		-	-	
	Землі с-г призначення	-	-	-		-	-	
НІТРОГУАДІН								
Ґрунти, мг/кг	Житлові землі	6 300	630	-	-	3 000	6 100	-
	Індустріальні землі	82 000	8 200	-	-	25 000	62 000	-
	Землі с-г призначення	-	-	-	-	1 500	-	-
ТЕТРИЛ								
Ґрунти, мг/кг	Житлові землі	160	16	50	-	-	240	-
	Індустріальні землі	2 300	230		-	-	2 500	-
	Землі с-г призначення	-	-		-	-	-	-
ТРИНІТРОБЕНЗЕН								
Ґрунти, мг/кг	Житлові землі	2 200	220	-	-	900	2 200	-
	Індустріальні землі	32 000	3 200	-	-	7 000	27 000	-
	Землі с-г призначення	-	-	-	-	450	-	-

Додаток 10

Перспективна модель архітектури управління та алгоритми міжвідомчої взаємодії у сфері оцінки забруднення земель внаслідок ведення бойових дій



Результати лабораторного дослідження, які проводилися здобувачем у
військовій частині А4830 відповідно до досліджень у Миколаївській області у
травні 2024

Номер проби	Дати відбору	Місце відбору, прив'язка до місцевості	Площа земельної ділянки, м ²	Глибина відбору, м	Показник					Відомості про МВВ (шифр та похибка вимірювання*, P = 0,95)
					назва	позначення одиниці вимірювання	результат вимірювання	нормований вміст		
								ГДК	Фоно-вий	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1	14.05.2024	м. Снігурівка, заміноване поле 47° 05'46,0" 32° 48'48,0"	-	0-0,2	Водневий Показник рН (водна витяжка)	Од.рН	8,18	Не нормується	-	ДСТУ ISO 10390:2007
					Азот амонійний	мг/кг	77	Не нормується	-	ДСТУ 7863:2015
					Хлориди	мг/кг	-	Не нормується	-	МВВ 081/12-0822-12
					Фосфор (рухомий)	мг/кг	57	Не нормується	-	ДСТУ 4115-2002
					Калій (рухомий)	мг/кг	359	Не нормується	-	ДЖСТУ 4115-2002
					Свинець (рухомий)	мг/кг	13,21	6	-	МВВ 081\36-0833-12
					Мідь	мг/кг	3,50	3	-	МВВ 081\36-0833-12
					Цинк	мг/кг	8,13	23	-	МВВ 081\36-0833-12
					Кадмій	мг/кг	0,35	0,7	-	МВВ 081\36-0833-12
					Марганець	мг/кг	-	1500	-	-
					Tris/Azide (Сліди вибухових речовин)	Наявність	+	-	-	Раман аналізатор Arx+
2	14.05.2024	м. Снігурівка, розміноване поле, 47° 04'57,5" 32° 56'08,9"	-	0-0,2	Водневий Показник рН (водна витяжка)	Од.рН	7,61	Не нормується	-	ДСТУ ISO 10390:2007
					Азот амонійний	мг/кг	98	Не нормується	-	ДСТУ 7863:2015
					Хлориди	мг/кг	-	Не нормується	-	МВВ 081/12-0822-12
					Фосфор (рухомий)	мг/кг	28,45	Не нормується	-	ДСТУ 4115-2002
					Калій (рухомий)	мг/кг	242	Не нормується	-	ДЖСТУ 4115-2002
					Свинець (рухомий)	мг/кг	15,42	6	-	МВВ 081\36-0833-12
					Мідь	мг/кг	3,37	3	-	МВВ 081\36-0833-12
					Цинк	мг/кг	6,15	23	-	МВВ 081\36-0833-12
					Кадмій	мг/кг	0,25	0,7	-	МВВ 081\36-0833-12
					Марганець	мг/кг	-	1500	-	-
					Tris/Azide (Сліди вибухових речовин)	Наявність	+	-	-	Раман аналізатор Arx+

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
3	14.05.2024	м. Снігурівка, розміноване поле, 47° 04'32,7" 32° 46'07,2"	-	0-0,2	Водневий Показник рН (водна витяжка)	Од.рН	8,20	Не нормується	-	ДСТУ ISO 10390:2007
					Азот амонійний	мг/кг	63	Не нормується	-	ДСТУ 7863:2015
					Хлориди	мг/кг	-	Не нормується	-	МВВ 081/12-0822-12
					Фосфор (рухомий)	мг/кг	41,77	Не нормується	-	ДСТУ 4115-2002
					Калій (рухомий)	мг/кг	162	Не нормується	-	ДСТУ 4115-2002
					Свинець (рухомий)	мг/кг	4,38	6	-	МВВ 081\36-0833-12
					Мідь	мг/кг	5,16	3	-	МВВ 081\36-0833-12
					Цинк	мг/кг	10,40	23	-	МВВ 081\36-0833-12
					Кадмій	мг/кг	0,18	0,7	-	МВВ 081\36-0833-12
					Марганець	мг/кг	-	1500	-	-
					Tris/Azide (Сліди вибухових речовин)	Наявність	-	-	-	Раман аналізатор Arx+
4	14.05.2024	м. Снігурівка, розміноване поле, 47° 04'27,1" 32° 46'14,0"	-	0-0,2	Водневий Показник рН (водна витяжка)	Од.рН	7,98	Не нормується	-	ДСТУ ISO 10390:2007
					Азот амонійний	мг/кг	100	Не нормується	-	ДСТУ 7863:2015
					Хлориди	мг/кг	-	Не нормується	-	МВВ 081/12-0822-12
					Фосфор (рухомий)	мг/кг	50,3	Не нормується	-	ДСТУ 4115-2002
					Калій (рухомий)	мг/кг	346	Не нормується	-	ДСТУ 4115-2002
					Свинець (рухомий)	мг/кг	11,76	6	-	МВВ 081\36-0833-12
					Мідь	мг/кг	4,07	3	-	МВВ 081\36-0833-12
					Цинк	мг/кг	11,2	23	-	МВВ 081\36-0833-12
					Кадмій	мг/кг	0,28	0,7	-	МВВ 081\36-0833-12
					Марганець	мг/кг	-	1500	-	-
					Tris/Azide (Сліди вибухових речовин)	Наявність	+	-	-	Раман аналізатор Arx+
5	14.05.2024	м. Снігурівка, розміноване поле, 47° 04'30,9" 32° 46'12,0"	-	0-0,2	Водневий Показник рН (водна витяжка)	Од.рН	8,18	Не нормується	-	ДСТУ ISO 10390:2007
					Азот амонійний	мг/кг	126	Не нормується	-	ДСТУ 7863:2015
					Хлориди	мг/кг	-	Не нормується	-	МВВ 081/12-0822-12
					Фосфор (рухомий)	мг/кг	43,52	Не нормується	-	ДСТУ 4115-2002
					Калій (рухомий)	мг/кг	172	Не нормується	-	ДСТУ 4115-2002
					Свинець (рухомий)	мг/кг	19,52	6	-	МВВ 081\36-0833-12
					Мідь	мг/кг	3,12	3	-	МВВ 081\36-0833-12
					Цинк	мг/кг	12,7	23	-	МВВ 081\36-0833-12
					Кадмій	мг/кг	0,26	0,7	-	МВВ 081\36-0833-12

					Марганець	мг/кг	-	1500	-	-
					Tris/Azide	Наявність	+	-	-	Раман аналізатор Agx+
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
6	14.05.2024	м. Снігурівка Капанір 47° 05'16,4" 32° 49'19,8"	-	0-0,2	Водневий Показник рН (водна в'яжжя)	Од.рН	8,32	Не нормується	-	ДСТУ ISO 10390:2007
					Азот амонійний	мг/кг	77,0	Не нормується	-	ДСТУ 7863:2015
					Хлориди	мг/кг	-	Не нормується	-	МВВ 081/12-0822- 12
					Фосфор (рухомий)	мг/кг	60,0	Не нормується	-	ДСТУ 4115-2002
					Калій (рухомий)	мг/кг	98,0	Не нормується	-	ДСТУ 4115-2002
					Свинець (рухомий)	мг/кг	36,6	6	-	МВВ 081\36-0833- 12
					Мідь	мг/кг	4,76	3	-	МВВ 081\36-0833- 12
					Цинк	мг/кг	11,8	23	-	МВВ 081\36-0833- 12
					Кадмій	мг/кг	0,31	0,7	-	МВВ 081\36-0833- 12
					Марганець	мг/кг	-	1500	-	-
					Tris/Azide (Сліди вибухових речовин)	Наявність	+	-	-	Раман аналізатор Agx+
7	14.05.2024	м. Снігурівка Капанір 47° 05'16,4" 32° 49'19,8"	-	0-0,2	Водневий Показник рН (водна в'яжжя)	Од.рН	8,21	Не нормується	-	ДСТУ ISO 10390:2007
					Азот амонійний	мг/кг	84	Не нормується	-	ДСТУ 7863:2015
					Хлориди	мг/кг	-	Не нормується	-	МВВ 081/12-0822- 12
					Фосфор (рухомий)	мг/кг	50,1	Не нормується	-	ДСТУ 4115-2002
					Калій (рухомий)	мг/кг	167	Не нормується	-	ДСТУ 4115-2002
					Свинець (рухомий)	мг/кг	34,8	6	-	МВВ 081\36-0833- 12
					Мідь	мг/кг	2,13	3	-	МВВ 081\36-0833- 12
					Цинк	мг/кг	14,3	23	-	МВВ 081\36-0833- 12
					Кадмій	мг/кг	0,27	0,7	-	МВВ 081\36-0833- 12
					Марганець	мг/кг	-	1500	-	-
					Tris/Azide (Сліди вибухових речовин)	Наявність	+	-	-	Раман аналізатор Agx+
8	14.05.2024	м. Снігурівка Капанір 47° 05'16,4" 32° 49'19,8"	-	0-0,2	Водневий Показник рН (водна в'яжжя)	Од.рН	8,13	Не нормується	-	ДСТУ ISO 10390:2007
					Азот амонійний	мг/кг	95	Не нормується	-	ДСТУ 7863:2015
					Хлориди	мг/кг	-	Не нормується	-	МВВ 081/12-0822- 12
					Фосфор (рухомий)	мг/кг	83,7	Не нормується	-	ДСТУ 4115-2002
					Калій (рухомий)	мг/кг	135	Не нормується	-	ДСТУ 4115-2002
					Свинець (рухомий)	мг/кг	41,0	6	-	МВВ 081\36-0833- 12
					Мідь	мг/кг	1,87	3	-	МВВ 081\36-0833- 12
					Цинк	мг/кг	10,5	23	-	МВВ 081\36-0833- 12

					Кадмій	мг/кг	0,34	0,7	-	MBB 081\36-0833-12
					Марганець	мг/кг	-	1500	-	-
					Tris/Azide	Наявність	+	-	-	Раман аналізатор Arx+
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
9	14.05.2024	м. Снігурівка Капанір 47° 05'16,4" 32° 49'19,8"	-	0-0,2	Водневий Показник рН (водна втяжка)	Од. рН	8,11	Не нормується	-	ДСТУ ISO 10390:2007
					Азот амонійний	мг/кг	73	Не нормується	-	ДСТУ 7863:2015
					Хлориди	мг/кг	-	Не нормується	-	MBB 081/12-0822-12
					Фосфор (рухомий)	мг/кг	21,7	Не нормується	-	ДСТУ 4115-2002
					Калій (рухомий)	мг/кг	123	Не нормується	-	ДСТУ 4115-2002
					Свинець (рухомий)	мг/кг	52,8	6	-	MBB 081\36-0833-12
					Мідь	мг/кг	4,29	3	-	MBB 081\36-0833-12
					Цинк	мг/кг	12,1	23	-	MBB 081\36-0833-12
					Кадмій	мг/кг	0,42	0,7	-	MBB 081\36-0833-12
					Марганець	мг/кг	-	1500	-	-
					Tris/Azide (Сліди вибухових речовин)	Наявність	+	-	-	Раман аналізатор Arx+

Акти/довідки впровадження дисертаційного дослідження



Комісія у складі:

Голови комісії	КОКАРСВА Ангеліка Миколаївна	– декан факультету наук про здоров'я НУ «Київський авіаційний інститут», к. пед. наук, професор
членів комісії:	СКИБА Іван Петрович	– заступник декана з навчальної роботи, канд. ф. наук, доцент
	ХОМЕНКО-СЕМЕНОВА Леся Олексіївна	– заступник декана по роботі зі студентами, канд. пед. наук, доцент

яка діє на підставі розпорядження декана факультету наук про здоров'я Державного університету «Київський авіаційний інститут» від 05.12.2025 № 12.117/роз, засвідчує, що результати дисертаційного дослідження Дударя Владислава Володимировича «Нормування та управління екологічною безпекою забруднених територій внаслідок ведення бойових дій» поданої на здобуття ступеня доктора філософії з галузі знань 10 – Природничі науки за спеціальністю 101 – Екологія, впроваджено в навчальний та науковий процес кафедри екології, хімії та хімічної технології НУ «КАІ» упродовж 2025–2026 років.

Дисертаційне дослідження Дударя Владислава Володимировича виконувалося на базі Національного університету «Київський авіаційний інститут».

Результати дослідження використано в процесі оновлення змісту навчально-методичного забезпечення підготовки здобувачів вищої освіти за освітньо-професійною програмою «Екологія та охорона навколишнього середовища» зі спеціальності Е2 Екологія.

Зокрема, у навчальний процес впроваджено дослідження забруднення вибухо-небезпечними предметами, важкими металами та радіонуклідами територій внаслідок ведення бойових дій для викладання таких дисциплін як «Екологічна безпека територій та гуманітарне розмінування» (вибіркова, ОС Магістр); «Моніторинг довкілля», «Екологічна безпека» (ОС Бакалавр) а також у процесі розроблення навчально-методичних матеріалів та програм практичної підготовки здобувачів вищої освіти.

Використання результатів дослідження сприяє підвищенню якості професійної підготовки здобувачів вищої освіти за спеціальністю Е2 «Екологія» за освітньо-професійною програмою «Екологія та охорона навколишнього середовища», формуванню в них здатності до науково обґрунтованої професійної діяльності у сфері екологічної безпеки та відновлення пошкоджених війною територій.

Апробацію результатів дослідження здійснено на міжнародних науково-практичних заходах, в яких Дудар В.В. активно бере участь.

Результати впровадження дисертаційного дослідження Дударя В.В. розглянуто та схвалено на засіданні кафедри екології, хімії та хімічної технології ДУ «КАІ» (протокол № 10 від 10.06.2026 р.).

Отримані результати відповідають актуальним потребам екологічної безпеки забруднених територій внаслідок ведення бойових дій та можуть бути рекомендовані до використання в освітньому процесі закладів вищої освіти України, а також у професійній діяльності фахівців у сфері екологічної безпеки та відновлення територій, постраждалих внаслідок ведення бойових дій.

Голова комісії



Анжеліка КОКАРСВА

Члени комісії



Іван СКИБА



Леся ХОМЕНКО-СЕМЕНОВА



МІНІСТЕРСТВО ОБОРОНИ
УКРАЇНИ
ГОЛОВНЕ УПРАВЛІННЯ
ПРОТИМІННОЇ ДІЯЛЬНОСТІ,
ЦИВІЛЬНОГО ЗАХИСТУ ТА
ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ
03113, м. Київ,
пр-т Берестейський, 55/2
E-mail: pmd@post.mil.gov.ua
Код ЄДРПОУ 26606473
№ _____

Додаток 12

ДОВІДКА ПРО ВПРОВАДЖЕННЯ

Цією довідкою підтверджується, що підполковник ДУДАР Владислав Володимирович, старший офіцер відділу супроводження конвенцій управління комунікацій, супроводження та дотримання міжнародних договорів та конвенцій, продовжує навчання в аспірантурі Національного університету "Київський авіаційний інститут" з метою здобуття ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 Екологія.

Одночасно засвідчуємо, що результати його дисертаційного дослідження на тему: "Нормування та управління екологічною безпекою забруднених територій внаслідок ведення бойових дій" дійсно впроваджуються у нашу практичну діяльність, а саме під час розробки відомчих інструкцій та алгоритмів екологічного забезпечення процесів протимінної діяльності, використовуються аналітичні матеріали щодо інтеграції інструментального експрес-скринінгу ґрунтів у єдиний технологічний цикл очищення земель. Крім того, впроваджується модель оцінки екологічного стану територій, що дозволяє оптимізувати фіксацію залишкового хімічного забруднення ґрунтів компонентами вибухових речовин.

Начальник Головного управління
протимінної діяльності, цивільного
захисту та екологічної безпеки
полковник



Руслан БЕРЕГУЛЯ

**ТОВАРИСТВО З ОБМЕЖЕНОЮ ВІДПОВІДАЛЬНІСТЮ
„НАУКОВО-ТЕХНІЧНИЙ ЦЕНТР
„ЕКОМАШ”**

поштова адреса: пр. Героїв Харкова, 299, м. Харків, Україна, 61089
Код ЄДРПОУ 35474644, тел. 067-579-67-86

E-mail: ecomass@ukr.net

№ _____
від « ____ » _____ 2026 р.

АКТ

про використання результатів дисертаційної роботи Дударя Владислава Володимировича «Нормування та управління екологічною безпекою забруднених територій внаслідок ведення бойових дій» на здобуття наукового ступеня доктора філософії зі спеціальності 101 «Екологія» з галузі знань 10 – Природничі науки

ТОВ «НТЦ «Екомаш» складаний акт впровадження результатів дисертаційної роботи Дударя Владислава Володимировича «Нормування та управління екологічною безпекою забруднених територій внаслідок ведення бойових дій».

На основі проведених теоретичних та експериментальних досліджень в роботі розроблений науково-методичний підхід щодо отримання нових закономірностей деградації ґрунтової біоти під синергетичним впливом ущільнення важкою військовою технікою та локального забруднення паливно-мастильними матеріалами і залишками боєприпасів. Прикладом в проведених досліджень є використання інструментаріїв для розрахунку екологічних збитків органами Державної екологічної інспекції України з метою підготовки позовних матеріалів у міжнародні судові інстанції.

Експериментальна перевірка розробленої багаторівневої організаційно-управлінської моделі на прикладі взаємодії підрозділів радіаційної, хімічної, біологічної розвідки (CBRNE) та інженерно-саперних служб (EOD) у загальній структурі державного екологічного моніторингу, дозволяє суттєво підвищити рівень безпеки та точність локалізації хімічних аномалій у ґрунтах.

Директор ТОВ «НТЦ «Екомаш»



Андрій ШКОП