

МІНІСТЕРСТВО ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ
УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНА ЕКОЛОГІЧНА АКАДЕМІЯ ПІСЛЯДИПЛОМНОЇ ОСВІТИ ТА
УПРАВЛІННЯ

Кваліфікаційна наукова
Праця на правах рукопису

Жукаускас Сергій Вікторович

УДК 574.08:681.78:629.52.7

ДИСЕРТАЦІЯ

**УДОСКОНАЛЕННЯ СИСТЕМ УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ
БЕЗПЕКОЮ ІЗ ЗАСТОСУВАННЯМ БЕЗПЛОТНИХ ЛІТАЛЬНИХ
АПАРАТІВ ТА АЕРОКОСМІЧНИХ ТЕХНОЛОГІЙ**

Спеціальність 21.06.01 - екологічна безпека
Галузь знань 06 Техногенна безпека (технічні)

Подається на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук

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

Жукаускас С.В.

Науковий керівник: Машков Олег Альбертович, доктор технічних наук,
професор, Заслужений діяч науки і техніки України

АНОТАЦІЯ

Жукаускас С.В. Удосконалення систем управління екологічною безпекою із застосуванням безпілотних літальних апаратів та аерокосмічних технологій - Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук за спеціальністю 21.06.01 «Екологічна безпека». Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління, Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України, Київ, 2020.

У дисертаційній роботі викладено результати досліджень, які спрямовані на розкриття особливостей удосконалення системи управління екологічною безпекою при поводженні з небезпечними речовинами, шляхом застосування запропонованої методики прогнозування надзвичайних ситуацій щодо зменшення екологічних загроз та ризиків із застосуванням безпілотних літальних апаратів екологічного моніторингу.

За результатами дисертаційних досліджень, вирішено актуальне наукове завдання, удосконаленні системи управління екологічною безпекою при поводженні з небезпечними речовинами, шляхом застосування запропонованої методики прогнозування надзвичайних ситуацій щодо зменшення екологічних загроз та ризиків із застосуванням безпілотних літальних апаратів екологічного моніторингу.

Проведений аналіз сучасних систем спостереження за станом територій з об'єктами критичної інфраструктури засвідчив, що зменшення рівня антропогенного впливу на біосферу можна досягти за рахунок створення та застосування систем управління екологічною безпекою. Проведений аналіз підходів до комплексної екологічної оцінки територій, з урахуванням постійного та аварійного екологічних ризиків, дозволив запропонувати класифікацію методів екологічної оцінки, які можна розділити за двома категоріями: процедурні методи і аналітичні методи. Аналіз існуючих підходів дозволив виявити й узагальнити основні параметри комплексної екологічної оцінки території. При цьому комплексна екологічна оцінка включає: ландшафтну диференціацію території і аналіз стійкості ландшафтів до антропогенного впливу, визначення

антропогенного навантаження, оцінку забруднення навколишнього середовища, визначення ступеня гостроти екологічної ситуації. Проведена оцінка можливості безпілотних літальних апаратів свідчить, що їх доцільне використовувати як для екологічного моніторингу, так й для запобігання надзвичайним ситуаціям природного і терористичного характеру, викликаних техногенними аваріями та катастрофами, пожежами в радіоактивно-забруднених лісових масивах, шляхом їх своєчасного виявлення та прийняття запобіжних заходів. Аналітичний огляд літератури показав, що відповідно до спектральної щільності енергетичної яскравості характеристик об'єкту, можливо визначити спектральні діапазони для проведення екологічного моніторингу за допомогою використання оптико-електронних систем спостереження в космічних системах дистанційного зондування Землі. Встановлена відповідність завдань щодо проведення екологічного моніторингу до вибору спектральних ділянок каналів оптико-електронними системами спостереження.

Запропоновано науково-практичні рекомендації щодо використання мобільної системи аерокосмічного, екологічного моніторингу у зоні відчуження, яка передбачає комплексне застосування космічних, наземних, рухомих та стаціонарних об'єктів. Запропонована процедура тематичного дешифрування і створення цифрових карт місцевості з використанням комічних знімків 2017 р. (зі супутників Landsat 5,7). Технологічно процес дешифрування можна розділити на два основних етапи: машинна класифікація та камерне візуальне дешифрування. Машинна класифікація дозволяє автоматизувати процес дешифрування. Метою класифікації є отримання тематичної інформації зі знімка. Пропонується застосовувати два шляхи класифікації: з неконтрольованим навчанням та з контрольованим навчанням. Надати та обґрунтувати рекомендації з обліку ергатичних процесів при управлінні польотом групи дистанційно пілотованих літальних апаратів екологічного моніторингу. Запропоновано підхід щодо врахування турбулентності атмосферних потоків в системах управління групами безпілотних літаків екологічного моніторингу. Це дозволить досягти необхідної ефективності організації управління екологічною безпекою при поводженні з небезпечними речовинами, шляхом групового застосування дистанційно

пілотованих літальних апаратів. Запропонована методика розрахунку радіозв'язку з безпілотними літальними апаратами при екологічному моніторингу.

Запропоновано методику статистичного оцінювання надзвичайних екологічних ситуацій техногенного характеру при поводженні з небезпечними речовинами. Надана математична формалізація понять «екологічний ризик» та «екологічна загроза». Запропонована методика оцінки екологічного ризику техногенно-небезпечних об'єктів, яка передбачає ідентифікацію факторів ризику, розробку рекомендацій щодо оцінки ризику та врахування особливостей управління ризиком. Для обробки результатів моніторингу від ДПЛА розглянуто два методи - метод «Дельфі» та метод сценаріїв, які застосовувані насамперед для експертного прогнозування. При обробці результатів моніторингу, отриманих за допомогою ДПЛА для здійснення управління екологічною безпекою пропонується виконати наступні етапи: ідентифікація факторів ризику, оцінка ризику при поводженні з небезпечними речовинами, управління ризиком при поводженні з небезпечними речовинами. Стратегії управління екологічною безпекою повинні застосовувати концепцію ненульового ризику: запобігання причинам виникнення катастроф, аж до відмови від продукції небезпечних виробництв, закриття аварійних об'єктів і т. ін.; запобігання виникненню надзвичайних ситуацій у випадку, коли неможливо відвернути причини катастроф (будівництво захисних споруд, дамб, створення підземної економіки, завчасна евакуація населення тощо); пом'якшення наслідків катастроф, впровадження стабілізаційних і компенсаційних заходів. Концепція ненульового ризику вимагає не тільки вивчення факторів і джерел підвищеного ризику, а й передбачення ходу подій, оцінку наслідків природних і технологічних катастроф, постійного моніторингу техногенно небезпечних об'єктів в тому числі з використанням аерокосмічних систем та безпілотних літальних апаратів. Методика експертного оцінювання характеристик аварійного ризику при поводженні з небезпечними речовинами з використанням моніторингової інформації ДПЛА передбачає знаходження підсумкової оцінки комісії експертів та використання бінарних відносин і відстань Кемені, порівняння ранжировок за методом середніх арифметичних і методу медіан. Запропоновано здійснювати синтез управлінського інформаційного рішення в системі управління екологічною

безпекою за допомогою методів математичної обробки експертних оцінок. Цей підхід передбачає перевірку узгодженості думок експертів і усереднення думок експертів всередині узгодженої групи, із застосуванням точкового та інтервального оцінювання медіани, точкового та інтервального оцінювання дисперсії, точкового та інтервального оцінювання середнього квадратичного відхилення, точкового та інтервального оцінювання коефіцієнта варіації.

Запропонована методика прогнозування надзвичайних ситуацій, викликаних техногенними аваріями та катастрофами з використанням безпілотних літальних апаратів, яка передбачає послідовне виконання певних процедур: визначення району моніторингу, організація моніторингової системи безпілотних літальних апаратів, розрахунок очікуваних відстаней виявлення бортових пошукових систем, визначення загального часу моніторингу і його дискретизація, організація моніторингу джерел небезпечної екологічної ситуації (плановий та оперативний моніторинг). Безпілотні літальні апарати екологічного моніторингу, можуть використовуватися для запобігання надзвичайним ситуаціям природного і терористичного характеру, викликаних техногенними аваріями та катастрофами, пожежами в радіоактивно-забруднених лісових масивах, шляхом своєчасного виявлення джерел загоряння. Для оцінки ефективності виявлення екологічної небезпеки та зменшення екологічних загроз, запропоновано порядок розрахунку ймовірності виявлення екологічної небезпеки. Обґрунтовано, що оцінку ефективності виявлення екологічної небезпеки та зменшення екологічних загроз, доцільно здійснювати по наступним напрямам: аналіз біотичних наслідків загроз; оцінка рівня антропогенних чинників впливу на біоту; оцінка біологічних наслідків загроз; оцінка стану рослинного світу; оцінка стану тваринного світу; оцінка стану здоров'я людей; оцінка стану забруднення атмосферного повітря; оцінка стану поверхневих вод; оцінка рівня екологічної безпеки техногенно небезпечних об'єктів; оцінка поводження з радіоактивними відходами.

Підвищення ефективності заходів із запобігання і мінімізації негативних наслідків техногенних надзвичайних ситуацій вимагає завчасного виявлення та комплексного оцінювання ризиків життєдіяльності на територіях підвищеної техногенно-екологічної небезпеки. Запропонована технологія передбачає використання наступних процедур з застосуванням сучасних ПС-технологій:

оцінювання потенційно небезпечних об'єктів і територій за ступенем природних і техногенних загроз для населення і об'єктів господарювання; аналіз ефективності організаційних і технічних заходів щодо зниження ризиків життєдіяльності в умовах можливих і реальних надзвичайних ситуацій; адекватне визначення обсягів матеріальних і фінансових ресурсів та необхідних резервів для локалізації і ліквідації негативних наслідків відповідних надзвичайних ситуацій; обґрунтування страхових тарифів, для страхування від надзвичайних ситуацій виробничого персоналу, окремих груп населення, територіальної інфраструктури та ін. Використання ГІС-технологій передбачає оперування з упорядкованими інформаційними масивами, які формуються у вигляді баз даних (картографічних, нормативних, текстуальних та інших). Інформаційно-аналітична система оцінювання ризиків в загальній системі управління екологічною безпекою, призначена для аналізу передумов, динаміки розвитку та комплексного оцінювання ризиків виникнення природно-техногенних надзвичайних ситуацій з метою забезпечення підсистем та функціональних елементів системи управління екологічною безпекою, інформацією для процесу підготовки, прийняття та контролю виконання рішень, пов'язаних з попередженням надзвичайних ситуацій. Цю систему створено як складову частину сукупності програмно – технічних засобів і картографічних баз даних, які забезпечують комплексне оцінювання техногенних і природних ризиків життєдіяльності, засобами просторового моделювання для оцінки обсягів втрат і витрат матеріальних, технічних, людських та фінансових ресурсів в умовах надзвичайних ситуацій з можливим викидом токсичних речовин на території України. Розробка автоматизованих засобів комплексного оцінювання ризиків життєдіяльності в умовах можливих надзвичайних ситуацій з викидом токсичних речовин, базується на програмній реалізації алгоритму розрахунку техногенних ризиків. На цій основі запропоновано інтерфейс програмного модуля для проведення автоматизованих розрахунків ризиків життєдіяльності і формування результатів оцінки (у вигляді документів у форматі MS Word та MS Excel), а також передачі необхідної інформації до інших підсистем УІАС НС, у вигляді проблемно-орієнтованого проекту ArcMap з використанням мови програмування Visual Basic для стандартів ArcGIS 8.3. В процесі функціонування програми засобами просторового аналізу

та ПС моделювання, розраховано ризики життєдіяльності в умовах можливих аварій на хімічно – небезпечних об'єктах.

Результати дисертаційної роботи прийняті до впровадження в Льотній академії Національного авіаційного університету, м. Кропивницький (акт від 04 грудня 2019р.), Науково-виробничій впроваджувальній фірмі «Геотехнологія», м. Київ (акт від 20.11. 2019р.), а також у навчальний процес в Державній екологічній академії післядипломної освіти та управління Мінприроди України, м. Київ (акт від 13.11.2019р.).

Ключові слова: атомні електростанції, безпілотний літальний апарат, дистанційно пілотований літальний апарат, екологічна безпека, екологічна загроза, екологічний ризик, забруднюючі речовини, надзвичайна екологічна ситуація, наземний комплекс управління, небезпечні речовини, об'єкти критичної інфраструктури, оцінка впливу на навколишнє середовище, система управління, технічні засоби контролю, техногенно небезпечні об'єкти.

ANNOTATION

Zhukauskas S.V. Improvement of environmental safety management systems using unmanned aerial vehicles and aerospace technologies - Qualified scientific work on the rights of the manuscript.

Dissertation for the degree of Candidate of Technical Sciences in the specialty 21.06.01 "Ecological safety". State Ecological Academy of Postgraduate Education and Management, Ministry of Energy and Environmental Protection of Ukraine, Kyiv, 2020.

The dissertation presents the results of research aimed at revealing the features of improving the system of environmental safety management in the management of hazardous substances through the application of the proposed method of forecasting emergencies to reduce environmental threats and risks using unmanned aerial vehicles.

According to the results of the dissertation, a topical scientific problem has been solved - improvement of the environmental safety management system for the management of hazardous substances through the application of the proposed method of forecasting emergencies to reduce environmental threats and risks with the use of unmanned aerial vehicles of environmental monitoring.

The analysis of modern systems of observation over the state of the territories with the objects of critical infrastructure has shown that the reduction of the level of anthropogenic impact on the biosphere can be achieved by the creation and application of environmental safety management systems. The analysis of approaches to the integrated ecological assessment of the territories, taking into account the constant and emergency environmental risks allowed to propose the classification of environmental assessment methods can be divided into two categories: procedural methods and analytical methods. The analysis of the existing approaches made it possible to identify and summarize the main parameters of the complex ecological assessment of the territory. In this complex environmental assessment includes: landscape differentiation of the territory and analysis of the resilience of landscapes to anthropogenic impact, determination of anthropogenic load, assessment of environmental pollution, determination of the degree of severity of the environmental situation. The estimation of the possibility of unmanned aerial vehicles shows that they are appropriate to use both for ecological monitoring and for prevention of natural and terrorist emergencies caused by man-made accidents and catastrophes, fires in radioactively contaminated forest areas, and their use in time. An analytical review of the literature showed that, according to the spectral density of the energy brightness of the object's characteristics, it is possible to determine the spectral ranges for environmental monitoring by using optical-electronic surveillance systems in space-based Earth remote sensing systems. The correspondence of the tasks related to ecological monitoring to the selection of spectral sections of channels by opto-electronic observation systems has been established.

Scientific and practical recommendations for the use of the mobile aerospace environmental monitoring system in the exclusion zone are proposed, which involves the complex application of space objects, land mobile and stationary. A procedure for thematically decrypting and creating digital terrain maps using comic photos of 2017 (from Landsat 5.7 satellites) is proposed. Technologically, the decryption process can be divided into two main stages: machine classification; chamber visual decryption. Machine classification makes it possible to automate the decryption process. The purpose of the classification is to obtain thematic information from the image. It is proposed to apply two methods of classification: with non-supervised learning; with

supervised learning. Recommendations on accounting of ergotic processes in flight control of a group of remote piloted aircraft of environmental monitoring are provided and substantiated. An approach to take into account the turbulence of atmospheric flows in control systems of unmanned aircraft of environmental monitoring is proposed. This will allow to achieve the necessary efficiency of the organization of environmental safety management in the handling of hazardous substances through the group application of remotely piloted aircraft. A method for calculating radio communication with unmanned aerial vehicles for environmental monitoring is proposed.

The technique of statistical estimation of technogenic emergencies in handling of hazardous substances is proposed. Mathematical formalization of the concepts of "environmental risk" and "environmental threat" is provided. A technique for the environmental risk assessment of man-made hazardous objects is proposed, which involves the identification of risk factors, the development of recommendations for risk assessment and the consideration of features of risk management. Two methods are considered for processing the monitoring results from the SAA - the Delphi method and the scenario method used primarily for expert forecasting. When processing the results of monitoring obtained by the SAA for environmental safety management, it is proposed to perform the following steps: identification of risk factors, risk assessment of hazardous substances management, risk management of hazardous substances management. Environmental safety management strategies should apply the concept of non-zero risk: the prevention of the causes of disasters up to the abandonment of production of hazardous industries, the closure of emergency facilities, etc .; prevention of emergencies in cases where it is impossible to prevent the causes of disasters (construction of protective structures, dams, creation of underground economy, early evacuation of the population, etc.); mitigation of catastrophes, implementation of stabilization and countervailing measures. The concept of non-zero risk requires not only studying the factors and sources of increased risk, but also predicting the course of events, assessing the consequences of natural and technological disasters, constant monitoring of man-made objects including the use of aerospace systems and drones. The technique of expert evaluation of the characteristics of emergency risk in the handling of hazardous substances using the monitoring information of the SAA involves finding the final evaluation of the expert commission and the use of binary relations and

distances of Kemeni, comparison of rankings by the method of arithmetic and median method. It is proposed to synthesize the management information decision in the system of environmental safety management using the methods of mathematical processing of expert assessments. This approach involves checking the consistency of expert opinions and averaging expert opinions within the agreed group using point and interval median estimation, point and interval variance estimation, point and interval squared deviation, point and interval estimation.

The technique of forecasting emergencies caused by man-made accidents and catastrophes with the use of unmanned aerial vehicles is proposed. , organization of monitoring the source of hazardous environmental situation (planned and operational monitoring). Unmanned aerial vehicles, environmental monitoring, can be used to prevent natural and terrorist emergencies caused by man-made accidents and catastrophes, fires in radioactively contaminated forests by detecting sources of ignition in a timely manner. To evaluate the effectiveness of environmental hazard detection, the reduction of environmental threats is proposed to calculate the likelihood of environmental hazard detection. It is substantiated that the assessment of the effectiveness of the detection of environmental hazards to reduce environmental threats is advisable to perform in the following areas: analysis of biotic effects of threats; assessment of the level of anthropogenic factors influencing the biota; assessment of biological consequences of threats; assessment of the plant life; assessment of the state of the animal world; assessment of human health; assessment of air pollution; assessment of surface water status; assessment of the environmental safety level of man-made hazardous objects; assessment of radioactive waste management.

Improving the effectiveness of measures to prevent and minimize the adverse effects of man-made emergencies requires the early identification and comprehensive assessment of life risks in the areas of increased technogenic and environmental hazard. The proposed technology involves the use of the following procedures using modern GIS technology: assessment of potentially dangerous objects and territories by the degree of natural and man-made threats to the population and economic entities; analysis of the effectiveness of organizational and technical measures to reduce the risks of life in the event of possible and real emergencies; adequate determination of material and financial resources and necessary reserves for localization and elimination of

negative consequences of relevant emergencies; justification of insurance tariffs for insurance against emergency situations of production personnel, individual groups of population, territorial infrastructure, etc. The use of GIS technologies involves the operation of ordered information arrays, which are formed in the form of databases (cartographic, regulatory, textual and others). The information-analytical system of risk assessment in the general system of environmental safety management is intended for the analysis of preconditions, dynamics of development and complex risk assessment of natural and man-made emergencies in order to provide subsystems and functional elements of the system of environmental safety management information for the process of preparation, adoption and control of the process related to emergency prevention. This system was created as an integral part of a set of software and mapping databases that provide a comprehensive assessment of man-made and natural risks of living by means of spatial modeling to estimate the amount of losses and costs of material, technical, human and financial resources in the event of emergencies with toxic emissions. available on the territory of Ukraine. Development of automated means of complex risk assessment of life activities in the event of possible emergencies with the release of toxic substances is based on the software implementation of the algorithm of calculation of man-made risks. On this basis, a program module interface for automated life risk calculations and evaluation results (in the form of MS Word and MS Excel documents), as well as the transfer of necessary information to other UIAS NA subsystems, in the form of problem-oriented ArcMap project using Visual Basic programming languages for ArcGIS 8.3 standards. Spatial analysis and GIS modeling calculates the risks of life in the event of possible accidents at chemically hazardous objects.

Key words: nuclear power plants, unmanned aerial vehicle, remotely piloted aircraft, environmental safety, environmental threat, environmental risk, pollutants, environmental emergency, land-based management complex, hazardous substances, critical infrastructure, environmental impact assessment, environmental impact assessment control system, technical controls, man-made dangerous objects.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті у наукових фахових виданнях

1. Машков О.А., Мамчур Ю.В., **Жукаускас С.В.** Напрями удосконалення системи екологічного моніторингу із застосуванням дистанційно-пілотованих літальних апаратів / Екологічні науки: науково-практичний журнал. - К.: ДЕА, 2018. - №2(21). - с.22-29.

2. Машков О.А., Мамчур Ю.В., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Технологія синтезу системи керування дистанційно пілотованого літального апарата з заданими динамічними властивостями / Стандартизація, сертифікація, якість. – К.: Державне підприємство «Український науково-дослідний і навчальний центр проблем стандартизації, сертифікації та якості», 2019. – № 1 (113). –с. 54-66.

3. Bondar A.I., Mashkov O.A., **Zhukauskas S.V.**, Nygorodova S.A. Methodology of counteraction to environmental threats, risks and environmental terrorism: a system approach Екологічні науки: науково-практичний журнал / К.: ДЕА, 2019.-№ 1(24). Т.1, pp. 5-17.

4. Машков О.А., Триснюк В.М., Мамчур Ю.В., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А., Курило А.В. Новий підхід до синтезу відновлюючого керування для дистанційно пілотованих літальних апаратів екологічного моніторингу / Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування: науково-техн. журнал / Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу (ІФНТУНГ) – Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, №1(19), - 2019, с.69-78.

5. Машков О.А., Триснюк В.М., Мамчур Ю.В., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А., Триснюк Т.В., Кащишин О.В. Технологія синтезу алгоритму керування для забезпечення стабілізації дистанційно пілотованого літального апарату для оперативного-програмованої траєкторії / Математичне моделювання в економіці: міжнародний науковий журнал / Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору, Інститут кібернетики ім. В.М. Глушкова НАН України, №1(14), січень-березень 2019, с.33-47.

6. Машков О.А., Фролов В.Ф., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Системне застосування методів дистанційного моніторингу екологічного та технічного стану водних техноекосистем / Екологічні науки: науково-практичний журнал / К.: ДЕА, 2019.-№ 2(25), 2019, с. 28-39.

7. Bondar A.I, Mashkov O.A., **Zhukaskas S.V.**, Nygorodova S.A. Ecological threats, risks and environmental terrorism: system definition / Екологічні науки: науково-практичний журнал / К.: ДЕА, 2019.-№ 2(25), 2019, pp. 113-122.

8. Mashkov O., **Zhukauskas S.**, Nigorodova S., Kosenko V. Innovative approaches of using the methods for remote sensing of the earth for monitoring the ecological-technical condition of water ecosystems / Екологічні науки: науково-практичний журнал / К.: ДЕА, 2019.-№ 3(26), 2019, pp. 115-125.

9. Машков О.А., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А., Міхеєв В.С. Розвиток теорії функціональної стійкості екологічних систем, як стійкості функціонала екологічної безпеки / Екологічні науки: науково-практичний журнал / К.: ДЕА, 2019.-№ 4(27), 2019, pp. 62-77.

10. Машков О.А., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Прогнозування надзвичайних ситуацій щодо зменшення екологічних загроз та оцінювання ризиків з використанням аерокосмічних технологій / Екологічні науки: науково-практичний журнал / К.: ДЕА, 2019.-№ 4(27), 2019, pp. 201-206.

11. Машков О.А., Мамчур Ю.В., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Застосування концепцій зворотних задач динаміки в мобільних комплексах екологічного моніторингу для стабілізації руху при виникненні нештатних ситуацій / Системи управління, навігації та зв'язку, №5 (57), 2019,с.95-102.

12. Mashkov O.A., Mikheev V.S., Nigorodova S.A., **Zhukauskas S.V.** System support of ecological security of the ecosystem by creating a system of tips for making informational ecological decisions / Екологічні науки: науково-практичний журнал / К., ДЕА, 2020.-№ 2(29), 2020, с. 133-142.

13. Бондар О.І., Машков О.А., Міхеєв В.С., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Технологія побудови автоматизованої системи екологічного моніторингу з використанням дистанційно пілотованих літальних апаратів / Екологічні науки: науково-практичний журнал / К.: ДЕА, 2020.-№ 4(31), 2020, с. 11-19.

Статті у наукових виданнях представлених в наукометричних базах даних:

(Index Copernicus International (Польща); ERIH PLUS (European Reference Index for the Humanities and the Social Sciences); Ulrich'sweb американського видавництва Bowker; Google Scholar)

14. Машков О.А., Мамчур Ю.В., **Жукаускас С.В.** Методологія протидії екологічним загрозам, ризикам та екологічному тероризму: системний підхід / НАУКОВИЙ ЧАСОПИС Академії національної безпеки, №3-4 (19-20) 2018, с. 8-31.

15. Машков О.А., Мамчур Ю.В., **Жукаускас С.В.** Загрози у сфері екологічної безпеки та їх вплив на стан національної безпеки / Науковий журнал: НАУКОВИЙ ЧАСОПИС Академії національної безпеки, №2 (18) 2018, с. 8-28С. 108-125.

16. Машков О.А. Екологічні загрози, ризики та екологічний тероризм: системне визначення / Машков О.А., Мамчур Ю.В., **Жукаускас С.В.** / Науковий журнал: НАУКОВИЙ ЧАСОПИС Академії національної безпеки, №3-4 (23-24), 2019, с. 8-28С. 98-114.

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

17. **Жукаускас С.В.**, Сметанін К.В. «Системы мобильного экологического мониторинга обращения с опасными отходами с использованием беспилотных летательных аппаратов» / Науково-технічний журнал: Аерокосмічні технології, - вип. 2(02), 2017 с. 66-76.

18. Машков О.А., Мамчур Ю.В., **Жукаускас С.В.** Сучасні проблеми управління екологічною безпекою з використанням дистанційно пілотованих літальних апаратів / «Проблеми екологічної безпеки» XVI міжнародна науково-технічна конференція: Матеріали конференції — Кременчук: ПП Щербатих О.В., 2018 с.65.

19. **Жукаускас С.В.** Застосування аерокосмічних технологій для екологічного моніторингу поводження з небезпечними відходами / Збірка наукових праць: Інтелектуальні системи прийняття рішень і проблеми обчислювального інтелекту: Матеріали міжнародної наукової конференції.— Херсон: Вид. ХНТУ, 2018., с. 60-64.

20. **Жукаускас С.В.** Особливості використання безпілотних літальних апаратів для оцінки впливу на довкілля небезпечних відходів / Матеріали науково-технічної конференції “Інноваційні аерокосмічні технології в екологічному моніторингу” м. Київ, ДЕА, 24-25 квітня 2018 р., с. 19.

21. Машков О.А., Мамчур Ю.В., **Жукаускас С.В.** Методологічні аспекти впровадження аерокосмічних технологій в системі екологічного моніторингу навколишнього природного середовища та техногенне небезпечних об’єктів / Тези доповідей II науково-практичної конференції «Аерокосмічні технології в Україні: проблеми та перспективи», 4 жовтня 2018, Київ, С.21

22. Машков О.А., **Жукаускас С.В.** Актуальні проблеми удосконалення системи управління екологічною безпекою при поводженні з небезпечними речовинами шляхом застосування безпілотних літальних апаратів екологічного моніторингу / Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції “Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи” 14 вересня 2018, - Львів: ЛДУБЖД, 2018, с.63.

23. Машков О.А., Мамчур Ю.В., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Технології конструктивного спілкування пілота оператора дистанційно пілотованого літального апарату та системи підтримки прийняття рішень в умовах впливу стрес-факторів екстремальної екологічної ситуації / Авіаційна та екстремальна психологія у контексті технологічних досягнень: збірник наукових праць. – К. ТОВ «Альфа-ПК», 2019, с. 183-189.

24. Машков О.А., Фролов В.Ф., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А., Вишемирська С.В., Радецька С.В. Особливості використання методів дистанційного зондування землі для контролю екологічного та технічного стану водних техноекосистем / Інтелектуальні системи прийняття рішень і проблеми обчислювального інтелекту: матеріали міжнар. наук. конф., с. Залізний Порт, 21-25 травня 2019 р. – Херсон: Видавництво ФОП Вишемирський В. С., 2019. – с. 105-109.

25. Бондар О.І., Машков О.А., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Інноваційний підхід щодо інтеграції освіти, науки та бізнесу в галузі екології: створення Академії наук природокористування України / Інтеграція освіти, науки та бізнесу в сучасному середовищі: літні диспути: тези доп. I Міжнародної

науково-практичної інтернет-конференції, 1-2 серпня 2019 р. – Дніпро, 2019, с. 57-68.

26. Машков О.А., Мамчур Ю.В., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Напрями удосконалення технічних засобів інструментальних психофізіологічних досліджень для оцінки достовірності інформації / Інтелектуальні власність і право на шляху до сталого розвитку України: Матеріали II міжнародної науково-практичної конференції (Київ, 19 квітня 2019 року).-К. ФОП Кандиба- с. 286-289.

27. Машков О.А., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Технологія використання методів дистанційного зондування Землі для контролю екологічного та технічного стану водних техноекосистем / VII-й ВСЕУКРАЇНСЬКИЙ З'ЇЗД ЕКОЛОГІВ З МІЖНАРОДНОЮ УЧАСТЮ (Екологія/Ecology–2019), 25–27 вересня, 2019. Збірник наукових праць. – Вінниця: ВНТУ,2019, с.102.

28. Бондар О.І., Машков О.А., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Оцінка можливості використання космічних апаратів для проведення екологічного моніторингу / VII-й ВСЕУКРАЇНСЬКИЙ З'ЇЗД ЕКОЛОГІВ З МІЖНАРОДНОЮ УЧАСТЮ (Екологія/Ecology–2019), 25–27 вересня, 2019. Збірник наукових праць. – Вінниця: ВНТУ,2019, с.103.

29 Машков О.А., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Перспективні системи екологічного моніторингу довкілля з використанням аерокосмічних технологій та теорії функціональної стійкості екологічних систем / Прикладні системи та технології в інформаційному суспільстві: зб. тез доповідей і наук. повідомл. учасників III Міжнародної науково-практичної конференції (Київ, 30 вересня 2019 р.) / за заг. ред. В.Л. Плескач, В.Л. Міронова. – К.: Київський нац. ун-т імені Тараса Шевченка, 2019, с.111-116.

30. Машков О.А., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Особливості використання методів дистанційного зондування Землі для контролю екологічного та технічного стану водних техноекосистем / Тези доповідей III-ї науково-практичної конференції «Аерокосмічні технології в Україні: проблеми та перспективи», Київ, ДКАУ, 12 -13 вересня 2019 року, с.71-72.

31. Mashkov O.A., **Zhukauskas S.V.**, Nigorodova S.A. Technology of stabilization of complex technogenic system on operational programmable

environmental trajectory in phase space / Тези доповідей III-ї науково-практичної конференції «Аерокосмічні технології в Україні: проблеми та перспективи», Київ, ДКАУ, 12 -13 вересня 2019 року, с.11-12.

32. Бондар О.І., Машков О.А., **Жукаускас С.В.** Нігородова С.А. Сучасний рух науки: форми можливих наукових результатів у галузі захисту довкілля / Сучасний рух науки: тези доп. VIII міжнародної науково-практичної інтернет-конференції, 3-4 жовтня 2019 р. – Дніпро, 2019. – Т.1., с. 183-196.

33. Машков О.А., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Оцінка екологічних ризиків в системі управління екологічною безпекою регіону (на прикладі об'єктів водокористування) / Збірник наукових праць XVII Міжнародної науково-технічної конференції «Проблеми екологічної безпеки», України, Кременчук, 02-04 жовтня 2019, с.143-146.

34. **Жукаускас С.В.** Розвиток наукових основ удосконалення системи управління екологічною безпекою навколишнього середовища з використанням безпілотних літальних апаратів / Матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції — Екологічна безпека об'єктів туристично-рекреаційного комплексу. – Львів : ЛДУБЖД, 2019, с.92-93.

35. Машков О.А., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Прогнозування надзвичайних ситуацій щодо зменшення екологічних загроз та оцінювання ризиків з використання аерокосмічних технологій / Збірник наукових праць VIII Міжнародної науково-технічної конференції «Проблеми екологічної безпеки», Україна, Кременчук, 06-08 жовтня 2020, с. 73-79.

ЗМІСТ

АНОТАЦІЯ	2
ANNOTATION	7
СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ	12
ЗМІСТ	18
ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ	21
ОСНОВНА ЧАСТИНА	22
ВСТУП	22
Обґрунтування вибору теми дослідження	22
Ідея роботи	35
Мета і завдання дослідження	35
Методи дослідження	36
Наукова новизна одержаних результатів	36
Особистий внесок здобувача	38
Апробація матеріалів дисертації	39
Зв'язок роботи з галузевими програмами, планами, темами	40
Практичне значення і реалізація одержаних результатів дослідження	41
Структура і обсяг дисертації	42
РОЗДІЛ 1. АНАЛІЗ СУЧАСНОГО СТАНУ УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ ПРИ ПОВОДЖЕННІ З НЕБЕЗПЕЧНИМИ РЕЧОВИНАМИ	43
1.1. Аналіз сучасних систем спостереження за станом територій з небезпечними речовинами	43
1.2 Визначення можливостей застосування системного підходу до синтезу управлінських рішень з метою модернізації системи природокористування України	49
1.3 Аналіз підходів до комплексної екологічної оцінки територій з урахуванням постійного та аварійного екологічних ризиків	61
1.4 Аналітична оцінка можливості безпілотних літальних апаратів при екологічному моніторингу за станом поводження з небезпечними речовинами	77
1.5 Постановка наукового завдання та формалізація задачі дослідження	80
Висновки по першому розділу	82

РОЗДІЛ 2. РОЗРОБКА МОДЕЛЕЙ ВИКОРИСТАННЯ АЕРОКОСМІЧНИХ ТЕХНОЛОГІЙ ДЛЯ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ЗА СТАНОМ ПОВОДЖЕННЯ З НЕБЕЗПЕЧНИМИ РЕЧОВИНАМИ	84
2.1. Синтез моделей використання аерокосмічних технологій для моніторингу за станом поведження з небезпечними речовинами	84
2.2. Розробка моделі з обліку ергатичних процесів при управлінні польотом групи дистанційно пілотованих літальних апаратів в Державній системі екологічного моніторингу	97
2.3. Синтез методики розрахунку радіозв'язку з безпілотними літальними апаратами при екологічному моніторингу	108
Висновки по другому розділу	117
РОЗДІЛ 3. УДОСКОНАЛЕННЯ НАУКОВО-МЕТОДИЧНОГО АПАРАТУ ДЛЯ СИНТЕЗУ СИСТЕМИ УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ ПРИ ПОВОДЖЕННІ З НЕБЕЗПЕЧНИМИ РЕЧОВИНАМИ З ВИКОРИСТАННЯМ МОНІТОРИНГОВОЇ ІНФОРМАЦІЇ ДПЛА	119
3.1. Формалізація задачі статистичного оцінювання надзвичайних екологічних ситуацій техногенного характеру при поведженні з небезпечними речовинами	119
3.2. Методика оцінки екологічного ризику при поведженні з небезпечними речовинами	131
3.3 Методика експертного оцінювання характеристик аварійного ризику при поведження з небезпечними речовинами з використанням моніторингової інформації ДПЛА	136
3.4 Синтез управлінського інформаційного рішення в системі управління екологічною безпекою	158
Висновки по третьому розділу	175
РОЗДІЛ 4. ПРОГНОЗУВАННЯ НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ ЩОДО ЗМЕНШЕННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ ЗАГРОЗ ТА ОЦІНЮВАННЯ РИЗИКІВ З ЗАСТОСУВАННЯМ БЕЗПІЛОТНИХ ЛІТАЛЬНИХ АПАРАТІВ	178
4.1. Методика прогнозування надзвичайних ситуацій, викликаних техногенними аваріями та катастрофами з використанням безпілотних літальних апаратів	178

4.2. Оцінка ефективності виявлення екологічної небезпеки та зменшення екологічних загроз	185
4.3 Побудова інформаційно-аналітичної системи оцінювання ризиків життєдіяльності та екологічної і природно-техногенної безпеки	186
Висновки по четвертому розділу	196
ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ	199
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	204
Додаток А - Список публікацій здобувача за темою Дисертації та відомості про апробацію матеріалів дисертації	221
Додаток Б - Акти впровадження	225
Додаток В - Методи і апаратура для дистанційного зондування природного середовища	229
Додаток Г - Класифікація аварій техногенного характеру з урахуванням масштабу заподіяних чи очікуваних економічних збитків	240
Додаток Д - Автоматизована інформаційна система моніторингу з використанням ДПЛА	248
Додаток Е - Дистанційно-пілотовані апарати екологічного моніторингу	250
Додаток Ж - Методика розробки плану екологічного моніторингу	257
Додаток З - Методика оцінки ефективності виявлення екологічної небезпеки та зменшення екологічних загроз	266

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

- АЕС - атомні електростанції
- АМП - аналіз матеріальних потоків
- АРМ - автоматизоване робоче місце
- БПЛА -безпілотний літальний апарат
- ГДК - гранично допустимі концентрації
- ДДЗ - дистанційне зондування Землі
- ДІВ - джерело іонізуючого випромінювання
- ДПЛА – дистанційно пілотований літальний апарат
- ЕК - експертна комісія
- ЕР - екологічний ризик
- ЗР – забруднюючі речовини
- НЕС - надзвичайна екологічна ситуація
- НКУ - наземний комплекс управління
- НС – надзвичайна ситуація
- ОВНС - оцінка впливу на навколишнє середовище
- ОВНС - оцінка впливу на навколишнє середовище.
- ОПР - особи, що приймають рішення
- РАВ - радіоактивні відходи
- РТВ - репрезентативна теорія вимірювань
- СЕМ - система екологічного менеджменту
- СЕО - стратегічна екологічна оцінка
- ГІС – геоінформаційна система

ОСНОВНА ЧАСТИНА

ВСТУП

Обґрунтування вибору теми дослідження. З огляду на статистику за останні десятиріччя питання екологічної безпеки при поводженні з небезпечними речовинами є найбільш актуальними, оскільки недоліки і проблеми в функціонуванні Держаної системи екологічного моніторингу пояснюються відсутністю загальнотеоретичного базису та загальноприйнятих науково-обґрунтованих підходів до екологічної безпеки, розробка яких має орієнтуватися на вимоги етичних основ життєдіяльності людини та суспільства.[7, 9, 10, 11].

У теперішній час людство починає усвідомлювати, що зростаючі економічні, соціальні та екологічні проблеми є наслідком неправильної поведінки людей. Так, пріоритетні напрямки спільних дій на рівні світової спільноти визначено у документі (Ріо + 20 «Майбутнє, якого ми хочемо», Хартія Землі), в яких відображено загальновизнані правила поведінки по відношенню до природи. При цьому зростання антропогенного впливу на природу планети призводить до збільшення кількості екстремальних явищ - катастрофічних ураганів, повеней, ураганів і т.п. [101, 114].

Відповідно до Стратегії національної безпеки виділено наступні загрози екологічній безпеці [34, 107]: надмірний антропогенний вплив і високий рівень техногенного навантаження на територію України; негативні екологічні наслідки Чорнобильської катастрофи; значний обсяг відходів виробництва та споживання і неналежний рівень їх вторинного використання, переробки та утилізації; незадовільний стан єдиної державної системи та сил цивільного захисту, системи моніторингу довкілля.

В довгостроковому плані стан навколишнього середовища в державі характеризується аномальним рівнем техногенних навантажень на земельні, водні, біотичні, мінерально-сировинні ресурси, а також зростаючим впливом наслідків глобальних змін клімату, включаючи потепління, збільшення інтенсивності опадів та ін. Надмірний антропогенний вплив і високий рівень техногенного навантаження на територію України, обумовлений наявністю комплексу гірничодобувних, хімічних, енергетичних об'єктів, значною кількістю

промислово-міських агломерацій і високою щільністю населення у промислово-розвинутих регіонах держави. Протягом тривалого часу близько 60% експортних надходжень держави забезпечувалося на основі видобутку та переробки мінерально-сировинних ресурсів. А це призводить до утворення великої кількості відходів, викидів забруднюючих речовин у повітря і скидів у поверхневі водні об'єкти [89, 108].

В цілому це зумовлює істотне зростання ризиків виникнення техногенних катастроф з масштабними негативними наслідками через загрозу руйнування об'єктів підвищеної небезпеки, зокрема, внаслідок вчинення терористичних чи диверсійних актів. В Україні близько 6 тис. потенційно-небезпечних об'єктів зосереджено на території Донецької, Луганської та Харківської областей, що вирізняються високою щільністю населення. При цьому значна частина з них експлуатується за умов наднормативної зношеності основних фондів, небезпечного зниження міцності порід підгрунтя внаслідок підтоплення, впливу корозії на конструктивні елементи [89, 121].

Щорічно в Україні утворюється біля 450 млн т відходів, в той час як переробляється лише до 15% твердих відходів. Загальна кількість накопичених відходів в Україні складає понад 35 млрд т. Полігони, звалища, сховища, шламонакопичувачі, терикони займають близько 2,7% території держави [17, 20 91, 100].

В даний час стан поводження з твердими відходами в Україні знаходиться на неналежному рівні. Основні проблеми полягають у відсутності об'єктів з утилізації відходів, неефективності контролю за навколишнім середовищем та необхідної практики управління, в неефективних регуляційних та законодавчих нормах, у незаконній утилізації відходів та створенні стихійних звалищ, фінансових перешкодах та відсутності єдиної організаційної структури [85, 98].

Нині в Україні немає системи ефективного поводження з промисловими і побутовими відходами, тому існує загроза зростання обсягів їх накопичення (на 7,2 млрд т або 20-25% до 2030 р.) та збільшення площі території, необхідної для їх складування [85].

Ситуація щодо поводження з відходами значно ускладнюється через відсутність належної інфраструктури з роздільного збору, сортування та

утилізації твердих побутових відходів. Відсутність Національної стратегії поводження з відходами є вагомою перешкодою на шляху збалансованого розвитку вітчизняного сектору переробки відходів, своєрідним бар'єром для залучення необхідних інвестицій у природоохоронну сферу [35, 90].

Простежується чітка тенденція послідовного зниження утворення небезпечних відходів класу I - III з 1994 по 2015 рік, тобто, з 4,95 млн. тонн до 587 000 тонн у 2015 р.

Привертає увагу особливо різке зниження з 1994 по 1995 рік, з 2008 по 2009 рік і починаючи з 2012 року. Очевидно, це не відображає мінімізацію відходів по галузях, а швидше за все, відображає поєднання економічної кризи у 2008-2009 роках і починаючи з 2013 року.

Треба відмітити, що національна правова база у сфері поводження з відходами не узгоджена з Директивами ЄС щодо відходів відповідно до Угоди про асоціацію між Україною та ЄС. Основні принципи ЄС щодо поводження з відходами включаючи питання ієрархії відходів в Україні до цього часу ще не реалізовані [92, 96,97, 111].

З метою громадського обговорення 8 листопада 2016 р. Мінприроди оприлюднило технічну редакцію проекту Національної стратегії поводження з відходами, що охоплює 7 основних потоків відходів та базується на стандартах і підходах ЄС, передбачених Угодою про асоціацію між Україною та ЄС [92]

Проведення об'єктивної оцінки стану екологічної безпеки держави ускладняється незадовільним станом системи моніторингу довкілля. Нині в Україні відсутня цілісна система моніторингу довкілля, певним чином функціонують лише відомчі мережі, що вирішують вузькопрофільні завдання управління. Зазначене не дозволяє забезпечити ефективну імплементацію положень природоохоронних Директив ЄС в національну екологічну політику відповідно до Угоди про асоціацію між Україною та Європейським Союзом.

Необхідність удосконалення державної системи моніторингу довкілля обумовлюється зовнішньополітичним курсом України на європейську інтеграцію та визнається цілим рядом документів стратегічного характеру. Зокрема, відповідні положення щодо розвитку системи моніторингу довкілля присутні в Основних засадах державної екологічної політики України на період до 2030 р.

Серед інших завдань Стратегія національної безпеки України, затверджена Указом Президента України від 26 травня 2015 р. № 287/2015, передбачає створення ефективної системи моніторингу довкілля (п. 4.14). Указом Президента України від 25 квітня 2013 р. введено в дію рішення Ради національної безпеки і оборони України «Про комплекс заходів щодо вдосконалення проведення моніторингу довкілля та державного регулювання у сфері поводження з відходами в Україні».

Серед основних причин неефективного функціонування державної системи моніторингу довкілля можна виділити недосконалість нормативно-правового забезпечення, низький рівень координації діяльності суб'єктів моніторингу довкілля, вкрай недостатні обсяги фінансування, а також застарілу приладово-технічну базу суб'єктів екологічного моніторингу.

Протягом 2016 року у сфері екологічної безпеки реалізовувалися заходи із гармонізації українського природоохоронного законодавства із законодавством Європейського Союзу, шляхом імплементації директив та регламентів ЄС, що забезпечить інтеграцію екологічної політики до інших галузевих політик і буде передумовою створення дієвого механізму управління у сфері охорони довкілля.

В сучасних умовах актуальними стають задачі збереження природних екосистем, створення ефективної системи моніторингу довкілля, забезпечення збалансованого природокористування, зниження рівня забруднення навколишнього природного середовища, формування системи переробки та утилізації відходів виробництва та споживання.

Враховуючи положення Угоди про асоціацію між Україною та ЄС, імплементація природоохоронних директив та регламентів ЄС та наближення вітчизняного законодавства у сфері охорони довкілля до законодавства ЄС має забезпечити послідовну інтеграцію екологічної політики до інших галузевих політик.

В цьому контексті нагальним питанням є забезпечення реалізації нещодавно прийнятих Законів України “Про стратегічну екологічну оцінку” та “Про оцінку впливу на довкілля”.

Потребують уточнення положення Стратегії державної екологічної політики України на період до 2020 року з урахуванням Угоди про асоціацію між Україною

та ЄС, План пріоритетних дій Уряду, Програми діяльності Кабінету Міністрів України та Стратегії сталого розвитку “Україна—2020”.

Необхідно також активізувати реалізацію Концепції управління ризиками виникнення надзвичайних ситуацій техногенного та природного характеру, схваленої розпорядженням Кабінету Міністрів України від 22 січня 2014р. Україна має на меті гармонізацію внутрішнього законодавства щодо поводження з відходами з дотриманням вимог ЄС у цій сфері та відповідно до Угоди про асоціацію з ЄС.

Таким чином, національна безпека держави дедалі більшою мірою стає залежною саме від екологічної сфери та ефективного державного управління нею, а також від раціонального використання природних ресурсів, пом'якшення наслідків надзвичайних ситуацій природного й техногенного характеру та якісного прогнозування процесів, що впливають на екологічну ситуацію. Дослідження свідчать, що саме взаємодія природних і соціальних чинників стала визначальною в негативному антропогенному впливу на довкілля України. Відповідно до цього, забезпечення екологічної безпеки залишається основним способом розв'язання екологічних проблем, що гарантує громадянам розвиток і проживання в гармонії з навколишнім середовищем та відкриває нові можливості для інших форм діяльності у сфері національної безпеки – воєнної, політичної, економічної, соціальної тощо. Національна безпека – це складна система, що поєднує в собі, згідно Закону України «Про основи національної безпеки України», наступні сфери: зовнішньополітичну, державну, воєнну та безпеку державного кордону, внутрішньополітичну, економічну, соціальну і гуманітарну, науково-технологічну, екологічну, інформаційну. Екологічна складова глибоко проникає в інші види безпеки.

Екологічна безпека є важливою складовою системи національної безпеки України. Це – фундаментальна складова, один з основних компонентів національної безпеки, який забезпечує захищеність життєво важливих інтересів людини, суспільства, довкілля від реальних або потенційних загроз, що створюються антропогенними чи природними чинниками. Право громадян України на екологічну безпеку є одним з безперечних і гарантується комплексом політичних, юридичних, економічних і гуманітарних чинників.

Основними причинами нинішньої незадовільної екологічної ситуації слід вважати:

- низький рівень екологічного менеджменту на виробництвах;
- перевагу розвитку сировинно-видобувних екологічно небезпечних галузей;
- високий рівень концентрації небезпечних підприємств;
- високий рівень ресурсо і енергоємності виробництва;
- застарілі технології та зношеність основних фондів підприємств;
- низький рівень культури виробництва та порушення проектних технологічних режимів;
- значні обсяги накопичених впродовж десятиліть відходів, які самі по собі можуть створити небезпечні екологічні ситуації;
- низьку ефективність очисних споруд;
- недостатній рівень екологічної свідомості суспільства;
- фінансові труднощі підприємств, які обмежують можливості підприємств виконувати природоохоронні заходи;
- недостатність бюджетних асигнувань відповідним галузям.

Сьогодні зношеність основних виробничих фондів більшості галузей економіки України становить в середньому 50%, причому темпи оновлення фондів не відповідають темпам їх зносу. Особливо катастрофічною є зношеність промислово-виробничих фондів на гірничодобувних підприємствах (в середньому 65%).

В Україні й досі не має економічних стимулів впровадження екологічно безпечних технологій. Низьким залишається рівень застосування інноваційних, ресурсозберігаючих та природоохоронних технологій, включаючи і технології переробки, утилізації та знищення відходів.

Накопичення відходів стало одним з найвагоміших чинників забруднення навколишнього природного середовища, негативного впливу на всі його компоненти. Тому обмеження обсягів утворення відходів, розширення сфери, пов'язаної з їх утилізацією, знешкодженням та екологічно безпечним видаленням і послідовним зменшенням накопичень має стати одним із найважливіших завдань.

Атомні електростанції є одним з найбільших виробників радіоактивних відходів. На майданчиках атомних електростанцій здійснюється їх первинна переробка та тимчасове зберігання [100, 118, 124].

Основне навантаження на довкілля у промисловому секторі справляють підприємства хімічної, металургійної, гірничодобувної галузей та електроенергетики.

Питома вага потенційно екологічно небезпечних об'єктів, раптове виникнення надзвичайних ситуацій на яких може заподіяти істотну екологічну шкоду, є значною в структурі промисловості України. На їхню долю припадає майже третина обсягу продукції, що виробляється.

Близько 20% території України перебуває у незадовільному стані через перенасичення ґрунтів різними токсичними сполуками. Основними джерелами їх забруднення є сільське господарство, промисловість і транспорт [37, 38]. Окрему проблему становить великомасштабне нафтохімічне забруднення підземних вод та ґрунтів.

Аварії на промислових підприємствах і пов'язана з ними проблема запобігання погіршенню екологічних умов головним чином спричинені низьким рівнем безпеки виробництва, недостатньою підготовкою кадрового ресурсу, застарілими технологіями або недостатнім забезпеченням виконання технологічних регламентів тощо. В результаті промислових аварій виникають антропогенні зміни екосистем, які здатні створювати відчутний негативний довгостроковий вплив на здоров'я і добробут людей та стан природного середовища.

Головним завданням на найближчу перспективу є мінімізація підвищення рівня антропогенного впливу на довкілля.

Система ефективного екологічного управління на підприємствах повинна стати невід'ємною складовою загальної системи їх управління. Рішення з питань екологізації виробництва мають прийматися на основі висновків і рекомендацій екологічного аудиту.

Найбільш нагальними щодо вирішення в першочерговому порядку є питання:

- забезпечення дотримання вимог екологічної безпеки в енергетиці та ядерній галузі;
- гарантування екологічної безпеки під час поводження з радіоактивними відходами;
- розроблення комплексу технологій, методик та технічних засобів для оцінки екологічної безпеки автомобілів при їх експлуатації та екобезпеки транспортної галузі в цілому;
- досягнення екологічної безпеки при поводженні з відходами;
- досягнення стабільної і гарантованої екологічної безпеки у сфері військової діяльності та конверсії;
- розроблення науково-методологічних основ регулювання та планування техногенно-екологічної безпеки в рамках єдиної державної системи запобігання аваріям, катастрофам та надзвичайним ситуаціям;
- розроблення екологічних вимог до охорони, раціонального використання та відновлення надр у нових економічних умовах;
- визначення пріоритетних наукових досліджень у галузі використання природних ресурсів, охорони довкілля, гарантування екологічної безпеки.

Центральні та місцеві органи виконавчої влади мають забезпечити вирішення зазначених питань в рамках галузевих і регіональних програм.

Основними загрозами в екологічній сфері є:

- значне антропогенне порушення і техногенна перезавантаженість території України, зростання ризиків виникнення надзвичайних ситуацій техногенного та природного характерів;
- нераціональне, виснажливе використання мінерально-сировинних природних ресурсів як не відновлюваних, так і відновлюваних;
- неподоланність негативних соціально-екологічних наслідків Чорнобильської катастрофи;
- погіршення екологічного стану водних басейнів, загострення проблеми транскордонних забруднень та зниження якості води, в першу чергу – питної;
- погіршення техногенного стану гідротехнічних споруд каскаду водосховищ на р. Дніпро;

- неконтрольоване ввезення в Україну екологічно небезпечних технологій, речовин, матеріалів і трансгенних рослин, збудників хвороб, небезпечних для людей, тварин, рослин і організмів, екологічно необґрунтоване використання генетично змінених рослин, організмів, речовин та похідних продуктів;
- неефективність заходів щодо подолання негативних наслідків військової та іншої екологічно небезпечної діяльності;
- небезпека виникнення важких негативних наслідків для екосистем Чорного та Азовського морів у зв'язку з плануванням значної активізації нафтогазовидобування з дна акваторій;
- небезпека техногенного, у тому числі ядерного та біологічного, тероризму;
- посилення впливу шкідливих генетичних ефектів у популяціях живих організмів, зокрема генетично змінених організмів, та біотехнологій;
- застарілість та недостатня ефективність комплексів з утилізації токсичних і екологічно небезпечних відходів.

На сьогоднішній день в Україні цілісна система регулювання екологічної безпеки є на стадії формування. Існуюча система має цілий ряд недоліків:

- норми законодавчих актів носять загальний та посилюючий характер, спираючись на підзаконні акти;
- обмеження та регулювання діяльності відбувається на рівні підзаконних актів через ліцензії та дозволи, норми яких іноді суперечать одна одній, що в свою чергу призводить до різного розуміння самої суті екологічної безпеки та перешкоджає ефективній реалізації встановлених норм суб'єктами права;
- відсутні обґрунтовані критерії ранжування за ступенем небезпеки та чинниками негативного впливу на довкілля потенційно небезпечних об'єктів, що не дає змоги визначати пріоритети у прийнятті управлінських рішень та проводити інвентаризацію потенційно небезпечних виробництв;
- не здійснюється екологічна паспортизація особливо небезпечних виробництв.

За основу ранжування потенційно небезпечних виробництв та територій за ступенем екологічної небезпеки у міжнародній практиці запроваджено принцип оцінки ризику. Ці підходи в Україні практично ще не сформовані. Середній рівень

ризикую виникнення надзвичайних ситуацій в Україні (10~4) на два порядки перевищує допустимий рівень, прийнятий у розвинутих країнах.

Зважаючи на відсутність чіткого розмежування функцій між міністерствами та відомствами, їх дублювання, система інституційного забезпечення регулювання та контролю за дотриманням вимог екологічної безпеки також потребує істотного вдосконалення. Відомча розпорошеність та дублювання контролюючих функцій знижує їх ефективність і створює додаткові перешкоди у діяльності суб'єктів підприємництва.

У відповідності до світової та європейської практики передбачається розвиток вже існуючих і запровадження нових механізмів регулювання екологічної безпеки, зокрема:

- ідентифікація небезпечних видів діяльності як основного критерію при оцінці стану екологічної безпеки;
- ліцензування небезпечних видів діяльності як інструменту регулювання рівня безпеки при діяльності з небезпечними речовинами та процесами;
- страхування екологічних ризиків.
- здійснення екологічного аудиту як одного з можливих інструментів оцінки рівня небезпечності;
- застосування поняття «ризик», як інтегрального показника можливих екологічних загроз;
- екологічна паспортизація об'єктів господарювання, в першу чергу екологічно небезпечних.

Гарантування екологічної безпеки є не тільки необхідною умовою для забезпечення права громадян України на безпечне для життя та здоров'я довкілля, гарантованого статтею 50 Конституції України, а й невід'ємною умовою для просування держави на шляху інтеграції до європейської спільноти [92, 96, 97, 111].

На сьогодні енергетична безпека остаточно перетворилась на одну з найважливіших складових національної безпеки України. Величезна енергоємність національної промисловості та житлово-комунальної сфери ставлять державу в залежність від імпортованих паливних ресурсів – у першу чергу, природного газу та нафтопродуктів. При цьому через військовий конфлікт на

Сході України різко знизилась об'єм поставання кам'яного вугілля. Ці фактори в сукупності загрожують енергетичній безпеці держави і суттєво підвищують значення ще одного важливого сегмента паливно-енергетичного комплексу (ПЕК) – атомної енергетики. Але внаслідок катастроф у Чорнобилі (1986 р.) та Фукусімі (2011 р.) значна кількість лідерів суспільної думки в світі стала опонентами розвитку цієї галузі, через масштаби екологічної катастрофи внаслідок надзвичайних ситуацій на АЕС. Для України це питання є надзвичайно актуальним адже наслідки аварії на Чорнобильській АЕС значної частки атомної енергетики в структурі паливно-енергетичного комплексу України (на сьогодні 48,4%) наша держава увійшла в число світових лідерів з використання цього виду енергії.

Загрози екологічній безпеці України, можуть спричинити надзвичайні ситуації на об'єктах атомної енергетики України. Відомо, що з еколого-економічної точки зору атомна енергетика має переваги перед іншими складовими ПЕК: порівняно дешева вартість електроенергії; мінімальний вплив на довкілля, якщо АЕС працює в штатному режимі; значні запаси на території України уранових руд, які є первинною сировиною для виробництва ядерного палива; можливість збільшення потужності АЕС за рахунок добудови нових енергоблоків. До недоліків цього виду виробництва електроенергії можна віднести такі: дуже висока вірогідність масштабної техногенної катастрофи у випадку аварії на АЕС, радіаційне забруднення величезних площ, необхідність евакуації мільйонів людей; висока вартість та значні часові витрати на побудову енергоблоку; відсутність в Україні повного циклу ядерного виробництва; Атомна енергетика в Україні представлена чотирма працюючими і однією закритою електростанціями, розташованими в західній, центральній та південній частинах держави: - Чорнобильська (1977 – 2000 рр.) знаходиться в північній частині Київської області. В 1986 р. на 4-му енергоблоці сталась аварія, що призвела до масштабного радіаційного забруднення екосистем на території України, Білорусії та Росії, великої кількості людських жертв та необхідності створення зони безумовного відселення навколо станції. Рівненська (працює з 1980 р.) знаходиться біля м. Кузнецовськ на північному заході Рівненської області. Єдина АЕС в Україні з водо-водяними ядерними реакторами

Південноукраїнська (працює з 1982 р.) знаходиться біля м. Южноукраїнськ на півночі Миколаївської області. Є основним виробником електроенергії для Одеської, Миколаївської та Херсонської областей; Запорізька (працює з 1984 р.) розташована біля м. Енергодар в Запорізькій області, неподалік від обласного центру. На сьогодні вона має шість енергоблоків, що робить її найбільшою атомною електростанцією в Європі. АЕС є ключовою складовою Запорізького енерговузла, спрямованою на обслуговування важкої промисловості [37, 38, 89].

Традиційний спосіб отримання інформації про стан навколишнього середовища і техногенних об'єктів, який здійснюється наземними службами, не завжди забезпечує необхідну оперативність відновлення даних. Також техніко-економічна потреба створення автоматизованої системи моніторингу навколишнього середовища, необхідної інформаційної бази вже доведена досвідом світової спільноти [12, 30, 43, 51, 58, 66, 110]. Головною метою створення такої системи полягає в комплексній автоматизації всіх процесів, пов'язаних зі збором, накопиченням і веденням різноманітної екологічної реєстраційної інформації, в забезпеченні можливості її подальшої обробки на основі сучасних інформаційних технологій.

Системне застосування космічних знімків високої роздільної здатності та сучасних програмних засобів обробки, використання мобільних екологічних комплексів дозволяють отримати інформацію про навколишнє середовище, створити базу даних з цифрових тематичних карт і статистичних даних різного рівня. У перспективі може бути створена єдина автоматизована система управління (ЄАСУ), яка повинна охопити всі ланки управління екологічною безпекою, що дозволить підвищити якість і оперативність екологічного моніторингу [9, 12, 59, 60].

В зв'язку з постійною зміною навколишнього середовища під впливом антропогенного впливу, промислових об'єктів, а також з маєтком параметрів атмосфери Землі, виникає необхідність достовірного виконання завдань екологічного прогнозування і забезпечення екологічної безпеки на основі застосування екологічного моніторингу з використанням безпілотних літальних апаратів і космічних систем спостереження. Розширення можливостей екологічного моніторингу можна здійснити з комплексним використанням

дистанційно пілотованих літальних апаратів, включаючи космічні систем спостереження при використанні дистанційних методів контролю параметрів навколишнього середовища, а також за рахунок вдосконалення науково-методичного апарату оцінки стану зон екологічного ризику.

Питання застосування аерокосмічних технологій для завдань екології та природокористування досліджені такими вченими, як Акименко П.О., Білявський Г.О., Боголюбов В.М., Богомья В.І., Бондар О.І., Бугор А.Н., Бусьгин Б.С., Васильев В.Е., Волошин В.І., Востоков А.Б., Вульфсон Л.Д., Гарбук С.В., Гершензон В.Е., Гонин Г.Б., Горбулін В.П., Горелов В. А., Гош С.К., Гречищев А.В., Гришин Ю.И., Драновский В.Й., Емец Н.А., Завалішин А.П., Кац Я.Г., Козлов Н.П., Копачевський І.М., Костюченко Ю.В., Котляр О.Л., Кохан С.С., Красовський Г.Я., Лебедев А.А., Лихачов Ю.А., Лялько В.І., Машков О.А., Мокін В. Б., Мосов С.П., Нестеренко О.П., Пашков Д. П., Перерва В.М., Петросов В.А., Попов М.О., Присяжний В.І., Ребрин Ю.К., Рябухин А.Г., Сахацький О.І., Сиротенко О.В., Станкевич С.А., Стрельцов В. А., Тараріко О.Г., Федоровський О.Д., Ходоровский А.Я., Чандра А.М., Чумаченко С.М., Шапар А.Г., Яцків Я.С.

Незважаючи на значну кількість теоретичних та експериментальних досліджень у напрямку побудови системи управління екологічною безпекою, на цей час більшість опублікованих результатів закордонних та вітчизняних вчених є розрізненими та несистематизованими. До цього часу не розроблені методологічні основи системи управління екологічною безпекою та прогнозування надзвичайних ситуацій, зменшення екологічних загроз та ризиків.

Кінцевий ефект екологічної безпеки досягається шляхом інтегрування всіх компонентів систем моніторингу та обробки результатів спостереження.

Таким чином існує необхідність удосконалення системи управління екологічною безпекою при поводженні з небезпечними речовинами з застосуванням безпілотних літальних апаратів екологічного спостереження.

Не менш важливим недоліком існуючих підходів щодо управління екологічною безпекою регіонів є відсутність методологічної основи прогнозування надзвичайних ситуацій та зменшення екологічних загроз та оцінювання ризиків з застосуванням безпілотних літальних апаратів.

Саме тому, актуальним є наукове завдання, яке полягає в розкритті особливостей та закономірностей синтезу системи управління екологічною безпекою при поводженні з небезпечними речовинами з застосуванням безпілотних літальних апаратів екологічного моніторингу.

Ідея дисертаційної роботи полягає в розкритті особливостей удосконалення системи управління екологічною безпекою при поводженні з небезпечними речовинами шляхом застосування запропонованої методики прогнозування надзвичайних ситуацій щодо зменшення екологічних загроз та ризиків з застосуванням безпілотних літальних апаратів екологічного моніторингу.

Мета і завдання досліджень. Метою роботи є підвищення достовірності та інформаційних можливостей систем екологічного моніторингу для визначення зон екологічного ризику на основі використання мобільних комплексів оцінки екологічного стану регіону із застосуванням геоінформаційних та аерокосмічних технологій.

Досягнення поставленої мети вимагало розв'язання таких завдань:

1. Здійснити аналіз сучасного стану управління екологічною безпекою при поводженні з небезпечними речовинами та визначити можливості безпілотних літальних апаратів при екологічному моніторингу за станом поводження з небезпечними речовинами.

2. Розробити моделі використання аерокосмічних технологій для екологічного моніторингу за станом поводження з небезпечними речовинами.

3. Удосконалити науково-методичний апарат для синтезу системи управління екологічною безпекою при поводженні з небезпечними речовинами з використанням моніторингової інформації дистанційно пілотованих літальних апаратів.

4. Розробити методику статистичного оцінювання надзвичайних екологічних ситуацій техногенного характеру при поводженні з небезпечними речовинами.

5. Розробити методику оцінки екологічного ризику при поводженні з небезпечними речовинами з використанням моніторингової інформації дистанційно пілотованих літальних апаратів.

6. Розробити управлінські процедури прогнозування надзвичайних ситуацій щодо зменшення екологічних загроз та оцінювання ризиків з застосуванням безпілотних літальних апаратів.

Об'єкт дослідження: процеси в системах управління екологічною безпекою.

Предмет дослідження: методи, моделі та засоби контролю за станом довкілля та обґрунтування оцінок екологічного ризику, пошук і створення за їх допомогою оптимальних форм управління екологічною безпекою.

Методи дослідження: Для досягнення визначеної мети та розв'язання поставлених завдань використовувались теоретичні і експериментальні методи досліджень. Теоретичні методи (системний аналіз; теорія ймовірностей, математична статистика, кластерний аналіз, теорія експертних оцінок, метод «Дельфі», метод сценаріїв, метод узгодження кластеризованих ранжировок, бінарні відношення і відстань Кемені) застосовано для узагальнення інформації, одержаної з літературних джерел, визначення напрямів досліджень, розробки аерокосмічних технологій для екологічного моніторингу за станом поводження з небезпечними речовинами, прогнозування надзвичайних ситуацій щодо зменшення екологічних загроз та оцінювання ризиків з застосуванням безпілотних літальних апаратів. Експериментальні методи були використані для визначення складу небезпечних речовин. Для синтезу системи управління екологічною безпекою при поводженні з небезпечними речовинами з використанням моніторингової інформації ДПЛА використовувався програмний пакет ERDAS Imagine. Для комплексної екологічної оцінки територій застосовувалась база даних векторної ГІС в середовищі ArcGIS / ArcInfo 9.3., ArcCatalog. Для створення процедурного модуля оцінки рішень та розрахунку ризиків життєдіяльності в умовах можливих аварій на хімічно–небезпечних об'єктах застосовано проблемно-орієнтований проект ArcMap з використанням мови програмування Visual Basic для стандартів ArcGIS 8.3.

Наукова новизна одержаних результатів полягає в удосконаленні системи управління екологічною безпекою, як наукове підґрунтя підвищення достовірності та інформаційних можливостей систем екологічного моніторингу для визначення зон екологічного ризику на основі використання мобільних

комплексів оцінки екологічного стану регіону із застосуванням геоінформаційних та аерокосмічних технологій. При цьому:

уперше:

- науково обґрунтовано та розроблено методику оцінки екологічного ризику при поводженні з небезпечними речовинами, яка передбачає виконання трьох етапів: ідентифікація факторів ризику, оцінка ризику, управління ризиком, яка на відміну від відомих комплексно враховує чотири основних напрямки ризику: інженерний, модельний, експертний, соціологічний;

- науково обґрунтовано та запропоновано інформаційно-аналітичну систему оцінювання ризиків життєдіяльності та екологічної і природно-техногенної безпеки (з застосуванням сучасних ГІС-технологій), яка забезпечує у порівнянні з традиційними, більшу надійність збереження, високу точність і достовірність вхідних і вихідних даних;

удосконалено:

- модель використання аерокосмічних технологій для екологічного моніторингу за станом поводження з небезпечними речовинами, яка на відміну від відомих враховує: спектральну щільність енергетичної яскравості характеристик об'єкту екологічного моніторингу, за допомогою використання багато-спектрального пристрою (сенсору), оцінки та обліку впливу турбулентності повітряного середовища на ДПЛА при екологічному моніторингу, характеристики бортового обладнання ДПЛА екологічного моніторингу щодо використання окремих радіоліній зв'язку для передачі командно-телеметричних даних і даних корисного навантаження.

- методику експертного оцінювання характеристик аварійного ризику при поводження з небезпечними речовинами з використанням моніторингової інформації ДПЛА, яка на відміну від відомих передбачає завдання мінімізації випадкового збитку (мінімізація математичного очікування, середніх очікуваних втрат), мінімізація квантиля розподілу, мінімізація дисперсії (показника розкиду можливих значень втрат), мінімізація середнього квадратичного відхилення, мінімізація коефіцієнта варіації, мінімізація математичного очікування функції втрат).

- удосконалена методика прогнозування надзвичайних ситуацій, викликаних техногенними аваріями та катастрофами пожежами, з використанням розвідувальних безпілотних літальних апаратів, яка передбачає послідовне виконання певних процедур: визначення району моніторингу, організація моніторингової системи безпілотних літальних апаратів, розрахунок очікуваних відстаней застосування бортових пошукових систем, визначення загального часу моніторингу і його дискретизація, організація моніторингу джерела небезпечної екологічної ситуації (плановий та оперативний моніторинг).

набуло подальшого розвитку:

- застосування концепції ненульового ризику (визнання факту недосяжності абсолютної безпеки) в стратегії управління екологічною безпекою, яка на відміну від відомих вимагає не тільки вивчення факторів і джерел підвищеного ризику, а й передбачення ходу подій, оцінки наслідків природних і технологічних катастроф, постійного моніторингу техногенно небезпечних об'єктів в тому числі з використанням аерокосмічних систем та безпілотних літальних апаратів, що дозволяє знаючи ймовірність аварій та катастроф і очікувану величину втрат, уникнути важких катастроф, знаходячи альтернативні рішення, послабити їх силу, передбачити ефективні компенсаційні механізми.

- технологія використання аерокосмічних технологій для моніторингу за станом поводження з небезпечними речовинами, яка на відміну від відомих передбачає можливість комплексного застосування космічних знімків та знімків, які отримані за допомогою безпілотних літальних апаратів, що є важливим етапом проведення класифікації для моніторингу навколишнього середовища, тематичного дешифрування і створення цифрових карт місцевості, комплексного оцінювання техногенних і природних ризиків життєдіяльності засобами просторового моделювання для оцінки обсягів втрат і витрат матеріальних, технічних, людських та фінансових ресурсів в умовах надзвичайних ситуацій з викидом токсичних речовин, можливих на території України.

Особистий внесок здобувача полягає у формуванні наукової задачі, мети, ідей роботи, задач досліджень, наукових положень, висновків і рекомендацій.

У роботах, які написані при співавторстві, особистий внесок автора полягає у наступному: [74, 78, 80, 81, 120] – обґрунтування технології синтезу системи

керування дистанційно пілотованого літального апарата екологічного спостереження. У роботах [69, 67, 76, 83, 119, 145,] автором були самостійно отримані результати системного застосування методів дистанційного моніторингу екологічного та технічного стану навколишнього середовища; у роботах [71, 73] автором було здійснено збір вихідних даних щодо загроз у сфері екологічної безпеки та їх вплив на стан національної безпеки. У роботах [72, 75] автором виконано аналітичні розрахунки впровадження аерокосмічних технологій в системі екологічного моніторингу навколишнього природного середовища та техногенне небезпечних об'єктів. У роботах [16, 63-66, 68, 77, 79, 84, 146] автором здійснено математичне моделювання оцінювання екологічних ризиків в системі управління екологічною безпекою регіону. В роботах [15, 16] автором здійснено аналіз форм можливих наукових результатів у галузі захисту довкілля та оцінювання екологічних загроз та ризиків.

Апробація результатів роботи. Основні положення і результати дисертації, практичні висновки і рекомендації, які одержані в ході роботи, доповідались на: Міжнародній науковій конференції «Інтелектуальні системи прийняття рішень і проблеми обчислювального інтелекту», (ХНТУ), Залізний Порт Херсонська обл., 24-28 травня 2016р.; Міжнародній науковій конференції «Інтелектуальні системи прийняття рішень і проблеми обчислювального інтелекту», (ХНТУ), Залізний Порт Херсонська обл., 22-26 травня 2017р.; Круглому столі «Екологічні проблеми військового сектору України та шляхи їх вирішення в умовах Євроатлантичної інтеграції» в Інформаційно-просвітницькому Орхуському центрі ДЕА “Системне вирішення проблем екобезпеки Збройних Сил у розрізі євроатлантичної інтеграції”, 22.02.2018р.; Круглому столу присвяченому 57-й річниці польоту Ю.О. Гагаріна в космос та 50-річчю трагічної загибелі Ю.О. Гагаріна і В.С. Серьогіна, 12 квітня 2018, м. Київ, в НТУ «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»; Х Міжнародній науково-технічній конференції “Проблеми інформатизації”, 12-13 квітня 2018, м. Київ, Державний університет телекомунікацій; Науково-технічній конференції «Інноваційні аерокосмічні технології в екологічному моніторингу» м. Київ, ДЕА, 24-25 квітня 2018 р.; Міжнародних наукових конференціях «Інтелектуальні системи прийняття рішень і проблеми обчислювального

інтелекту», (ХНТУ), Залізний Порт Херсонська обл., 21-27 травня 2018р.; II Міжнародній науково-практичній конференції «Інфраструктура якості і перспективи та тенденції розвитку», 6 червня 2018, м Київ, (ДП «Український науково- дослідний і навчальний центр проблем стандартизації, сертифікації та якості»); III Міжнародній науково-практичній конференції «Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи», Львів, ЛДУБЖД, 14 вересня 2018р.; Науково-практичному семінарі «Сучасні аерокосмічні технології в екологічному моніторингу», м. Київ, ДЕА, 27 листопада 2017 р.; XVI Міжнародній науково-технічній конференції «Проблеми екологічної безпеки», Кременчук, 4-7 жовтня 2018р.; Всеукраїнському науково-практичному семінарі «Створення інноваційного середовища для розбудови індустрії безпілотних літальних апаратів в Україні», Льотна академія НАУ (м. Кропивницький), 12 грудня 2018 р., науково-практичному семінарі «моніторинг еколого-небезпечних явищ та процесів», 9 квітня 2019, ДЕА; Міжнародній науково-практичній конференції «Застосування космічних та геоінформаційних систем в інтересах національної безпеки та оборони, Національний університет оборони України імені Івана Черняхівського, м. Київ, 10 квітня 2019 року; 3 Міжнародної науково-технічної конференції «Проблеми інформатизації», Державний університет телекомунікацій МОН України, 11-12 квітня 2019 р.; II Міжнародній науково-практичній конференції «Інтелектуальна власність і право на шляху до сталого розвитку України», м. Київ, Національний університет «Одеська юридична академія» Київський інститут інтелектуальної власності та права, 19 квітня 2019 р.; науково-технічної конференції «Інноваційні аерокосмічні технології в екологічному моніторингу» м. Київ, ДЕА, 24-25 квітня 2019 р.; XI Міжнародній науково-практичній конференції «Авіаційна та екстремальна психологія у контексті технологічних досягнень», Національний авіаційний університет (факультет лінгвістики та соціальних комунікацій, кафедра авіаційної психології), м. Київ, 23-24 квітня 2019 р.; а також на постійно діючому науковому семінарі Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління за період 2015-2019рр.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Тематика дисертаційної роботи відповідає «Стратегії національної екологічної політики

України на період до 2020 року», затвердженої розпорядженням Кабінету Міністрів України від 17.10.2007 р. № 880-р. та «Основним засадам (стратегії) державної екологічної політики України на період до 2020 року, затвердженим Законом України № 2818-VI від 21.12.2010 р. і виконувалась у рамках проведення держбюджетних науково-дослідних робіт, що виконувалися у Державній екологічній академії післядипломної освіти та управління: «Дослідження антропогенних джерел електромагнітного випромінювання та їх впливу на екосистеми» (0118U006675); «Розробка методики застосування ортотрансформованих космічних знімків для оцінки стану навколишнього середовища» (0118U005460); «Розробка нормативно-методичного документа - рубрикатора завдань у сфері екологічного моніторингу за допомогою космічних систем ДЗЗ та ГІС» (0118U005461); «Розробка проекту автоматизованої системи моніторингу довкілля Київської області» (0117U007076); «Проведення оцінки та вивчення еколого-техногенного стану Донецької та Луганської областей з метою розробки рекомендацій щодо природно-ресурсного відновлення на екологічних засадах» (0117U006967), у яких автор був виконавцем.

Практичне значення і реалізація отриманих результатів полягає в тому, що в роботі запропоновано методики, моделі, алгоритми, що дозволили створити технологію використання аерокосмічних технологій для моніторингу за станом поводження з небезпечними речовинами. Запропонований науково-методичний апарат дозволяє підвищити достовірність та інформаційні можливості систем екологічного моніторингу для визначення зон екологічного ризику на основі використання мобільних комплексів оцінки екологічного стану регіону із застосуванням геоінформаційних та аерокосмічних технологій. Розроблені методичні положення моніторингу за станом поводження з небезпечними речовинами, оцінки екологічного ризику з використанням аерокосмічних технологій впроваджено навчальний процес кафедри екологічного моніторингу, геоінформаційних та аерокосмічних технологій Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління під час викладання та підготовки матеріалів дисциплін «Методологія та організація наукових досліджень», «Філософія науки та інноваційного розвитку» та курсів підвищення кваліфікації фахівців в галузі екології та природокористування.

Результати дисертаційної роботи прийняті до впровадження в Льотній академії Національного авіаційного університету, м. Кропивницький (акт від 04 грудня 2019р.), Науково-виробничій впроваджувальній фірмі «Геотехнологія», м. Київ (акт від 20.11.2019р.), а також у навчальний процес в Державній екологічній академії післядипломної освіти та управління Мінприроди України, м. Київ (акт від 13.11.2019р.).

Структура та обсяг дисертації. Дисертаційна робота складається зі вступу, чотирьох розділів, списку використаних джерел і додатків. Повний обсяг дисертації становить 200 сторінок, у тому числі 46 рисунків та 15 таблиць. Список літературних джерел містить 147 посилань. Додатки на 79 сторінках.

В додатках представлено список публікацій здобувача за темою дисертації, відомості про апробацію матеріалів дисертації; акти впровадження, методи і апаратура для дистанційного зондування природного середовища; класифікація аварій техногенного характеру з урахуванням масштабу заподіяних чи очікуваних економічних збитків; автоматизована інформаційна система моніторингу з використанням ДПЛА; дистанційно-пілотовані апарати екологічного моніторингу.

РОЗДІЛ 1

АНАЛІЗ СУЧАСНОГО СТАНУ УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ ПРИ ПОВОДЖЕННІ З НЕБЕЗПЕЧНИМИ РЕЧОВИНАМИ

1.1. Аналіз сучасних систем спостереження за станом територій з небезпечними речовинами

У теперішній час порушення стійкості системи «людина – природа – суспільство» в сучасних умовах обумовлено суттєвим деструктивним впливом людства на стан навколишнього середовища в результаті надмірного росту продуктивних сил і кількісного зростання чисельності населення. Все це призвело до величезного посилення антропогенного навантаження на екосистеми Землі і практично до незворотних змін у всій біосфері. Інтенсивний розвиток науково-технічного прогресу зумовив виникнення низки глобальних екологічних проблем, кожна з яких здатна призвести до знищення нашої цивілізації. Серед цих проблем найбільш пріоритетними є: дефіцит прісної води, зниження видового біологічного і ландшафтного різноманіття планети, парниковий ефект, озонові діри, кислотні дощі, забруднення Світового океану, опустелювання, загибель лісів тощо [89, 91].

Зменшення рівня антропогенного впливу на біосферу можна досягти якісним управлінням соціально-економічними системами всіх рівнів, забезпечивши їх стратегічну орієнтацію на принципи сталого (стійкого, гармонійного) розвитку (в розумінні sustainable development) [101, 107, 114].

Одним з основних шляхів реалізації концепції сталого розвитку суспільства вважається впровадження на всіх організаційних рівнях науково обґрунтованої системи екологічного та соціально-економічного менеджменту, який би будувався на об'єктивних даних відповідної системи екологічного та соціально-економічного моніторингу, що у свою чергу є інформаційним базисом концепції сталого розвитку і свого роду початковою функцією управлінського циклу.

Система моніторингу повинна в інформаційному плані забезпечити організацію необхідних інформаційних потоків і поліпшити спостереження за основними процесами та явищами в біосфері. Для прийняття раціональних управлінських рішень необхідною умовою є наявність якісного інформаційного

забезпечення щодо динаміки різних показників, які характеризують стан навколишнього середовища. При цьому, всі негативні тенденції, що відбуваються в розвитку складної системи «людина – природа – суспільство», підвищують актуальність як екологічного, так і соціально-економічного моніторингу [40, 99, 115].

Природні зміни стану навколишнього середовища вивчаються існуючими геофізичними службами (гідрометеорологічною, сейсмічною, гравіметричною та ін.). А для того, щоб виділити антропогенні зміни на фоні природних, виникла необхідність в організації спеціальних спостережень за змінами стану біосфери під впливом людської діяльності.

Згідно з концепцією SCOPE (з англ. – Наукового комітету з проблем навколишнього середовища) систему повторних спостережень одного і більше компонентів довкілля у просторі і в часі з певними цілями і згідно з попередньо підготовленою програмою було запропоновано називати *моніторингом*.

Термін «моніторинг» (від латинського *monitor* – той, що наглядає, нагадує, спостерігає) виник перед проведенням Стокгольмської конференції ООН з навколишнього середовища (Стокгольм, 5-16 червня 1972 р.). Перші пропозиції з нагоди такої системи були розроблені експертами спеціальної комісії SCOPE у 1971 році. Основні елементи моніторингу як системи, вперше описані у роботі Р. Манна (R. Mann, 1973). [9-12, 87, 88].

Формуванню наукових основ сучасного моніторингу навколишнього середовища були присвячені роботи академіка І.П. Герасимова (Герасимов, 1975, 1976) і професора Ю.А. Ізраеля (Ізраель, 1984), в яких розроблені основні принципи формування системи екологічного моніторингу, а також частково відображені міжнародні аспекти глобальної системи моніторингу.

Обговорення системи моніторингу активізувалось перед першою міжурядовою нарадою з моніторингу, скликаною в Найробі (Кенія, лютий 1974 р.) Радою керуючих Програми ООН з навколишнього середовища (UNEP – United Nation Environment Program). В матеріалах наради були викладені основні положення та цілі програми глобальної системи моніторингу навколишнього середовища, в яких приділялась особлива увага формуванню попереджень про зміни стану природного середовища, пов'язані з забрудненнями, а з другого боку –

попередженню про загрозу здоров'ю людини, про загрозу стихійних лих, а також про виникнення інших екологічних проблем. Більшість рішень цієї наради були схвалені на другій сесії Ради керуючих UNEP і отримали визнання (R. Mann, 1973).

Детальне обговорення основних завдань моніторингу, а також різноманітних аспектів, пов'язаних з обґрунтуванням та реалізацією систем моніторингу, відбулось на міжнародному симпозіумі з комплексного глобального моніторингу забруднення навколишнього природного середовища в Ризі у грудні 1978 р.

Професор Ю.А. Ізраель вважав, що термін «моніторинг» з'явився на противагу терміну «контроль», який включав не лише спостереження і одержання інформації, але й елементи активних дій, тобто елементи управління (*control* – англійською означає як контроль, так і управління). В нашій науково-технічній літературі термін «контроль» передбачає тільки одержання та аналіз інформації і не передбачає активних дій [10-12].

Моніторинг довкілля в сучасному розумінні можна розглядати як аналітично-інформаційну систему, яка охоплює такі основні напрями:

- 1) *спостереження* за станом довкілля і за факторами, які впливають на окремі елементи довкілля;
- 2) *оцінювання та аналіз* фактичного стану всіх складових довкілля;
- 3) *прогнозування* стану довкілля і оцінювання цього стану;
- 4) *забезпечення науково-інформаційної підтримки прийняття управлінських рішень.*

Таким чином, система моніторингу довкілля – це система спостережень, збирання, оброблення, передавання, збереження та аналізу інформації про стан довкілля, прогнозування його змін і розроблення науково обґрунтованих рекомендацій для прийняття рішень про запобігання негативним змінам стану довкілля та дотримання вимог екологічної безпеки.

Очевидно, що для правильної організації управління якістю навколишнього природного середовища, необхідною умовою є формування повноцінної системи моніторингу.

За допомогою системи моніторингу виявляються критичні ситуації, виділяються критичні фактори впливу і найбільш чутливі до впливу елементи

біосфери. У процесі здійснення моніторингу важливо отримати дані як про абіотичну складову середовища, так і про стан біоти, а також отримати інформацію про функціонування екосистем та реакції екосистем на можливі збурення.

Універсальним підходом до визначення структури системи моніторингу антропогенних змін навколишнього природного середовища є його розподіл на основні блоки: «Спостереження», «Оцінка фактичного стану», «Прогноз стану довкілля», «Оцінка прогнозованого стану» та «Підтримка прийняття управлінських рішень» (рис. 1.1).

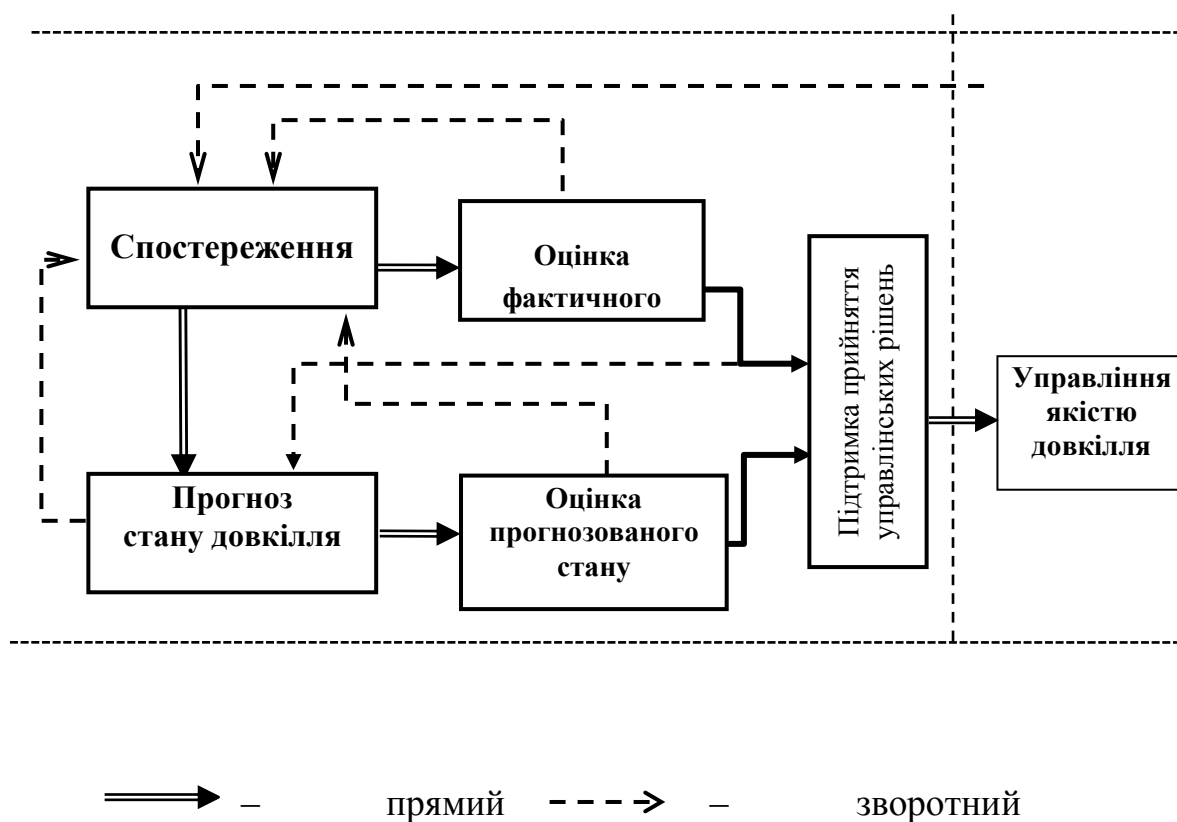


Рис. 1.1 – Структура системи моніторингу довкілля

Загалом, до блоків оцінювання часто відносять процедури аналізу і обробки даних спостережень, а до блоку прогнозування – процеси моделювання змін стану довкілля.

Блоки «Спостереження», «Оцінка фактичного стану» і «Прогноз стану довкілля» тісно пов’язані між собою, оскільки прогноз стану навколишнього середовища можливий лише за наявності достатньої інформації про його фактичний стан (прямий зв’язок). Прогноз, з одного боку, має враховувати дані спостережень та закономірності зміни стану природного середовища, а з іншого

боку – спрямованість прогнозу, значною мірою, повинна визначати структуру і склад мережі спостереження (зворотний зв'язок).

Дані, що отримані в результаті спостережень чи прогнозу та характеризують стан навколишнього природного середовища, повинні оцінюватись в залежності від того, в якій галузі людської діяльності вони використовуються (за допомогою спеціально вибраних чи розроблених критеріїв). Така оцінка повинна забезпечувати, з одного боку, визначення збитків від впливу відповідної діяльності, а з другого – давати змогу оптимізувати людську діяльність з урахуванням існуючих екологічних резервів. При таких оцінках обов'язковим є визначення допустимих навантажень на навколишнє природне середовище з урахуванням інтегральних характеристик і показників.

Безпосереднє визначення таких показників є певним етапом оцінювання стану довкілля, оскільки в результаті таких вимірювань можна відповісти на питання про його стан. При визначенні допустимих для екосистеми антропогенних навантажень необхідно виходити з екологічного резерву даної системи та інтервалу допустимих коливань її стану. Важливо при цьому пам'ятати про біологічну стійкість системи і враховувати залежність між збуреннями і ефектами, які виникають під дією цих збурень. При визначенні екологічного резерву екосистеми необхідно добре знати і вміти виявляти критичні фактори антропогенних збурень та критичні елементи біосфери, вплив на які може призвести до різких змін у природному середовищі.

Як відомо, комплекс антропогенних факторів дуже різноманітний – це і забруднення природного середовища різними речовинами, і фізичний вплив, який порушує природне покриття планети, і вилучення поновлюваних і непоновлюваних ресурсів тощо. Вивчення і оцінювання негативних наслідків антропогенних збурень з метою їх попередження або зменшення збитків є винятково важливою задачею як для оптимізації економічної діяльності, так і для збереження довкілля та здоров'я населення.

Найбільш складними є проблеми, пов'язані зі значними антропогенними збуреннями, які характеризуються масштабністю виявлених змін та ефектів (аж до глобального охоплення), а також значною інерційністю та гостротою негативних наслідків. Це, в першу чергу, аерозолі антропогенного походження, які впливають

на зміну радіаційного балансу атмосфери. Іригаційні споруди, урбанізація та зменшення площ зелених насаджень призводять до суттєвих змін альbedo підстилаючої поверхні. Поява нафтових плівок в океані порушує енерго та газообмін між океаном і атмосферою. Перелік подібних проблем можна продовжувати і продовжувати.

Класифікація систем моніторингу довкілля

Постанова Кабінету Міністрів України від 23 вересня 1993 р. № 785 «Положення про державний моніторинг навколишнього середовища» (яка, вже втратила чинність) визначала такі види моніторингу довкілля в Україні, які стали загальноприйнятими: загальний (стандартний), оперативний (кризовий), фоновий (науковий [36, 89].

Загальний (стандартний) моніторинг — це оптимальні за кількістю параметрів спостереження на пунктах, об'єднаних в інформаційно-технологічну мережу, які дають змогу на підставі оцінки і прогнозу стану довкілля регулярно розробляти управлінські рішення на всіх рівнях.

Оперативний (кризовий) моніторинг — це вивчення спеціальних показників на цільовій мережі пунктів у реальному масштабі часу за окремими об'єктами, джерелами підвищеного екологічного ризику в окремих регіонах, які визначено як зони надзвичайної ситуації, а також у районах аварій зі шкідливими екологічними наслідками для забезпечення оперативного реагування на кризові ситуації та прийняття рішень щодо їхньої ліквідації, створення безпечних умов для населення.

Фоновий (науковий) моніторинг — це спеціальні високоточні спостереження за всіма складовими довкілля, а також за характером, складом, кругообігом і міграцією забруднювальних речовин, за реакцією організмів на забруднення як на рівні окремих популяцій чи екосистем, так і біосфери в цілому. Його проводять на базових станціях у природних і біосферних заповідниках, а також на інших природоохоронних територіях.

Об'єктами спостереження системи моніторингу можуть бути окремі точки і зони, розміри яких не перевищують десятків кілометрів (локальний моніторинг). Якщо об'єктами спостереження є локальні джерела підвищеної небезпеки, наприклад території поблизу місць поховання радіоактивних відходів, хімічні

заводи тощо, то такий *моніторинг* називається *імпактним*. При збільшенні масштабів спостереження до тисяч квадратних кілометрів здійснюється *регіональний моніторинг*. Спостереження за загальносвітовими процесами і явищами в біосфері Землі та в її екосфері є предметом *глобального моніторингу*.

1.2 Визначення можливостей застосування системного підходу до синтезу управлінських рішень з метою модернізації системи природокористування України

Екологічна ситуація в Україні була і продовжує залишатися складною. Нині в Україні наявні ознаки глобальної екологічної кризи: високий рівень розораності земель (близько 60 відсотків при 30 в Європі), низькі рівні лісистості (близько 15 відсотків при 27 в Європі), вкрай низька частка заповідних територій (близько 5 відсотків, тоді як у Європі - 15). Промислові викиди в атмосферу України сягають близько 11 млн. т., що складає 20-25 % сумарного викиду в цілому по країнах СНД. І це за умов, що Україна займає менше трьох відсотків території СНД, хоча свого часу постачала майже чверть загальнонаціонального продукту колишнього СРСР [36, 89, 91].

Стан природних ландшафтів лише частково відповідає критеріям Всеєвропейської екологічної мережі. Забрудненість атмосфери в Україні втричі більша, ніж у середньому в європейських країнах, кількість відходів у перерахунку на 1 км² території України у шість разів перевищує аналогічний показник США та втричі держав ЄС. Кількість чистої води на одного жителя - в 10 разів менша середньоєвропейських показників (за рівнем водозабезпечення Україна посідає одне з останніх місць серед країн Європи, а за водоємністю забезпечення валового внутрішнього продукту перевищує середньоєвропейські показники у кілька разів).

Загалом природні ресурси України зазнають масштабного техногенного пресингу, набуваючи статусу невідновних. Водночас мінерально-сировинна база України має значний економічний потенціал та обсяги корисних копалин. Близько 60 відсотків орних земель займають унікальні масиви чорноземів, 35 відсотків європейського біорізноманіття припадає на територію України (при цьому Україна займає менше 6 % площі Європи). В Україні є унікальні для Європи потужні водні

системи Дніпра, Дністра, Дунаю, Південного Бугу, Сіверського Дінця, що в змозі забезпечити високий рівень соціально-економічного розвитку держави, конкурентоспроможність вітчизняного товаровиробника, матеріальне та духовне збагачення кожного громадянина.

Несприятлива екологічна ситуація в Україні позначається на рівні захворюваності та смертності населення, яка втричі вища, ніж у цілому по всіх країнах СНД. Приріст населення у 2-2,5 рази нижчий, ніж у розвинених країнах, висока дитяча смертність, зменшення на 12-15 років тривалості життя – все це свідчить про нагальну потребу вжиття кардинальних заходів. Оскільки від здоров'я нації та раціональної системи господарювання залежить майбутнє країни.

Одним із вирішальних чинників успішної реалізації соціально-економічних реформ Президента та Уряду, внутрішньої стабілізації та подальшого розвитку економіки України, зміни геополітичного значення України в світовій спільноті, імплементації усіх положень Угоди про асоціацію України з ЄС, створення інвестиційно сприятливого клімату в Україні є перехід до еколого-економічно та соціально збалансованих методів природокористування та відтворення природних ресурсів [92, 96, 97, 111].

Для модернізації системи природокористування України пропонується застосування системного підходу. Реалізація системного підходу передбачає визначення існуючої проблеми та формування відповідної моделі системи природокористування. Найбільш достовірною моделлю є багатомірна, стохастична, нелінійна, нестационарна модель. Однак при цьому виникають труднощі створення (синтезу) визначення вхідних та вихідних процесів, а також структури та параметрів самої моделі. Запропоновано алгоритм синтезу моделі системи природокористування наступний.

З метою підвищення екологічної безпеки і ефективності екологічного моніторингу та контролю функціонування техногенних об'єктів підвищеної небезпеки доцільно наступне:

розробити й затвердити в Кабінеті міністрів України Програму комплексного екологічного аудиту з використанням сучасних підходів і методів (з застосуванням аерокосмічних технологій) всіх найбільш небезпечних техногенних

об'єктів України: АЕС, ТЕС, нафтопереробних заводів, сміттєзвалищ великого масштабу, морських бурових нафтогазових платформ та ін.;

розробити типові екологічні паспорти на найбільш небезпечні техногенні об'єкти (АЕС, морська нафтогазова платформа тощо);

виконати екологічну паспортизацію найбільш небезпечних техногенних об'єктів України (всіх АЕС і бурових платформ на Чорному морі);

законодавчо врегулювати необхідність обов'язкового екологічного страхування небезпечних техногенних об'єктів.

В результаті застосування системного підходу визначено наступні напрями модернізації системи природокористування України:

Впровадження нових фінансово-економічних та регуляторних механізмів реалізації екологічної політики та нової системи екологічного моніторингу.

1. Модернізація системи моніторингу.

В теперішній час необхідно точно розмежувати поняття «екологічний моніторинг» та «моніторинг навколишнього природного середовища».

Під «екологічним моніторингом» слід розуміти моніторинг стану окремих екосистем, або біогеоценозів, з урахуванням динаміки їх популяційної структури, змін в окремих популяціях, суцесійних процесів в екосистемах під впливом антропогенної діяльності та інші.

Під «моніторингом навколишнього природного середовища» слід розуміти стан забруднення компонентів навколишнього природного середовища контоміантами техногенезу, моніторинг за викидами, скидами та відходами промислових підприємств, моніторинг за техногенним порушенням земель та ґрунтів тощо.

Вирішити ці питання зможе створення науково-методичного центру з моніторингу навколишнього природного середовища. Даний центр повинен стати головним науково-методичним центром Міндовкілля України з розробки та впровадження систем моніторингу навколишнього природного середовища усіх типів, він повинен також вести всю необхідну науково-методичну базу з моніторингу навколишнього природного середовища, а саме:

-розробити науково-методичні рекомендації зі створення систем моніторингу навколишнього природного середовища міських агломерацій;

- розробити науково-методичні рекомендації зі створення локальних (об'єктових) систем моніторингу для промислових підприємств;
- розробити науково-методичні рекомендації зі створення систем моніторингу стану ґрунтів для агропромислового комплексу;
- розробити науково-методичні рекомендації зі створення систем моніторингу природних об'єктів (річки, лісові масиви, заповідні території) тощо;
- інформаційний, у т.ч. через веб-ресурси, супровід державної системи моніторингу довкілля та навколишнього природного середовища України.

Крім того, такий центр повинен розробляти на замовлення підприємств, місцевих органів влади, інших установ, технічні завдання на створення тих чи інших систем моніторингу навколишнього природного середовища та вести авторський нагляд за їх впровадженням та експлуатацією.

2. Науково-технічне супроводження аерокосмічних технологій для екологічного моніторингу та прогнозування стану природного середовища.

Сьогодні Україна відома на світовому ринку своєю космічною продукцією: ракетними-носіями «Зеніт», «Циклон», «Дніпро»; апаратурою стикування «курс», приладами та системами керування для космічних комплексів; унікальними об'єктами наземної інфраструктури. При цьому завдання, які вирішує спостереження землі з космосу – це поліпшити екологічну ситуацію та підвищити рівень екологічної безпеки. Україна в змозі стати лідером в екологічному переозброєнні технологій, вдосконалити державну систему моніторингу навколишнього природного середовища.

Цей новий напрям діяльності, вважаю, потребує вирішення наступних питань:

А. Інформаційно-аналітичне впровадження аерокосмічних технологій для екологічного моніторингу та прогнозування стану природного середовища. На першому етапі потрібна інтеграція екологічної діяльності (за напрямом моніторингу) в глобальну «систему систем» GEOSS, Європейську систему глобального моніторингу навколишнього природного середовища та забезпечення безпеки GMES, Європейську систему прогнозування врожаю MCYFS.

Б. Науково-методичний супровід застосування псевдо-супутникових технологій на базі безпілотних, дистанційно-керованих літальних апаратів та

аеростатів) для екологічного моніторингу земної, водної поверхні та атмосферного повітря.

В. Виконання навчально-освітніх та наукових проектів на основі дистанційного зондування Землі.

Впровадження аерокосмічних технологій для екологічного моніторингу та прогнозування стану природного середовища дозволить:

1. Забезпечить науково-ефективний супровід системи екологічно збалансованого використання природних ресурсів.

2. Сприяти:

- припиненню втрат біо та ландшафтного різноманіття;
- мінімізації забруднення ґрунтів небезпечними пестицидами, агрохімікатами, важкими металами та відходами;
- мінімізації забруднення ґрунтів небезпечними пестицидами, агрохімікатами, важкими металами та відходами;
- удосконаленню державної системи екологічного моніторингу навколишнього природного середовища;
- підвищенню рівня суспільної екологічної свідомості;
- забезпеченню екологічно збалансованого природокористування;
- створенню умов для підвищення рівня екологічної безпеки населення;
- започаткуванню переходу до природоохоронних стандартів європейського союзу та підвищенню рівню екологічної свідомості громадян України.

Аналіз сучасного стану використання небезпечних речовин на техногенно-небезпечних об'єктах та їх вплив на навколишнє середовище.

Об'єкти, що становлять підвищену екологічну небезпеку.

Відповідно до Закону України “Про оцінку впливу на довкілля” Кабінет Міністрів України затвердив розроблений Міністерством екології та природних ресурсів і Міністерством охорони здоров'я, перелік видів діяльності та об'єктів, що становлять підвищену екологічну небезпеку, для яких отримання висновку з оцінки впливу на довкілля є обов'язковим.

До переліку внесені:

- атомна енергетика і атомна промисловість (у тому числі видобування і збагачення руди, виготовлення тепловіділяючих елементів для атомних

електростанцій, регенерація відпрацьованого ядерного палива, зберігання чи утилізація радіоактивних відходів);

- біохімічне, біотехнічне і фармацевтичне виробництво;

- збір, обробка, зберігання, поховання, знешкодження й утилізація всіх видів промислових і побутових відходів;

- видобування нафти, нафтохімія й нафтопереробка (включаючи всі види продуктопроводів);

- добування й переробка природного газу, будівництво газосховищ;

- хімічна промисловість (включаючи виробництво засобів захисту рослин, стимуляторів їх росту, мінеральних добрив), текстильне виробництво (із фарбуванням тканин і обробкою їх іншими хімічними засобами);

- металургія (чорна й кольорова);

- вугільна, гірничодобувна промисловість, видобування й переробка торфу, сапропелю;

- виробництво, зберігання, утилізація й знищення боєприпасів усіх видів, вибухових речовин і ракетного палива;

- виробництво електроенергії і тепла на базі органічного палива;

- промисловість будівельних матеріалів (виробництво цементу, асфальтобетону, азбесту, скла);

- целюлозно-паперова промисловість;

- деревообробна промисловість (хімічна переробка деревини, виробництво деревостружкових і деревоволокнистих плит та інше з використанням синтетичних смол, консервування деревини просочуванням);

- машинобудування і металообробка (із литтям із чавуну, сталі, кольорових металів та хімічною обробкою);

- будівництво гідроенергетичних та гідротехнічних споруд і меліоративних систем, включаючи водосховища та шламонакопичувачі;

- будівництво аеропортів, залізничних вузлів і вокзалів, річкових і морських портів, залізничних і автомобільних магістралей, метрополітенів;

- тваринництво (тваринницькі комплекси продуктивністю більш як 5000 голів і птахофабрики);

- виробництво харчових продуктів (м'ясокомбінати, молокозаводи, цукрозаводи, спиртозаводи);
- обробка продуктів і переробка відходів тваринного походження (переробка шкіри, виготовлення клею і технічного желатину, утильзаводи);
- будівництво каналізаційних систем і очисних споруд;
- будівництво водозаборів поверхневих і підземних вод для централізованих систем водопостачання населених пунктів, водозабезпечення меліоративних систем, окремих промислових підприємств.

До даного переліку можуть бути віднесені й інші окремі об'єкти, будівництво й експлуатація яких можуть негативно впливати на стан навколишнього природного середовища, які у кожному конкретному випадку визначаються Мінекобезпеки або його органами на місцях.

Моніторинг небезпечних відходів на підприємстві

Під відходами розуміють залишки сировини, матеріалів, напівфабрикатів, інших виробів чи продуктів, які утворилися в процесі виробництва чи споживання, а також товари (продукція), що втратили свої споживчі властивості.

У практичних завданнях найчастіше використовують три способи класифікації відходів: за агрегатним станом; походженням; видам впливу на природне середовище і людину.

За агрегатним станом відходи діляться: на тверді; рідкі; газоподібні.

За походженням розрізняють: промислові відходи; сільськогосподарські відходи; побутові відходи.

По видам на природне середовище і людину виділяють: токсичні відходи; радіоактивні відходи; пожежонебезпечні відходи; вибухонебезпечні відходи; самозаймісті відходи; корозійні відходи; реакційно-здатні відходи; відходи, що викликають інфекційні захворювання; небезпечні відходи.

До небезпечних відносяться відходи, які мають шкідливі речовини та містять небезпечні властивості (токсичність, вибухонебезпечність, пожежонебезпечність, висока реакційна здатність) або містять збудники інфекційних хвороб чи що можуть становити безпосередню або потенційну небезпеку для навколишнього природного середовища та здоров'я людини, самотійно або при контакті з іншими речовинами.

Клас безпеки відходів встановлюється із застосуванням експериментальних або розрахункових методів за ступенем можливого шкідливого впливу на навколишнє природне середовище при безпосередньому або опосередкованому впливі небезпечного відходу на неї.

Для оцінки безпеки відходів для навколишнього природного середовища встановлено такі класи безпеки [9-11, 103]:

- 1-й клас - надзвичайно небезпечні відходи;
- 2-й клас – високонебезпечні відходи;
- 3-й клас - помірно небезпечні відходи;
- 4-й клас - малонебезпечні відходи;
- 5-й клас - практично безпечні відходи.

Поводження з відходами це дії, спрямовані на запобігання утворенню відходів, їх збирання, перевезення, сортування, зберігання, оброблення, перероблення, утилізацію, видалення, знешкодження і захоронення, включаючи контроль за цими операціями та нагляд за місцями видалення.

Під зберіганням відходів слід розуміти діяльність, пов'язану з вилученням, накопиченням і розміщенням відходів у спеціально відведених місцях чи об'єктах, включаючи сортування відходів з метою подальшої утилізації чи видалення.

Під знешкодженням відходів слід розуміти діяльність щодо зменшення чи усунення небезпечності відходів шляхом механічного, фізико-хімічного чи біологічного оброблення.

Захоронення відходів - остаточне розміщення відходів при їх видаленні у спеціально відведених місцях чи на об'єктах таким чином, щоб довгостроковий шкідливий вплив відходів на навколишнє природне середовище та здоров'я людини не перевищував установлених нормативів.

Підприємства, що у поводженні з відходами, діляться на три категорії (групи) з урахуванням класу безпеки відходів, обсягів їх утворення на підприємстві і порядку поводження з ними.

До категорії (групи) I природокористувачів щодо поводження з відходами відносять підприємства (організації), які:

- мають технологічні цикли освіти (обігу) відходів виробництва 1-го і 2-го класів безпеки;

- застосовують у своїй діяльності технологічні операції по прийому, сортуванню, знешкодженню, захороненню, рекуперації відходів та інші способи їх утилізації.

У розглянуту групу не входять підприємства, де єдиними утворюються відходи 1-го класу небезпеки, якими є відпрацьовані люмінесцентні лампи і об'єкти, на яких утворюються відходи 2-го класу небезпеки представлені тільки відходами від обслуговування балансового автотранспорту.

До II категорії (групи) поводження з відходами відносять:

- підприємства (організації), що мають технологічні цикли (ділянки), де утворюються виробничі відходи третього і 4-го класів небезпеки;
- природокористувачів, не віднесених до I і III групи.

До III категорії (групи) природокористувачів щодо поводження з відходами відносять організації невиробничої сфери, що відповідають наступним критеріям:

- сумарна кількість відходів, що утворюються не перевищує 30 т на рік;
- основну масу відходів складають відходи 4-го і 5-го класів небезпеки;
- маса відходів третього класу небезпеки не перевищує 1% від загальної маси відходів, що утворюються;

- облаштованість місць розміщення відходів виключає їх шкідливий вплив на навколишнє середовище;

- в організації є наявності договори на передачу небезпечних відходів стороннім організаціям (ліцензіатам), які здійснюють хоча б одну з наступних операцій: збирання, зберігання, оброблення, перевезення, утилізацію, видалення, знешкодження, захоронення небезпечних відходів;

В табл. 1.1 наведено дані одо утворення та поводження з відходами в Україні. В табл. 1.2 наведено відомості про викиди основних забруднюючих речовин. В таблиці 1.3 наведено дані про викиди інших забруднюючих речовин.

Прим.: ТЧ $\square\square$ - Речовини у вигляді суспендованих твердих частинок більше 2,5 мкм та менше 10 мкм; ТЧ \square_5 - Речовини у вигляді суспендованих твердих частинок 2,5 мкм та менше; НМЛОС - неметанові легкі органічні сполуки; ПАВ - полициклічні ароматичні вуглеводні.

Таблиця 1.1

Утворення та поводження з відходами- тис. т.

(дані наведено без урахування тимчасово окупованої території Автономної Республіки Крим, м. Севастополя та частини тимчасово окупованих територій у Донецькій та Луганських областях)

Рік	Утворено	Утилізовано	Знешкоджено	Видалено у спеціально відведених місцях чи об'єктах	Загальний обсяг відходів, накопичених протягом експлуатації, у спеціально відведених місцях чи об'єктах (місцях видалення відходів)
2015	312267,6	92463,7	1134,7	152295,0	12505915,8
у т.ч. відходи I-III класів небезпеки	587,3	314,5	5,8	78,6	12055,0
2016	295870,1	84630,3	1106,1	157379,3	12393923,1
у т.ч. відходи I-III класів небезпеки	621,0	337,9	6,2	111,7	12102,4
2017	366054,0	100056,3	1064,3	169801,6	12442168,6
у т.ч. відходи I-III класів небезпеки	605,3	305,5	8,7	107,1	12197,6

Таблиця 1.2

Викиди основних забруднюючих речовин

№	Види	Одиниця	2015 р.	2016 р.	2017 р.
1	Діоксид сірки (SO ₂) - стаціонарні джерела -пересувні джерела	1000 т / рік	854,0 830,3 23,7	1076,4 1076,4 -	726,2 726,2 -
2	Оксиди азоту (NO ₂) - стаціонарні джерела -пересувні джерела	1000 т / рік	453,0 233,8 219,2	240,2 240,2 -	215,5 215,5 -
3	НМЛЮС - стаціонарні джерела -пересувні джерела	1000 т / рік	225,8 47,3 178,5	52,2 52,2 -	53,1 53,1 -
4	Аміак (NH ₃) - стаціонарні джерела -пересувні джерела	1000 т / рік	18,8 18,789 0,011	17,4 18,8 -	17,4 17,4 -
5	Оксид вуглецю (CO) - стаціонарні джерела -пересувні джерела	1000 т / рік	1971,9 764,1 1207,8	802,8 802,8 -	728,4 728,4 -
6	Загальний обсяг зважених частинок - стаціонарні джерела -пересувні джерела	1000 т / рік	377,4 349,6 27,8	395,8 395,8 -	319,5 319,5 -
7	ТЧ ₁₀ - стаціонарні джерела -пересувні джерела	1000 т / рік	67,9 67,9 -	73,1 73,1 -	46,8 46,8 -
8	ТЧ _{2,5} - стаціонарні джерела -пересувні джерела	1000 т / рік	19,7 19,7 -	34,1 34,1 -	13,5 13,5 -

Викиди інших забруднюючих речовин

№	Види	Одиниця	2015 р.	2016 р.	2017 р.
1	ПАВ	т/рік	85,6	82,0	90,7
2	Свинець (Pb)	т/рік	83,2	92,6	85,5
3	Мідь	т/рік	60,0	64,7	68,8
4	Цинк	т/рік	231,5	251,7	172,2
5	Хром	т/рік	61,8	69,3	54,0
6	Кадмій (Cd)	т/рік	4,0	3,9	2,6
7	Ртуть (Hg)	т/рік	4,9	8,6	6,4
8	Нікель (Ni)	т/рік	45,4	49,6	42,6
9	Арсен (As)	т/рік	36,0	41,2	37,0

Критерії екстремального забруднення навколишнього природного середовища

Критичний рівень забруднення природних ресурсів при якому настає порушення нормальних умов життя людей та їх діяльності на об'єктах або територіях визначається критеріями екстремального забруднення навколишнього природного середовища. В результаті екстремального високого рівня забруднення виникає особливий стан довкілля, який характеризується як надзвичайна ситуація та аварійне забруднення навколишнього природного середовища.

Надзвичайна ситуація - це порушення нормальних умов життя і діяльності людей на об'єкті або території, спричинені промисловою чи транспортною аварією, катастрофою, стихійним лихом, епідемією, що призвели або можуть призвести до людських і матеріальних втрат, завдати значної шкоди навколишньому природному середовищу.

Аварійним забрудненням навколишнього середовища є забруднення, яке сталося внаслідок порушення технологічного процесу виробництва або внаслідок пошкодження споруд та устаткування природними явищами і яке пов'язане з екстремальне високим рівнем забруднення природного середовища.

Критеріями екстремальне високого рівня є наступні.

Для атмосферного повітря:

- вміст однієї чи декількох забруднюючих речовин, який перевищує граничнодопустиму, максимальну, разову концентрацію (ГДК) в приземному шарі атмосферного повітря:

- в 20-29 разів при збереженні цього рівня концентрації протягом 2 діб;

- в 30-40 разів при збереженні цього рівня концентрації протягом 8 і більше годин;

- в 50 і більше разів незалежно від часу утримання концентрації.

Для поверхневих, підземних і морських вод:

- перевищення максимального разового вмісту однієї або декількох речовин, що нормуються в 50 і більше разів, поява запаху води інтенсивністю більше 4 балів, покриття водної поверхні плівкою більше третини оглядової площі, або 2-х і більше кв. Км, вмістом кисню 2 і менше мг/л;

- зменшення водності поверхневих джерел в 2 рази і більше, біологічний вміст пестицидів в концентраціях 50 і більше ГДК по санітарно-токсикологічних критеріях або 10 і більше ГДК по діотоксичних критеріях;

- вміст забруднюючих речовин техногенного походження в концентраціях 50 і більше ГДК;

- забруднення земної поверхні промисловими стічними водами, нафтопродуктами та іншими шкідливими речовинами;

- втрата родючості ґрунтів у зв'язку з стихійним лихом.

Для тваринного й рослинного світу:

- масова загибель (захворювання) риби і інших водних організмів і рослин, відхилення від нормального розвитку ікри, личинок і молоді риб, зменшення і втрата місць нагулу, нересту, шляхів міграції;

- масова загибель або захворювання тварин, в тому числі диких, якщо рівень їх загибелі або захворювання перевищують середньостатистичні дані в 3 і більше разів;

- масова загибель рослинності, в тому числі лісових масивів і сільськогосподарських рослин (опіків, усихання і таке інше);

- загибель або пошкодження до ступеня припинення росту чи життєдіяльності об'єктів природно-заповідного фонду.

Критерії екстремально високого рівня забруднення атмосферного повітря, поверхневих підземних і морських вод, ґрунтів, рослинного і тваринного світу затверджується органам державної виконавчої влади за поданням спеціально уповноважених органів.

Усунення негативних проявів надзвичайних ситуацій та аварійних забруднень навколишнього природного середовища відбувається в порядку передбаченому Національною системою екологічної безпеки, запобігання й реагування на аварії, катастрофи інші надзвичайні ситуації. Відповідні підрозділи державної комісії з питань техногенно-екологічної безпеки та надзвичайних ситуацій забезпечують координацію роботи органів виконавчої влади пов'язану з безпекою та захистом населення й територій.

1.3 Аналіз підходів до комплексної екологічної оцінки територій з урахуванням постійного та аварійного екологічних ризиків

Відомо, що в країнах ЄС система управління відходами передбачає наявність інтегрованої системи різних аспектів: соціальних, економічних, нормативно-правових, управлінських, технічних. Крім того, принципи сталого розвитку визначають основний напрямок управління відходами та створюють основу ієрархії методів поводження з відходами, де пріоритет віддається методам, що зменшує або запобігає утворенню відходів [92, 103, 108].

Для того щоб прийняти правильне рішення в цій галузі, необхідно застосування різних якісних і кількісних методів оцінки, які б допомогли проаналізувати різні вже існуючі або можливі технологічні варіанти поводження з відходами, а також оцінити екологічні та економічні наслідки прийняття таких рішень.

В Європі розробка і застосування цих методів почалася в 60-і роки минулого століття. Дослідженнями, пов'язаними з розвитком методів оцінки впливу, на протязі останніх десятиліть займалися в основному зарубіжні вчені, серед яких роботи Ш. Шальтеггера і А. Штурма (1991-1994pp), Ф Рубика і В. Тайхерта (1997 г.) Р. Мюллера (1978 г.), Ф. Шмідт-Бліка (1994 г.) М. Геткупа, М. Деммерса, М. Коллігнона (1995 г.), П. Бруннера і Х. Рейхберга (2008 г.) і ін.

Існують різні підходи щодо класифікацій оцінки впливів діяльності підприємства на навколишнє середовище. Так, наприклад, Ш. Шальтеггером і А.Штурмом [9, 10] була запропонована систематика по 2 критеріям: по науковому напрямку (природно-наукові методи, соціально-економічні методи) і за характером оціночних одиниць (монетарні методи, що спираються на вартісні

значення, методи оцінки матеріальних потоків, методи оцінки енергетичних потоків, методи оцінки екологічного збитку, методи, орієнтовані на нормативні забруднення).

Ф. Рубік і В. Тайхерт запропонували багатоступеневу типологію методів оцінки впливу з урахуванням виду оцінки (кількісна та якісна), кількості і характеру використовуваних оціночних критеріїв [9, 10].

Проведений аналіз дозволив визначити, що всі методології в області екологічної оцінки можна розділити на дві категорії: процедурні методи і аналітичні методи (рис. 1.2).

До першої категорії відносяться методи, які використовуються в якості процедурного інструменту проведення оцінки. Ці методи фокусуються більше на соціальних і економічних аспектах захисту навколишнього середовища [71].

1. Оцінка впливу на навколишнє середовище – Environmental impact assessment (EIA).

Цей термін був введений Міжнародною асоціацією з оцінки впливу на навколишнє середовище (IAIA, International Association for Impact Assessment). Метод призначений для оцінки ступеня впливу будь-якого виду планованої господарської діяльності на стан навколишнього середовища і здоров'я населення.

Крім визначення можливих екологічних, соціальних та економічних наслідків запланованій діяльності, в рамках оцінки впливу на навколишнє середовище (ОВНС) проводиться оцінка інвестиційних витрат на забезпечення екологічної безпеки в зоні впливу об'єкта, запобігання або пом'якшення впливу цієї діяльності на навколишнє середовище і пов'язаних з нею соціальних, економічних та інших наслідків. Оцінка впливу на навколишнє середовище є обов'язковою, в тому числі при проектуванні будівництва нових полігонів для захоронення відходів, а також підприємств з їх переробки та знешкодження (сміттєпереробні та сміттєспалювальні заводи).

2. Стратегічна екологічна оцінка – Strategic environmental assessment (SEA). Стратегічна екологічна оцінка (СЕО) застосовується для оцінки екологічних наслідків, що виникають в результаті прийняття пропонованої політики, планів або програм-ініціатив, як на муніципальному, так і регіональному рівні. На відміну від ОВНС, СЕО використовується на ранній стадії стратегічного

планування або політики. Предметом екологічної оцінки в цьому випадку є план або програма, а не конкретний будівельний проект. Проте процедура оцінки аналогічна ОВНС.

3. Система екологічного менеджменту – Environmental management system (EMS).

Саме поняття "система екологічного менеджменту" (СЕМ) вперше було чітко визначено і роз'яснено в Стандарті Великобританії BS 7750 в 1992 році. Принципи, закладені в цих стандартах, були перенесені в серію стандартів ISO 14000, яка була рекомендована всьому світу [4]. На підставі даних стандартів будь-яке підприємство може сформулювати екологічну політику і цілі у відповідності до вимог природоохоронного законодавства своєї країни. В принципі, екологічний менеджмент може використовуватися для полігонів або інших споруд для переробки або захоронення відходів, оскільки оцінює вплив на навколишнє середовище і споживання природних ресурсів. Необхідно відзначити, що зараз відзначається тенденція до збільшення числа підприємств, які впроваджують або заявили про свій намір впровадити систему екологічного менеджменту. Але будучи досить складною і витратною процедурою, вона використовується найчастіше тільки тими підприємствами, які відправляють свою продукцію на експорт, оскільки це підвищує їх конкурентоспроможність. В очах зарубіжних партнерів підприємство, що не враховує екологічні чинники, може випускати неякісну продукцію, яка відкидається споживачами.

До другої категорії, аналітичні методи, відносяться ті методи, які зосереджені на технічних аспектах.

1. Аналіз матеріальних потоків – Material flow analysis (MFA).

За допомогою даного методу відбувається кількісний аналіз потоку речовини і його накопичення в певній системі з чітко встановленими межами. Такою системою може бути підприємство, місто, регіон, країна тощо.

Аналіз відбувається за рахунок ретельного підрахунку всіх вхідних і вихідних потоків системи. Оскільки результати аналізу легко контролюються простим порівнюванням всіх потоків за допомогою побудови системи рівнянь матеріального балансу - цей метод є дуже привабливим для використання при управлінні ресурсами, відходами і навколишнім середовищем в цілому.

Аналіз матеріальних потоків (АМП) є чудовим інструментом для підтримки рішень, пов'язаних з управлінням відходами. Оскільки дуже часто кількість і склад відходів буває точно не відомий. АМП дозволяє підрахувати це за рахунок матеріального балансу процесів утворення відходів або процесів їх переробки. Незважаючи на численні дослідження використання АМП при розгляді процесу управління відходами, на мій погляд, найбільший внесок в розвиток АМП внесла австрійська наукова школа, яка очолювалася професорами П. Бруннером і Х. Рейхбергером (Віденський технічний університет). Основні положення викладені в науковій праці «Практичний посібник для аналізу матеріальних потоків» [3]. Співробітниками цього університету була розроблена комп'ютерна програма STAN, яка істотно полегшує процес оцінки за допомогою використання аналізу матеріальних потоків [40, 115].

На практиці, поводження з відходами, впровадження і адаптація АМП, відбувається вкрай повільно, у зв'язку з рядом обмежень щодо застосування цього методу. Тому доцільно мати в природоохоронній системі у вільному доступі екологічні бази даних, що включають в себе енергетичні, матеріальні, інформаційні баланси потоків речовин і продуктів.

2. Аналіз потоку речовини - Substance flow analysis (SFA).

Аналіз потоку речовини дуже схожий на попередній метод. І дуже часто в зарубіжній практиці є частиною матеріального аналізу. Але якщо при аналізі матеріальних потоків ми розглядаємо матеріали, які, як правило, є сумішшю різних речовин і найчастіше мають економічну цінність (сталь, папір, ліс, паливо і т.д.). То в цьому випадку мається на увазі хімічний елемент (вуглець або залізо) або хімічна сполука (діоксид вуглецю або сірки). Цей метод може, наприклад, допомогти з визначенням потоків різних токсичних елементів при спалюванні відходів. Тобто, за допомогою матеріального балансу і використання коефіцієнтів переносу можна визначити, в якому з вихідних потоків процесу спалювання (зола виносу, шлак, забруднена вода тощо), знаходиться найбільша концентрація того чи іншого елемента. З точки зору поліпшення існуючої системи управління відходами такі дослідження допоможуть в правильному виборі та застосуванні відповідного очисного обладнання [40, 115].

3. Оцінка екологічного ризику – Environmental Risk Assessment (ERA).

Під час цієї оцінки приділяється увага впливу різних чинників ризику на здоров'я людей. Мета таких досліджень - кількісна оцінка ризиків при впливі шкідливих хімічних речовин або надзвичайних ситуацій природного або техногенного характеру. Така оцінка допомагає виявляти можливі екологічні ризики, усунути або мінімізувати їх, отримувати кількісні та якісні показники несприятливих наслідків. Оцінка екологічного ризику впливу хімічних речовин - порівняно недавній напрямок цієї діяльності, Така оцінка привела до подолання додаткових труднощів методологічного і методичного порядку. Тільки в 2009 році були опубліковані перші спеціальні стандарти проведення даної процедури [128, 142].

Цей метод є науковою основою при регулюванні використання хімікатів. На наш погляд, застосування даного методу оцінки необхідно при прийнятті рішень в сфері управління особливо небезпечними і токсичними відходами. Така попередня оцінка допоможе знизити ризики забруднення навколишнього середовища цими відходами як в даний час, так і в майбутньому. Це пов'язано з тим, що вплив небезпечних відходів на навколишнє середовище може відбуватися протягом дуже тривалого часу, причому, в більшості випадків, ступінь їх впливу зростає з кожним роком.

4. Аналіз «витрати - вигоди» - Cost-benefit Analysis (CBA) або Аналіз «витрати - ефективність» - cost -effectiveness Analysis (CEA).

Дані методи відносяться до економічних методів оцінювання. Необхідно відзначити, що аналіз «витрати - вигоди» є більш вузьким і ємним поняттям, так як він вимірює сукупні витрати і вигоди кожної альтернативи товару, послуги або проекту, використовуючи одну і ту ж одиницю вимірювання, зазвичай гроші. Цей аналіз дозволяє відповісти на питання: «Чи варті даний товар, послуга або проект витрат на нього?». Або: «Який варіант має найбільший коефіцієнт відношення вигод до витрат?». Подібний аналіз можливий тільки тоді, коли всі задіяні параметри можуть бути представлені в грошовому вираженні.

Другий варіант оцінки «витратність - ефективність» не обмежується тільки аналізом витрат - вигод. Його метою є визначення співвідношення витрат на проект і його результатів (ефективності), коли віддача від проекту не може бути оцінена тільки в грошовому вираженні, оскільки ефективність проекту може бути

виражена у вигляді набору благ, наприклад, поліпшення стану навколишнього середовища і т.д. Для систем поводження з відходами, безумовно, необхідно використовувати другий варіант оцінки, оскільки вигоди від будівництва нового сміттєпереробного заводу або сучасного полігону захоронення відходів, найчастіше оцінюються з точки зору ефективності для навколишнього середовища, а не тільки отримання якогось додаткової прибутку від використання відходів, як вторинної сировини [85].

5. Оцінка життєвого циклу – Life Cycle Assessment (LCA).

Екологічні проблеми виникають не тільки при виробництві продукції, але і на стадіях, що передують йому (видобуток, обробка сировини) або на наступних за ним етапах (споживання продукції, утилізація відходів) життєвого шляху продукції. Тому об'єктивна екологічна оцінка продукції повинна враховувати всі стадії її життєвого циклу. Даний принцип оцінки продукції на протязі трьох останніх десятиліть реалізується за допомогою концепції оцінки життєвого циклу. В ході оцінки життєвого циклу (LCA,) здійснюються збір інформації про вхідних і вихідних потоках речовин і енергії в продукційній системі і оцінка їх потенційного впливу на навколишнє середовище за такими критеріями, як використання ресурсів, викиди в навколишнє середовище, здоров'я людини і стан екосистем.

На жаль, найчастіше при оцінці життєвого циклу продукції відходів, не приділяється достатньої уваги. Хоча в останнє десятиліття дослідження в галузі управління відходами з використанням методології оцінки життєвого циклу, грають все більш важливу роль при виборі найбільш прийнятних рішень по їх утилізації. У разі аналізу системи управління відходами оцінка життєвого циклу приймається в якості основи, для порівняння екологічної ефективності різних варіантів поводження з відходами та прийняття стратегічних рішень в цій області. Очікується, що в Європейському Союзі в майбутньому оцінка життєвого циклу стане важливим інструментом для всіх аспектів системи управління відходами [85, 108].

Проведений аналіз показав, що вибір методу оцінки залежить від тієї конкретної екологічної проблеми, яка стоїть перед дослідниками і від тих питань, на які їм необхідно надати відповіді. Слід зазначити, що спільне застосування

розглянутих вище методів може дати вичерпну оцінку, оскільки кожен з них доповнює інші або може служити відправною точкою для використання інших методів. Так, наприклад, проведення попереднього аналізу матеріальних потоків може служити основою для інвентаризаційного аналізу оцінки життєвого циклу. При цьому комплексне використання аналізу матеріальних потоків і економічних методів оцінки буде давати хороші результати при оцінці різних способів переробки або захоронення відходів з точки зору їх довгострокового впливу на навколишнє середовище, оскільки деякі емісії відбуваються протягом дуже тривалого часу (іноді більше 100 років). Тому потрібно максимально використовувати і враховувати накопичений досвід, зокрема досвід Європейських країн, які почали займатися цією проблемою вже кілька десятиріч назад. І перш, ніж приймати якесь рішення в галузі управління відходами, потрібно ретельно проаналізувати існуючу обстановку і ті наслідки, які настануть в результаті ухвалених рішень.

Під екологічним ризиком при поводженні з небезпечними речовинами та відходами розуміється інтегральна характеристика або кількісна міра екологічної небезпеки. А екологічна небезпека - це реалізована або можлива екологічна загроза в результаті антропогенних або природних впливів, що викликає порушення здоров'я людини і погіршення стану навколишнього середовища. Проблема екологічної небезпеки була усвідомлена у кінці 50-х років минулого століття. Наступні два-три десятиліття, характеризуються помітним виснаженням природних ресурсів, забрудненням навколишнього середовища, протистоянням ядерних держав, демографічним вибухом, що зумовило виникнення теорії катастроф [Zeeman, 1976]. Вона базувалася на понятті про «межі зростання» негативного впливу людської діяльності на природне середовище [Meadows, 1972]. Розвиток виробництва стало базуватися на концепції абсолютної безпеки, прагненні повністю виключити ризик в усіх технологічних, виробничих і соціальних процесах. Були розроблені нормативи і стандарти з оцінки забруднення навколишнього середовища, якими користуються дотепер.

Концепція допустимого ризику передбачає, що об'єктивно існують невизначеності в прогнозі небезпечних природних процесів і в мотиваціях людей, що приймають рішення з питань природокористування. На регіональному рівні

для відображення поширення небезпечних природних процесів і явищ застосовується вероятностно-майданний підхід, заснований на показниках безпеки з оцінкою можливого збитку і диференціацією території за рівнем ризику природокористування.

На першому етапі здійснюється збір і аналіз вихідної статистичної, картографічної, фондової, наукової інформації, матеріалів польових експедиційних досліджень по виявленню небезпечних процесів, їх просторово-часової динаміки і систематизації за видами небезпек. Велика увага тут приділяється аналізу різних даних дистанційного зондування. Щоб впорядкувати масив інформації, оформлюється база даних в програмному середовищі ArcGIS.

Оцінка безпеки окремого процесу або явища, полягає у визначенні кількісних показників (площі поширення, інтенсивності прояву, повторюваності) з урахуванням факторів їх формування та розвитку.

Екологічний ризик і безпека - пов'язані між собою і взаємно залежні поняття. Ризик - ймовірність безпеки. Екологічний ризик (ЕР) - це можливість виникнення небезпечних явищ або негативних змін у навколишньому середовищі, які можуть бути обумовлені як природними, так і антропогенними факторами і що призводять до несприятливих соціально-економічних наслідків в суспільстві. У більшості випадків ЕР є складною похідною від природних особливостей території, які в умовах зовнішнього впливу визначають напрямок перетворення навколишнього середовища.

У зв'язку з вищевикладеним, особливої актуальності набуває проведення комплексної екологічної оцінки стану техногенно-небезпечних об'єктів. При цьому особливе занепокоєння викликають негативні зміни, які полягають в забрудненні природного середовища, зміні видового різноманіття біоти, виснаженні природних ресурсів, порушення природних взаємозв'язків в ландшафтах і їх деградації та інше. Негативні зміни природного середовища впливають на людину, її здоров'я і господарську діяльність. У зв'язку з цим, важливе значення має виявлення антропогенних змін у природному середовищі, визначення антропогенного навантаження, оцінка стану навколишнього середовища, екологічна оцінка ступеня придатності території для проживання людини і його господарської діяльності.

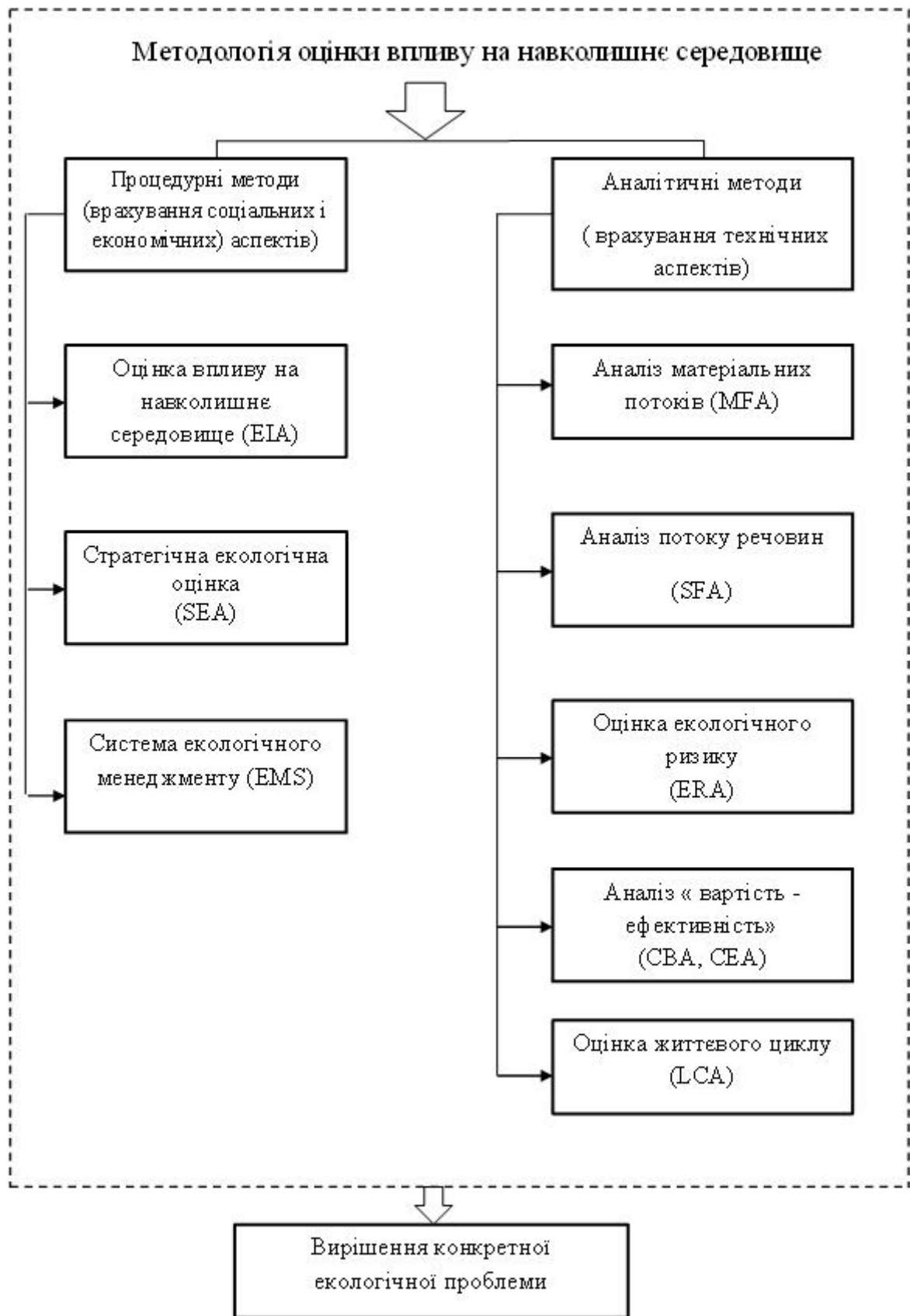


Рис. 1.2 – Методологія оцінки впливу на навколишнє середовище

У теперішній час для оцінки стану навколишнього середовища і екологічної оцінки території, застосовуються різні методи, але їх класифікація та

систематизація далеко не завершені. Можна виділити дві групи методів екологічних оцінок:

1. Методи оцінки стану окремих компонентів навколишнього середовища (атмосферного повітря, водних об'єктів, ґрунтового покриву та ін.).

2. Методи комплексної оцінки стану навколишнього середовища, що дозволяють визначати стан геосистем або ландшафтів в цілому, умови для розвитку біоти, проживання людини і ведення ним господарської діяльності.

Згідно з методами компонентного оцінювання проводиться визначення фізичних, хімічних, біологічних, санітарно-токсикологічних показників окремих компонентів навколишнього середовища. Основним прийомом оцінки якості компонентів навколишнього середовища є зіставлення визначених параметрів з установлення нормативами, гранично допустимими концентраціями або фоновими значеннями.

У зв'язку зі складністю і різноманітністю хімічного складу природних екосистем, а також великою кількістю забруднюючих речовин (далі - ЗР) такі оцінки не дають чіткого уявлення про сумарне забруднення і не дозволяють однозначно визначити якість навколишнього середовища з різним характером забруднення. На недоліки такого підходу вказувалося в роботах багатьох дослідників.

Зараз розроблені методи, що дозволяють оцінювати стан компонентів природного середовища за сукупністю хімічних, фізичних, біологічних, показників, а також засновані на використанні узагальнених характеристик - індексів якості, коефіцієнтів забруднення, сумарних показників забруднення. Однак і такі оцінки, коли за допомогою одного або декількох чисел робиться спроба відбити стан складної природної системи, не завжди бувають об'єктивними і представницькими.

Тому, важливе значення має комплексна екологічна оцінка стану навколишнього середовища, яка повинна враховувати природні, екологічні та соціально-економічні показники території, характеризувати ступінь антропогенного перетворення і рівень забруднення, як окремих компонентів, так і навколишнього середовища в цілому.

Теоретичною і методологічною основою комплексної оцінки стану навколишнього середовища є керівні ідеї екології, географії, геохімії навколишнього середовища, геохімії ландшафту, які розглядають основні поняття і визначення, зміст, масштаб, методи, критерії, показники та результати оцінки.

Виходячи з того, що ступінь порушення природних компонентів довкілля в значній мірі впливає на здоров'я людини та задоволення його потреб, застосовується наступне визначення: екологічна оцінка - це визначення ступеня придатності (сприятливості) природно-ландшафтних умов території для проживання людини і будь-якого виду господарської діяльності. Визначення екологічної оцінки передбачає розглядає екологічну діагностику як виявлення і вивчення ознак, що характеризують сучасний і очікуване стан навколишнього середовища, екосистем і ландшафтів.

При цьому екологічна ситуація розглядається як територіальне поєднання різних природних умов, негативних і позитивних антропогенних чинників, що створюють визначену екологічну обстановку різного ступеня небезпеки для людини і навколишнього середовища. Комплексна екологічна оцінка території включає:

- встановлення природно-ландшафтної диференціації;
- визначення стану ландшафтів та їх компонентів;
- встановлення антропогенних впливів на ландшафт;
- з'ясування потенційних можливостей ландшафтів протистояти антропогенним навантаженням;
- визначення екологічних ситуацій і оцінка ступеня їх гостроти;
- розробка рекомендацій щодо поліпшення екологічної обстановки.

Аналіз підходів до комплексної екологічної оцінки територій.

Аналіз існуючих підходів дозволяє виявити й узагальнити основні параметри комплексної екологічної оцінки території, розділи або складові оцінки, елементи оцінки з окремих розділів, показники і результати оцінки (табл. 1.4).

Комплексна екологічна оцінка включає: ландшафтну диференціацію території і аналіз стійкості ландшафтів до антропогенного впливу, визначення

антропогенного навантаження, оцінку забруднення навколишнього середовища, визначення ступеня гостроти екологічної ситуації.

В процесі оцінки використовувалися методики, розроблені Б.І. Кочуровим (1997, 2003); А.Д. Хованським і ін., (1998); В.Є. Закруткіним і ін. (2000) [12, 14, 87].

Постійний екологічний ризик

При розгляді екологічної безпеки підприємства, території і т.п. зазвичай виділяють постійний ризик і аварійний ризик.

В результаті викидів шкідливих речовин в атмосферу, скидання їх в поверхневі і підземні водні потоки, на ґрунт і в гірничі виробки може бути завдано шкоди навколишньому природному середовищу, здоров'ю людей, порушена нормальна життєдіяльність тварин і рослин. Однак викиди і скиди шкідливих речовин не ведуть однозначно до відчутного збитку, що може створювати помилкове враження їх нешкідливості.

Постійний ризик - це небажана можливість. Породжувана ним шкода (іншими словами, збиток) має невизначеність, може бути тою чи іншою, а іноді навіть і нульовою.

Сьогодні пов'язані з забрудненнями нормативи встановлюються у вигляді гранично допустимих концентрацій (ГДК) і аналогічних величин. Однак відходи життєдіяльності підприємства, як правило, містять найрізноманітніші речовини, які надають шкідливу дію на організм людини, а також на навколишнє природне середовище. Виникає проблема сумарної оцінки, тобто побудови інтегрального показника екологічної шкоди даного підприємства. В даний час вона далека від коректного рішення.

Аварійний ризик та його оцінювання

Аварійний ризик - це ризик небажаних екологічних наслідків, породжених аварією на виробництві або на транспорті. Аварійний ризик, на відміну від постійного ризику, пов'язаний з невизначеністю. Можна сказати, що в даному випадку ризик - це небажана можливість.

Основні параметри комплексної екологічної оцінки території

Розділи оцінки	Елементи оцінки з окремих розділів	Показники оцінки	Результати оцінки
Ландшафтна диференціація території	Екологічно значимі природні фактори Природний потенціал ландшафту	Показники цінності або негативних природних факторів Ресурсний потенціал Екологічний потенціал	Бальна оцінка природноресурсного потенціалу території
Визначення стійкості ландшафтів до антропогенних навантажень	Стійкість ландшафтів до конкретного виду впливу Потенційна стійкість ландшафтів до антропогенного навантаження	Аеро- і гідродинамічна активність, кількість опадів і водний стік, сонячна радіація, особливо ґрунтоутворювального процесів Індекс стійкості, буферність ґрунтів	Бальна оцінка стійкості ландшафтів до антропогенного навантаження
Встановлення антропогенних впливів на ландшафт	Встановлення антропогенних впливів на окремі компоненти навколишнього середовища Визначення загальної антропогенного навантаження і її складових: демографічної, промислової, транспортної, сільськогосподарської	Викиди в атмосферу, скиди у водні об'єкти, утворення та розміщення відходів та ін. Види використання території, об'єм еродованих земель Показники демографічного, промислового, транспортного, сільськогосподарського навантаження	Характеристика антропогенних впливів на окремі компоненти навколишнього середовища Бальна оцінка антропогенного навантаження
Визначення стану ландшафтів та їх компонентів	Оцінка ступеня забруднення і деградації окремих компонентів природного середовища Оцінка ступеня деградації ландшафтів	Показники забруднення і деградації окремих компонентів природного середовища Показники деградації ландшафтів	Інтегральні показники забруднення атмосфери, водних об'єктів, ґрунтів та ін. Бальна оцінка ступеня деградації ландшафтів
Визначення екологічних ситуацій і оцінка ступеня їх гостроти.	Інтегральні оцінки за окремими складовими елементами	Інтегральні показники оцінки стану природи, антропогенного впливу, ступеня деградації ландшафтів, здоров'я населення	Бальна оцінка гостроти екологічної ситуації

Припустимо, що в результаті аварії стався викид отруйних речовин в атмосферу. Які будуть наслідки? Це залежить від багатьох обставин. Від напрямку і сили вітру - чи піде отруйна хмара в бік житлового району або ж розсіється над пустирем. Від часу дня і сезону року. Отже, втрати володіють великою невизначеністю.

У математичних термінах невизначеність можна моделювати різними способами - за допомогою теорії ймовірностей, лінгвістичних змінних і нечітких множин, інтервальної математики і статистики, теорії ігор і т.п. Щоб продемонструвати складність проблеми оцінювання аварійного ризику і різні існуючі підходи, теоретично розглянемо модельний випадок. Нехай в прийнятій математичній моделі невизначеність носить імовірнісний характер, а втрати описуються одновимірною, випадковою величиною (а не випадковим вектором і не випадковим процесом). Іншими словами, збиток адекватно описується одним числом, а величина цього числа залежить від випадку.

Отже, нехай величина породженого ризиком збитку моделюється випадковою величиною X (в сенсі теорії ймовірностей). Як відомо, випадкова величина описується функцією розподілу

$$F(x) = P(X < x),$$

де x - дійсне число (тобто, будь-який елемент множини R_1). Оскільки X зазвичай інтерпретується як величина збитку, то X - невід'ємна випадкова величина.

У найпростішій постановці ризик R оцінюється як добуток імовірності p небажаної події на математичне очікування випадкової шкоди $M(X)$, тобто

$$R = p M(X).$$

Залежно від припущень про властивості функції розподілу $F(x)$ імовірнісні моделі ризику діляться на параметричні і непараметричні. У першому випадку мається на увазі, що функція розподілу входить в одне з відомих сімейств розподілів - нормальних (тобто гаусовських), експоненційних чи інших. Однак зазвичай подібне припущення є мало обґрунтованим - реальні дані не хочуть «втискуватися» в заздалегідь задане сімейство. Тоді необхідно застосовувати непараметричні статистичні методи, що не припускають, що розподіл збитку взято з того чи іншого популярного серед математиків сімейства. При використанні

непараметричних статистичних методів зазвичай приймають лише, що функція розподілу $F(x)$ є безперервною функцією числового аргументу x .

При оцінці екологічних ризиків слід враховувати дві особливості [141, 142, 147].

По-перше, часто говорять, що оскільки величина збитку залежить від багатьох причин, то вона повинна мати нормальний розподіл. Аналіз свідчить, що це не вірно. Все залежить від способу взаємодії причин. Якщо причини діють адитивно, то дійсно, в силу центральної граничної теореми теорії ймовірностей, маємо підстави використовувати нормальний (гаусовий) розподіл. Якщо ж випадкові фактори діють мультиплікативно, то в силу тієї ж центральної граничної теореми теорії ймовірностей варто наближати розподіл величини збитку X за допомогою логарифмічно нормального розподілу. Якщо ж основний вплив має «слабка ланка» (де тонко, там і рветься), то відповідно до теореми, доведеної академіком АН УРСР Б.В. Гнеденко, слід наближати розподіл величини збитку X за допомогою розподілу з сімейства Вейбулла-Гнеденко. На жаль, в конкретних практичних випадках розрізнити ці варіанти зазвичай не вдається.

По-друге, невірно традиційне уявлення про те, що похибки вимірювання нормально розподілені. Проведений багатьма фахівцями ретельний аналіз похибок реальних спостережень показав, що їх розподіл в переважній більшості випадків відрізняється від гаусова.

Розглянемо ситуацію, коли можлива (випадкова) величина збитку, пов'язаного з ризиком, описується функцією розподілу $F(x) = P(X < x)$. Зазвичай намагаються перейти від функції, що описується (з точки зору математики) нескінченно великим числом параметрів, до невеликого числа числових параметрів, найкраще до одного.

Для позитивної випадкової величини (величини збитку) часто розглядають такі її характеристики, як:

- математичне очікування;
- медіана і більш загально, квантилі, тобто значення $x=x(a)$, при яких функція розподілу досягає певного значення a ; іншими словами, значення квантиля $x=x(a)$ знаходиться з рівняння $F(x(a))=a$;
- дисперсія (часто позначається як «сигма-квадрат»);

- середньоквадратичне відхилення (квадратний корінь з дисперсії, тобто «сигма»);
- коефіцієнт варіації (середнє відхилення, поділене на математичне очікування);
- лінійна комбінація математичного очікування і середнього квадратичного відхилення (наприклад, бажання вважати, що можливі значення збитку розташовані в такому інтервалі: математичне очікування плюс-мінус три сигма);
- математичне очікування функції втрат, і т.п.

Тоді задача оцінки збитку може розумітися як завдання оцінки тієї чи іншої з перерахованих характеристик. Найчастіше оцінку проводять за емпіричними даними (за вибіркою величин збитків, відповідним тим, що сталося раніше аналогічних випадків). При відсутності емпіричного матеріалу залишається спиратися на експертні оцінки. Найбільш обґрунтованим є модельне-розрахунковий метод, який спирається на моделі еколого-економічної ситуації, що дозволяють розрахувати характеристик збитку.

Підкреслимо тут, що характеристик випадкового збитку є багато. Не можна обмежуватися тільки середнім збитком, під яким зазвичай розуміють математичне очікування, хоча медіана збитку не менше відповідає цьому терміну. Дуже важлива верхня межа для шкоди, тобто квантилі порядку α , де α близько до 1, наприклад, $\alpha = 0,999999$. При цьому з імовірністю, що не перевищує $0,000001$, реальний збиток буде менше x ($0,999999$). Складні проблеми полягають в обґрунтованому обчисленні кордону x ($0,999999$), їх ми не будемо тут торкатися, оскільки математико-статистична теорія оцінювання ймовірностей рідкісних подій залишається недостатньо розробленою.

При оцінці впливу на навколишнє середовище при виборі перспективного способу поводження з відходами виробництва та споживання доцільне враховувати REACH (Регламентом ЄС про хімічні речовини та їх безпечне використання, ЕС 1907/2006). Цей Регламент стосується реєстрації, оцінки, надання дозволів і заборон використання хімічних субстанцій. Регламент почав набувати чинність ще з 01.06.2007. Відомо, що дія законодавства REACH охоплює надзвичайно широке коло продукції базових галузей української промисловості, включаючи чорну та кольорову металургію, хімічну,

машинобудівну тощо, тобто майже всю промислову продукцію, що експортується до ЄС.

З огляду на той факт, що Регламент Європейського Парламенту та Ради ЄС від 18.12.2006 № 1907/2006 стосовно запровадження нової системи регулювання виробництва та використання хімічної продукції REACH є внутрішнім чинним актом Європейського Союзу, формат співпраці з Європейським Союзом у рамках експорту до ЄС українських товарів, що підпадають під дію законодавства REACH, може здійснюватись лише через Європейське агентство хімічних речовин (ЄАХР) (European Chemicals Agency – ECHA) (Гельсінкі, Фінляндія), що є єдиною офіційною установою в ЄС, яка уповноважена координувати процес реєстрації хімічних субстанцій відповідно до законодавства [96, 102].

1.4 Аналітична оцінка можливості безпілотних літальних апаратів при екологічному моніторингу за станом поводження з небезпечними речовинами

Проведений аналіз свідчить, що дистанційно пілотовані літальні апарати (ДПЛА) екологічного моніторингу мають діапазон висот застосування від 15 до 15000 м. Моніторингова або крейсерська висота польоту, як правило, визначається характером вирішуваних завдань. При моніторингу на малих висотах, коли необхідно забезпечити найбільшу ширину перегляду не оптичними каналами, вона складає від 30 до 300 м. У разі вирішення завдань виносного пункту ретрансляції або панорамного спостереження висота баражування дорівнює 15 км. [31, 33, 126, 127].

Швидкість польоту ДПЛА: максимальна – 900 км/год, мінімальна – 12 км/год. Баражування на великих висотах здійснюється зі швидкістю 150-200 км/год. Політ на малих висотах при проведенні розвідувальних або пошукових рятувальних операціях в інтересах забезпечення найбільшої пошукової продуктивності виконується на швидкостях до 200-300 км/год.

Максимальний час перебування в повітрі до 14,5 годин. Найбільший час баражування на великих висотах без урахування літального часу і повернення – від 10 до 12 годин. Найбільший час пошуку на малих висотах – від 8 до 9 годин.

ДПЛА має п'ять систем спостереження обстановки: оптоелектронну, інфрачервону, радіаційну, магнітоелектричну і пасивну радіолокаційну.

Телевізійна або оптоелектронна система спостереження забезпечує дискретний перегляд всієї нижньої півсфери простору і 24 кратне збільшення візуальних образів. Аналогічним чином працює і інфрачервона система спостереження. Системи радіаційного і магнітоелектричного спостереження забезпечують реєстрацію в змінах, відповідно, радіаційного і магнітного фону місцевості. Пасивна радіолокаційна система спостереження забезпечує реєстрацію радіолокаційних сигналів міліметрового, сантиметрового і дециметрового діапазонів в передній і задній півсферах спостереження [74, 146].

Всі системи спостереження характеризуються трьома параметрами:

- 1) найбільшою або максимальною дальністю виявлення об'єкта пошуку;
- 2) кутами одночасного перегляду простору, які забезпечують ширину смуги, що переглядається, уздовж маршруту польоту;
- 3) можливістю додаткової ідентифікації, яка може здійснюватися як розворотом камери оптоелектронної системи, так і використанням інших каналів спостереження, розміщених на ДПЛА, як і інших пошукових одиниць.

Смуга простору, що переглядається, буде визначатися, з одного боку, кутами огляду пошукової системи, а з іншого – висотою польоту ДПЛА. У той же час висота польоту буде залежати як від чутливості реєструючих пристроїв, так і від контрастності об'єкта спостереження у порівнянні з фоном.

Тому доцільне використовувати ДПЛА як для екологічного моніторингу, так й для запобігання надзвичайним ситуаціям природного і терористичного характеру, викликаних техногенними аваріями та катастрофами, пожежами в радіоактивно-забруднених лісових масивах, шляхом їх своєчасного виявлення та прийняття запобіжних заходів.

Проведений огляд літератури показав, що відповідно до спектральної щільності енергетичної яскравості характеристик об'єкту можливо визначити спектральні діапазони для проведення екологічного моніторингу за допомогою використання ОЕС спостереження в космічних системах ДЗЗ. Можливий вибір багатоспектрального пристрою (сенсору) для виконання завдань екологічного спостереження представлено в таблиці 1.5 [6, 24, 45].

Відповідність завдань щодо проведення екологічного моніторингу до
вибору спектральних ділянок каналів оптико-електронними системами
спостереження

№ п/п	Завдання щодо проведення екологічного моніторингу		Спектральний діапазон	Тип багатоспектрального пристрою (сенсор)
	Загальне	Спеціальне		
1	Кордон між земною поверхнею хмарами	Хлорофіл рослин	620-670 нм	MSS, HSI, HRVIR, ШМСА, ГСА
		Хмарність і рослинність	840-780 нм	
2	Властивість земної поверхні і хмар	Різниця в ґрунтах і рослинності	460-480 нм	RBV, TM, MODIS, HRVIR, ШМСА, ГСА
		Зелена рослинність	545-568 нм	
		Властивості листового покриву	1230-1250 нм	
		Розличия сніжного покрива (облачності)	1630-1653 нм	
		Параметри земного покрива і облачності	2100-2155 нм	
3	Колір океану	Спостереження за хлорофілом	405-420 нм, 437-450 нм, 405-420 нм, 405-420 нм	TM, MSS, HRV, HRVIR
		Опади	546-556 нм	
		Опади, атмосфера	660-673 нм	
		Флюоресценція хлорофілу	673-683 нм	
		Властивості аерозолів	743-753 нм	
		Властивості аерозолів та параметри атмосфери	860-880 нм	
		4	Атмосфера і хмари	
Пір'яні хмари	1,36-1,39 мкм			
Вологість в середній частині тропосфери	6,53-6,9 мкм			
Вологість у верхній частині тропосфери	7,17-7,48 мкм			
Температура поверхні Землі	8,4-8,7 мкм			
.	Теплові властивості	Температура морської поверхні	3,66-3,8 мкм	MTI, TIMS
		Лісові пожежі, вулкани	3,92-3,98 мкм	
		Температура хмар і поверхні Землі	3,92-3,98 мкм, 4,02-4,08 мкм, 10,78-11,3 мкм, 11,76-12,3 мкм	
		Температура в тропосфері, склад хмар	4,43-4,55 мкм	
		Аналіз загального вмісту озону	9,58-9,88 мкм	
		Висота і склад хмар	13,18-13,49 мкм, 13,48-13,79 мкм, 13,78-14,09 мкм, 14,08-14,39 мкм	

Доставка спеціальної інформації на наземний інформаційний комплекс із апарату спостереження здійснюється через радіоканал передачі даних, при цьому, основними джерелами завад є високочастотні, вузько-смугові завади з регламентованим спектром, тому була приділена увага до підвищення якості приймання радіосигналів в наземних радіопристроях.

При розгляді питань проходження сигналів через радіоприймальний пристрій одним із найважливіших завдань є їх опис у вигляді математичної моделі. Труднощі полягають в тому, що сигнали можуть мати різний вигляд модуляції й від цього залежить вид функції, що описує вид спектру і їх форму [64, 68].

При цьому потрібно враховувати частотно-вибірні властивості приймального пристрою наземних радіотехнічних систем. Також потрібно враховувати особливості проходження завад через канали прийому. Це дає можливість дослідити питання щодо підвищення якості приймання радіосигналів в приймачах та забезпечити задану завадостійкість в радіоканалі.

1.5 Постановка наукового завдання та формалізація задачі дослідження

Виходячи з результатів аналізу сучасного стану управління екологічною безпекою при поводженні з небезпечними речовинами в Україні можна сформулювати мету та задачі дослідження.

Актуальність загального наукового завдання полягає в необхідності удосконалення системи управління екологічною безпекою при поводженні з небезпечними речовинами, прогнозування надзвичайних ситуацій та зменшення екологічних загроз та ризиків із застосуванням безпілотних літальних апаратів.

З урахуванням вищезазначеного, метою дисертаційних досліджень є розроблення наукових основ удосконалення системи управління екологічною безпекою при поводженні з небезпечними речовинами з застосуванням безпілотних літальних апаратів екологічного моніторингу.

Поставлена мета дисертаційного дослідження досягається вирішенням наступних наукових завдань.

1. Проаналізувати сучасний стан управління екологічною безпекою при поводженні з небезпечними речовинами, систем спостереження за станом

територій з об'єктами критичної інфраструктури, можливості застосування системного підходу до синтезу управлінських рішень з метою модернізації системи природокористування України. Проаналізувати підходи до комплексної екологічної оцінки територій з урахуванням постійного та аварійного екологічних ризиків. Оцінити можливості безпілотних літальних апаратів при екологічному моніторингу за станом поводження з небезпечними речовинами.

2. Розробити рекомендації щодо використання аерокосмічних технологій для екологічного моніторингу за станом поводження з небезпечними речовинами, рекомендації з обліку ергатичних процесів при управлінні польотом групи дистанційно пілотованих літальних апаратів в Державній системі екологічного моніторингу. Надати рекомендації щодо організації радіоліній зв'язку з безпілотними літальними апаратами при екологічному моніторингу.

3. Розробити науково практичні рекомендації щодо удосконалення системи управління екологічною безпекою при поводженні з небезпечними речовинами. Розробити методику оцінки екологічного ризику при поводженні з небезпечними речовинами та експертного оцінювання характеристик аварійного ризику при поводження з небезпечними речовинами.

4. Оцінити ефективність прогнозування надзвичайних ситуацій та зменшення екологічних загроз та ризиків із застосуванням безпілотних літальних апаратів, ефективність виявлення екологічної небезпеки, зменшення екологічних загроз. Побудувати інформаційно-аналітичну систему оцінювання ризиків життєдіяльності та екологічної і природно-техногенної безпеки.

Вирішення завдання удосконалення системи управління екологічною безпекою при поводженні з небезпечними речовинами з застосуванням безпілотних літальних апаратів екологічного моніторингу представлено у вигляді композицій з наступних кортежів:

$$\{X, T, F, S, E\} \rightarrow \{A, G, N(G_1), N(G_2)\} \rightarrow \\ \rightarrow \{C, Z, A, Q, U\} \rightarrow \{P, F, \gamma, \rho, V, M_{np}, M_c, Y_{np}, Y_c, Y_{proz}\} \rightarrow \{A^\square\}$$

де *вихідні* дані: $X = \{x\}$ – модель зовнішнього середовища; $T = \{t\}$ – технології прийняття рішень при управлінні ДПЛА; $F = \{F_I\}$ – множина факторів, що впливають на прийняття рішення; $S = \{s\}$ – ситуація, в якій проводиться

моніторинг за допомогою ДПЛА; $E\{e\}$ – умови наявності апаратури спостереження на борту ДПЛА;

обмеження за рахунок наявності умов невизначеності: $\lambda = \{\lambda_j\}$ – рівень невизначеності задачі прийняття рішення; $G = \{G_1, G_2\}$ – очікувані (неочікувані) умови застосування ДПЛА; $N(G_1), N(G_2)$ – дії, що необхідно здійснити в очікуваних (неочікуваних) умовах застосування ДПЛА;

розрахункові дані: $C = \{c_j\}$ – множина об'єктів спостереження в полі зору ДПЛА; $Z = \{z_i\}$ – множина критеріїв прийняття рішень; $A = \{a_i\}$ – множина альтернативних рішень для завершення процесу моніторингу об'єктів спостереження ДПЛА; $Q = \{q_j\}$ – множина наслідків вибору альтернативи завершення польоту ДПЛА; $U = \{u_j\}$ – вектор характеристик наслідків $\{q_j\}$;

$P = \{p_j\}$ – множина ймовірностей виникнення наслідку прийняття рішення; $\gamma = \{\gamma_r\}$ – моделі еталонного керування ДПЛА; $\rho = \{\rho_r\}$ – переваги ергатичної системи в конкретній ситуації вибору об'єкта спостереження; $V = f(X, \gamma, \rho, F_1)$ – вектор поведінки оператора ДПЛА,

M_{np} – модель прийняття рішення; M_c – модель польоту ДПЛА в зоні моніторингу; Y_{np} – вектор прийняття рішення; Y_c – вектор розвитку ситуації; $Y_{прог}$ – вектор прогнозування розвитку ситуації;

$\{A^{\square}\}$ – множина оптимальних стратегій для реалізації польотного завдання ДПЛА екологічного моніторингу

Висновки по першому розділу

1. Проведений аналіз сучасних систем спостереження за станом територій з об'єктами критичної інфраструктури засвідчив, що зменшення рівня антропогенного впливу на біосферу можна досягти якісним управлінням соціально-економічними системами всіх рівнів, забезпечивши їх стратегічну орієнтацію на принципі сталого (стійкого, гармонійного) розвитку за рахунок створення та застосування систем управління екологічною безпекою.

2. Обґрунтовано, що модернізація системи природокористування повинна здійснюватися на основі використання системного підходу до синтезу управлінських рішень, що передбачає комплексне застосування систем

спостережень, збирання, оброблення, передавання, збереження та аналізу інформації про стан довкілля, прогнозування його змін.

3. Проведений аналіз підходів до комплексної екологічної оцінки територій з урахуванням постійного та аварійного екологічних ризиків дозволив запропонувати класифікацію методів екологічної оцінки, які можна розділити за двома категоріями: процедурні методи і аналітичні методи.

4. Аналіз існуючих підходів дозволив виявити й узагальнити основні параметри комплексної екологічної оцінки території, розділи або складові оцінки, елементи оцінки з окремих розділів, показники і результати оцінки. При цьому комплексна екологічна оцінка включає: ландшафтну диференціацію території і аналіз стійкості ландшафтів до антропогенного впливу, визначення антропогенного навантаження, оцінку забруднення навколишнього середовища, визначення ступеня гостроти екологічної ситуації.

5. Проведена оцінка можливості безпілотних літальних апаратів свідчить, що ДПЛА доцільно використовувати як для екологічного моніторингу, так й для запобігання надзвичайним ситуаціям природного і терористичного характеру, викликаних техногенними аваріями та катастрофами, пожежами в радіоактивно-забруднених лісових масивах, шляхом їх своєчасного виявлення та прийняття запобіжних заходів.

6. Аналітичний огляд літератури показав, що відповідно до спектральної щільності енергетичної яскравості характеристик об'єкту, можливо визначити спектральні діапазони для проведення екологічного моніторингу за допомогою використання оптико-електронних систем спостереження в космічних системах ДЗЗ. Встановлена відповідність завдань щодо проведення екологічного моніторингу до вибору спектральних ділянок каналів оптико-електронними системами спостереження

7. Визначення можливостей застосування системного підходу до синтезу управлінських рішень з метою модернізації системи природокористування свідчить про необхідність розроблення науково обґрунтованих рекомендацій для прийняття рішень про запобігання негативним змінам стану довкілля та дотримання вимог екологічної безпеки.

РОЗДІЛ 2

РОЗРОБКА МОДЕЛЕЙ ВИКОРИСТАННЯ АЕРОКОСМІЧНИХ ТЕХНОЛОГІЙ ДЛЯ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ЗА СТАНОМ ПОВОДЖЕННЯ З НЕБЕЗПЕЧНИМИ РЕЧОВИНАМИ

2.1 Синтез моделей використання аерокосмічних технологій для моніторингу за станом поводження з небезпечними речовинами

При розробці моделей використання аерокосмічних технологій для екологічного моніторингу за станом поводження з небезпечними речовинами розглянемо можливість комплексного застосування космічних знімків та знімків, які отримані за допомогою безпілотних літальних апаратів [31, 33, 63].

Відомо, що одним з найбільш популярних і широко використовуваних програмних пакетів для обробки даних дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) з космічних апаратів є ERDAS Imagine. Завдяки своїм широким функціональним можливостям він дозволяє максимально автоматизувати роботу з обробки даних при відсутності навичок програмування. Тому підбір матеріалів за допомогою аерокосмічних технологій є важливим етапом проведення класифікації для моніторингу навколишнього середовища.

Розглянемо процедури тематичного дешифрування і створення цифрових карт місцевості (лісові масиви) з використанням комічних знімків з супутників Landsat 5,7. Знімки були отримані в 2017 році [64, 66, 72, 84].

Розташування космічних знімків з супутника Landsat-5 на досліджувану територію (Зона відчуження) показано на рис.2.1.

Технологічно процес дешифрування можна розділити на два основних етапи: машинна класифікація; камерне візуальне дешифрування. Машинна класифікація дозволяє автоматизувати процес дешифрування. Метою класифікації є отримання тематичної інформації з знімка. Існує два шляхи класифікації: з неконтрольованим навчанням; з контрольованим навчанням.

Класифікація без навчання (Unsupervised classification). Алгоритм, який використовується для цієї класифікації, базується на кластерному аналізі. Для формування кластерів використовується формула мінімальної спектральної відстані. Кластеризація починається з довільно заданих значень. Після віднесення

всіх можливих точок до одного класу, центри класів зсуваються, і процес повторюється знову (наступна ітерація). Процес повторюється до того часу поки не буде досягнуто максимальну кількість ітерацій або досягнута межа збіжності (convergence threshold).

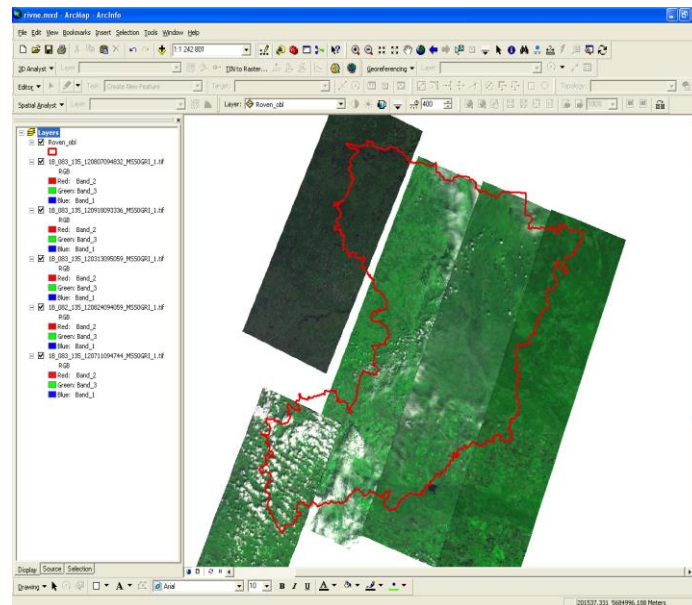


Рис. 2.1 – Розташування космічних знімків з супутника Landsat-5 на досліджувану територію (Зона відчуження)

На рис. 2.2 -2.6 представлений процес проведення класифікації без навчання.

Після закінчення процесу класифікації необхідно провести перекодування класів для подальшого аналізу отриманих результатів.

Для перевірки та аналізу класів застосовувався метод непрозорості, коли всім вихідним класам, для параметра Opacity, присвоюється значення «0». Потім по черзі кожному з обраних класів встановлюється значення «1», за результатами чого на екрані відображається тільки цей клас (рис. 2.7). Перевірка отриманих результатів показала незадовільним, виділення об'єктів на космічному знімку.

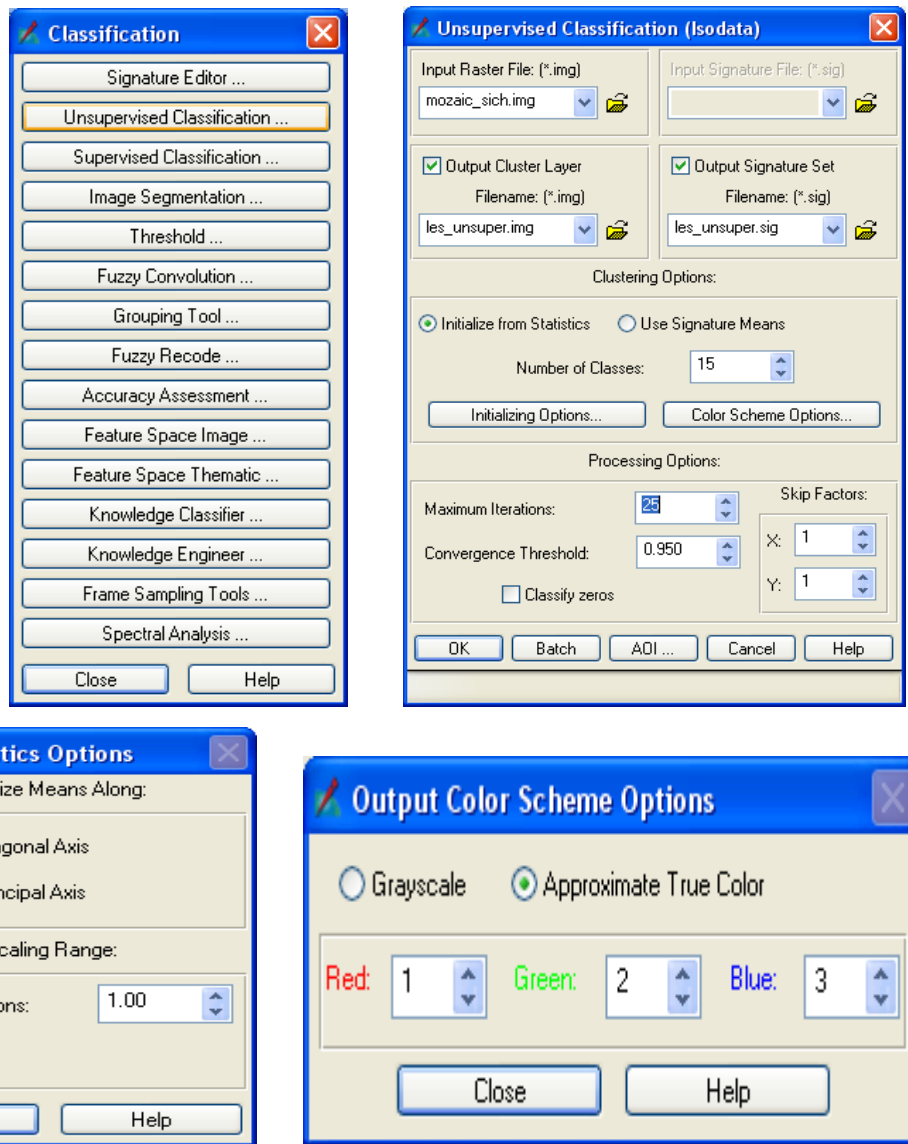
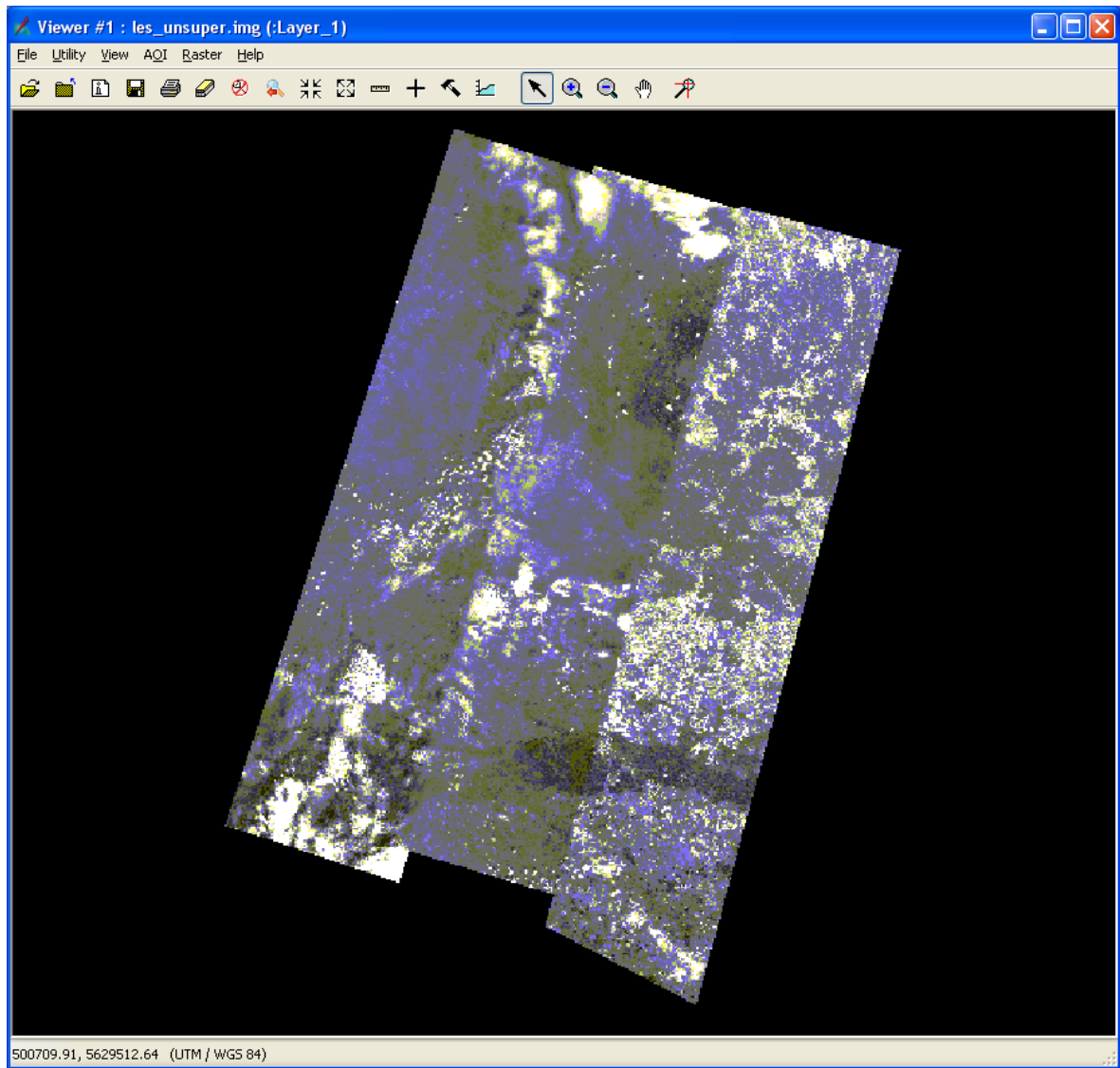


Рис. 2.2 – Встановлення початкових параметрів кластеризації.



Raster Attribute Editor - les_unsuper.img(:Layer_1)

File Edit Help

Layer Number: 1

Row	Histogram	Color	Red	Green	Blue	Opacity	Class_Names
0	436374923		0	0	0	0	Unclassified
1	4730141		0.15	0.14	0	1	Class 1
2	12665435		0.31	0.33	0.04	1	Class 2
3	18269390		0.2	0.19	0.25	1	Class 3
4	39446125		0.29	0.28	0.43	1	Class 4
5	32250702		0.38	0.42	0.18	1	Class 5
6	85313812		0.42	0.43	0.35	1	Class 6
7	85687566		0.42	0.42	0.5	1	Class 7
8	63931774		0.41	0.4	0.68	1	Class 8
9	15820788		0.49	0.42	1	1	Class 9
10	49470853		0.56	0.56	0.53	1	Class 10
11	13781654		0.67	0.84	0.3	1	Class 11
12	29363126		0.75	0.71	0.69	1	Class 12
13	18865895		0.98	0.92	0.88	1	Class 13
14	12863085		1	1	0.44	1	Class 14
15	11981432		1	1	1	1	Class 15

Рис. 2.3 - Результуючий класифікований знімок і таблиця з переліком тематичних класів.

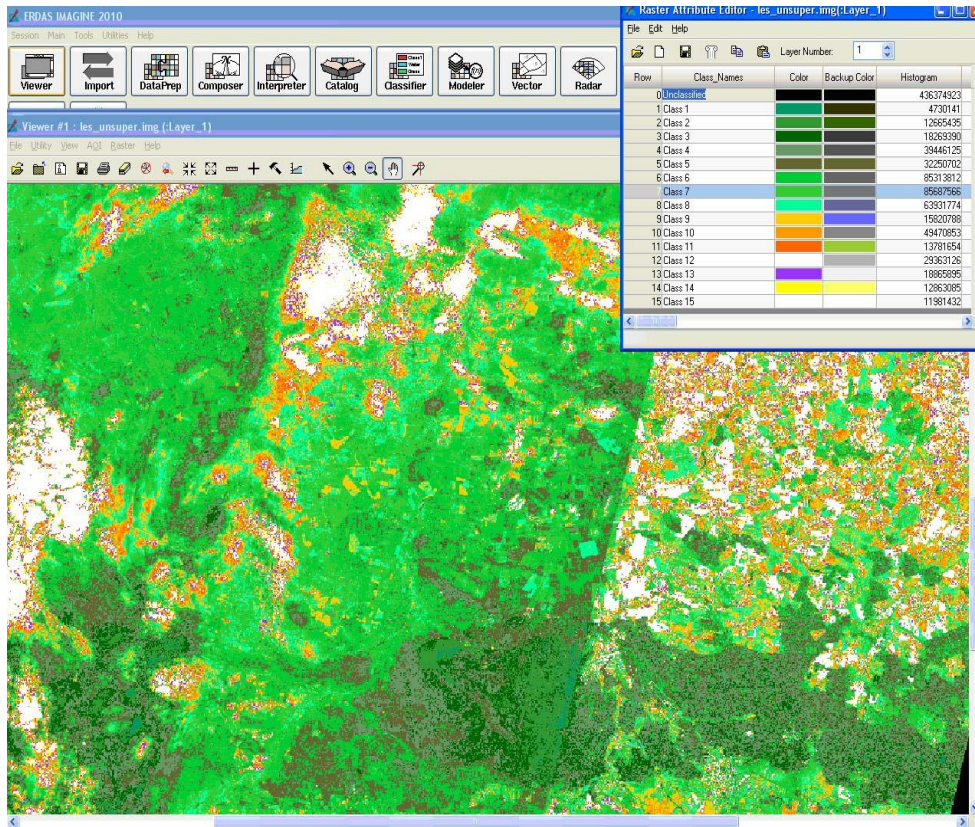


Рис. 2.4 – Процес редагування атрибутів.

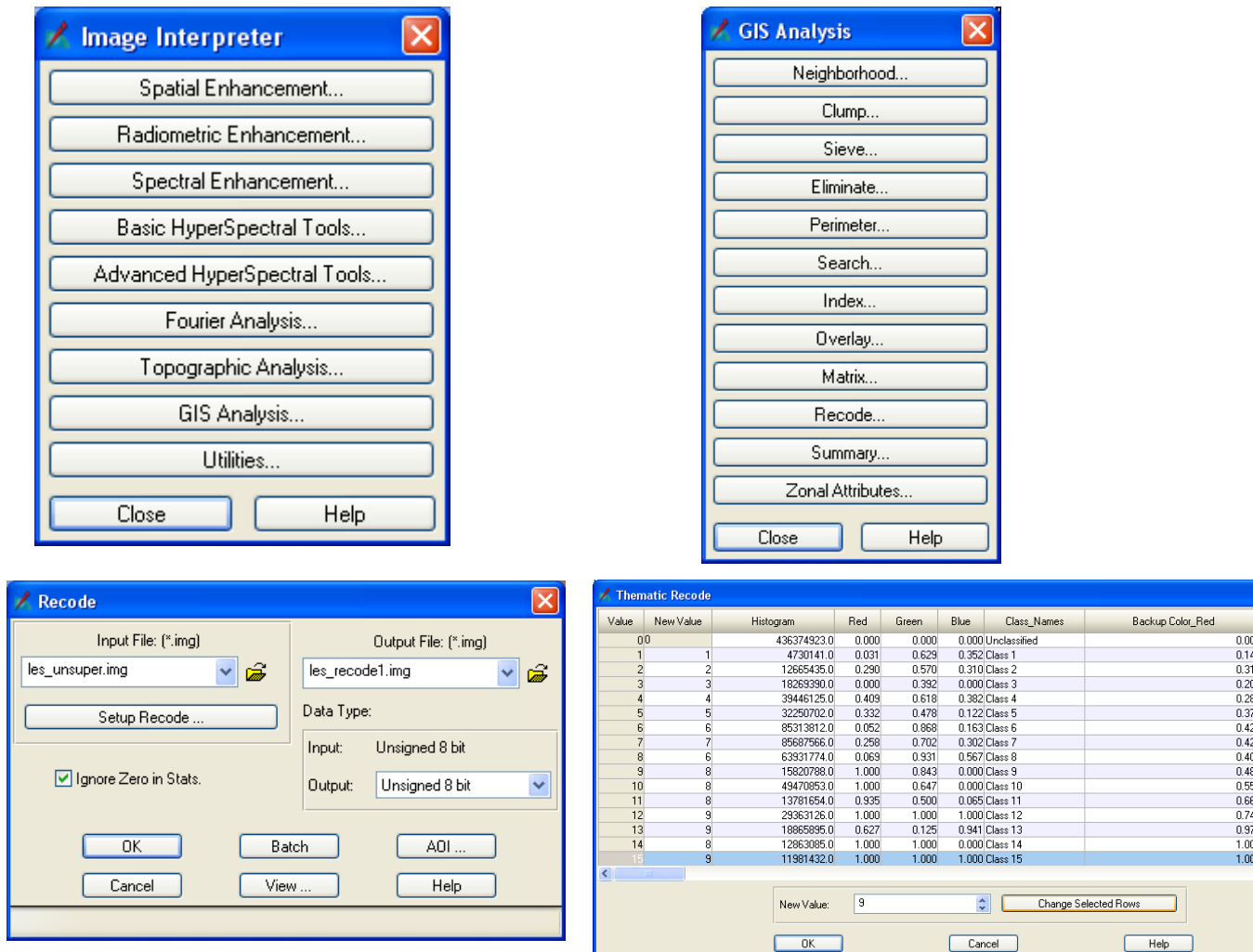


Рис. 2.5 - Встановлення параметрів для перекодування.

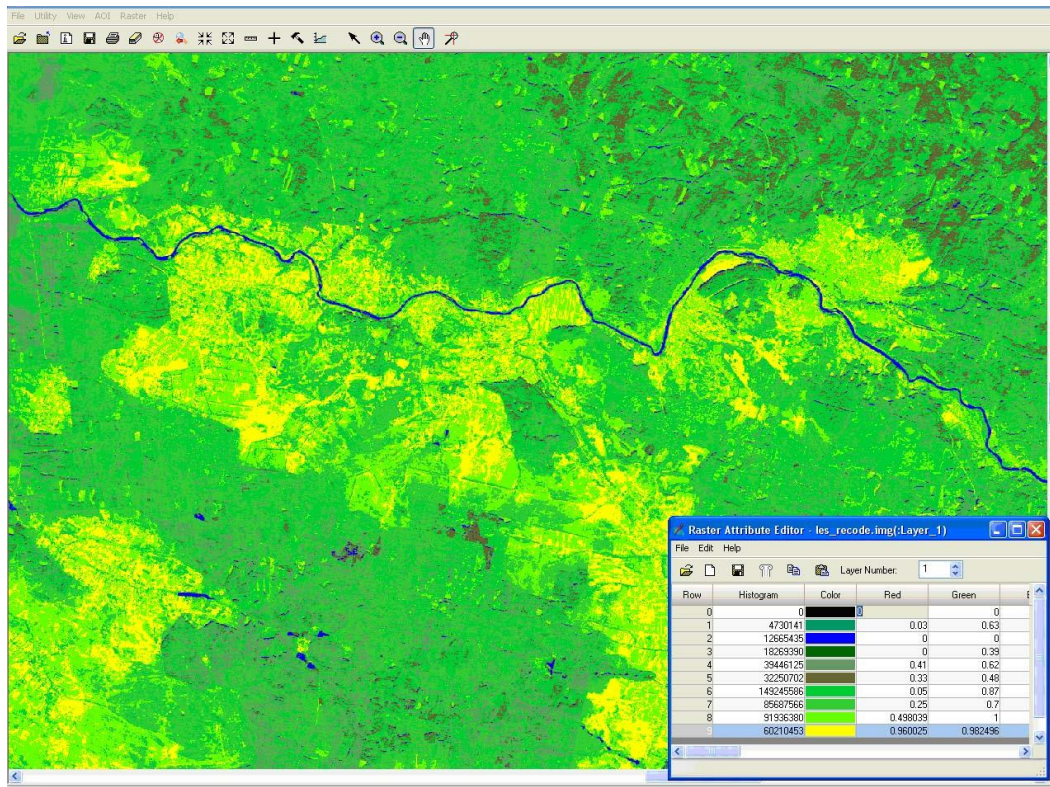


Рис. 2.6 - Проведення класифікації.

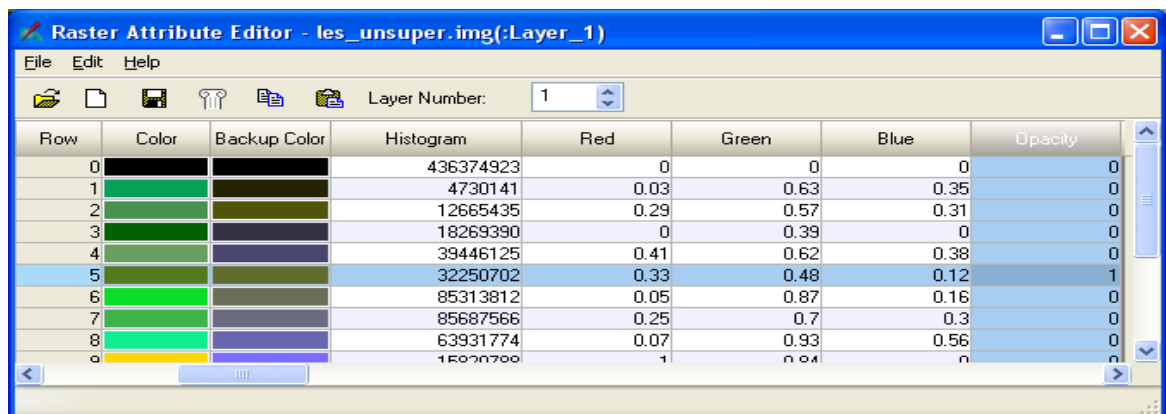


Рис. 2.7 - Перевірка та аналіз отриманих класів.

Класифікації, як і самі сигнатури, можуть бути параметричними і непараметричними [21, 22].

До параметричних правил належать: максимальна схожість, відстань Махаланобіса, мінімальна відстань.

Непараметричні правила: простір ознаки (Feature space), правило паралелепіпеда.

Відомо, що класифікацію за методом контрольованого навчання можна розділити на два основних етапи: створення набору сигнатур; автоматична класифікація і створення тематичного растрового зображення.

Процес формування сигнатур здійснювався в такій послідовності: автоматичне або ручне позначення освітнього об'єкта з використанням додаткових даних; додавання спектрального образу до ряду сигнатур; перевірка наявності перетину спектральних образів.

Процес формування сигнатур доцільно завершити, якщо простір ознак максимально заповнений спектральними образами, які не перетинаються. В результаті створюється набір сигнатур, які визначають вибірку навчання.

Кожна сигнатура відповідає класу і використовується відповідно до вирішальних правил для віднесення пікселів до того чи іншого класу. Варіанти результуючих зображень достатніх ознак, утворених на основі комбінації різних каналів показані на рис. 2.8.

Модуль класифікації ERDAS Imagine має багато підходів в залежності від можливостей знімка, типу створених сигнатур, вибору фахівця-аналітика. У процесі роботи нами були обрані сигнатури типу "еліпс" (рис. 2.9).

Для виконання автоматичної класифікації встановлювалися опції:

- головне вирішальне правило відсутній - класифікувати пікселі, що потрапили в еліпс, необхідно безпосередньо за створеними сигнатурами;
- пікселі, які не були в еліпсі потрібно класифікувати за правилом максимальної правдоподібності;
- перетин еліпсів ігнорується.

На рис. 2.10 представлений синтезований фрагмент космічного знімка після проведеної контрольованої класифікації (тематичне растрове зображення).

У процесі класифікації створюється безліч дрібних полігонів, а тому варто проводити генералізацію. З цією метою спочатку використовується модуль Interpreter (Інтерпретація), зокрема GIS-Analysis / Clump (ГІС_Аналіз / Кламп). Результуюче зображення має перехід від темного до світлого зверху вниз (рис. 2.11).

Після завершення процедури Clump проводиться генералізація полігонів, шляхом поглинання занадто маленьких полігонів їх найближчими сусідами. Для

цього встановлюється величина мінімального полігону поглинається у вікні Minimum Selection (Мінімальний розмір), що дорівнює 10 пікселям. Для того щоб отримати кольорове зображення було проведено поєднання колонок атрибутів растрів вихідного тематичного та отриманого після генералізації (рис. 2.12). В результаті цього, напівтонові шкали зміняться на відповідний колір з еталонного файлу (рис.2.13).

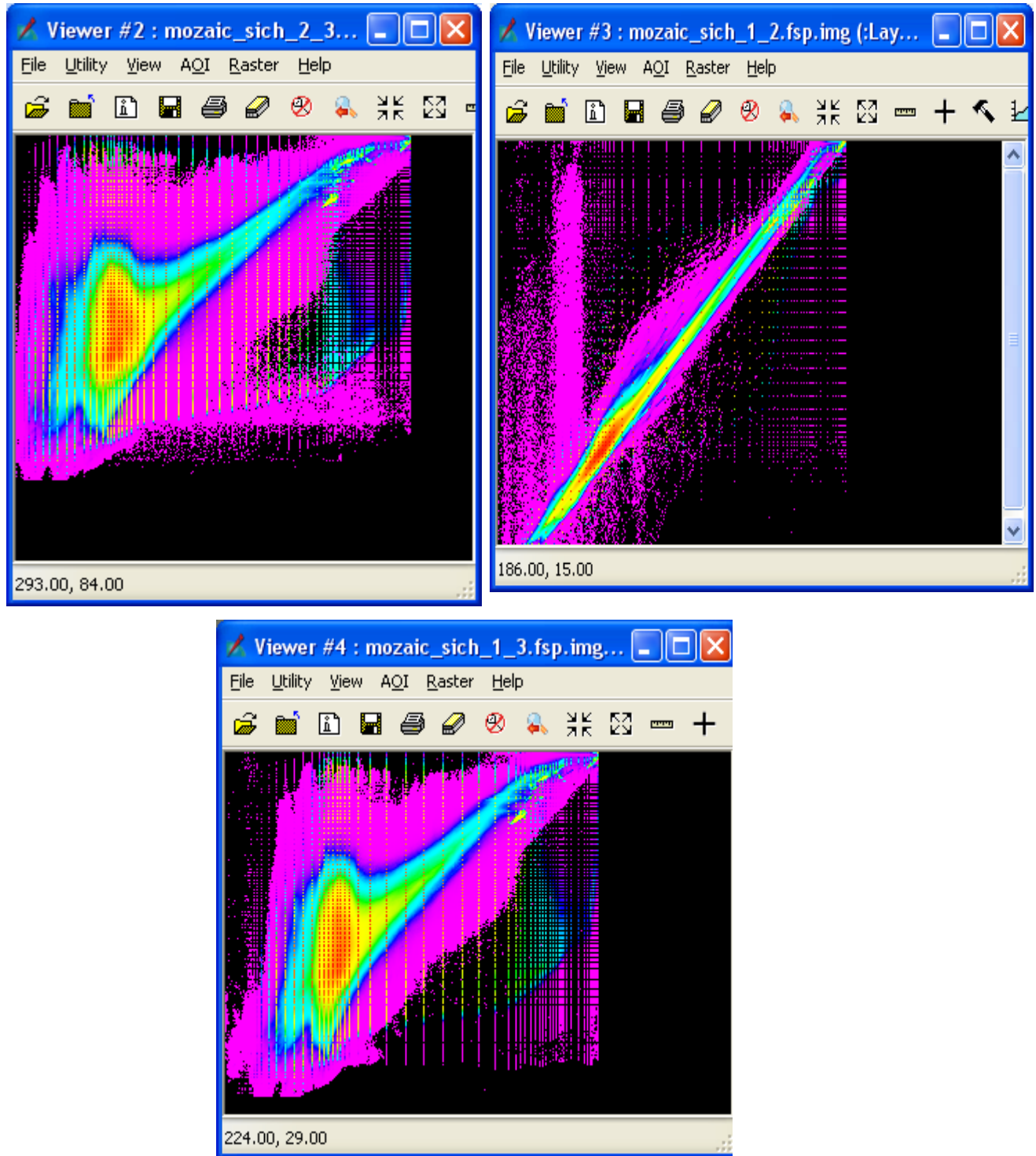


Рис.2.8 - Варіанти результуючих зображень достатніх ознак, утворених на основі комбінації різних каналів.

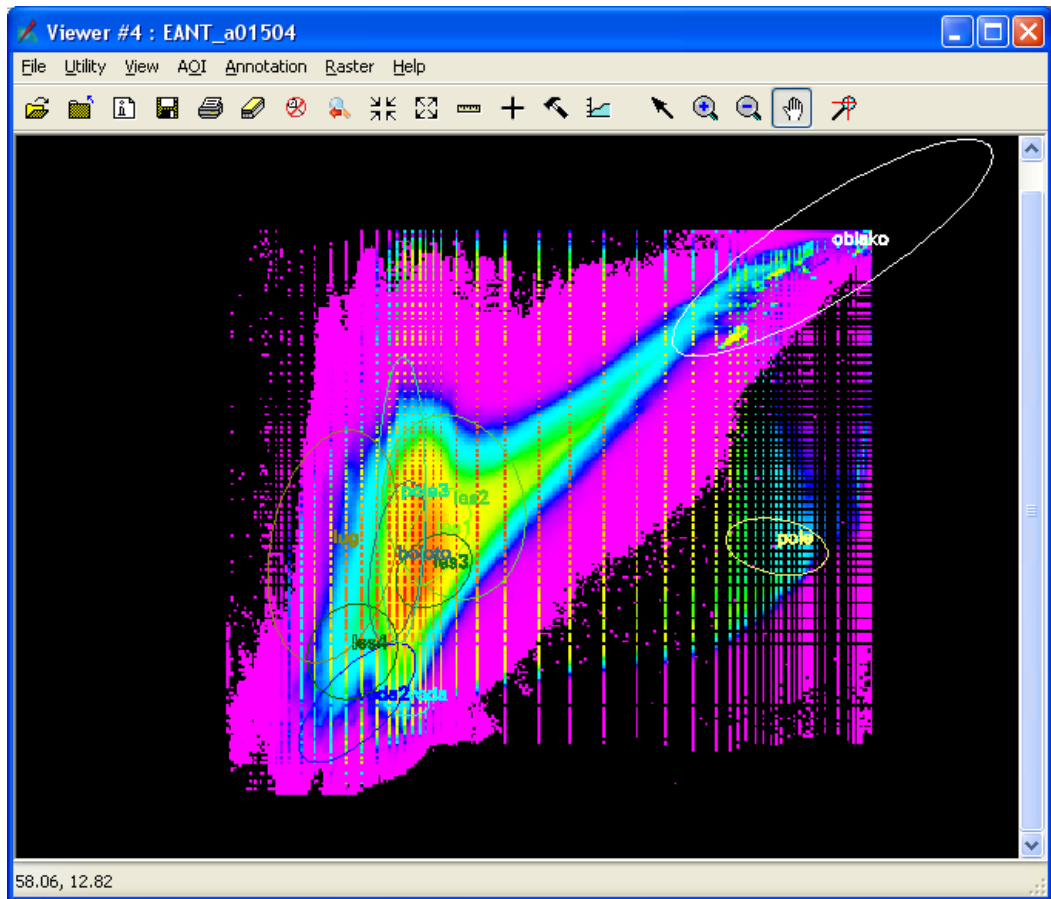


Рис. 2.9 - Перегляд об'єктів еталонів на зображенні простору ознак.

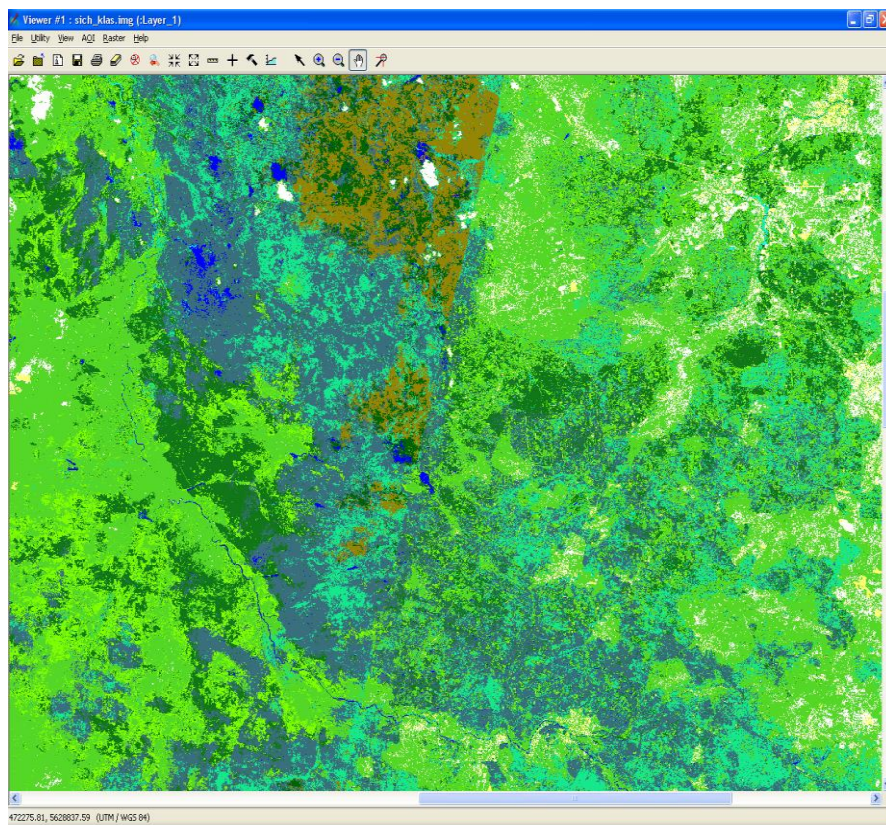


Рис. 2.10 - Фрагмент космічного знімка після проведеної контрольованої класифікації. Тематичне растрове зображення.

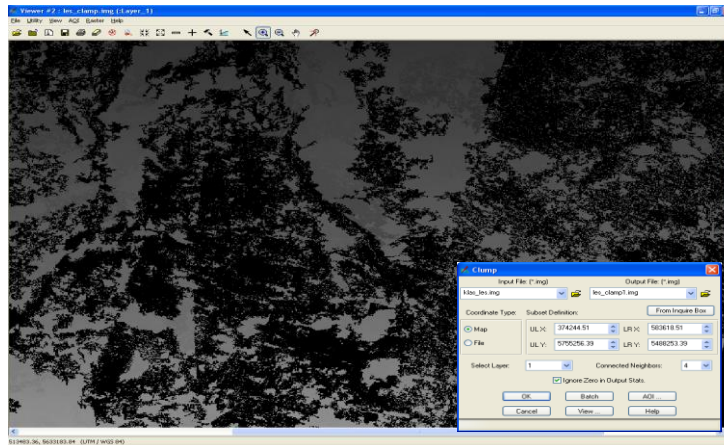


Рис. 2.11 - Результат застосування програми Clump.

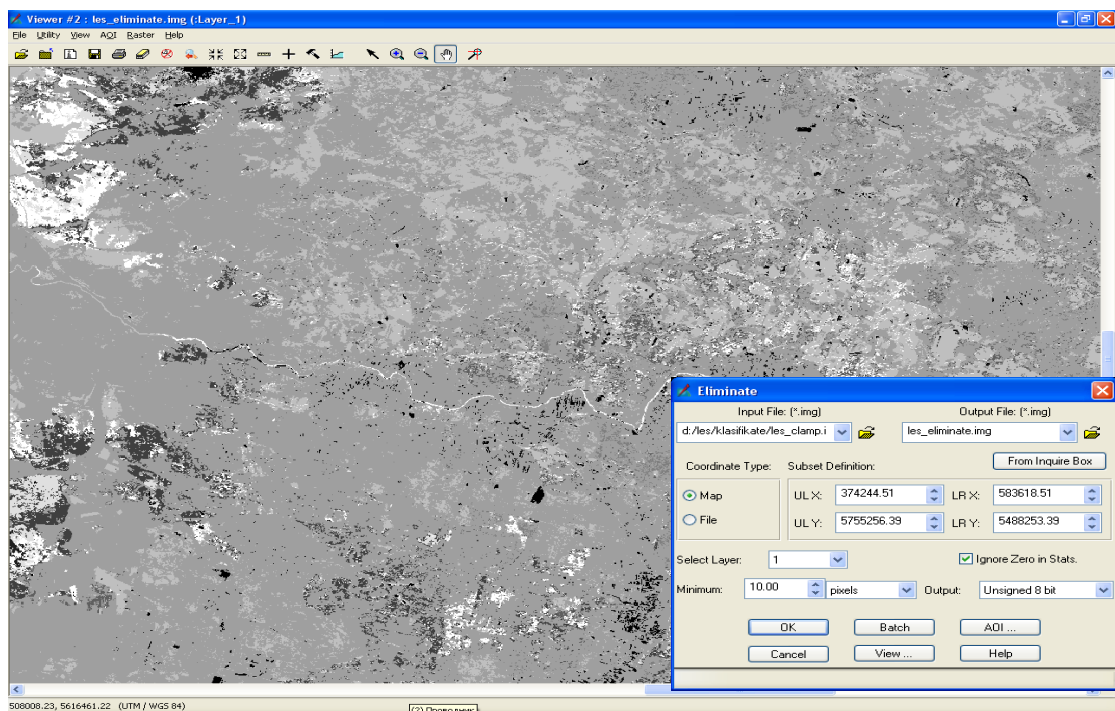


Рис. 2.12 – Фрагмент знімка після проведеної генералізації.

Після проведеної генералізації отримане тематичне зображення знову було проаналізовано з метою об'єднання (злиття) класів (функція перекодування тематичного реєстрового шару). Якщо було виділено кілька водних поверхонь, полів, то вони об'єднувалися в один клас. В результаті було отримано відредаговане зображення (рис. 2.14).

Результати тематичного дешифрування можуть бути виражені у вигляді карти або у вигляді бази просторових даних. На цих матеріалах присутні

ідентифіковані об'єкти - нові, виділені вперше при дешифруванні або колишні, зі знову отриманими характеристиками шляхом дешифрування.

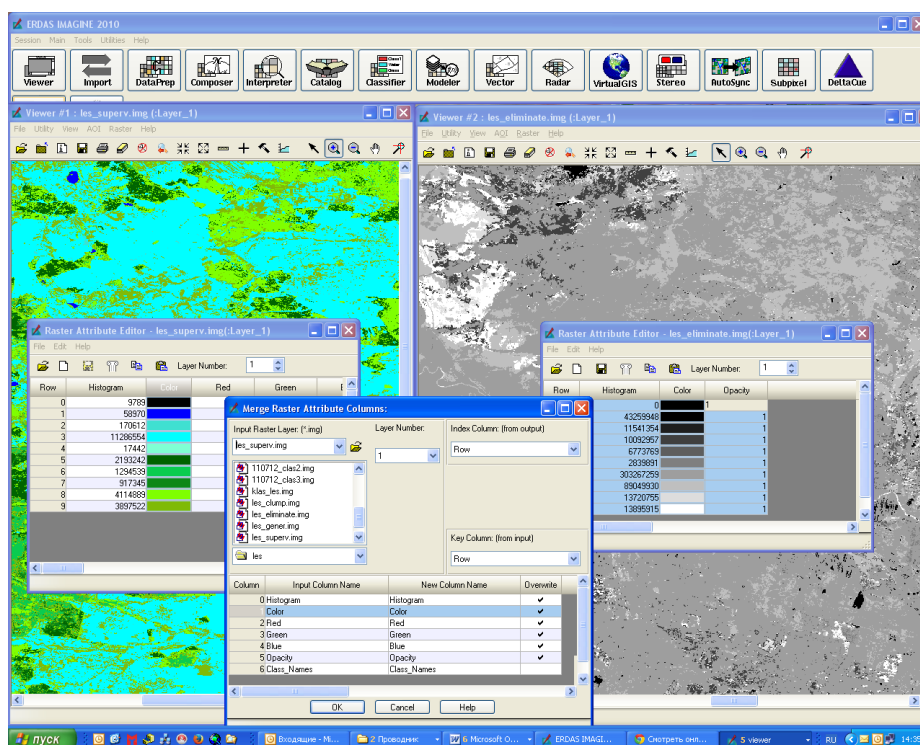


Рис. 2.13 - Процес встановлення зв'язків між еталонним і генералізованим зображеннями.

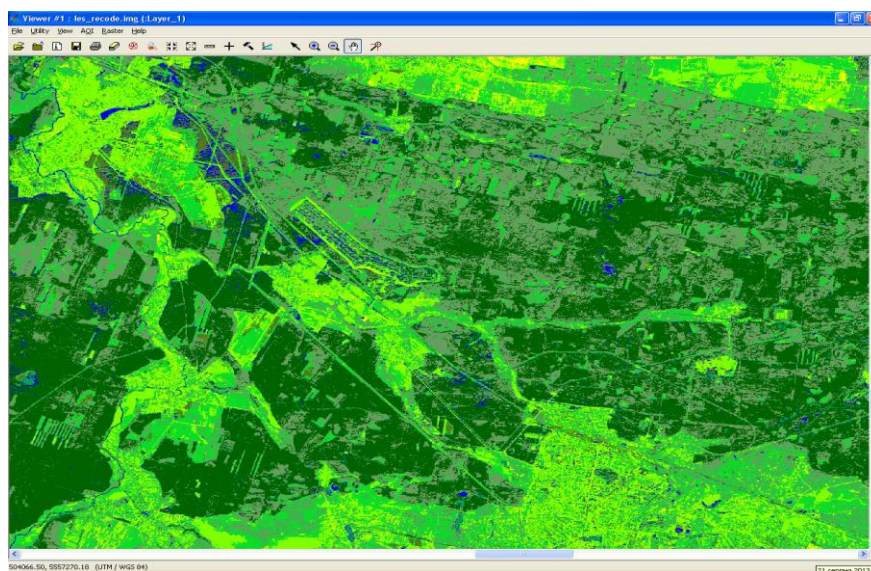


Рис. 2.14 - Фрагмент зображення після застосування функції перекодування.

У роботі основний акцент був зроблений на отримання максимально точної позиційної інформації про об'єкти, максимально точної фіксації їх положення, форми і положення меж контуру майданних об'єктів, їх площі, периметра. Результати такого об'єктного дешифрування найбільш логічно і просто

представляються у вигляді бази даних векторної ГІС як точкові, лінійні і майданні об'єкти.

Створення векторних шарів здійснювалося в середовищі геоінформаційної системи (ГІС) ArcGIS / ArcInfo 9.3. Перед початком робіт в середовищі ArcCatalog був сформований полігональний векторний шар і атрибутивна таблиця з додатковим полем (рис. 2.15) [86, 93].

Вихідним матеріалом для створення векторного шару лісових масивів були космічні знімки з супутника Landsat-5. Для створення єдиного покриття усі знімки були зібрані в одне безперервне мозаїчне зображення, яке охоплює весь регіон.

На завершення для поліпшення візуальної якості, отримане мозаїчне зображення було оброблено за методикою посилення контурів.

Перед початком побудови полігональних файлів задаються параметри середовища змикання і необхідні допуски і переваги змикання.

При створенні шарів особлива увага зверталася на точне змикання сусідніх контурів. При виявленні похибок їх відразу ж було відкориговано. У разі, коли по космічному знімку не вдасться точно визначити контур або місце розташування об'єкта, слід використовувати топографічні карти.

Паралельно з векторизацією проводилось присвоєння атрибутивної інформації по кожному об'єкту (рис. 2.16).

Наступним кроком у створенні тематичних шарів є коригування отриманих векторів засобами ArcInfo.

Необхідно, щоб кожен полігон мав мітку з унікальним ідентифікатором, для того, щоб з ними було можливо, зв'язати атрибутивні дані.

Змістом побудови цих зв'язків є визначення просторових зв'язків між об'єктами, встановлення сумісності полігонів та подання об'єктів (полігонів) у вигляді інших об'єктів (наприклад, ліній). Процес встановлення цих взаємозв'язків допомагає виявити помилки, які можуть бути присутніми серед даних.

Система ArcInfo має дві команди для автоматичного створення топологічних зв'язків: BUILD і CLEAN, з них BUILD обробляє дуги, точки і полігони, в той час як CLEAN - тільки дуги і полігони. У роботі використовувалася команда BUILD.

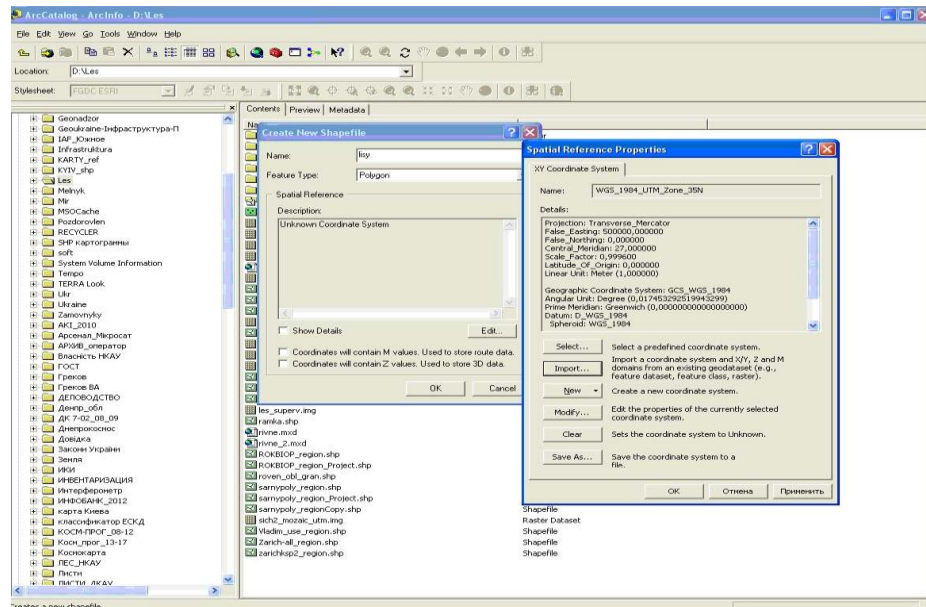


Рис. 2.15 - Створення векторного шару у середовищі ArcCatalog.

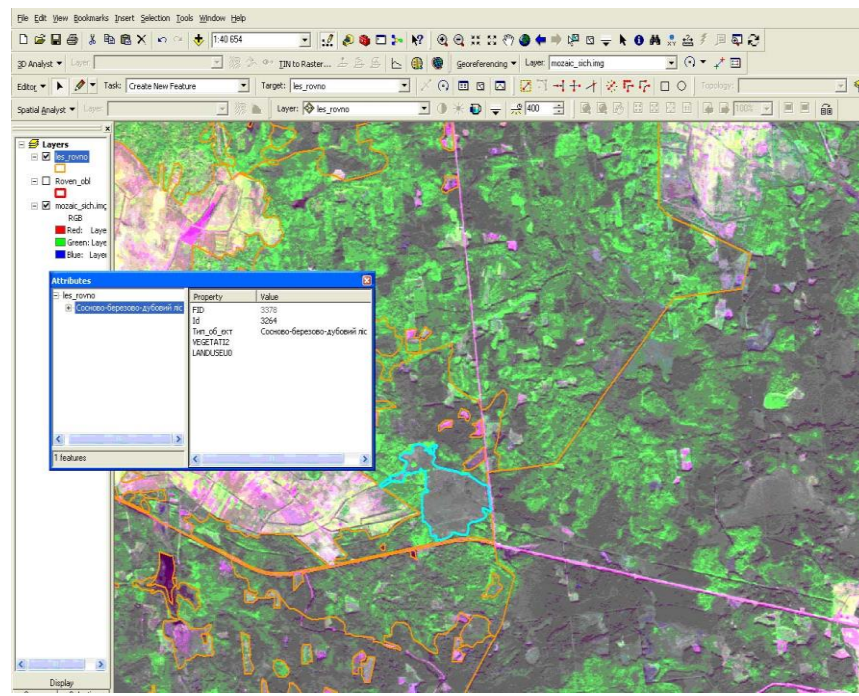


Рис. 2.16 - Приклад присвоєння значень в атрибутивній таблиці.

Побудувавши зв'язку, необхідно виявити всі помилки. виправлення помилок - це одна з важливих стадій у створенні карти. До тих пір поки не виправлені всі помилки, будь-який аналізи будуть невірними. ArcInfo дає можливість швидко виявити можливі похибки, позначаючи їх спеціальними символами. При наявності топологічних зв'язків з'являється можливість виконувати різноманітні операції аналізу, зокрема, об'єднання суміжних полігонів з однаковими характеристиками і проводити накладення інших географічних об'єктів.

На рис. 2.17 представлений фрагмент векторного шару території спостереження (Зона відчуження).

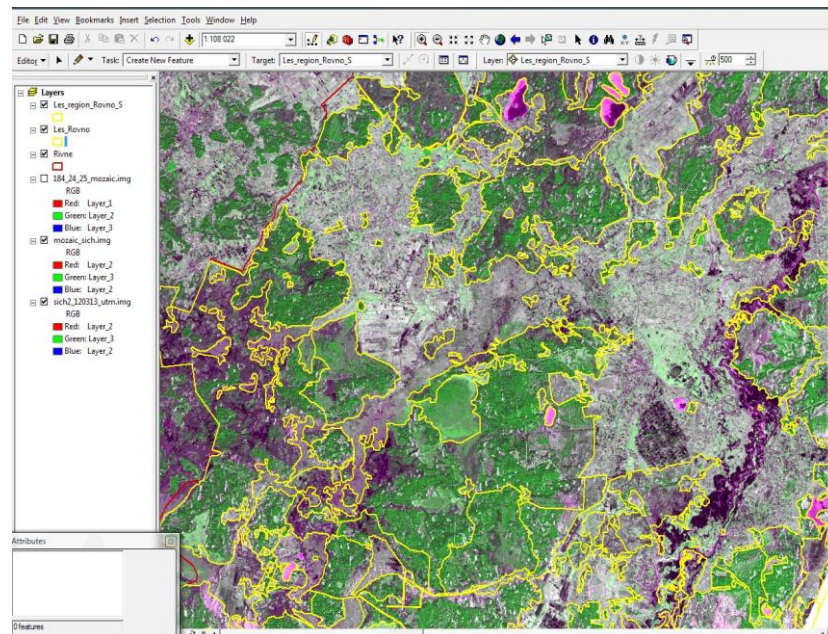


Рис. 2.17 – Фрагмент векторного шару території спостереження (Зони відчуження)

Таким чином, в процесі виконання роботи було забезпечено впровадження сучасних інформаційних технологій (використання матеріалів дистанційного зондування Землі з супутників і застосування геоінформаційних технологій) в процес створення цифрових тематичних карт [30, 64, 66, 68, 72].

2.2. Розробка моделі з обліку ергатичних процесів при управлінні польотом групи дистанційно пілотованих літальних апаратів в Державній системі екологічного моніторингу

Активний розвиток «безпілотників» для вирішення завдань екології та природокористування обумовлено рядом їх важливих якостей. Це перш за все, відносно невелика вартість БПЛА, малі витрати на їх експлуатацію, велика тривалість і економічність польоту і інші переваги в порівнянні з пілотованою авіацією [55, 70, 75].

Станом на початок цього століття понад 50 фірм в різних країнах розробляли і випускали БПЛА понад 150 типів. Підсумки широкомасштабного використання безпілотних літальних апаратів дозволяють виявити тенденції подальшого застосування БПЛА в різних умовах. Однією з таких тенденцій є

групове застосування дистанційно пілотованих літальних апаратів для задач екологічного моніторингу [126, 127].

При цьому виникає ряд наукових завдань: синтезу структури групового комплексу та алгоритмів його функціонування, вибір бортової апаратури для спостережень і інше.

При синтезі ефективного ситуаційного управління польотом групи дистанційно пілотованими літальними апаратами (ДПЛА), доцільно врахувати такий фактор, як динамічні синергетичні процеси в атмосфері (турбулентність повітряного середовища). Як показує аналіз досвіду застосування ДПЛА, турбулентність повітряного середовища викликає зміна їх аеродинамічних сил і моментів. Це істотно впливає на ефективність управління безпілотними літаками, і особливо у випадках одночасного використання груп ДПЛА [55, 70].

Як відомо, динамічні процеси, що відбуваються в атмосфері, носять синергетичний характер і залежать від величезної кількості чинників.

Основні з цих факторів - це географічне розташування місцевості польоту, тип підстильної поверхні, висота польоту, час року і навіть час доби. Облік впливу турбулентності повітряного середовища необхідно здійснювати з використанням моделей дистанційно пілотованих літальних апаратів, що представляють собою рівняння, що описують динаміку руху кожного апарату, роботу силових установок. Це дозволить синтезувати алгоритми синергетичного ситуаційного управління польотом групи ДПЛА.

На рис. 2.18 представлений комплекс ДПЛА екологічного моніторингу. Система управління комплексом екологічного моніторингу показана на рис. 2.19. (Додаток Е). Порівняльна характеристика різних видів ДПЛА представлена табл. 2.1.

Розробка рекомендацій щодо оцінки та обліку впливу турбулентності повітряного середовища на ДПЛА при екологічному моніторингу

Для проведення досліджень будемо виходити з припущення, що повітряне середовище однорідна і ізотропна. У зв'язку з цим для всіх точок простору, в якому передбачається маневрування груп дистанційно пілотованих літальних апаратів, математичне очікування, дисперсія і щільність розподілу випадкової складової швидкості вітру будуть однаковими.



Рис 2.18 - Комплекс ДПЛА екологічного моніторингу



Рис. 2.19 - Система керування комплексом екологічного моніторингу

Відомо, що складова u_x швидкості однорідного ізотропного середовища уздовж траєкторії руху кожного дистанційно пілотованого літального апарату може бути представлена спектральною щільністю, яка визначається з наступного виразу

$$S_{\eta}(\omega) = \frac{2\delta_u^2 LV^{-1}}{1 + \omega^2 LV^{-2}}, \quad (2.1)$$

де σ_v^2 - дисперсія швидкості поздовжньої складової повітря; V - швидкість польоту дистанційно пілотованого літального апарату; ω - частоти складових випадкового сигналу, діапазон зміни яких знаходиться в межах $\omega=[0, \infty]$.

Таблиця 2.1

Порівняльна характеристика різних варіантів ДПЛА
(для завдань екологічного моніторингу)

Технічні характеристики	Spectator (Україна)	BirdEYE (Ізраїль)	Raven RQ11 (США)	Zala 421-08M (РФ)
Тривалість польоту	120 хв.	60 хв.	80 хв.	80 хв.
Розмах крила	3000 мм	2200 мм	1300 мм	810 мм
Довжина	1295 мм	800 мм	1100 мм	425 мм
Швидкість	40-120 км/год	40-83 км/год	45-100 км/год	65-120 км/год
Максимальна злітна маса	5,5 кг	5,6 кг	1,9 кг	2,5 кг
Радіус дій	20 км	10 км	10 км	-

Вертикальна u_y та бокова u_z складові турбулентної атмосфери, нормальні до траєкторії польоту безпілотного літака і лежать, відповідно, в площині симетрії літака і в площині його крила, визначаються спектральною щільністю з виразу

$$S_2(\omega) = \sigma_u^2 L V^{-1} \left(\frac{1 + 3\omega^2 L^2 V^{-2}}{(1 + \omega^2 L^2 V^{-2})^2} \right). \quad (2.2)$$

Для виявлення залежності дисперсії D_{ij} вихідного сигналу X_i такої складної динамічної системи, як група ДПЛА, від спектральної щільності S_0 типа «білий шум», який діє на її j - вхід, та відповідає імпульсній інтегральній квадратичній оцінці I_{ij} , скористаємося наступним з статистичної динаміки виразом

$$D_{ij} = S_0 I_{ij} \quad (2.3)$$

Для використання виразу (2.3) в розглянутій задачі системного синтезу ситуаційних систем синергетичного управління ДПЛА, необхідно визначити диференціальні рівняння, що описують формують фільтри перетворення сигналу типу «білий шум» зі спектральною щільністю виду (2.1) і (2.2). Далі складаємо модель розширеної системи, що містить рівняння спільного польоту двох безпілотних літаків. У ній враховуємо рівняння впливу, формуємо фільтр для розглянутого вітрового обурення і передбачуваного управління. Для спрощення

проведення досліджень приймаємо припущення, що процеси управління безпілотними літаками - стійкі. Тоді інтегральні квадратичні оцінки I_{ij} розглянутої нами системи можна визначити алгебраїчно з використанням відомих методик.

Амплітудно - фазові характеристики $W_1(j\omega)$ і $W_2(j\omega)$ формуючих фільтрів, відповідних спектральним щільностям $S_1(\omega)$ и $S_2(\omega)$, можуть бути отримані з співвідношень виду

$$S(\omega) = (W_i(j\omega))^2 S_x(\omega), \quad (2.4)$$

де $S_x(\omega)$ - спектральна щільність вхідного сигналу формує фільтра.

Прийняв $S_x(\omega) = 1$, с урахуванням (2.4) знаходимо вирази для визначення амплітудно-фазових характеристик

$$|W_1(j\omega)|^2 = S_1(\omega), \quad (2.5)$$

$$|W_2(j\omega)|^2 = S_2(\omega).$$

Далі з урахуванням (2.5), визначимо диференціальне рівняння, що описує стан першого фільтра

$$\dot{u}_x = -VL^{-1}u_x + \delta_u \sqrt{2VL^{-1}}\xi, \quad (2.6)$$

та другого фільтра

$$\begin{vmatrix} \dot{Y}_1 \\ \dot{Y}_2 \end{vmatrix} = \begin{vmatrix} 0 & -V^2L^{-2} \\ 1 & -2VL^{-1} \end{vmatrix} \begin{vmatrix} Y_1 \\ Y_2 \end{vmatrix} + \begin{vmatrix} \delta_u(VL^{-1})^{\frac{3}{2}} \\ \delta_u(3VL^{-1})^{\frac{1}{2}} \end{vmatrix} |\xi|, \quad (2.7)$$

де $Y_2 = u_y$, $Y_1 = 2V(LV_2)^{-1} + Y_2 - \delta_u(3VL^{-1})^{\frac{1}{2}}$.

Вихідним сигналом для другого фільтра, який повинен передаватися на вхід моделей об'єктів управління по вітровому впливу $u_y \in Y_2$. Вхідним сигналом обох фільтрів, також як і розширених моделей об'єктів управління, приймемо сигнал ξ .

Особливості управління ДПЛА з урахуванням турбулентності атмосфери розглянемо з використанням математичних моделей ДПЛА.

Модель стану при русі ДПЛА, яку будемо використовувати для передбачуваних нами досліджень, доцільно представити у вигляді

$$\dot{X} = AX + Gu, \quad (2.8)$$

де X - вектор стану безпілотних апаратів, який включає в себе параметри їх автономного польоту і параметри координат відносного положення в групах;

A - матриця коефіцієнтів, яка характеризує дистанційно пілотований літальний апарат, як об'єкт управління ;

G - матриця коефіцієнтів ефективності керуючих сигналів ;

u - вектор керуючих сигналів безпілотних літаків .

Для розглянутих нами завдань, в рівнянні (2.8) матриці A та G можуть бути представлені у вигляді

$$A = \begin{pmatrix} A_{11} & 0 & 0 \\ 0 & A_{22} & 0 \\ A_{31} & A_{32} & A_{33} \end{pmatrix}, G = \begin{pmatrix} G_1 & 0 \\ 0 & G_2 \\ 0 & 0 \end{pmatrix} \quad (2.9)$$

Тоді рівняння (2.8) доцільно представити двома системами рівнянь. Перша система рівнянь має вигляд

$$\begin{aligned} \dot{X}_1 &= A_{11} X_1 + G_1 u_1, \\ \dot{X}_2 &= A_{22} X_2 + G_2 u_2, \\ \dot{Y}_{om} &= A_{31} X_1 + A_{32} X_2 + A_{33} Y_{om}. \end{aligned} \quad (2.10)$$

В системі рівнянь (2.10) позначено X_1, X_2 - n -мірні вектори стану автономного руху відповідно першого і другого ДПЛА літаків; Y_{om} - μ -мірний вектор координат відносного положення ДПЛА; u_1, u_2 - r -мірні вектори варіацій координат керуючих впливів; $A_{11} \dots A_{33}$ - матриці коефіцієнтів внутрішніх зв'язків в моделі ДПЛА; G_1, G_2 - матриці коефіцієнтів ефективності управління ДПЛА, що входять в блокові матриці виду (2.9) для математичної моделі (2.1).

Друга система у доповнення до моделі (2.10) представлена рівняннями виду

$$\begin{aligned} X_{C1} &= A_{11} X_{C1} + G_1 u_1 \\ X_{C2} &= A_{22} X_{C2} + G_2 u_2. \end{aligned} \quad (2.11)$$

Вона містить ізольовані рівняння безпілотних літаків.

Розглянемо найбільш типову польотну ситуацію застосування ДПЛА в групах, а саме, режим поздовжнього руху та спільного розвороту в горизонтальній площині. У поздовжньому русі вектори стану безпілотних літаків, які відповідають рівнянням їх автономного руху, представимо у вигляді

$$X_1 = [\eta_1 \ v_1 \ \theta_1 \ \omega_{z1} \ v_1]^T,$$

(2.12)

$$X_2 = [\bar{n}_2 V_2 \theta_2 \omega_{z2} v_2]^T.$$

Вектори управління ДПЛА літаками представимо у вигляді

$$u_1 = [\delta_{1дв} \phi_1], u_2 = [\delta_{2дв} \phi_2], \quad (2.13)$$

У виразах (2.12) та (2.13) символами \bar{n}_1, \bar{n}_2 позначені збільшення відносної частоти обертання роторів двигунів ДПЛА, еквівалентні прирости їх тяги, $\delta_{1дв}, \delta_{2дв}$ - відхилення від балансувальних положень органів управління двигунів, ϕ_1, ϕ_2 - відхилення від балансувальних положень стабілізаторів. Інші позначення в моделі, представленій векторами (2.12) и (2.13) є загальновизначеними в теорії аеродинаміки і динаміки керованого польоту.

Ідентичні за структурою матриці A_{11}, A_{22}, G_1, G_2 , що входять в модель (2.10), мають такий вигляд

$$\begin{array}{cccccc}
 a_{11} & 0 & 0 & 0 & 0 & g_{11} & 0 \\
 a_{21} & a_{22} & a_{23} & 0 & a_{25} & 0 & g_{22} \\
 A_{11} = a_{31} & a_{32} & a_{33} & 0 & a_{35}, G_1 = 0 & 0 & g_{32} \\
 0 & a_{42} & a_{43} & a_{44} & a_{45} & 0 & g_{42} \\
 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0
 \end{array} \quad (2.14)$$

Таким чином, використовуючи моделі польоту безпілотних літаків (2.12) і (2.14) відзначимо, що дія складової швидкості вітру u_x передається в ній через другий стовпець матриці A_{11} та A_{22} . Введемо для визначення цього впливу символи X_{v1}, X_{v2} . Дія вертикальної складової швидкості вітру передається в математичній моделі через п'ятий стовпець. Позначимо їх як вектори X_{v1} та X_{v2} . Враховуємо, що рівняння, що описують руху ДПЛА, складені в швидкісній системі координат. При цьому кут атаки α визначається рівністю $\alpha = \nu - \theta + \alpha_e$, де $\alpha_e = u_y V^{-1}$.

Рівняння, яке описує спільний рух ДПЛА літаків (2.10) з урахуванням синтезованих управлінь їх станом, також обурюють сигналів u_x та u_y , записуються у вигляді

$$\begin{array}{ccccccc}
 \dot{X}_1 & D_{11} & 0 & 0 & X_1 & X_{v1} & X_{u1} u_x \\
 \dot{X}_2 = -G_2 K_{21} & D_{22} & -G_2 K_{23} & X_2 + X_{v2} & X_{u2} & u_y, & \\
 \dot{Y}_{om} & A_{31} & A_{32} & 0 & Y_{om} & 0 & 0 V
 \end{array} \quad (2.15)$$

де $D_{11} = A_{11} - G_1 K_{11}, D_{22} = A_{22} - G_2 K_{22}$ - матриці розміром $n \times n$ моделей керованого автономного руху безпілотних літаків.

У короткій формі модель (2.15) представимо у вигляді

$$\dot{Z} = DZ + \chi_v u_x + \chi_u \frac{1}{V} u_y, \quad (2.16)$$

де $Z = [\chi_1^T \chi_2^T Y_{om}^T]^T$ - вектор стану замкнутої системи управління розмірності $2n + \mu$; $\chi_v = [\chi_{v1}^T \chi_{v2}^T 0]^T$ и $\chi_u = [\chi_{u1}^T \chi_{u2}^T 0]^T$ - вектори коефіцієнтів ефективності впливу для складових швидкості вітру u_x та u_y ; матриця коефіцієнтів замкнутої системи управління ДПЛА.

Для обліку в ситуаційній системі управління ДПЛА впливу на політ випадкового сигналу складемо з виразів (2.6) і (2.16) першу розширену модель виду

$$\begin{cases} \dot{Z} = D & \chi_v & Z + 0 \\ u_x & 0 & -VL^{-1}u_x & g_\phi \end{cases} \xi, \quad (2.17)$$

де $g_\phi = \sigma_u \sqrt{2VL^{-1}}$ - коефіцієнт ефективності впливу сигналу типу «білий шум». Результати дії випадкового сигналу оцінюються з урахуванням виразу (2.7) і (2.16) на основі другої розширеної моделі. Вона представлена у вигляді

$$\begin{cases} \dot{Z} & D & 0 & \chi_v V^{-1} & Z & 0 \\ \dot{Y}_1 & 0 & 0 & -V^2 L^2 & Y_1 + g_\phi \xi, \\ \dot{Y}_2 & 0 & 1 & -2VL^{-1} & Y_2 & g_\phi \end{cases} \quad (2.18)$$

де $g_\phi = \left[\sigma_u (VL^{-1})^{\frac{3}{2}} \sigma_u (3VL^{-1}) \right]^T$ - вектор коефіцієнтів, що характеризує ефективність впливу сигналу типу «нормований білий шум» на другий формус фільтр.

Розмірність моделі, описаній рівняннями (2.17), дорівнює $2n + \mu + 1$, а (2.18) - $2n + \mu + 2$. Уявімо ці рівняння для зручності подальших висновків і досліджень в наступному вигляді

$$\dot{Z}_n = D_n Z_n + g_n \xi. \quad (2.19)$$

Як показують дослідження, для обчислення величини I_{ij} , що входить у вирази дисперсії (2.3), імовірно можливо використовувати два наступних підходу. Перший з них полягає в тому, що в рівнянні (4.19) дію сигналу $\xi = \delta(t)$ замінюється ненульовим початковим умовою $Z_n(t_0) = g_n$ та визначаються оцінки $I_{ij} = \int_0^\infty Z_{ni}^2 dt$ вздовж траєкторії вільного руху системи (2.19). Для обчислення величини I_{ij}

задається матриця B_i з єдиним ненульовим елементом $\beta_{ii}=1$, розташування якого відповідає розташуванню координат Z_{ni} у векторі Z_n . Після цього вирішується матричне рівняння виду

$$P_i D_n + D_n^T P_i = -B_i. \quad (2.20)$$

Шукана нами величина I_{ij} визначається виразом

$$I_{ij} = Z_n^T(t_0) P_i Z_n(t_0). \quad (2.21)$$

Інший підхід до вирішення даної задачі полягає в наступному. Замість рівняння (2.20) передбачається вирішувати рівняння виду

$$\bar{P} D_n^T + D_n \bar{P} = -Z_n(t_0) Z_n^T(t_0). \quad (2.22)$$

Тоді шукана оцінка визначається виразом вигляду

$$I_{ij} = B_i \otimes \bar{P}. \quad (2.23)$$

Розглянемо справедливість такого підходу. Підставляємо вираз матриці B_i з (2.20) у (2.23) отримуємо вираз виду

$$I_{ij} = -(P_i D_n + D_n^T P_i) \otimes \bar{P}. \quad (2.24)$$

Після перетворення (2.23) отримуємо таке рівняння

$$I_{ij} = -(\bar{P} D_n^T + D_n \bar{P}) \otimes P_i = Z_n(t_0) Z_n^T(t_0). \quad (2.25)$$

Рівняння (2.21) і (2.25) збігаються. Дослідження показують, що в цьому випадку досить один раз вирішити рівняння (2.22) для визначення елементів матриці \bar{P} . У цій матриці перші $2n$ її діагональних елементів дорівнюють шуканим величинам $I_{ij}, (j=1, 2n)$. Вони пропорційні дисперсії відповідних параметрів.

Запропонований підхід дозволяє враховувати в ситуаційних системах управління групами безпілотних літаків, вплив таких синергетичних аспектів динамічного стану повітряного середовища, як турбулентність атмосферних потоків. Це дозволить досягти необхідної ефективності організації управління, і відповідно групового застосування дистанційно пілотованих літальних апаратів (рис. 2.20-2.23).

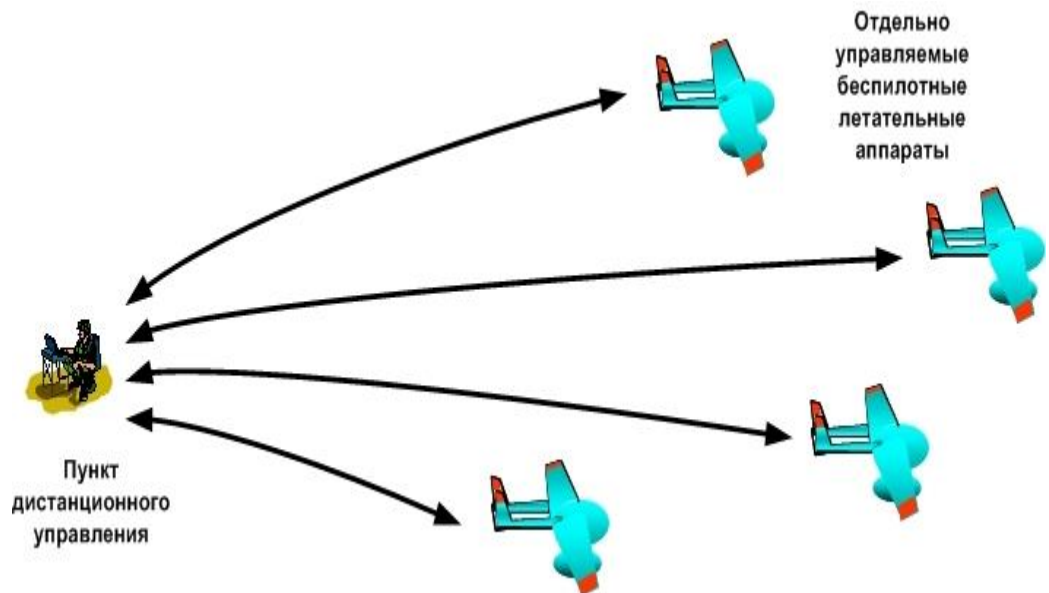


Рис. 2.20 - Схема керування групою ДПЛА екологічного моніторингу

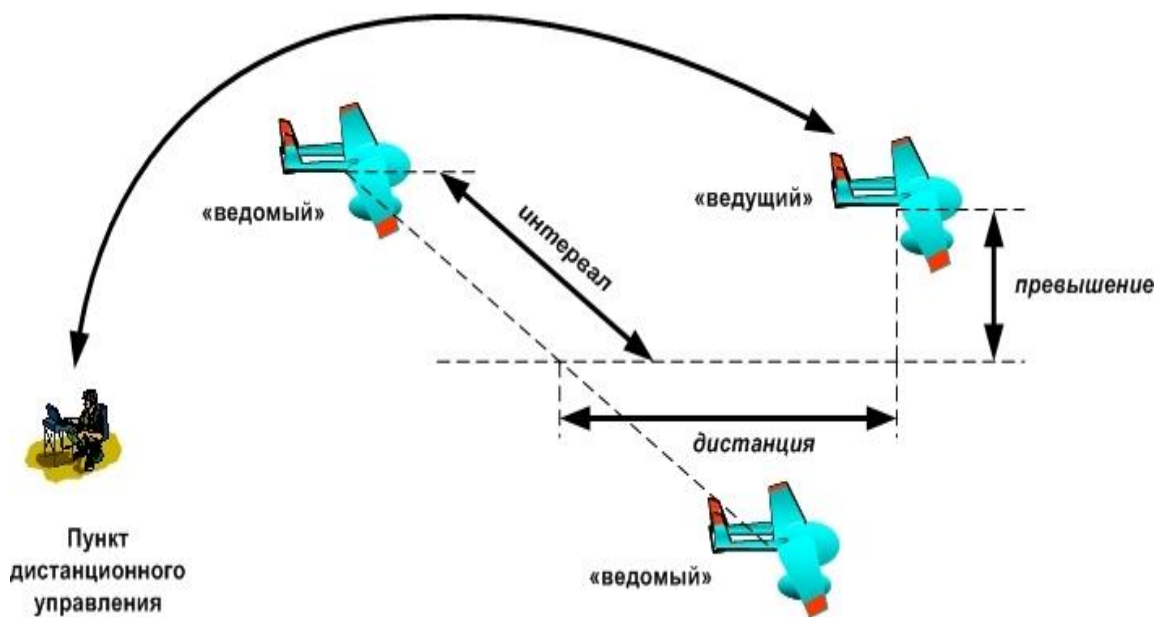


Рис. 2.21 - Схема витримування групового режиму польоту ДПЛА екологічного моніторингу

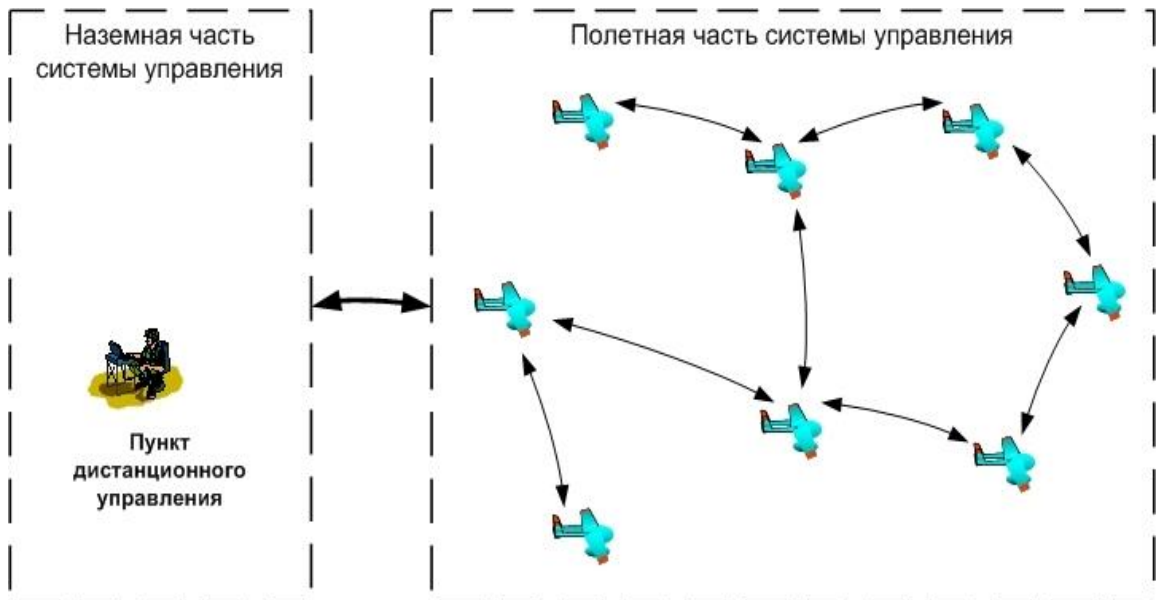


Рис. 2.22. - Мережева схема управління польотом групи ДПЛА
Наземна частина системи керування



Рис.2.23 - Оператор керування ДПЛА екологічного моніторингу

2.3. Синтез методики розрахунки радіозв'язку з безпілотними літальними апаратами при екологічному моніторингу

Використання ДПЛА в системах мобільного екологічного моніторингу висуває нові вимоги, що висуваються до каналу зв'язку між ДПЛА і наземним комплексом управління (НКУ) [74, 83].

На сьогоднішній день стало можливим здійснення автономного польоту ДПЛА при повній відсутності зв'язку з НКУ. При цьому завдання екологічного моніторингу може виконуватися як в автономному режимі, так і керованому з землі. При цьому слід враховувати, що в силу підвищеної складності і вартості комплексу, при його експлуатації потрібен не тільки постійний контроль за станом ДПЛА, який знаходяться у повітрі, а й виникає необхідність коригування параметрів польоту в процесі моніторингу (коригування і уточнення завдання моніторингу).

При цьому важливим завданням є передача даних від апаратури моніторингу (корисного навантаження) ДПЛА на НКУ. В цьому випадку потрібно забезпечити передачу великого обсягу даних при заданих вимогах по смузі пропускання, ймовірності бітової помилки та іншого.

За вимогами до ймовірності безвідмовної роботи може бути запропонована наступна класифікація бортового обладнання ДПЛА (рис. 2.24).

Як видно з рис. 2.24, підвищені вимоги по відмово-стійкості пред'являються до обладнання ДПЛА, що здійснює навігацію і літаководіння і забезпечує в режимі ручної посадки (якщо це необхідно), до системи керування і системи автоматичного порятунку. Перераховане обладнання входить у першу групу класифікації і забезпечує надійність комплексу ДПЛА в цілому. Поломка будь-якого елемента обладнання першої групи призводить до негайного припинення виконання льотного завдання та поверненню ДПЛА на базу. Якщо ж це неможливо, спрацьовує система автоматичного порятунку і відбувається викид парашута.

Решта обладнання ДПЛА входить до другої групи класифікації. При виході з ладу обладнання цієї групи, рішення про подальші дії приймається керуючим персоналом комплексу. Взаємодія обладнання першої і другої груп здійснюється за допомогою керуючих інтерфейсів.

У разі малих БПЛА (злітна маса до 5 кг) внаслідок обмежень за габаритами і масою приймально-передавального обладнання раціональним є використання єдиного радіоканалу зв'язку для передачі командно-телеметричних даних і даних корисного навантаження. Посадка малих ДПЛА може здійснюватися за допомогою парашута. При цьому не потрібні додаткові радіоканали зв'язку для передачі зображення з відеокамер ДПЛА, необхідного при ручній посадці. Додатковим радіоканалом зв'язку є тільки лінія передачі даних системи аварійного порятунку. Для задоволення вимог по пропускну́й здатності каналу зв'язку при передачі, як даних телеметрії, так і даних корисного навантаження, необхідно розширювати смугу частот приймально-передавального обладнання і використовувати спектрально-ефективні методи модуляції. Це в свою чергу призводить до підвищених вимог по відношенню сигнал/шум (ВСШ) на вході приймача, зниження дальності дії радіосистеми, підвищення ймовірності бітової помилки [74, 146].

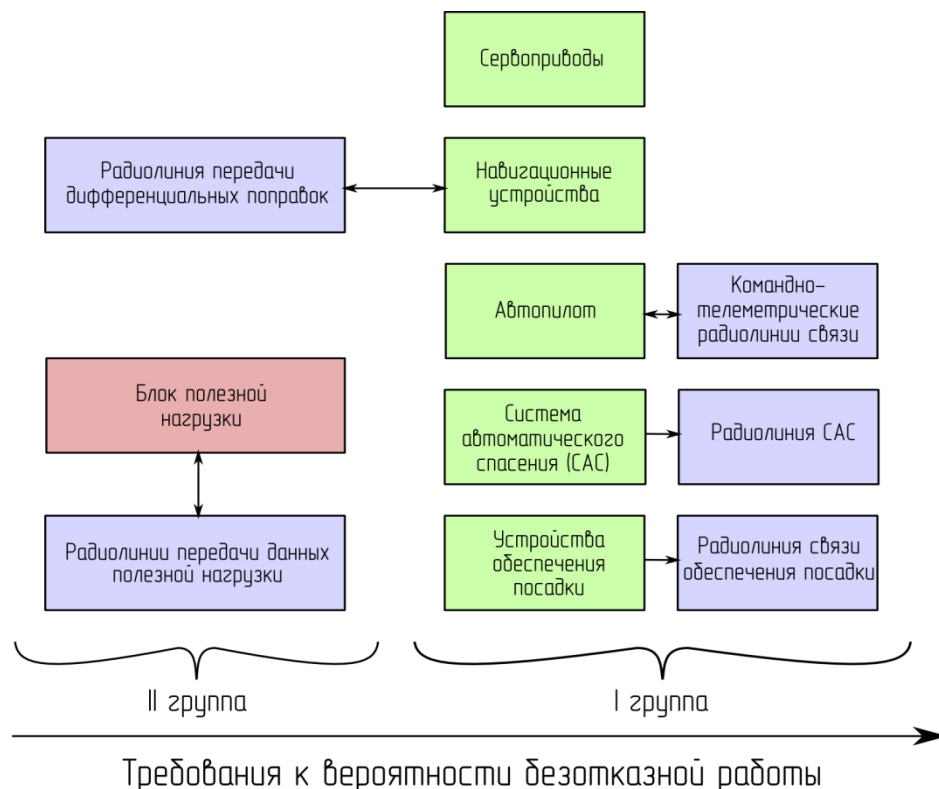


Рис. 2.24 - Класифікація бортового обладнання ДПЛА екологічного моніторингу (за вимогами до ймовірності безвідмовної роботи)

На комплексах БПЛА із злітною масою більше 5 кг доцільним є використання окремих радіоліній зв'язку для передачі командно-телеметричних даних і даних корисного навантаження. При цьому на перший план виходять питання електромагнітної сумісності приймально-передавального обладнання, частотного поділу каналів зв'язку і розміщення антенно-фідерного обладнання на борту ДПЛА.

Для систем зв'язку малих ДПЛА вирішальними факторами при виборі частотного діапазону є маса і габарити бортового приймача і антенно-фідерного пристрою (АФП). Доцільним є вибір діапазону надвисоких частот (НВЧ), при цьому вдається створити антену малих розмірів, здатну розміститися в профілі крила. Щільна компоновка обладнання всередині малого БПЛА не дозволяє ефективно використовувати приймачі великої потужності з укороченими антенами ультракороткохвильового діапазону (УКД) внаслідок проблем з електромагнітною сумісністю і великим впливом навколишніх об'єктів на характеристики антени. Одним із відповідних частотних діапазонів є діапазон 2,4 ГГц.

До систем зв'язку ДПЛА середнього і великого класу пред'являються більш жорсткі вимоги по дальності роботи, завадостійкості і ймовірності бітової помилки. В цьому випадку є можливим і оптимальним комплексування декількох каналів зв'язку, що працюють в різних частотних діапазонах (рис. 2.25).

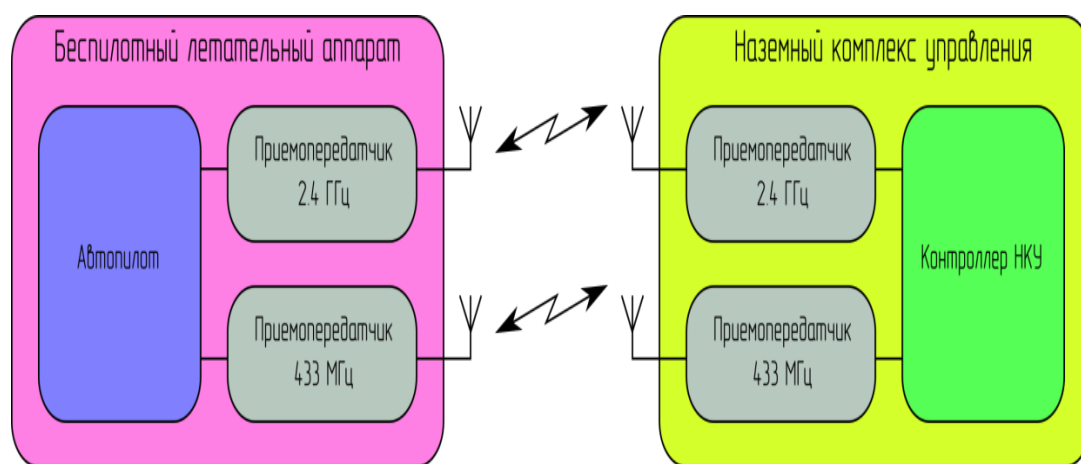


Рис. 2.25 - Варіант комплексування радіоканалів зв'язку

Використання декількох каналів зв'язку підвищує надійність системи передачі даних і в той же час є надлишковим з точки зору ефективного

використання радіочастотного спектру. Одним із способів підвищення ефективності комплексування системи зв'язку є адаптивна робота системи, яка має на увазі передачу по командно-телеметричних каналах зв'язку частини даних корисного навантаження, обсяг яких варіюється в залежності від поточних умов передачі радіосигналу.

Як правило, максимальна відстань для прямої радіозв'язку між ДПЛА екологічного призначення і НКУ на сьогоднішній день становить до 100 км. Для командно-телеметричної зв'язку на великих відстанях можливе використання супутникового зв'язку. У цьому випадку потік даних обмежується мінімально необхідною інформацією про стан ДПЛА. Часовий інтервал передачі може складати, наприклад, від 30 до 300 с.

Перспективним напрямком у розвитку систем зв'язку з ДПЛА екологічного моніторингу є використання частотних діапазонів вище 5 ГГц. При цьому стає можливою передача великого обсягу даних корисного навантаження в режимі реального часу (наприклад, це можуть бути зображення з датчиків випромінювання різного діапазону довжин хвиль). Факторами, які різко обмежують радіус дії радіосистеми зв'язку при використанні даних діапазонів, є сильна залежність умов поширення електромагнітних хвиль від погодних умов, необхідність прямої видимості.

Як правило, антена НКУ є мобільною і встановлюється на висоті не більше 10 м. На рис. 2.26 показана залежність максимальної дальності радіозв'язку від висоти польоту ДПЛА при деяких заданих висотах підйому антени НКУ.

Як видно з рис. 2.26, залежність максимальної дальності зв'язку від висоти підйому антени НКУ слабка, тому висота щогли для установки наземної антени визначається необхідністю зниження впливу багато-проміневості, з урахуванням можливих перешкод на шляху поширення сигналу (рельєф місцевості, будови).

Залежно від робочої дальності польоту ДПЛА, як антена НКУ можуть використовуватися або антени з великим коефіцієнтом спрямованої дії (КСД), або слабо-спрямованих антен. Для антен з великим КСД необхідне використання опорно-поворотного пристрою і системи стеження за ДПЛА. Це пов'язано з тим, що ширина основної пелюстки діаграми спрямованості (ДС) таких антен, як правило, менше 10° .

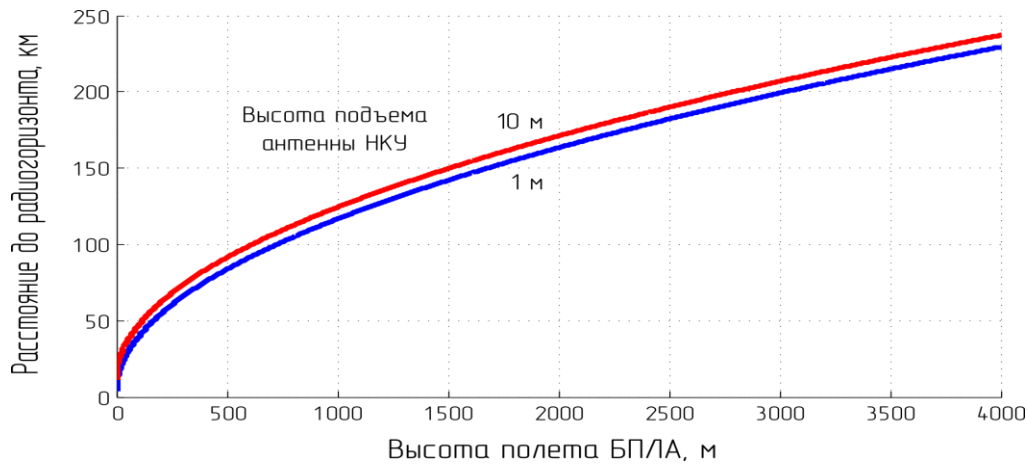


Рис. 2.26 - Максимальна дальність зв'язку в залежності від висоти підйому антени наземного комплексу управління.

Так як до наземного обладнання не пред'являються жорсткі вимоги по масово-габаритних характеристиках, використання в якості антени НКУ скануючої цифрової антенної решітки (АР) не завжди виправдане з огляду на її велику вартість. Однак цифрові антенні решітки доцільно використовувати для одночасного спостереження за декількома ДПЛА.

Вибір виду модуляції сигналу в приймально-передавачі ДПЛА.

При порівнянні різних видів модуляції, користуються критеріями спектральної і енергетичної ефективності. При цьому енергетична ефективність визначається як енергія, яку необхідно затратити на передачу одного біта інформації із заданою вірогідністю, а спектральна ефективність визначається як смуга частот, яка необхідна для передачі інформації з певною швидкістю. Основною вимогою при створенні системи зв'язку із ДПЛА є забезпечення можливості передачі даних із заданою швидкістю і ймовірністю помилки при великих відстанях між ДПЛА і НКУ. Значення необхідної швидкості передачі телеметричних даних з борту ДПЛА на землю становить 115200 біт/с при ймовірності бітової помилки не більше 10^{-6} ... 10^{-8} . У деяких випадках допустиме зниження швидкості до 38400 біт/с для підтримки ймовірності бітової помилки на тому ж рівні. Максимальне значення смуги частот, займаної радіосистемою, залежить від робочого діапазону частот і типу роботи (ліцензійна, безліцензійна). Доцільним є повне використання дозволеного частотного діапазону з застосуванням розширення спектру методом (пряме розширення спектра,

розширення спектра методом псевдовипадкової перебудови несучої частоти). Для забезпечення максимальної дальності зв'язку в цьому випадку необхідно використовувати енергетично ефективні методи модуляції. На рис. 2.27 показано порівняння енергетичної ефективності деяких видів модуляції.

Як випливає з рис. 2.27, зі збільшенням позиційності модуляції ймовірність бітової помилки збільшується. Для підтримки заданого рівня бітової помилки необхідно збільшувати ВСШ на вході приймача. Тому доцільним є використання багатопозиційної модуляції тільки при малих відстанях між ДПЛА і НКУ. Для забезпечення максимальної дальності зв'язку необхідно використовувати енергетично найвигідніші види модуляції - такі як двійкова фазова маніпуляція (BPSK) і квадратурна фазова маніпуляція (QPSK). Варто відзначити, що при рівній енергетичній ефективності цих видів модуляції, QPSK в два рази спектрально ефективніше, ніж BPSK (без урахування міжсимвольної інтерференції).

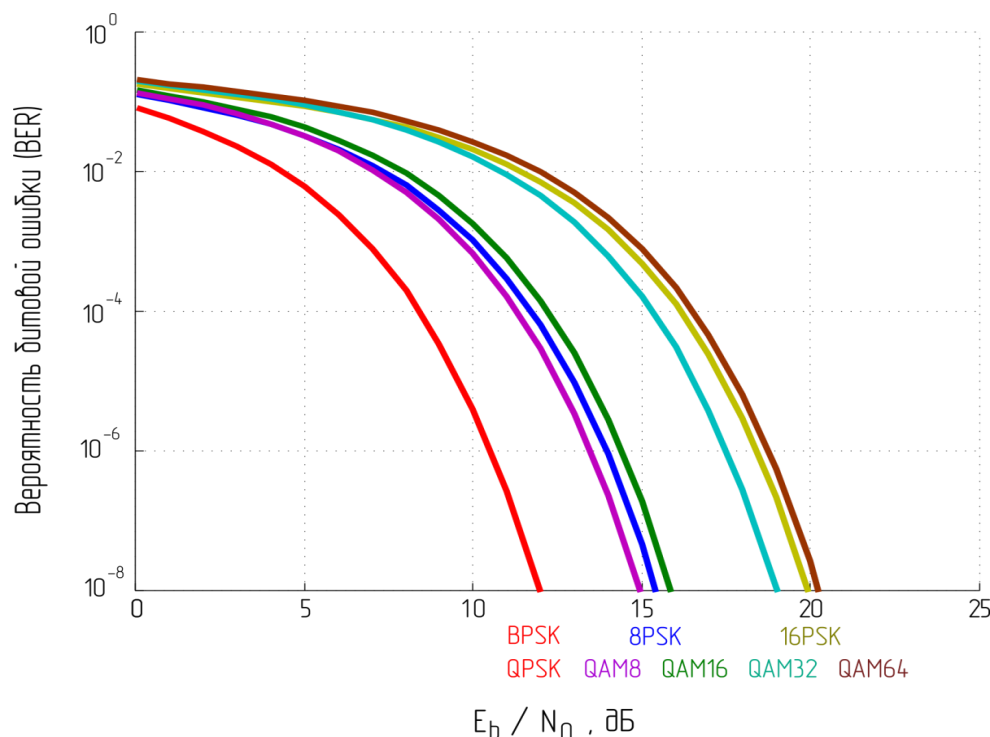


Рис.2.27 - Ймовірності бітової помилки для різних видів модуляції (когерентне детектування, ідеальна синхронізація, без кодування)

У загальному випадку, в умовах обмеженої смуги частот, найбільш ефективним методом модуляції є квадратурна амплітудна маніпуляція (QAM), що визначається найбільшими відстанями між точками в сигнальному сузір'ї на

відміну від простої фазової маніпуляції або амплітудної маніпуляції. У більшості випадків квадратурна амплітудна маніпуляція більш ефективна, ніж різні види частотної маніпуляції.

Фазова маніпуляція в ідеальних умовах має більш високу стійкість перед перешкодами в порівнянні з фазо-розносною (на $\sim 1-3$ дБ). Аналіз каналу зв'язку передбачає проведення розрахунків корисної потужності сигналу і потужності шуму в приймачі з урахуванням всіх етапів передачі радіосигналу.

Втрати радіосигналу на трасі розраховуються за формулою:

$$L = 20 \log_{10} \left(\frac{4 \pi D}{\lambda} \right),$$

де L – втрати на поширення у вільному просторі, дБ; D – відстань між приймачем і передавачем, м; λ – довжина хвилі, м.

Розглянемо залежність загасання сигналу від відстані між ДПЛА і НКУ для двох частот (рис. 2.28). Як видно з рис. 2.28, загасання сигналу в діапазоні 2,4 ГГц при відстані між БПЛА і ПКУ 30 км складе 130 дБ. Для компенсації такого загасання необхідно використовувати всі можливі способи, в тому числі підвищення коефіцієнта посилення антен (головним чином, наземної), використання енергетично вигідних видів модуляції, підвищення вихідної потужності передавачів до максимально дозволеної.

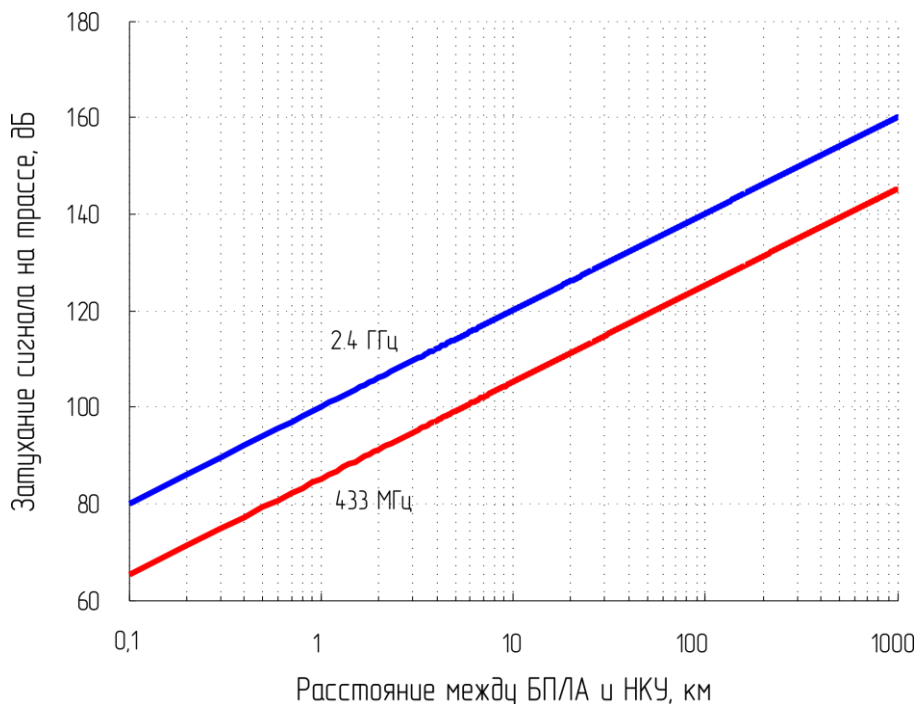


Рис. 2.28 - Загасання сигналу на трасі в залежності від відстані між ДПЛА і НКУ для двох різних частот

Розрахуємо необхідне відношення сигнал-шум (BCШ) на вході приймача для досягнення заданої якості зв'язку [55, 70]:

$$SNR = \frac{E_b}{N_0} \cdot \frac{R}{B_T},$$

де E_b – енергія біту інформації, Вт·с; N_0 – спектральна щільність потужності шуму, Вт / Гц; R – швидкість передачі даних, біт/с; B_T – смуга пропуску, Гц.

Для значення ймовірності бітової помилки $PBER = 10^{-8}$ відношення $E_b / N_0 = 12$ дБ, для $PBER = 10^{-3}$ відношення $E_b / N_0 = 7$ дБ, при відношенні $R / B_T = 0,5$ отримаємо наступні BCШ на вході приймача: 9 дБ і 4 дБ відповідно. Потужність сигналу на вході приймача повинна бути не нижче рівня потужності шуму на дані величини. Крім того, значення необхідних BCШ можуть бути зменшені при спектральному розширенні сигналу. Так, наприклад, при розширенні спектра прямою послідовністю Баркера завдовжки 11 біт графік залежності значення ймовірності бітової помилки від BCШ зміститься вліво, для $PBER = 10^{-8}$ на ~ 5 дБ. Отримані дані зведемо в таблицю (таблиця 2.2).

Таблиця 2.2

Аналіз каналу зв'язку

Найменування позиції	Посилення / ослаблення, дБ (дБм)	Разом, дБм
Вихідна потужність передавача	+30	+30
Втрати в фідері і роз'ємах НКУ	-1,5	+28,5
Посилення антени НКУ	+24	+52,5
Втрати на розповсюдження (2,4 ГГц, 30 км)	-130	-77,5
Посилення бортовий антени	+2	-75,5
Втрати в бортовому фідері і роз'ємах	-1,5	-77
Чутливість приймача	-90	+13
Разом, бюджет каналу зв'язку		13

Як видно з табл. 2.2, для забезпечення зв'язку між бортом ДПЛА і НКУ в діапазоні 2,4 ГГц на відстані 30 км необхідно мати наземну антену з великим коефіцієнтом посилення (більше 20 дБ). Ширина діаграми спрямованості (ДС)

такого типу антен менше 10° , що накладає обмеження на застосування їх в умовах близької польоту ДПЛА. Є доцільним використання двох типів антен для різних дальностей польоту ДПЛА: з посиленням ~ 8 дБ для умов ближнього польоту і більше 20 дБ для умов далекого польоту. Вимоги до опорно-поворотному влаштуванню антени НКУ визначаються виходячи з ширини ДС антени: допустима похибка установки поворотною платформою азимутального кута і кута піднесення антени не повинна перевищувати половину ширини ДС. У разі встановлення антени з посиленням 27 дБ ширина ДН складе приблизно 6° , тоді допустима похибка становитиме 3° .

При зміні відстані між ДПЛА і НКУ в широких межах потужність сигналу на вході приймача буде змінюватися на ~ 50 дБ, при зміні відстані від 500 м до 100 км), що дозволяє використовувати енергетичний запас при малих відстанях для передачі більшого обсягу інформації без зміни ширини смуги частот. Реалізація даного підходу вимагає використання алгоритмів адаптивного зміни виду модуляції цифровий системи зв'язку.

Перемикання між різними видами модуляції дозволить підвищити спектральну ефективність системи зв'язку (рис. 2.29.). Найбільш ефективним рішенням є створення універсального квадратурного модулятора з наступними видами модуляції: BPSK, QPSK, QAM16, QAM32 і т. Д.

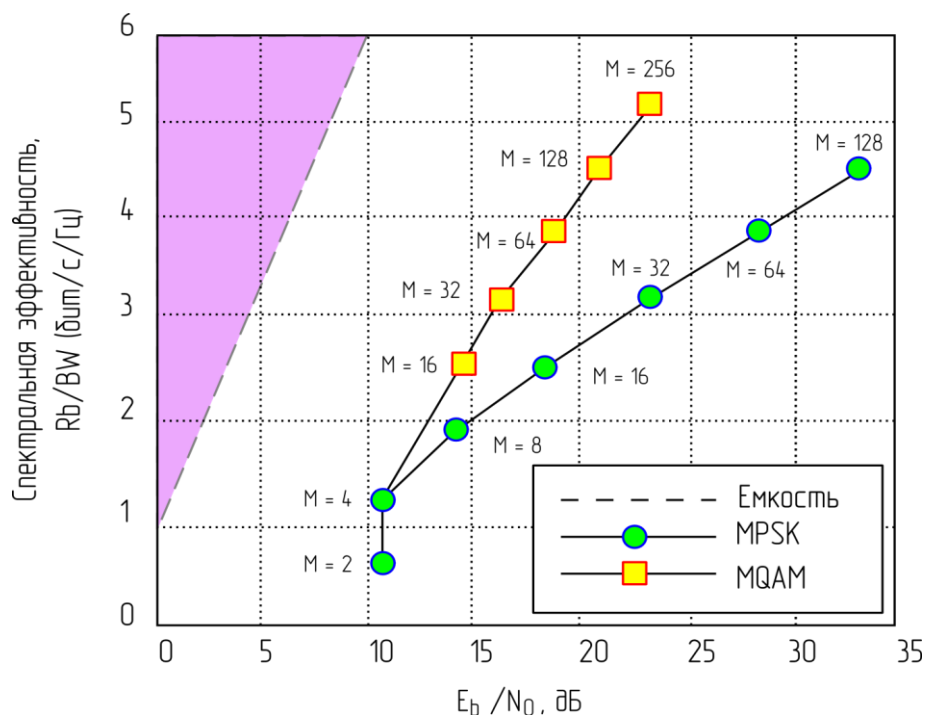


Рис. 2.29. - Порівняння спектральної ефективності різних видів модуляції

Таким чином, система зв'язку наземного комплексу управління з ДПЛА на рівні обробки сигналу повинна бути реалізована як програмно-обумовлена радіосистема. Це дозволить в залежності від умов проходження сигналу на трасі ДПЛА-НКУ адаптивно змінювати види модуляції, вихідну потужність передавача, види каналного кодування сигналу, параметри розширення спектра сигналу, швидкість передачі даних, співвідношення часу передачі і прийому для напівдуплексних каналів зв'язку, параметри шифрування даних, що передаються.

По можливості необхідно використовувати керовані антенні решітки або спрямовані антени з поворотним пристроєм на борту ДПЛА і два типи автоматичного перемикачів антен ПКУ: гостроспрямована на опорно-поворотному пристрої (або антенна решітка) і неспрямована.

Однією з актуальних задач на сьогодні є створення мережевих систем зв'язку з кодовим поділом, що дозволяють передавати дані як між ДПЛА і НКУ, так і транзитом через всі доступні ДПЛА. При цьому для забезпечення стійкого зв'язку з віддаленими ДПЛА можливо використовувати малі ДПЛА як ретрансляторів сигналу.

Висновки до другому розділу

1. Запропоновано науково-практичні рекомендації щодо використання мобільної системи аерокосмічного, екологічного моніторингу у зоні відчуження, яка передбачає комплексне застосування космічних об'єктів, наземних рухомих та стаціонарних.

2. Удосконалена методика використання космічних технологій спостереження Землі для дослідження стану навколишнього середовища. Запропонована процедура тематичного дешифрування і створення цифрових карт місцевості з використанням комічних знімків (зі супутників Landsat 5,7). Знімки були отримані в 2017 році. Технологічно процес дешифрування можна розділити на два основних етапи: машинна класифікація; камерне візуальне дешифрування. Машинна класифікація дозволяє автоматизувати процес дешифрування. Метою класифікації є отримання тематичної інформації з знімка. Пропонується застосовувати два шляхи класифікації: з неконтрольованим навчанням; з контрольованим навчанням.

3 Надані та обґрунтовані рекомендації з обліку ергатичних процесів при управлінні польотом групи дистанційно пілотованих літальних апаратів екологічного моніторингу у Зоні відчуження. Запропоновано підхід щодо врахування турбулентності атмосферних потоків в системах управління групами безпілотних літаків екологічного моніторингу. Це дозволить досягти необхідної ефективності організації управління екологічною безпекою при поводженні з небезпечними речовинами шляхом групового застосування дистанційно пілотованих літальних апаратів.

4. Запропонована методика розрахунку радіозв'язку з безпілотними літальними апаратами при екологічному моніторингу. На комплексах БПЛА із злітною масою більше 5 кг доцільним є використання окремих радіоліній зв'язку для передачі командно-телеметричних даних і даних корисного навантаження. При цьому на перший план виходять питання електромагнітної сумісності приймально-передавального обладнання, частотного поділу каналів зв'язку і розміщення антенно-фідерного обладнання на борту ДПЛА. Для систем зв'язку малих ДПЛА вирішальними факторами при виборі частотного діапазону є маса і габарити бортового приймача і антенно-фідерного пристрою (АФП). Доцільним є вибір діапазону надвисоких частот (НВЧ), при цьому вдається створити антену малих розмірів, здатну розміститися в профілі крила. Щільна компоновка обладнання всередині малого БПЛА не дозволяє ефективно використовувати приймачі великої потужності з укороченими антенами ультракороткохвильової діапазону (УКД) внаслідок проблем з електромагнітною сумісністю і великим впливом навколишніх об'єктів на характеристики антени. Одним з відповідних частотних діапазонів є діапазон 2,4 ГГц.

5. Пропонується застосування групового польоту ДПЛА екологічного моніторингу для чого обґрунтована мережева система зв'язку з кодовим поділом, що дозволяють передавати дані як між ДПЛА і НКУ, так і транзитом через всі доступні ДПЛА. Для забезпечення стійкого зв'язку з віддаленими ДПЛА запропоновано використовувати малі ДПЛА як ретрансляторів сигналу.

Подальшим етапом досліджень є удосконалення науково-методичного апарату для синтезу системи управління екологічною безпекою при поводженні з небезпечними речовинами з використанням моніторингової інформації ДПЛА.

РОЗДІЛ 3

УДОСКОНАЛЕННЯ НАУКОВО-МЕТОДИЧНОГО АПАРАТУ ДЛЯ СИНТЕЗУ СИСТЕМИ УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ ПРИ ПОВОДЖЕННІ З НЕБЕЗПЕЧНИМИ РЕЧОВИНАМИ З ВИКОРИСТАННЯМ МОНІТОРИНГОВОЇ ІНФОРМАЦІЇ ДІЛА

3.1. Формалізація задачі статистичного оцінювання надзвичайних екологічних ситуацій техногенного характеру при поводженні з небезпечними речовинами

Вже немає сумніву, що все людство усвідомлює важливість вирішення проблеми запобігання надзвичайних екологічних ситуацій (НЕС) для виживання людини та для збереження навколишнього природного середовища [25, 34].

Аналіз численних даних про аварії та катастрофах підтверджує, що існування людської цивілізації на сучасному етапі неможливо без прийняття невідкладних і адекватних заходів щодо запобігання лих і катастроф, щодо зменшення їх наслідків, а отже, і мінімізації завданої ними шкоди. Цей принцип попередження був проголошений на конференції ООН по навколишньому середовищу і стійкому розвитку (Ріо-де-Жанейро, 1992 рік, Ріо+20, 2012 рік) і знайшов своє відображення в концепції сталого розвитку [101, 114].

Проблема запобігання виникнення НЕС та мінімізації її наслідків має особливу важливість в силу сформованої специфіки. Для вирішення проблеми зменшення ймовірності виникнення НЕС техногенного характеру, мінімізації їх наслідків та вжиття ефективних заходів щодо ліквідації наслідків НЕС, необхідна достовірна і повна інформація. Створення інформаційно-статистичної бази з надзвичайних екологічних ситуацій техногенного характеру, повинна здійснити нова галузь екологічної статистики - статистика надзвичайних екологічних ситуацій [9, 11, 12].

Проведене дослідження надзвичайних ситуацій техногенного характеру дозволяє визначити, що в теперішній час організація отримання наявної інформації про надзвичайні екологічні ситуації має певні недоліки, які стають все більш очевидними. Основна проблема, полягає в недостатній координації та

інтегруванні сформованих потоків інформації різних міністерств і відомств, які отримують відомості про різного роду надзвичайні ситуації та відсутності єдиного термінологічного та методологічного підходу.

Використання в статистичній практиці пропозицій щодо організації статистичного спостереження за надзвичайними екологічними ситуаціями і вдосконалення статистичної звітності дозволить поліпшити якість інформаційно-статистичної бази з надзвичайних екологічних ситуацій і сприятиме становленню і подальшому розвитку нової галузі екологічної статистики - статистики надзвичайних ситуацій.

Впровадження єдиних методологічних і статистичних підходів у вивченні надзвичайних екологічних ситуацій дозволить отримувати повну і змістовну інформацію, яка є необхідною основою для розробки і впровадження програм щодо запобігання НЕС і ліквідації наслідків цих ситуацій, а також скоординувати існуючі на відомчому рівні інформаційні потоки з надзвичайних екологічних ситуацій і забезпечить інформаційний обмін на єдиній методологічній основі.

Формалізація понять «екологічний ризик» та «екологічна загроза».

Відомо, що з будь-якою господарською діяльністю пов'язаний певний шкідливий вплив, результатом якого можуть бути зміни адаптаційно-компенсаторних можливостей організму чи смерть для людини, виникнення несприятливих наслідків для навколишнього середовища та виробничо-побутової сфери.

Нині має місце недостатня визначеність щодо поняття терміну «ризик». Так, відсутня не тільки загально визнана система термінів в області теорії ризику, але ще й досі не усвідомлена необхідність потреби такої термінології. Широко вживається набір спеціалізованих термінів, з яких два використовуються значно частіше решти – «загроза» (hazard) і «ризик» (risk). Різні автори, на жаль, розглядають ці терміни як синоніми або надають їм певного взаємо неузгодженого змісту. Таке ставлення до цих термінів зберігається і в засобах масової інформації, зокрема у пресі [119, 120, 128].

Ці терміни мають важливе значення в теорії ризику, оскільки вони віддзеркалюють взаємовідносини та протиріччя між суспільством, доквіллям і новітніми технологіями. Суспільство, навколишнє середовище і техніка разом або

кожна з них окремо, можуть бути джерелом загрози природного, соціального чи природно-соціального генезису. З методологічної точки зору важливим і спільним для всіх цих визначень є уявлення про «загрозу» як об'єктивну реальність, що існує як у відносинах між суспільством і технікою, так і у відносинах з довкіллям - природним середовищем існування людини.

В науковій літературі існують різні поняття «загроза». Так, геологічна служба США визначає, що «загроза» - це геологічна умова, процес чи потенційно можлива подія, що загрожує здоров'ю, безпеці та добробуту населення чи нормальному функціонуванню економіки й органів управління. Ф. Айала визначає: загроза - це подія, ситуація чи процес, які можуть бути природними, викликаними чи змішаними: при їх прогнозуванні, запобіганні та корегуванні мають використовуватися геологічні критерії. В. Маршалл пропонує, що загроза – це природне чи техногенне явище, коли можлива поява явищ або процесів, здатних уражати людей, завдавати матеріальних збитків, руйнувати довкілля. Дж. Фіксел стверджує що загроза – це явище чи ситуація, що може завдати шкоду здоров'ю людини або її безпеці. Небезпеку можна визначати якісно, а ризик – кількісно. Д. Варнес визначає, що загроза - це ймовірність виникнення в певний момент часу та в межах даних територій явища, що потенційно здатне уражати людей і завдавати матеріальних збитків [128, 141, 142].

Головною проблемою наукового визначення поняття «ризик» є його комплексний характер, що вимагає залучення широкого кола вчених - представників багатьох дисциплін. Саме тут вимагається застосування методів системного аналізу, врахування всіх факторів, що сприяють виникненню критичних ситуацій і аналізу всіх наслідків, до яких вони можуть призвести. По А. Рагозіну, ризик - це усвідомлена небезпека виникнення в будь-якій системі небажаної події з певними в часі та просторі наслідками. В. Маршалл визначає, що ризик – це частота реалізації «небезпеки». По Дж. Фікселу ризик - це ймовірність несприятливих наслідків (індивідуальний ризик захворіти на рак печінки - це ймовірність того, що він викликатиме страждання протягом життя). Е. Мушик, П. Мюлер визначають, що ризик - це величина, що визначається як добуток величини події на міру її можливості. У. Роуї пропонує, що ризик – ймовірність втрат, що можуть бути встановлені перемноженням ймовірності

(частоти) негативної події на величину можливого збитку від неї. Є. С. Дзекцер стверджує, що ризик - це ймовірнісна міра можливості реалізації небезпеки у вигляді певного збитку в штучно створеній діями суб'єкту ситуації [119, 128, 141].

Віддаючи належне змістовності та відносній повноті визначень термінів, автори пропонують такі визначення понять «загроза» та «ризик», що достатньою мірою відповідають змістові широкого колу екологічних завдань і віддзеркалює його сучасний зміст (ризик через загрозу) і включають в себе:

- ймовірність того, що групи людей зазнаватимуть негативного впливу різних рівнів антропогенних факторів навколишнього середовища;
- ймовірність того, що у даних осіб виникнуть саме ці, а не інші небажані ефекти.

Ці два елементи відповідають головним аспектам оцінки «ризик», що споріднює її з теорією прийняття рішень в умовах недетермінованих параметрів. Така форма визначення оцінки «ризик», на думку авторів, є досить зручною, оскільки дозволяє:

- поєднати в одному показникові різноманітні дані про об'єкт і суб'єкт небезпеки;
- отримувати інтегральні оцінки ризику від необмеженого числа негативних процесів будь-якого генезису;
- таке визначення близьке за своїм змістом до тих визначень термінів «ризик» і «загроза», які стають загально визначеними останніми роками.

Формалізація поняття "екологічний ризик".

Теоретичне підґрунтя кількісних оцінок «ризик» становить теоретико-ймовірнісний підхід. Серед них найпридатнішу для прикладних досліджень формалізацію ризику, наведено в роботі [41, 73, 82, 102].

Нехай S - множина всіх можливих несприятливих подій:

$$S = \{S_1, S_2, \dots, S_n\}.$$

У кожному окремому випадку може з'явитися одночасно багато таких подій. Кожне сполучення таких подій позначимо через K , враховуючи саму множину S і порожню множину \emptyset , яка означає відсутність несприятливих подій. Таким чином, K є підмножиною несприятливих подій множини S :

$$K = \{S_{k1}, S_{k2}, \dots, S_{ki}\}; S_{kj} \in S, \quad j = 1, \dots, l.$$

На множині всіх сполучень виконуються всі операції алгебри множин. Нехай з деяким ризикованим варіантом рішення E_i пов'язані елементарні сполучення несприятливих подій $K_{i1}, K_{i2}, \dots, K_{ik_i}$. Якщо позначити через N_i гарантовану відсутність несприятливих подій для ризикового варіанту рішення E_i , то [128, 141]

$$\overline{K}_i := (K_{i1}, K_{i2}, \dots, K_{ik_i}, N_i)$$

утворює повну, пов'язану з рішенням E_i систему подій. Тепер припустимо, що кожному сполученню несприятливих подій K_{ij} ($j = 1, \dots, k_i$), що може реалізуватися через прийняття рішення $E_i \subset E$, а також події N_i , можна приписати ймовірності $p_i(K_{ij})$ і $p_i(N_i)$:

$$0 \leq p_i(K_{ij}) \leq 1, \quad \sum_{j=1}^{k_i} p_i(K_{ij}) + p_i(N_i) = 1.$$

Якщо кожному K_{ij} присвоїти відповідну кількісну величину наслідків A_{ij} , то значення величини рішення E_i для ризику R_i можна знайти:

$$R_i = \sum_{j=1}^{k_i} A_{ij} p_i(K_{ij}) \quad (3.1)$$

Таким чином, величина R_i є середньою величиною збитку при прийнятті рішення E_i . Іноді під ризиком розуміють ймовірність появи деякого сполучення несприятливих подій $S_0 \in \overline{K}_i$. Такий підхід доцільний, коли наслідки A_{i0} ризику для E_i і S_0 не задані. Тоді при використанні функції-індикатора $S_i \rightarrow 1_0(S_j)$, що визначається умовами

$$1_0(S_j) = \begin{cases} 1 & \text{при } S_j = S_0 \\ 0 & \text{при } S_j \neq S_0, \end{cases} \quad S_j \in K_i, \quad (3.2)$$

для $A_{ij} := 1_0(S_j)$ відповідно до формули 3.2 отримуємо:

$$R_i = p_i(S_0). \quad (3.3)$$

Якщо при прийнятті рішення E_i всі ймовірності для реалізації сполучення несприятливих подій $K_{ij} \in \overline{K_i}$ однакові, тобто $p_i(K_{ij}) =: p_i$, то згідно формули (3.3):

$$R_i = p_i \sum_{j=1}^{k_i} A_{ij} \quad (3.4)$$

При прийнятті рішення E_i для сполучення несприятливих подій K_{ij} та їхніх наслідків A_{ij} , а також функції ризику $A_i: K_{ij} \rightarrow A_{ij}$, $j = 1, \dots, k$, постає значний інтерес вивчення окремих випадків [20].

Якщо для двох взаємоне прийнятних сполучень K_{ij} і K_{il} , $j \neq l$, тобто $K_{ij} \cap K_{il} = \emptyset$, справедлива рівність

$$A_i(K_{ij} \cup K_{il}) = A_i(K_{ij}) + A_i(K_{il}), \quad (3.5)$$

то кажуть про *адитивні штрафні функції* і, відповідно, адитивні функції ризику.

У цьому випадку для сполучень, що складаються із єдиної несприятливої події $K_{i1} = \{S_1\}$, $K_{i2} = \{S_2\}$, ..., $K_{in} = \{S_n\}$, справедливі співвідношення

$$A_i(S_1 \cup S_2 \dots \cup S_n) = A(S_1) + A(S_2) + \dots + A(S_n) \quad (3.6)$$

і

$$R_i = \sum_{s \in S} A_i(s) p_i(s).$$

Йдеться про нормальну штрафну функцію K_i і відповідну функцію ризику A_i , коли для двох взаємовиключних сполучень K_{ij} і K_{il} , $j \neq l$, справедливе співвідношення

$$\max\{A_i(K_{ij}), A_i(K_{il})\} = A_i(K_{ij} \cup K_{il}) = A_i(K_{ij}) + A_i(K_{il}). \quad (3.7)$$

Цей випадок є прикладом адитивної штрафної функції. Визначимо тепер для K_{ij} , $K_{il} \in \overline{K_i}$ додатковий збиток через K_{il} при K_{ij} за співвідношенням

$$A_i(K_{il} | K_{ij}) = A_i(K_{ij} \cup K_{il}) - A_i(K_{ij}). \quad (3.8)$$

З цього співвідношення випливає:

$$A_i(K_{i1} \cup K_{i2} \cup \dots \cup K_{ik_i}) = A_i(K_{i1}) + A_i(K_{i2}|K_{i1}) + \dots + A_i(K_{ik_i}|K_{i1} \cup \dots \cup K_{ik_{i-1}}), \quad (3.9)$$

У випадку адитивної штрафної функції отримаємо розв'язок:

$$A_i(K_{ij}|K_{ij}) = A_i(K_{ij}). \quad (3.10)$$

Варіант рішення $E_i \in E$, без урахування можливості несприятливих наслідків, буде мати корисність e_i . Тоді, відповідно до варіанту рішення E_i величина

$$G_i = e_i - R_i, \quad (3.11)$$

що називається сумарним ефектом рішення.

Множину раціональних варіантів рішень позначають

$$\bar{E}^+ := \{E_i \in E \mid G_i > 0\}.$$

Варіант рішення E_i^* називається оптимальним у випадку

$$G_i^* = \max_{E_i \in E} a_i, \quad (3.12)$$

При цьому у кожному конкретному практичному завданні множина допустимих варіантів рішень може бути додатково обмежена певними значеннями ризику. Ймовірнісна форма розуміння ризику широко використовується спеціалістами промислової, природної та екологічної безпеки. Нині можна розглядати індивідуальний і соціальний, відносний і привнесений, кумулятивний і додатковий ризику, які можна використовувати для оцінки «ризиків» в тій чи іншій ситуації.

Індивідуальний ризик інформує про поширення ризику у вигляді можливого ураження конкретного чи типового індивіда у певній точці простору при певному впливі. Він може бути розрахований у спосіб перемноження частоти реалізації загроз із смертельним наслідком і фактору зайнятості, що показує в частках одиниці часу перебування індивіда в небезпечній зоні.

Соціальний ризик характеризує масштаб катастрофічності небезпеки і визначається як "залежність ризику (частоти виникнення) подій, що означає

ураження певної кількості людей, що підпали під дію певного виду та при реалізації певних загроз, від цієї кількості людей". В. Маршалл вважає, що таке розуміння ризику останніми роками стає загальноприйнятим [16]. Зауважимо, що таке тлумачення ризику встановлює тільки одну - соціальну сферу фіксації ризику, не враховуючи при цьому економічну й екологічну, що є характерними для багатьох робіт з промислової безпеки.

Відносний ризик - це величина, що є відношенням умовних ймовірностей $P(B/A)$ та $P(B/\bar{A})$ виникнення події B за наявності чи відсутності події A :

$$R = \frac{P(B/A)}{P(B/\bar{A})} \quad (3.13)$$

Привнесений ризик. Якщо подія A - наявність досліджуваного нами фактору ризику, а подія B - наявність результуючого фактору і дорівнює $P(B) = P(B/A)P(A) + P(B/\bar{A})P(\bar{A})$, тоді величина привнесеного ризику визначається за формулою:

$$R = \frac{P(B/A)P(A) - P(B/\bar{A})P(\bar{A})}{P(B)} \quad (3.14)$$

Привнесений ризик можна інтерпретувати як частку, на яку зменшиться величина $P(B)$ - імовірність наявності в популяції результуючого фактору при усуненні фактору ризику. Але привнесений ризик залежить від величини $P(A)$ - частки об'єктів з фактором ризику, тому при порівнянні популяцій, в яких вплив цього фактору різний, він не може застосовуватися.

Кумулятивний ризик (ризик населення) - це кількість випадків виникнення специфічного ефекту, який очікується у певної групи населення.

Додатковий ризик - зростання ймовірності виникнення небажаного ефекту, пов'язаного з специфічною причиною (наприклад, вплив токсичних сполук).

Аспекти ризику

1. Соціальний аспект ризику

Приблизно з 60-х років ХХ століття ризик стає предметом міждисциплінарних досліджень, набуває статусу загальнонаукового поняття, яке виходить за межі тієї чи іншої конкретної науки. Поняття "ризик" стало вивчатися багатьма конкретними науками - теоріями ігор, ймовірностей, стохастичної

оптимізації, катастроф, прийняття рішень, ймовірною і багатозначною логікою, психологією, військовими, економічними, демографічними, медичними, біологічними, правовими та іншими дисциплінами. Вивчення специфіки ризику стосовно різних сфер суспільства - прерогатива окремих наук.

Проте у суспільствознавчій літературі досі панує невизначеність у трактуванні суті рис, властивостей та елементів ризику, які б склали зміст цього поняття; у пошуку співвідношення об'єктивних і суб'єктивних сторін у самих цих явищах, а також щодо можливостей використання даного поняття в різних природничих і суспільних науках. Різноманітність поглядів на проблему ризику можна пояснити багатоаспектністю цього явища та його недостатнім вивченням.

А. Альгін в явищі "ризик" виділяє такі основні взаємопов'язані елементи:

- можливість відхилення від поставленої мети, заради чого виконувалася вибрана альтернатива;
- ймовірність досягнення бажаного результату;
- відсутність упевненості в досягненні поставленої мети;
- можливість виникнення небажаних наслідків (матеріальні або фізичні збитки, захворюваність, смертність і т. д.) при проведенні тих чи інших дій в умовах невизначеності для суб'єкта, який ризикує;
- матеріальні, екологічні, моральні та інші втрати, пов'язані з впровадженням вибраної в умовах невизначеності альтернативи;
- очікування загрози, невдачі в результаті вибору альтернативи та її реалізації.

Головною проблемою наукового визначення поняття "ризик" є його комплексний характер, що вимагає залучення широкого кола вчених - представників багатьох дисциплін як гуманітарних, так і природничих. Саме тут вимагається застосування методів системного аналізу, врахування всіх факторів, що сприяють виникненню критичних ситуацій, і аналізу всіх наслідків, до яких вони можуть призвести.

Об'єктивне існування ризику зумовлене ймовірним характером багатьох природних, соціальних і технологічних процесів, багатоваріантністю матеріальних та ідеологічних співвідношень, в які вступають суб'єкти соціального життя. У зв'язку з цим можуть відбуватися, через наявність багатьох

непрогнозованих, випадкових, суб'єктивних обставин, різні відхилення від очікуваного результату. Це визначає неоднозначність передбачень у суспільному житті та неможливість керувати суспільством як жорстко детермінованою системою.

Названі характерні особливості ризику вказують на те, що його зміст ототожнюється не тільки з можливими негативними наслідками. Будучи різновидом людської діяльності та виконуючи специфічні соціальні функції, ризик, з одного боку, спрямований на отримання суспільно значимих результатів новими способами в умовах невизначеності та ситуації неминучого вибору. Тим самим він сприяє подоланню консерватизму, догматизму, різних психологічних бар'єрів. Ця властивість ризику має важливе суспільно-політичне, економічне значення, так як прискорює суспільний і науково-технічний прогрес, позитивно впливає на громадську думку, духовну атмосферу в суспільстві.

2. Медичний аспект ризику

Останнім часом проблема ризику вивчається багатьма науковими дисциплінами з точки зору впливу шкідливих факторів. Кількісній оцінці ризику здоров'я населення від хімічних сполук належить головна роль у стратегії захисту людини від забруднень. Вони поступово накопичуються у навколишньому середовищі та завдають шкоди людям, які потрапляють під їх вплив.

Аналіз ризику в медичних дослідженнях - це комплекс дій для вивчення, аналізу та ідентифікації механізмів виникнення явищ, які мають великий вплив на спосіб життя та стан здоров'я людини, з метою запобігання згаданим явищам або протидії їх виникненню. Результат аналізу ризику - оцінка стану здоров'я частини населення, яка зазнає впливу з боку хімічних сполук і в якій очікується прояв шкідливих для здоров'я ефектів.

Не зважаючи на те, що сутність несприятливих ефектів може бути добре вивчена, основною трудностю оцінки ризику є визначення їх ймовірності того, що групи людей підпадуть під вплив різних рівнів забруднень та ймовірності того, що в даних осіб виникнуть шкідливі ефекти. Ці два фактори відповідають двом основним галузям дослідження аналізу ризику - впливу й ефектам.

Як вже зазначалося вище, ризик є ймовірною характеристикою. При аналізі ймовірності виникнення небажаних ефектів внаслідок дії хімічних забруднювачів

виникають різні проблеми, пов'язані з їх властивостями: для високостійких сполук, які входять до раціону людини та викликають віддалені ефекти, головне завдання - оцінити ймовірність виникнення небажаних ефектів. А для нестійких речовин найважливіше оцінити ймовірність їх дії.

Ризик можна відобразити кількома способами:

- ймовірністю того, що у певної частини населення виникнуть негативні ефекти (наприклад, 5%-й ризик, 20%-й ризик);
- визначенням певної кількості чоловік, у яких можуть виникнути негативні ефекти, при цьому встановлюється певний інтервал похибок для вказаних похибок (наприклад, 2000 + 50);
- оцінкою без реальної величини достовірності (наприклад, більше 5% будуть мати негативні ефекти). Рівень точності оцінки ризику не може перевищувати точність впливу та дані ефекту, на основі яких розраховується ризик.

При аналізі ризику впливу навколишнього середовища на здоров'я населення виділяють етапи ідентифікації та кількісного розрахунку ризику.

Наявність кількох напрямків оцінки ризику дозволить вибрати найкращу систему моніторингу, по-новому визначити цілі та пріоритети служби охорони здоров'я, посилити заходи, спрямовані на зміцнення екологічної безпеки.

3. Екологічний аспект ризику

Аналіз ризику, як і в цілому питань взаємодії людини з природою та гарантій безпеки її існування, вимагає детального вивчення стану природного середовища, системного підходу. Головним завданням аналізу ризику стосовно екологічної безпеки є вивчення найрізноманітніших сторін взаємодії різних антропогенних факторів з елементами біосфери та наслідків цього впливу з метою виявлення їх характеристик і кількісної оцінки негативного впливу. Результати аналізу ризику потрібні для оптимізації взаємодії людини з природою.

Перший вид - це стихійна антропогенна взаємодія, коли людина в процесі господарської діяльності використовує природне середовище як деякий "амортизатор" між джерелами взаємодії та людиною. Викиди відходів у природне середовище підприємствами є прикладом такої взаємодії.

Другий вид - взаємодія з навколишнім середовищем, головним чином з ненавмисним впливом на природу та перетворенням біосфери. Це будівництво

міст, обробка сільськогосподарських угідь, видобуток корисних копалин відкритим способом і т. ін.

Третій вид - використання навколишнього середовища шляхом цілеспрямованого широкомасштабного перетворення природи. Це свідомий вплив. Приклади його - будівництво водосховищ, вплив на метеорологічні процеси з метою викликати додаткові опади тощо.

Управління навколишнім середовищем, повинно ґрунтуватися на концепції ризику, найбільш оптимальне в тому випадку, коли цей ризик можна кількісно оцінити.

Аналіз екологічних ризиків включає такі етапи:

Перший - це вивчення ефектів впливу різних факторів на навколишнє середовище. Він полягає в аналізі реакцій організмів, популяцій, екологічних систем на численні взаємодії у різних середовищах і наслідків від цієї взаємодії (хвороби, смерть окремих організмів, популяцій, екосистем).

Другий - кількісна оцінка ризику (етап математичного моделювання), яка є ймовірною характеристикою тієї загрози, що виникає для навколишнього середовища при можливих антропогенних забрудненнях. Математичне моделювання екологічних процесів і систем з метою аналізу ризику - це насамперед виявлення потоків сполук - біогеохімічних циклів. Один із найчастіше використовуваних класів математичних моделей - лінійні стаціонарні балансові моделі. Використовуючи цей клас моделей, вчені на прикладі деяких пестицидів показали, що обмеження для антропогенних викидів у навколишнє середовище можуть виникнути не в результаті забруднення того геохімічного середовища, в яке вони безпосередньо потрапили, а в результаті вторинного забруднення інших середовищ. Тому такі ефекти слід ґрунтовно вивчати при стратегічному плануванні розвитку нових промислових районів, впровадженні нових технологій і прогнозуванні глобальних екологічних ефектів від забруднення техногенними сполуками.

При оцінці екологічного ризику необхідно мати на увазі, що основою екологічних систем є термодинамічні структури, які можуть утворюватися та зберігатися без порушення другого закону термодинаміки. Структура, функції та еволюція екосистем, що вміщують хімічні сполуки, залежать від обміну речовин

та енергії з навколишнім середовищем, а також від зв'язків між процесами, які збільшують або зменшують ентропію всередині даної екосистеми. При незворотних процесах характеристика будь-якої структури залежить від певних умов, а їх розвиток відбувається якісними стрибками (фазовими переходами), які відповідають проходженню певних порогових значень. Зростанню локальної ентропії сприяють і хімічні перетворення речовин, і біологічні процеси (утворення первинної продукції, дихання тощо), причому швидкість процесів є нелінійною функцією.

Очевидно, що для побудови математичних моделей оцінки ризику екологічних систем, які вміщують техногенні сполуки, й аналізу впливу на екосистеми необхідно ввести нелінійність і досліджувати їх на основі 4 базових характеристик: ієрархічність, нелінійність, відкритість, нерівноважність.

Третій етап - управління ризиком. На цьому етапі визначаються еколого-економічні показники допустимих навантажень на область, регіон з урахуванням економічних аспектів, у тому числі співвідношень витрати - вигода. Особливість цього етапу - його велика різноманітність. Він має важливе значення для управління природним середовищем, регулювання його якості.

Оцінка ризику для екологічних систем має ґрунтуватися на об'єктивних оцінках екологічного збитку. Приклади таких оцінок - ймовірність вимирання популяції або зменшення багатства рослинного та тваринного світу.

3.2. Методика оцінки екологічного ризику при поводженні з небезпечними речовинами

Методика оцінки екологічного ризику при поводженні з небезпечними речовинами передбачає виконання трьох етапів: ідентифікація факторів ризику, оцінка ризику, управління ризиком (рис.3.1) [120, 128].

1. Ідентифікація факторів ризику.

Першим етапом методики оцінки ризику є виявлення найбільш серйозних джерел небезпеки (факторів ризику) та їх ранжування з метою визначення реальної загрози для людини та навколишнього середовища на основі побудови карт ризику; визначення порогів стійкості технічних і екологічних систем; використання імітаційного моделювання.

Для ідентифікації небезпеки важливі прийоми апробації, відбору, моделювання поведінки різних хімічних сполук у середовищі, моніторингу та діагностики. При цьому першим постає питання - що являє собою ця небезпека, а при розрахунку ризику - яка його величина? Як правило, при характеристиці причин техногенних або екологічних катастроф виділяють фактори технічного, технологічного й організаційного характеру. Особлива увага приділяється людському фактору. Однак проблему ідентифікації факторів ризику слід розробити глибше. Причини катастроф варто шукати не тільки на мікрорівні, а й на макрорівні, аналізуючи весь комплекс протиріч, які виникають у народному господарстві та пов'язані з глибокою кризою в економіці, що супроводжується кризою практично в усіх сферах життя суспільства - екологічній, політичній, соціальній і духовній.

2. Оцінка ризику при поводженні з небезпечними речовинами.

Для оцінки ризику при поводженні з небезпечними речовинами насамперед необхідно конкретизувати саме поняття "ризик". Під оцінкою ризику ми розуміємо комплекс дій, спрямованих не лише на оцінку, а й аналіз та ідентифікацію механізмів виникнення явищ, які виявляють сильний вплив на спосіб життя та стан здоров'я людини, з метою запобігання відхиленням, загрозам, шкоді, втратам тощо або протидії їх виникненню.

В оцінці ризику можна виділити чотири основних напрямки. Перший - *інженерний*. Як правило, цей підхід є розрахунком імовірностей аварій. Основні зусилля спрямовуються на збір статистичних даних про аварії та пов'язані з ними викиди токсичних сполук у навколишнє середовище.

Другий - *модельний*. Розробляються математичні моделі процесів, які призводять до небажаних наслідків для людини та навколишнього середовища при використанні шкідливих хімічних сполук.

Третій - *експертний*. При використанні перших двох підходів для оцінки ризику часто зустрічаються випадки, коли недостатньо статистичних даних або не зовсім зрозумілі деякі принципові залежності. Тоді єдине джерело даних - експерти. Перед ними ставиться завдання ймовірнісної оцінки тих чи інших подій, пов'язаних із аналізом ризику.

Четвертий - *соціологічний*. За допомогою цього методу визначають сприйняття населенням і його окремими групами того чи іншого ризику. Широко відомі дослідження, в яких визначалась оцінка ризику для різних видів діяльності, що давалася людьми під час соціологічного опитування. Були виявлені цікаві явища. Наприклад, люди віддають перевагу добровільному ризику (наприклад, альпінізм, куріння) перед примусовим. Охочіше йдуть на ризик, якщо вони можуть на нього впливати.

На думку багатьох дослідників, важливу роль у сучасній оцінці індивідуального сприйняття ризику відіграють географічні та соціальні фактори, культурні традиції і психологія конкретних груп населення. Врахування географічного фактору спочатку передбачало реакцію людини на природні небезпеки, стихійні лиха, характерні для даного регіону. Нині рамки таких спостережень розширилися і враховують наслідки розвитку техніки та технологій.

Розглядаючи всі чотири підходи до оцінки ризику, слід зауважити, що вони мають різні галузі застосування та не позбавлені недоліків.

Оцінка ризику, тобто прогнозування технологічних і екологічних катастроф у регіонах, - ключова ланка визначення рівня екологічної безпеки, яка дозволяє отримати кількісну оцінку очікуваного збитку, а також надає можливість порівняти та врахувати ризик від усіх можливих факторів на надати комплексну оцінку ризику.

3. Управління ризиком при поводженні з небезпечними речовинами.

Стратегія управління ризиком може ґрунтуватися на виборі рівня ризику в межах від мінімального (який вважається досить малим) до максимально допустимого. Так, у Нідерландах при плануванні промислової діяльності, разом із географічними, економічними та політичними картами, використовуються й карти ризику для території країни. Щоб побудувати промислове підприємство та ввести його в експлуатацію, конструкторам необхідно кількісно визначити рівень ризику від його експлуатації і обґрунтувати його прийнятність.

При ліцензуванні нового підприємства додатково вимагається карта ризику району, де розташовується це підприємство. На цій карті мають бути показані замкнуті лінії однакового ризику, кожна з яких відповідає числовим значенням

ймовірності смерті індивідуума протягом року: 10^{-5} , 10^{-6} , 10^{-7} . Таким чином, мінімізується збиток і досягається компроміс між необхідністю витрат на підвищення екологічної безпеки й очікуваною вигодою.

Основою для побудови карт ризику має бути аналіз спільного прояву в просторі та часі екзо- і ендегенних катастрофічних процесів і картографування окремих видів небезпек. При цьому необхідно вивчати природні й антропогенні фактори ризику з урахуванням стійкості території, поєднуючи геологічні та екологічні карти.

В міру накопичення інформації прийняті в перших варіантах карт ризику якісні характеристики можуть бути перетворені в кількісні. Кінцевий результат побудови карт ризику - його оцінка та виділення на картах природного потенціалу, тобто здатності ландшафту даної території до самовідновлення після антропогенного чи стихійного лиха.

Найбільш придатною, з точки зору головної мети управління безпекою навколишнього середовища, є мінімізація ризику, тобто реалізація першої та другої стратегій. Однак на практиці це не завжди можливо. Найбільш ймовірним є поєднання всіх трьох видів стратегій.

Виходячи з концепції ризику можна запропонувати декілька стратегій управління екологічною безпекою:

- запобігання причинам виникнення катастроф аж до відмови від продукції небезпечних виробництв, закриття аварійних об'єктів і т. ін.;
- запобігання виникненню надзвичайних ситуацій у випадку, коли неможливо відвернути причини катастроф (будівництво захисних споруд, дамб, створення підземної економіки, завчасна евакуація населення тощо);
- пом'якшення наслідків катастроф, впровадження стабілізаційних і компенсаційних заходів.

В основі стратегії управління екологічною безпекою має бути концепція ненульового ризику. Вона визнає факт недосяжності абсолютної безпеки. Існуюча донедавна концепція нульового ризику завдала значного збитку народному господарству, здоров'ю людей, навколишньому середовищу України. Чорнобильська аварія довела помилковість даної концепції.

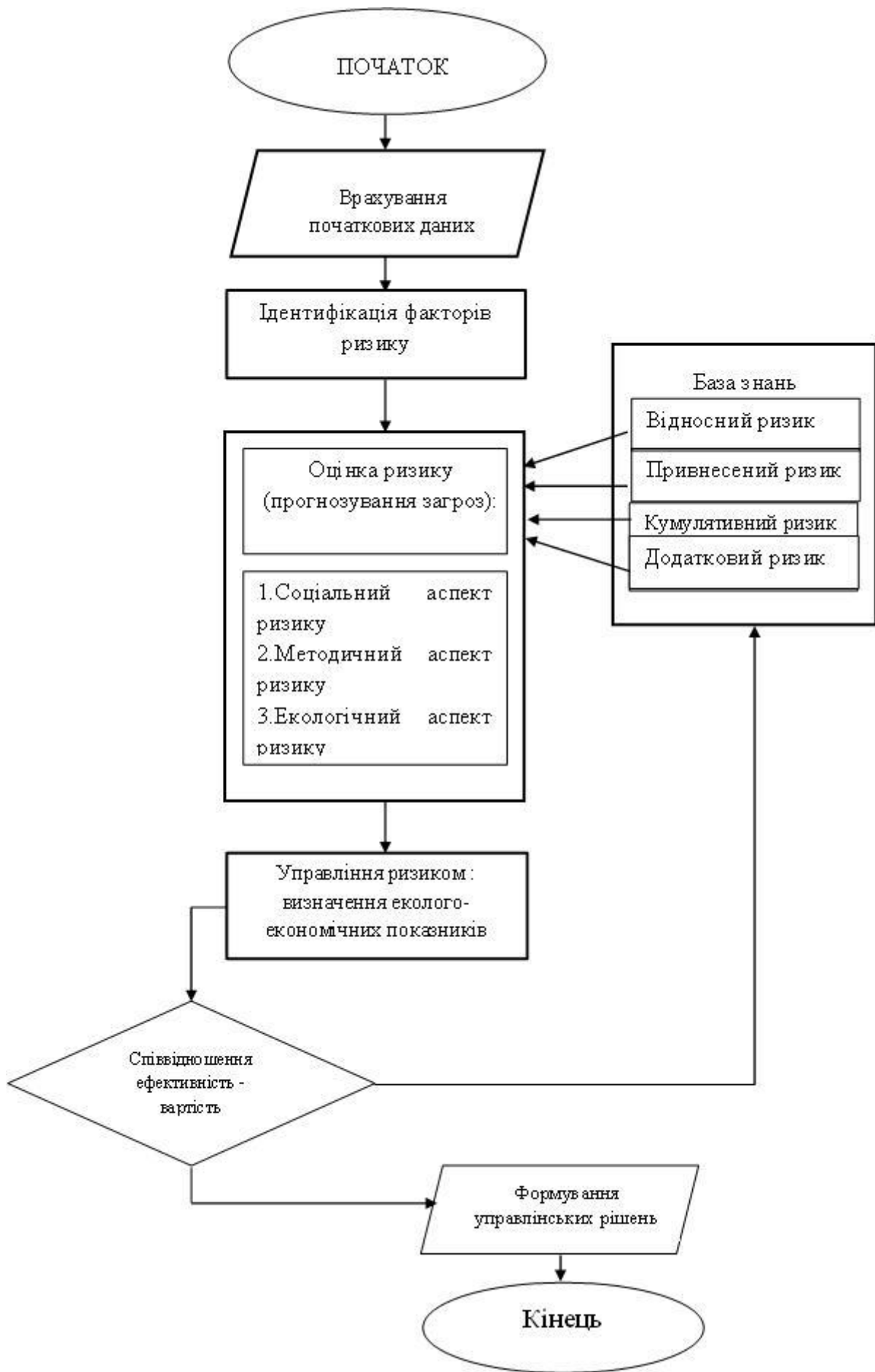


Рис.3.1 – Методика оцінки екологічного ризику при поводженні з небезпечними речовинами

Концепція ненульового ризику вимагає не тільки вивчення факторів і джерел підвищеного ризику, а й передбачення ходу подій, оцінки наслідків природних і технологічних катастроф, постійного моніторингу техногенно небезпечних об'єктів в тому числі з використанням аерокосмічних систем та безпілотних літальних апаратів.

Знаючи ймовірність аварій та катастроф і очікувану величину втрат, можна уникнути в ряді випадків важких катастроф, знаходячи альтернативні рішення, послабити їх силу, передбачити ефективні компенсаційні механізми. Розробка нормативних актів - законів, постанов, інструкцій сприяє реалізації намічених заходів щодо екологічної безпеки та є необхідним правовим елементом управління, який сприяє зниженню ризику.

3.3 Методика експертного оцінювання характеристик аварійного ризику при поводження з небезпечними речовинами з використанням моніторингової інформації ДПЛА

Методика експертного оцінювання характеристик аварійного ризику при поводження з небезпечними речовинами з використанням моніторингової інформації ДПЛА передбачає управління ризиком як завдання мінімізації тієї чи іншої з перерахованих вище характеристик. Тоді мінімізація випадкового збитку за одним критерієм може розглядатися з різних аспектів (постановок) [73, 142]:

- 1) мінімізація математичного очікування (середніх очікуваних втрат);
- 2) мінімізація квантиля розподілу (наприклад, медіани функції розподілу втрат або квантиля порядку 0,999999, вище якого розташовуються великі втрати, що зустрічаються вкрай рідко - в 1 випадку з 1000000, тобто в 1 випадку з мільйона);
- 3) мінімізація дисперсії (тобто показника розкиду можливих значень втрат);
- 4) мінімізація середнього квадратичного відхилення, що з чисто математичної точки зору еквівалентно попередній задачі мінімізації дисперсії;
- 5) мінімізація коефіцієнта варіації;
- 6) мінімізація суми математичного очікування і потроєного середнього квадратичного відхилення (на основі відомого «правила трьох сигм»), або інший лінійної комбінації математичного очікування і середнього квадратичного

відхилення (такий підхід використовують в разі близькості розподілу втрат до нормального (гаусову) розподілу як комбінацію підходів, націлених на мінімізацію середніх втрат і мінімізацію розкиду можливих значень втрат);

7) мінімізація математичного очікування функції втрат.

Визначимо особливості цих перерахованих аспектів (постановок).

Перша з них - мінімізація середніх втрат - видається цілком природною, якщо всі можливі втрати малі в порівнянні з ресурсами підприємства (організації). В іншому випадку перший підхід не завжди раціональний.

Другий підхід націлений саме на мінімізацію великих втрат, на захист від розорення. Інша його відоме застосування - виняток катастрофічних аварій на атомних електростанціях, наприклад, типу Чорнобильської. При другому підході середні втрати можуть збільшитися (в порівнянні з першим), зате максимальні будуть контролюватися. На жаль, вкрай важко за статистичними даними робити обґрунтовані висновки про досить великих значеннях аргументу і відповідних вельми малих можливостях. Наприклад, іноді зустрічаються твердження типу наведеного вище: «надійність дорівнює шести дев'яткам», тобто 0,999999. Іншими словами, ймовірність небажаного результату дорівнює 0,000001. Таку малу ймовірність безпосередньо за статистичними даними оцінити неможливо (для цього обсяг вибірки повинен бути не менше 10 мільйонів). Значить, висновок отриманий за допомогою моделі, наприклад, моделі експоненціального розподілу. Добре відомо, що висновки про виявлення різко виділяються спостережень (викидів) вкрай нестійкі по відношенню до малих відхилень від припущень моделі. Тому і до слів типу «надійність дорівнює шести дев'яткам» треба ставитися обережно.

Третій і еквівалентний йому четвертий підходи націлені на мінімізацію розкиду остаточних результатів. Середні втрати при цьому можуть бути вище, ніж при першому або другому підходах, але того, хто приймає рішення, це не цікавить. Йому потрібна максимальна визначеність майбутнього, нехай навіть ціною підвищення втрат.

П'ятий підхід дає один із способів позбавитися від такої забудькуватості - використовується не абсолютне значення середнього квадратичного відхилення, а

відносно. Це - аналог в теорії ризику загальноекономічної ідеї використання характеристик типу рентабельності.

Шостий підхід поєднує в собі перший і третій, хоча і досить примітивним чином. По суті, проблема в тому, що управління ризиком в даному випадку - це принаймні двухкритеріальне завдання. Бажано середні втрати знизити (іншими словами, математичне очікування доходів підвищити), і одночасно зменшити показник невизначеності - дисперсію. Як відомо, неможливо провести оптимізацію одночасно за двома критеріями. Доводиться тим чи іншим чином перейти до оптимізації за одним критерієм. Наприклад, можна один з критеріїв перетворити в обмеження. Або об'єднати два критерії в один, наприклад, мінімізувати коефіцієнт варіації. Добре відомі різні підходи, які використовуються при багатокритеріальній оптимізації, і практично всі вони можуть бути застосовані в теорії ризику, розвиваючи шостий підхід.

Найбільш просунутий підхід - сьомий. Але для його застосування необхідно побудувати функцію втрат або її антипод - функцію корисності. Це - велика самостійна всього завдання. Зазвичай її вирішують за допомогою спеціально організованого економетричного або еколого-статистичного дослідження.

Найбільш ефективним представляється використання багатокритеріальних задач управління ризиками. Наприклад, як вже зазначалося, бажано мінімізувати як середній ризик, так і розкид ризику (дисперсію). На жаль, неможливо одночасно домогтися обох цілей. У цьому немає нічого незвичайного. Не можна домогтися максимального прибутку при мінімумі витрат, як і максимуму доходу при мінімумі ризику.

При розгляді багатокритеріальних задач зазвичай намагаються все критерії, крім одного, перетворити в обмеження. Наприклад, мінімізують середній збиток за умови, що дисперсія не перевищує заданої величини. Або, навпаки, мінімізують розкид (дисперсію) за умови, що середній збиток не перевищує заданої межі.

Є й метод, при якому критерії об'єднуються в один, наприклад, у вигляді лінійної комбінації, як в шостому підході до управління ризиками, описаному вище. Більш обґрунтованим видається виділення кордону Парето, тобто варіантів,

які можна поліпшити відразу по всіх параметрах, а потім аналіз цієї межі за допомогою експертів.

Крім імовірнісних методів моделювання ризику, іноді розглядаються методи опису ризиків за допомогою об'єктів нечислової природи, зокрема, якісних ознак, понять теорії нечітких множин, інтервальних математичних і економетричних моделей та інших математичних засобів.

Під використанням якісних ознак розуміємо, зокрема, використання термінів типу «високий ризик», «помітний ризик», «малий ризик» і аналогічних їм. Такого роду оцінки, звичайно, більш відповідають повсякденній свідомості, ніж оцінки у вигляді дійсних чисел. Це добре відомо в теорії вимірювань - людині набагато легше порівнювати альтернативи за ступенем ризику, ніж намагатися говорити про те, що одна з них о такій-то раз краще або на стільки-то краще. Іншими словами, людині набагато легше працювати в порядкової шкалою, ніж в шкалах кількісних ознак - інтервального, відносин, різниць та ін. Методи аналізу статистичних даних, виміряних в порядкової шкалою, розроблені в статистиці об'єктів нечислової природи.

Нечіткість, розмитість, розпливчастість, туманність понять, які використовуються в людському мисленні, відбивається в прикладній математиці в т.зв. теорії нечітких множин. Цей напрямок прикладної математики активно розвивається з середини 60-х років, хоча його витoki лежать ще в апоріях філософів Стародавньої Греції. Отримане в 1970-х роках вирубка теорії нечітких множин до теорії випадкових множин носить в основному теоретичний характер, а конкретні розрахункові формули в цих теоріях не однакові в більшості конкретних випадків.

Якщо невизначеність носить інтервальний характер (оцінки ризиків описуються інтервалами), то природно застосувати методи статистики інтервальних даних (як частини інтервального математики), розрахувати мінімальний і максимальний можливий доходи і втрати, і т.д.

Сьогодні розроблені різні способи зменшення екологічних ризиків, пов'язані з вибором стратегій поведінки. Одним з таких способів є диверсифікація, тобто створення різноманіття видів діяльності [65, 67].

При розробці правового забезпечення методів управління екологічною безпекою необхідно враховувати різноманіття методів опису ризиків. Вибір будь-якого одного певного методу без належного обґрунтування може привести до неадекватного управління ризиком. Відповідно до загальної теорії стійкості доцільно провести розрахунки за кількома методами і зіставити результати. Якщо вони близькі, то є підстави вважати, що результати розрахунків відповідають реальності. Якщо ж різні, то вони відображають суб'єктивізм дослідника, яке обрало той чи інший метод. Для побудови коректного всебічного опису ризиків можуть виявитися корисні і навіть необхідні експертні оцінки.

Щодо поняття екологічної небезпеки

Екологічна безпека - це захист від екологічної небезпеки. Ці два поняття завжди розглядають разом. Екологічна небезпека - можливість руйнування (повного або часткового) середовища проживання людини, рослин і тварин в результаті неконтрольованого розвитку економіки, відставання технологій, природних катастроф і антропогенних аварій, внаслідок чого порушується пристосування живих систем до умов існування. Екологічна небезпека зростає з розвитком сучасного технологічного кризи. Техногенні забруднення згубно діють на організм людини, на навколишнє природне середовище. Технологічний криза породжує екологічна криза ХХІ ст. [11, 12, 14].

Розглянемо ще два види екологічної небезпеки, відомих як проблема озонового шару і проблема радіоактивних відходів.

На думку фахівців, в житті рослин, тварин і рослин велика роль *озонового шару атмосфери*. Він захищає поверхню Землі від небезпечного для живих істот ультрафіолетового випромінювання Сонця. Промисловість викидає в атмосферу мільйони тонн речовин (що містять хлор, фреон і т.п.), що руйнують озоновий шар. В результаті озоновий шар став виснажуватися, в ньому з'явилися «дірки», крізь які на поверхню Землі хлинув потік згубного ультрафіолету. Різноманітні наслідки не змусили себе чекати. Зросла захворюваність на рак шкіри. Спостерігається зростання числа хвороб очей, органів дихання, імунної системи. Засмагати на сонці стало небезпечно для здоров'я. Для забезпечення екологічної безпеки необхідні скоординовані в масштабах Землі заходи щодо захисту

озонового шару, зокрема, щодо зниження викидів в атмосферу речовин, які його руйнують.

Проблема радіоактивних відходів пов'язана з тим, що паливні елементи ядерних реакторів, встановлених на атомних електростанціях (АЕС), радіоактивні елементи медичних і наукових приладів, промислових засобів контролю і т.п. рано чи пізно виробляють свій ресурс. Вони повинні бути утилізовані. Зокрема, повинна бути забезпечена екологічна безпека відходів. Але справа в тому, що надійні і в той же час досить дешеві методи утилізації радіоактивних відходів поки не розроблені.

У теперішній час велика кількість радіоактивних відходів знаходиться в «перехідному стані» - вже не працюють, виведені з відповідних реакторів. Вони ще й не поховані та перебувають у тимчасових сховищах, представляють собою велику екологічну небезпеку. Є ще багато інших видів екологічних небезпек. Наприклад, на здоров'я жителів великих міст вельми шкідливо діють вихлопні гази автомобілів. В даному випадку забезпечити повну екологічну безпеку можна, ліквідувавши автомобілі з бензиновими двигунами і перейшовши, наприклад, на електромобілі. Але це - справа досить далекого майбутнього. Найближче завдання - знизити обсяг вихлопних газів, організувавши жорсткий контроль за якістю регулювання автомобільних двигунів і складом бензину.

У нашій країні необхідність забезпечення екологічної безпеки добре усвідомлена. Вона визнана на державному рівні. Компонент «екологічна безпека» розглядається як складова національної безпеки держави, суспільства і окремої особистості людини.

Експертні методи прийняття рішень при поводженні з небезпечними речовинами.

У завданнях забезпечення екологічної безпеки, управління природокористуванням і охорони навколишнього природного середовища постійно використовуються різноманітні методи експертних оцінок. Для прийняття обґрунтованих рішень необхідно спиратися на досвід, знання і інтуїцію фахівців.

Методи експертних оцінок - це методи організації роботи з фахівцями-експертами і обробки думок експертів. Ці думки зазвичай виражені частково в

кількісної, частково в якісній формі. Експертні дослідження проводять з метою підготовки інформації для прийняття рішень особами, що приймають рішення (ОПР). Для проведення роботи по методу експертних оцінок створюють робочу групу, яка і організовує за дорученням ОПР діяльність експертів, об'єднаних (формально чи по суті) в експертну комісію (ЕК) [79, 117].

Експертні оцінки бувають індивідуальні і колективні. Індивідуальні оцінки - це оцінки одного фахівця. Експертні оцінки часто використовуються при виборі - одного варіанту технічних пристроїв з декількох, набору проектів науково-дослідних робіт для фінансування з маси заявок, одержувачів екологічних кредитів з багатьох бажаючих, сукупність інвестиційних проектів, обраних для реалізації серед представлених, і т.д.

Існує маса методів отримання експертних оцінок. В одних - з кожним експертом працюють окремо, він навіть не знає, хто ще є експертом, а тому висловлює свою думку незалежно від авторитетів. В інших - експертів збирають разом для підготовки матеріалів для ОПР, при цьому експерти обговорюють проблему один з одним, вчать один у одного, і невірні думки відкидаються. В одних методах число експертів фіксоване і таке, щоб статистичні методи перевірки узгодженості думок і потім їх усереднення дозволяли приймати обґрунтовані рішення. В інших - число експертів зростає в процесі проведення експертизи [53, 117].

Чи не менше існує і методів обробки відповідей експертів, в тому числі дуже насичених математикою і комп'ютеризованих. Багато з них засновані на досягненнях статистики об'єктів нечислової природи та інших сучасних методах прикладної статистики.

Один з найбільш відомих методів експертних оцінок - це *метод «Дельфі»*. У США в 1960-х роках методом Дельфі назвали експертну процедуру прогнозування науково-технічного розвитку. У першому турі експерти називали ймовірні дати тих чи інших майбутніх звершень. У другому турі кожен експерт знайомився з прогнозами всіх інших. Якщо його прогноз сильно відрізнявся від прогнозів основної маси, його просили пояснити свою позицію, і часто він змінював свої оцінки, наближаючись до середніх значень (медіанам). Ці середні значення і видавалися замовнику як групова думка [57, 117, 141].

Трохи осторонь від основного русла експертних оцінок лежить *метод сценаріїв*, застосовуваний насамперед для експертного прогнозування. Розглянемо основні ідеї технології сценарних експертних прогнозів. Екологічне прогнозування, як і будь-яке прогнозування взагалі, може бути успішним лише при деякої стабільності умов. Однак рішення органів влади, окремих осіб, інші події змінюють умови, і події розвиваються по-іншому, ніж раніше передбачалося. Про подальший розвиток подій можна говорити лише в термінах сценаріїв: якщо буде мати місце то, то піде то, якщо ж буде мати місце інше, то події розвиватимуться так-то і так-то.

Метод сценаріїв необхідний не тільки в екологічній сфері. Наприклад, при розробці методологічного, програмного та інформаційного забезпечення аналізу ризику хіміко-технологічних проектів необхідно було скласти детальний каталог сценаріїв аварій, пов'язаних з витокami токсичних хімічних речовин. Кожен з таких сценаріїв описує аварію свого типу, зі своїм індивідуальним походженням, розвитком, наслідками, можливостями попередження.

Таким чином, метод сценаріїв - це метод декомпозиції задачі прогнозування, що передбачає виділення набору окремих варіантів розвитку подій (сценаріїв), в сукупності охоплюють всі можливі варіанти розвитку. При цьому кожен окремий сценарій повинен допускати можливість досить точного прогнозування, а загальне число сценаріїв має бути визначено.

Можливість подібної декомпозиції не очевидна. При застосуванні методу сценаріїв необхідно здійснити два етапи дослідження:

- побудова вичерпного набору сценаріїв;
- прогнозування в рамках кожного конкретного сценарію з метою отримання відповідей на питання, що цікавлять дослідника питання.

Кожен з цих етапів лише частково формалізується. Істотна частина міркувань проводиться на якісному рівні. При цьому прагнення до зайвої формалізації і математизації призводить до штучного внесення визначеності там, де її немає по суті, або до використання громіздкого математичного апарату. Так, міркування на словесному рівні вважаються доказовими в більшості ситуацій, в той час як спроба уточнити зміст використовуваних слів за допомогою, наприклад, теорії нечітких множин призводить до дуже громіздких математичних моделей.

Набір сценаріїв повинен бути обмежений. Доводиться виключати різні малоймовірні події. Саме по собі створення набору сценаріїв - предмет експертного дослідження. Крім того, експерти можуть оцінити ймовірності реалізації того чи іншого сценарію.

Прогнозування в рамках кожного конкретного сценарію (з метою отримання відповідей на питання, що цікавлять дослідника) здійснюється відповідно до описаної вище методології прогнозування. При стабільних умовах можуть бути застосовані статистичні методи прогнозування часових рядів.

Як відомо, при прийнятті рішень на основі аналізу ситуації (ситуаційний аналіз), в тому числі аналізі результатів прогнозних досліджень, можна виходити з різних критеріїв. Так, можна орієнтуватися на те, що ситуація складеться найгіршим, або найкращим, або середнім (в будь-якому сенсі) чином. Можна спробувати намітити заходи, що забезпечують мінімально допустимі корисні результати при будь-якому варіанті розвитку ситуації, і т.д.

Ще один варіант експертного оцінювання - *мозковий штурм*. Організовується він як збори експертів, на виступи яких накладено одне, але дуже суттєве обмеження - не можна критикувати пропозиції інших. Можна їх розвивати, можна висловлювати свої ідеї, але не можна критикувати. В ході засідання експерти висловлюють все більше екстравагантні міркування. Другий етап мозкового штурму - аналіз висловлених ідей. Наприклад, зазвичай з 100 ідей, висловлених під час засідання, 30 заслуговують подальшого опрацювання, з них 5-6 дають можливість сформулювати прикладні проекти, а 2-3 виявляються в результаті приносять позитивний ефект - прибуток, підвищення екологічної безпеки, оздоровлення навколишнього природного середовища і т. п. При цьому інтерпретація ідей - творчий процес.

Основні стадії експертного опитування

При обробці результатів моніторингу, отриманих за допомогою ДПЛА для здійснення управління екологічною безпекою пропонується виконати наступні етапи експертного дослідження.

1) Прийняття рішення про необхідність проведення експертного опитування та формулювання його мети. При цьому ініціатива повинна виходити від

керівництва, що в подальшому забезпечить успішне вирішення організаційних та фінансових проблем, а реальний початок роботи - рішення ОПР.

2) Підбір і призначення ОПР основного складу робочої групи, (зазвичай - наукового керівника і секретаря). При цьому науковий керівник відповідає за організацію і проведення експертного дослідження в цілому, а також за аналіз зібраних матеріалів і формулювання висновку експертної комісії. Він бере участь у формуванні колективу експертів і видачі завдання кожному експерту (разом з ОПР або його представником).

3) Створення робочої групи та затвердження у ОПР технічного завдання на проведення експертного опитування. На цій стадії рішення про проведення експертного опитування набуває чіткість в часі, фінансовому, кадровому, матеріальному та організаційному забезпеченні. Зокрема, формується робоча група, в якій виділяються різні групи фахівців - аналітична, економетрична (фахівці з методів), комп'ютерна, по роботі з експертами (наприклад, інтерв'юерів), організаційна. Дуже важливо для успіху, щоб всі перераховані позиції (ресурси, види робіт і виконавці) були затверджені ОПР.

4) Розробка робочою групою сценарію (регламенту) проведення збору та аналізу експертних думок (оцінок). Сценарій включає в себе перш за все конкретний вид інформації, яка буде отримана від експертів (наприклад, слова, умовні градації, числа, ранжування, розбиття або інші види об'єктів нечислової природи). Наприклад, досить часто експертів просять висловитися у вільній формі, відповівши при цьому на деякі кількість заздалегідь сформульованих питань. Крім того, їх просять заповнити формальну карту, в кожному пункті вибравши одну з декількох градацій. Сценарій повинен містити і конкретні методи аналізу зібраної інформації. Наприклад, застосування методів статистики об'єктів нечислової природи та інших розділів прикладної статистики. Традиційна помилка - спочатку зібрати інформацію, а потім думати, що з нею робити. В результаті, як показує досвід, інформація використовується не більше ніж на 1-2%.

5) Підбір експертів відповідно до їх компетентністю. На цій стадії складається список можливих експертів і оцінюється ступінь їх придатності для планованого дослідження.

6) Формування експертної комісії. На цій стадії робоча група проводить переговори з експертами, отримує їх згоду на роботу в експертній комісії. Можливо, частина намічених експертів не може увійти в експертну комісію (хвороба, відпустка, відрядження тощо.) Або відмовляється з тих чи інших причин (зайнятість, умови контракту і ін.). ОПР затверджує склад експертної комісії, можливо, викресливши або додавши частину експертів до пропозицій робочої групи.

7) Проведення збору експертної інформації. Часто перед цим проводиться набір і навчання інтерв'юєрів - однієї з груп, що входять до складу робочої групи.

8) Комп'ютерний аналіз експертної інформації за допомогою включених до сценаріїв методів.

9) При застосуванні відповідно до сценарію експертної процедури з декількох турів - повторення двох попередніх етапів.

10) Підсумковий аналіз експертних думок, інтерпретація отриманих результатів робочою групою і підготовка заключного документа експертної комісії для ОПР.

11) Офіційне закінчення діяльності робочої групи, в тому числі затвердження ОПР заключного документа експертної комісії, підготовка та затвердження наукового і фінансового звітів про проведення експертного дослідження, оплата праці експертів і співробітників РГ, офіційне припинення діяльності (розпуск) експертної комісії та робочої групи.

Розберемо докладніше окремі стадії експертного дослідження.

Підбір експертів

Проблема підбору експертів є однією з найбільш складних в теорії і практиці експертних досліджень. Очевидно, в якості експертів необхідно використовувати тих людей, чиї судження найбільш допоможуть прийняттю адекватного рішення. Але як виділити, знайти, підібрати таких людей? Треба прямо сказати, що немає методів підбору експертів, які напевно забезпечують успіх експертизи.

У проблемі підбору експертів можна виділити дві складові - складання списку можливих експертів і вибір з них експертної комісії відповідно до компетентністю кандидатів.

Складання списку можливих експертів полегшується тоді, коли даний вид експертизи проводиться багаторазово. У таких ситуаціях зазвичай ведеться реєстр можливих експертів з якого можна вибирати за різними критеріями або за допомогою датчика (або таблиці) псевдовипадкових чисел.

Питання щодо оцінки компетентності експертів не менше складний. Часто пропонують використовувати методи самооцінки і взаємооцінки компетентності експертів. Обговоримо їх, почавши з методу самооцінки, при якому експерт сам дає інформацію про те, в яких областях він компетентний, а в яких - ні. З одного боку, хто краще може знати можливості експерта, ніж він сам? З іншого боку, при самооцінці компетентності швидше оцінюється ступінь самовпевненості експерта, ніж його реальна компетентність. Тим більше, що саме поняття «компетентність» строго не визначено. Можна його уточнювати, виділяючи складові, але при цьому ускладнюється попередня частина діяльності експертної комісії. Досить часто експерт перебільшує свою реальну компетентність. Бувають ухилення і в іншу сторону, надмірно критичне ставлення до своїх можливостей.

При використанні методу взаємооцінки, крім можливості прояву особистісних і групових симпатій і антипатій, грає роль мала поінформованість експертів про можливості один одного.

Необхідно підкреслити, що підбір експертів в кінцевому рахунку - функція робочої групи, і ніякі методики підбору не знімають з неї відповідальності. Іншими словами, саме на робочій групі лежить відповідальність за компетентність експертів, за їх принципову здатність вирішити поставлену задачу. Важливим є вимога до ОПР про затвердження списку експертів. При цьому ОПР може як додати в комісію окремих експертів, так і викреслити деяких з них із власних міркувань.

Особливості розробки регламенту проведення збору та аналізу експертних думок

Існує маса методів отримання експертних оцінок. В одних з них з кожним експертом працюють окремо, він навіть не знає, хто ще є експертом, а тому висловлює свою думку незалежно від авторитетів, «кланів» та окремих колег. В інших експертів збирають разом для підготовки матеріалів для ОПР, при цьому експерти обговорюють проблему один з одним, приймають чи відкидають

аргументи один одного, вчаться один у одного, і невірні або недостатньо обґрунтовані думки відкидаються. В одних методах число експертів фіксоване і таке, щоб статистичні методи перевірки узгодженості думок і потім (в разі досить хорошою узгодженості думок) їх усереднення дозволяли приймати обґрунтовані рішення з точки зору економетрики. В інших - число експертів зростає в процесі проведення експертизи, наприклад, при використанні методу «снігової кулі» для формування команди експертів.

В даний час не існує загальноприйнятої науково обґрунтованої класифікації методів експертних оцінок і тим більше - однозначних рекомендацій щодо їх застосування. Спроба силою затвердити одну з можливих точок зору на класифікацію методів експертних оцінок може принести лише шкоду.

Однак для розповіді про різноманіття експертних оцінок необхідна будь-яка робоча класифікація методів. Одна з таких можливих класифікацій надається в роботі, перераховуючи підстави, за якими ми визначаємо експертні оцінки.

Одне з основних питань - що саме має представити експертна комісія в результаті своєї роботи - інформацію для прийняття рішення ОПР або проект самого рішення? Від відповіді на це питання залежить організація роботи експертної комісії, і вона є першою підставою для розбиття методів.

Мета - збір інформації для ОПР. В цьому випадку робоча група повинна зібрати щонайбільше відносно до справи, аргументів «за» і «проти» певних варіантів рішень. Корисно застосувати метод поступового збільшення числа експертів. Спочатку перший експерт наводить свої міркування з даного питання. Складений ним матеріал передається до другого експерта, який додає свої аргументи. Накопичений матеріал надходить до наступного - третього - експерта ... процедура закінчується, коли буде вичерпано потік нових міркувань.

Відзначимо, що експерти в розглянутому методі тільки надають інформацію, аргументи «за» і «проти», але не виробляють узгодженого проекту рішення. Немає ніякої необхідності прагнути до того, щоб експертні думки були узгоджені між собою. Більш того, найбільшу користь приносять експерти з мисленням, що відхиляється від масового. Саме від них слід очікувати найбільш оригінальних аргументів.

Мета - підготовка проекту рішення для ОПР. Математичні методи в експертних оцінках застосовуються зазвичай саме для вирішення завдань, пов'язаних з підготовкою проекту рішення. При цьому найчастіше приймають догми узгодженості і одномірності.

Догма «узгодженість». Часто без всяких підстав вважається, що рішення може бути прийнято лише на основі узгоджених думок експертів. Тому виключають з експертної групи тих, чия думка відрізняється від думки більшості. При цьому відкидаються як некваліфіковані як особи, що потрапили до складу експертної комісії з непорозуміння чи з міркувань, які не мають відношення до їх професійного рівня, так і найбільш оригінальні мислителі, які глибше проникли в проблему, ніж більшість. Варто було б з'ясувати їхні аргументи, надати можливість для обґрунтування їх точок зору. Замість цього їх думкою нехтують.

Буває і так, що експерти розділяються на дві або більше груп, що мають єдині групові точки зору. Так, відомий приклад поділу фахівців при оцінці результатів науково-дослідних робіт на дві групи: «теоретиків», явно віддають перевагу НДР, в яких отримані теоретичні результати, і «практиків», які обирають ті НДР, які дозволяють отримувати безпосередні прикладні результати.

Іноді заявляють, що в разі виявлення двох або кількох груп експертів (замість однієї узгодженої в думках) опитування не досяг мети. Це не так! Мета досягнута - встановлено, що єдиної думки немає. Це дуже важливо. І ОПР при прийнятті рішень повинна це враховувати. Прагнення забезпечити узгодженість думок експертів може приводити до свідомого одностороннього підбору експертів, ігнорування всіх точок зору, крім однієї, яка найбільш подобається робочій групі (або навіть «підказаної» ОПР) [40, 117, 142].

Часто не враховують ще одну економетричну обставину. Оскільки число експертів зазвичай не перевищує 20-30, то формальна статистична узгодженість думок експертів (встановлена за допомогою тих чи інших критеріїв перевірки статистичних гіпотез) може поєднуватися з реально існуючим поділом експертів на групи. В цьому випадку подальші розрахунки не мають відношення до дійсності. Для прикладу звернемося до конкретних методів розрахунків за допомогою коефіцієнтів конкордації (згоди) на основі коефіцієнтів рангової кореляції Кендалла або Спірмена. В цьому випадку, згідно економетричної теорії

позитивний результат перевірки узгодженості означає ні більше, ні менше, як відхилення гіпотези про незалежність і рівномірної розподіленості думок експертів на множині всіх ранжировок [141, 142].

Таким чином, перевіряється нульова гіпотеза, згідно з якою ранжування, що описують думки експертів, є незалежними випадковими бінарними відносинами, рівномірно розподіленими на безлічі всіх ранжировок. Відхилення цієї нульової гіпотези іноді тлумачиться як узгодженість відповідей експертів.

Іншими словами, ми стаємо жертвою помилок, що випливають із своєрідного тлумачення слів, а саме - перевірка узгодженості в зазначеному математико-статистичному сенсі зовсім не є перевіркою узгодженості в сенсі практики експертних оцінок. Саме «ущербність» за математико-статистичними методами аналізу ранжировок привела до розробки нового економетричного апарату для перевірки узгодженості - непараметричних методів, заснованих на так званих люсіанів і входять до сучасного розділу економетрики - статистики нечислових даних. Тому групи експертів з близькими поглядами можна виділити економетричними методами кластер-аналізу.

Думки «дисидентів». З метою домогтися узгодженості думок експертів іноді намагаються зменшити вплив думок так званих «дисидентів», тобто інакомислячих в порівнянні з більшістю. Жорсткий спосіб боротьби з «дисидентами» полягає в ігноруванні їх думок, тобто фактично в їх виключення зі складу експертної комісії. Відбраковування експертів, як і відбраковування різко відрізняючих результатів спостережень (викидів), призводить до процедур, які мають погані або невідомі статистичні властивості. Так, відома крайня нестійкість класичних методів відбраковування викидів по відношенню до відхилень від передумов моделі [120, 128, 147].

М'який спосіб боротьби з «дисидентами» полягає в застосуванні робастних (стійких) статистичних процедур. Найпростіший приклад: якщо відповідь експерта - дійсне число, то думка «дисидента» сильно впливає на середнє арифметичне відповідей експертів і не впливає на їх медіану. Тому розумно як узгоджену думку розглядати медіану. Однак при цьому ігноруються (не сприймаються ОПР) аргументи «дисидентів».

У будь-якому з двох способів боротьби з «дисидентами» ОПР позбавляється інформації, що йде від «дисидентів», а тому може прийняти необґрунтоване рішення, яке згодом призведе до негативних наслідків. З іншого боку, уявлення ОПР всього набору думок знімає частину відповідальності з підготовки остаточного рішення з проведення експертного опитування та перекладає цю відповідальність на ОПР.

Догма «одномірність». Існує поширений, досить примітивний підхід, згідно з яким об'єкт експертизи завжди можна оцінити одним числом. Практично всі реальні об'єкти досить складні, а тому точно описати їх можна лише за допомогою багатьох і багатьох чисел, а також математичних об'єктів нечислової природи.

Разом з тим не можна повністю заперечувати саму ідею пошуку узагальнених показників якості, технічного рівня, екологічності тощо. Так, кожен об'єкт можна оцінювати за багатьма показниками якості. Наприклад, екологічний стан можна оцінювати за такими показниками: стан ґрунтів, стан повітря, якість питної води, біорізноманіття, екологічна безпека тощо.

Чи можна звести оцінки за цими показниками разом? Ясно, що визначальною є конкретний регіон або техногенне небезпечний об'єкт.

Тому, важлива конкретна (вузька) постановка завдання перед експертами. Але такої постановки часто немає. А тоді розробка узагальненого показника якості - наприклад, у вигляді лінійної функції від перерахованих змінних - не може дати об'єктивних висновків. Альтернативою єдиному узагальненому показнику є математичний апарат типу багатокритеріальної оптимізації - безлічі Парето і т.д. [128, 141, 142].

У деяких випадках можна глобально порівняти показники - наприклад, за допомогою тих же експертів отримати впорядкування розглядаємих показників. Тоді можна підібрати коефіцієнти при окремих показниках так, щоб упорядкування за допомогою лінійної функції якомога точніше відповідало глобальному впорядкуванню (наприклад, знайти ці коефіцієнти методом найменших квадратів). Навпаки, в подібних випадках не слід оцінювати зазначені коефіцієнти за допомогою експертів. Ця проста ідея досі не стала очевидною для окремих укладачів методик з проведення експертних опитувань та аналізу їх

результатів. Вони наполегливо намагаються змусити експертів робити те, що вони обґрунтовано виконати не в змозі - вказувати ваги, з якими окремі показники якості повинні входити в підсумковий узагальнений показник.

Експерти зазвичай можуть порівняти об'єкти або проекти в цілому, але не можуть вичленувати внесок окремих факторів. Раз організатори опитування запитують, експерти відповідають, але ці відповіді не несуть в собі надійної інформації про реальності.

Класифікації експертних процедур за числом турів. Експертизи можуть включати один тур, деяке фіксоване число турів (два, три, ...) або невизначене число турів. Чим більше турів, тим більш ретельним є аналіз ситуації, оскільки експерти при цьому зазвичай багато разів повертаються до розгляду предмета експертизи. Але одночасно збільшується загальний час на експертизу і зростає її вартість. Можна зменшити витрати, вводючи в експертизу не всіх експертів відразу, а поступово. Так, наприклад, якщо мета полягає в зборі аргументів «за» і «проти», то початковий перелік аргументів може бути складений одним експертом. Другий додасть до нього свої аргументи. Сумарний матеріал надійде до першого і третього, які внесуть свої аргументи і контраргументи. І так далі - додається по одному експерту на кожен новий тур.

В цьому випадку найбільші складності викликають процедури із заздалегідь невизначеним числом турів, наприклад, «снігова куля». Часто задають максимально можливе число турів, і тоді невизначеність зводиться до того, чи доведеться проводити це максимальне число турів або вдасться обмежитися меншим числом.

Класифікації експертних процедур за організацією спілкування експертів. Розглянемо переваги і недоліки кожного з елементів шкали: відсутність спілкування; заочне анонімне спілкування; заочне спілкування без анонімності; очне спілкування з обмеженнями; очне спілкування без обмежень. При відсутності спілкування експерт висловлює свою думку, нічого не знаючи про думки інших експертів. Він повністю незалежний, що і добре, і погано. Добре, оскільки на думку експерта, не «тиснуть» думки інших експертів. Погано, бо експерт не звертає уваги на думки колег, його аргументи не уточнюються в процесі експертизи. Зазвичай така ситуація відповідає однотуровій експертизі.

Заочне анонімне спілкування, наприклад, як в методі Дельфі, означає, що експерт знайомиться з думками і аргументами інших експертів, але не знає, хто саме висловив те чи інше положення. Отже, в експертизі має бути передбачено хоча б два тури. Заочне спілкування без анонімності відповідає, наприклад, спілкування по Інтернету. Всі варіанти заочної експертизи хороші тим, що немає необхідності збирати експертів разом, отже, знаходити для цього слушний час і місце.

При очних експертизах експерти кажуть, а не пишуть, як при заочних, і тому встигають за той же час сказати значно більше. Очна експертиза з обмеженнями досить поширена. Це - збори, що йде по фіксованому регламенту, наприклад висловлювання експертів в порядку від молодшого (по чину і посади) до старшого. Нарешті, очна експертиза без обмежень - це вільна дискусія. Всі очні експертизи мають недоліки, пов'язані з можливостями негативного впливу на їх проведення соціально-психологічних властивостей і кланових (партійних) пристрастей учасників, а також нерівності їх професійного, посадового, наукового статусів. Незалежно від того, яка інформація є у того чи іншого учасника зустрічі, хід її передбачити неважко: старші будуть розмовляти, а молодші - мовчати. При цьому цілком очевидно, що молоді експерти отримали освіту пізніше, а тому мають корисною інформацією, якої немає у ветеранів.

Комбінація різних видів експертизи. Реальні експертизи часто представляють собою комбінації різних описаних вище типів експертиз. Відзначимо, що думки експертів враховуються з вагами, а саме, думки членів державної акредитаційної (атестаційної) комісії - з вагою 1, думки всіх інших - з вагою 0 (дорадчий голос). Таким чином, маємо поєднання багатотурової і одностурової, заочних та очних експертиз. Подібні поєднання характерні для багатьох реально проводяться експертиз.

Думки експертів часто виражені порядкової шкалою, тобто експерт може сказати (і обґрунтувати), що один показник якості об'єкта більш важливий, ніж інший, перший технологічний об'єкт більш небезпечний, ніж другий, і т.д. Але він не в змозі сказати, у скільки разів або на скільки більше важливий, відповідно, більш небезпечний. Експертів часто просять дати ранжування (впорядкування) об'єктів експертизи, тобто розташувати їх у порядку зростання (або не убування) інтенсивності, що цікавить організаторів експертизи характеристики. Ранг - це

номер (об'єкта експертизи) в упорядкованому ряду. Формально ранги виражаються числами 1, 2, 3, ..., але з цими числами можна робити звичні арифметичні операції. Тому, для аналізу якісних даних необхідна не всім відома арифметика, а інша теорія, що дає базу для розробки, вивчення і застосування конкретних методів розрахунку. Ця інша теорія і є репрезентативна теорія вимірювань (РТВ).

Спочатку РТВ розвивалася як теорія психофізичних вимірювань. Основоположник сучасної РТВ американський психолог С.С. Стівенс в першій половині ХХ ст. основну увагу приділяв шкалам вимірювання. Один з томів випущеної в США в 1950-х роках «Енциклопедії психологічних наук» називався «Психологічні вимірювання». Укладачі цього тому розширили сферу застосування РТВ з психофізики на психологію в цілому. А в основній статті в цьому збірнику під назвою «Основи теорії вимірювань», виклад йшло на абстрактно-математичному рівні, без прив'язки до будь-якої конкретної області застосування. У цій статті наголос був зроблений на «гомоморфізми емпіричних систем з відносинами в числові» і математична складність викладу зросла в порівнянні з роботами С.С. Стівенса [141, 142, 147].

В кінці 1960-х років було встановлено, що бали, що привласнюються експертами при оцінці об'єктів експертизи, як правило, виміряні за порядкової шкали. В якості двох основних проблем РТВ поряд з встановленням типу шкали був висунутий пошук алгоритмів аналізу даних, результат роботи яких не змінюється при будь-якому допустимому перетворення шкали (тобто є інваріантним щодо цього перетворення) [147].

Основні шкали вимірювання. Відповідно до РТВ при математичному моделюванні реального явища або процесу слід перш за все встановити, в яких типах шкал виміряні ті чи інші змінні. Тип шкали задає так звану «групу допустимих перетворень» шкали. Вірно і зворотне - група допустимих перетворень визначає тип шкали. При цьому термін група розуміється в тому ж сенсі, що і в (вищій) алгебри.

Встановлення типу шкали (завдання групи допустимих перетворень шкали вимірювання) - справа фахівців відповідної прикладної області. Оцінки експертів часто слід вважати вимірами за порядкової шкалою. Типовим прикладом є задачі

ранжування і класифікації промислових об'єктів, що підлягають екологічному моніторингу.

Чому думки експертів природно виражати саме в порядкової шкалою? Як показали численні досліди, людина правильніше (і з меншими труднощами) відповідає на питання якісного, наприклад, порівняльного, характеру, ніж кількісного. Так, йому легше сказати, яка з двох гир важче, ніж вказати їх приблизний вага в грамах. Використовується багато інших відомих прикладів порядкових шкал. Так, наприклад, в мінералогії використовується шкала Мооса, за яким мінерали класифікуються згідно з критерієм твердості. А саме: тальк має бал 1, гіпс - 2, кальцій - 3, флюорит - 4, апатит - 5, ортоклаз - 6, кварц - 7, топаз - 8, корунд - 9, алмаз - 10. порядкової шкали в географії є - бoфoртова шкала вітрів («штиль», «слабкий вітер», «помірний вітер» і т.д.), шкала сили землетрусів. У медицині порядковими шкалами є - шкала стадій гіпертонічної хвороби (по М'ясникову), шкала ступенів серцевої недостатності (за Стражеска-Василенко-Лангу), шкала ступеня вираженості коронарної недостатності (за Фогельсон). Номери будинків також виміряні в порядкової шкалою. При оцінці якості продукції і послуг, в т.зв. кваліметрії (буквальний переклад: вимір якості) популярні порядкові шкали. А саме, одиниця продукції оцінюється як придатна чи не годна. При більш ретельному аналізі використовується шкала з трьома градаціями: є значні дефекти - присутні тільки незначні дефекти - немає дефектів.

При оцінці екологічних впливів первісна оцінка - зазвичай порядкова: природне середовище стабільна - природне середовище пригнічена (деградує). Аналогічно в еколого-медичної шкалою: немає вираженого впливу на здоров'я людей - зазначається негативний вплив на здоров'я. Порядкова шкала використовується і в інших областях.

Основні шкали кількісних ознак - це шкали інтервалів, відносин, різниць. Допустимими перетвореннями в шкалі інтервалів є лінійні зростаючі перетворення, тобто лінійні функції.

З кількісних шкал найбільш поширеними в науці і практиці є шкали відносин. У них є природне початок відліку - нуль, тобто відсутність величини, але немає природної одиниці виміру. За шкалою відносин виміряні більшість фізичних одиниць: маса тіла, довжина, заряд, а також ціни в економіці.

Допустимими перетвореннями шкалою відносин є подібні (змінюють тільки масштаб), лінійні зростаючі перетворення без вільного члена.

Розглянемо обробку думок експертів-екологів, виміряних в порадкової шкалою. Нехай Y_1, Y_2, \dots, Y_n - сукупність оцінок експертів, «виставлених» одному об'єкту експертизи (одному з варіантів екологічного сценарію розвитку ситуації), Z_1, Z_2, \dots, Z_n - другому об'єкту експертизи (іншим варіантом екологічного сценарію розвитку ситуації).

Як порівнювати ці сукупності? Очевидно, найпростіший спосіб - за середнім значенням. А як обчислювати середні? Відомі різні види середніх величин: середнє арифметичне, медіана, мода, середнє геометричне, середнє гармонійне, середнє квадратичне. Узагальненням кількох з перелічених є середнє за Колмогорова. Для чисел X_1, X_2, \dots, X_n середнє за Колмогорова обчислюється за формулою

$$G\{(F(X_1) + F(X_2) + \dots + F(X_n))/n\},$$

де F - монотонна (т.е. зростаюча або спадна) функція, G - функція, зворотна до F (тобто така, що $G(F(x)) = x$, $F(G(y)) = y$).

Нагадаємо, що загальне поняття середньої величини введено французьким математиком першої половини XIX ст. академіком О. Коші. Воно таке: середньою величиною є будь-яка числова функція $f(X_1, X_2, \dots, X_n)$ така, що при всіх можливих значеннях аргументів значення цієї функції не менше, ніж мінімальна з чисел X_1, X_2, \dots, X_n , і не більш, ніж максимальне з цих чисел. Середнє по Колмогорову - окремий випадок середнього по Коші. Медіана і мода, хоча і не є середніми за Колмогорова, але теж - середні по Коші.

При допустимому перетворенні шкали значення середньої величини, очевидно, змінюється. Але висновки про те, для якої сукупності середнє більше, а для якої - менше, не повинні мінятися. Сформулюємо відповідну математичну задачу пошуку виду середніх величин, результат порівняння яких стійкий щодо допустимих перетворень шкали.

Нехай $f(X_1, X_2, \dots, X_n)$ - середнє по Коші. Нехай середнє по першій сукупності менше середнього по другій сукупності:

$$f(Y_1, Y_2, \dots, Y_n) < f(Z_1, Z_2, \dots, Z_n). \quad (3.15)$$

Тоді для стійкості результату порівняння середніх необхідно, щоб для будь-якого допустимого перетворення g з групи допустимих перетворень у відповідній шкалі було справедливо також нерівність

$$f(g(Y_1), g(Y_2), \dots, g(Y_n)) < f(g(Z_1), g(Z_2), \dots, g(Z_n)), \quad (3.16)$$

тобто середнє перетворення значень з першої сукупності також було менше середнього перетворення значень для другої сукупності. Причому сформульована умова повинна бути вірною для будь-яких двох сукупностей Y_1, Y_2, \dots, Y_n і Z_1, Z_2, \dots, Z_n і будь-якого допустимого перетворення в даній шкалі. Тільки такими середніми (їх називають стійкими щодо порівняння) можна користуватися при аналізі думок експертів і інших даних, виміряних за розглянутої шкали.

За допомогою математичної теорії, вдається описати вид допустимих середніх в основних шкалах екологічних оцінок:

- в шкалі найменувань поняття середнього не має сенсу, оскільки при допустимому перетворенні, яке переводить Y_1 в Z_1, Y_2 в Z_2, \dots, Y_n в Z_n з двох нерівностей (3.15) і (3.16) буде виконано рівно одне;

- з усіх середніх за Коші за порядкової шкали як середніх можна використовувати тільки члени варіаційного ряду (порядкові статистики), зокрема, медіану (при непарному обсязі вибірки; при парному ж обсязі слід застосовувати один з двох центральних членів варіаційного ряду - як їх іноді називають, ліву медіану або праву медіану), але не середнє арифметичне, середнє геометричне і т.д.;

- в шкалі інтервалів з усіх середніх за Колмогорова можна застосовувати тільки середнє арифметичне.

Методи середніх балів. В даний час поширені експертні, маркетингові, кваліметричні, соціологічні та інші опитування, в яких опитуваних просять виставити бали об'єктам, виробам, технологічним процесам, підприємствам, проектам, заявкам на виконання науково-дослідних робіт, ідеям, проблемам, програмам і т.п., а потім розраховують середні бали і розглядають їх як інтегральні (тобто узагальнені, підсумкові) оцінки, виставлені колективом опитаних експертів. Якими формулами користуватися для обчислення середніх величин? Адже середніх величин існує, як ми знаємо, дуже багато різних видів.

Обґрунтованим є використання медіан як середніх балів. Однак повністю ігнорувати середні арифметичні недоцільно через їх звичності і поширеності. Тому представляється раціональним використовувати одночасно обидва методи - і метод середніх арифметичних рангів (балів), і методів медіанний рангів. Така рекомендація знаходиться у згоді з загальнонауковою концепцією стійкості, яка рекомендує застосовувати різні методи для обробки одних і тих же даних з метою виділити висновки, одержувані одночасно при всіх методах. Такі висновки, мабуть, відповідають реальній дійсності, в той час як укладення, мінливі від методу до методу, залежать від суб'єктивізму дослідника, що вибирає метод обробки вихідних експертних оцінок.

Запропонований підхід розглянемо на прикладі екологічного порівняння техногенне небезпечних об'єктів. Розглянемо конкретний приклад застосування сформульованого підходу для восьми техногенно-небезпечних об'єктів (об'єкти Луганської та Донецької областей) (Додаток Ж).

3.4 Синтез управлінського інформаційного рішення в системі управління екологічною безпекою

Пропонується здійснювати синтез управлінського інформаційного рішення в системі управління екологічною безпекою за допомогою методів математичної обробки експертних оцінок. Цей підхід передбачає перевірку узгодженості думок експертів (або класифікація експертів, якщо немає узгодженості) і усереднення думок експертів всередині узгодженої групи [50, 54, 117].

Оскільки відповіді експертів у багатьох процедурах експертного екологічного опитування визначаються не числом, а показниками нечислової природи (градація якісних ознак, ранжування, розбиття, результати парних порівнянь, нечіткі переваги і т.п.), то для їх аналізу виявляються корисними методи статистики об'єктів нечислової природи.

Відповіді експертів часто носять нечислової характер тому люди не мислять числами. У мисленні людини використовуються образи, слова, але не числа.

Експерт може порівняти два об'єкти моніторингу, сказати, який з двох більш небезпечний (метод парних порівнянь), дати їм оцінки типу «добрий», «задовільний», «поганий», впорядкувати кілька об'єктів по привабливості, але

зазвичай не може відповісти, у скільки разів або на скільки один об'єкт кращий за інший. Іншими словами, відповіді експерта зазвичай виміряні в порядкової шкалою, або є ранжировками, результатами парних порівнянь і іншими об'єктами нечислової природи, але не числами. Поширена помилка полягає в тому, що відповіді експертів намагаються розглядати як числа, займаються «оцифруванням» їх думок, приписуючи цим думкам чисельні значення - бали, які потім обробляють за допомогою методів прикладної статистики як результати звичайних фізико-технічних вимірювань. У разі довільності «цифрування» висновки, отримані в результаті обробки даних, можуть не мати відношення до реальності. У зв'язку з «цифруванням» доречно згадати класичну притчу про людину, яка шукає втрачені ключі під ліхтарем, хоча втратив їх в кущах. На питання, чому він так робить, відповідає: «Під ліхтарем світліше». Це, звичайно, вірно. Але, на жаль, дуже малі шанси знайти загублені ключі під ліхтарем. Так і з «цифруванням» нечислових даних. Вона дає можливість імітації експертної діяльності, але не можливість знайти істину.

Ясно, що думки різних експертів різняться. Важливо зрозуміти, наскільки велика ця відмінність. Якщо мало - усереднення думок експертів дозволить виділити те спільне, що є у всіх експертів, відкинувши випадкові відхилення в ту або іншу сторону. Якщо велике - усереднення є чисто формальною процедурою. Так, якщо уявити собі, що відповіді експертів рівномірно покривають поверхню бублика, то формальне усереднення вкаже на центр дірки від бублика, а такої думки, не дотримується жоден експерт. Зі сказаного зрозуміла важливість проблеми перевірки узгодженості думок експертів.

Існують різні методи такої перевірки. Статистичні методи перевірки узгодженості залежать від математичної природи відповідей експертів. Відповідні статистичні теорії досить важкі, якщо ці відповіді - ранжування або розбиття, і досить прості, якщо відповіді - результати незалежних парних порівнянь. Звідси впливає рекомендація по організації експертного опитування. Не доцільне намагатися відразу отримати від експерта ранжування або розбиття. Йому важко це зробити, а наявні математичні методи не дозволяють далеко просунути в аналізі подібних даних. Наприклад, рекомендують перевіряти узгодженість ранжировок за допомогою коефіцієнта рангової конкордації Кендалла-Сміта. Але

треба згадати, яка статистична модель при цьому використовується. Такий підхід передбачає перевірку нульової гіпотези, згідно з якою ранжування незалежні і рівномірно розподілені на безлічі всіх ранжировок. Якщо ця гіпотеза приймається, то звичайно, ні про яку узгодженості думок експертів говорити не можна. А якщо відхиляється? Теж не можна. Наприклад, може бути два (або більше) центру, біля яких групуються відповіді експертів. Нульова гіпотеза відхиляється. Але хіба можна говорити про узгодженість?

Експертові набагато легше на кожному кроці порівнювати тільки два об'єкти. Нехай він займається парними порівняннями. Непараметрична теорія парних порівнянь (теорія люсіанів) дозволяє вирішувати більш складні завдання, ніж статистика ранжировок або розбиття. Зокрема, замість гіпотези рівномірного розподілу можна розглядати гіпотезу однорідності, тобто замість збігу всіх розподілів з одним фіксованим (рівномірним) можна перевіряти лише збіг розподілів думок експертів між собою, що природно трактувати як узгодженість їх думок. Таким чином, вдається позбутися від неприродного припущення рівномірності.

При відсутності узгодженості експертів природно розбити їх на групи подібних на думку. Це можна зробити різними методами статистики об'єктів нечислової природи, що відносяться до кластер-аналізу, попередньо ввівши метрику в простір думок експертів. Ідея американського математика Джона Кемені про аксіоматичному введенні метрик знайшла численних продовжувачів. Однак методи кластер-аналізу зазвичай є наближеними. Зокрема, неможливо з позицій статистичної теорії обґрунтувати «законність» об'єднання двох кластерів в один. Є важливий виняток - для незалежних парних порівнянь (люсіанів) розроблені методи, що дозволяють перевіряти можливість об'єднання кластерів як статистичну гіпотезу. Це - ще один аргумент за те, щоб розглядати теорію люсіанів як ядро математичних методів експертних оцінок.

Знаходження підсумкової оцінки комісії експертів.

Нехай думки комісії експертів або якийсь її частини визнані узгодженими. Яке ж підсумкова (середня, загальна) думка комісії? Згідно з ідеєю Джона Кемені слід знайти середню думку як рішення оптимізаційної задачі.

Формалізація цієї оптимізаційної задачі полягає у наступному. Треба мінімізувати сумарну відстань від кандидата в середньої думки експертів. Знайдену таким способом середню думку називають «медіаною Кемені».

Математична складність полягає в тому, що думки експертів лежать в деякому просторі об'єктів нечислової природи. В силу узагальнення закону великих чисел середня думка при збільшенні числа експертів (думки яких незалежні і однаково розподілені) наближається до деякої межі, яку природно назвати математичним очікуванням.

В конкретних просторах нечислових думок експертів обчислення медіани Кемені може бути досить складною справою. Крім властивостей простору, велика роль конкретних метрик. Так, в просторі ранжировок при використанні метрики, пов'язаної з коефіцієнтом рангової кореляції Кендалла, необхідно проводити досить складні розрахунки, в той час як застосування показника відмінності на основі коефіцієнта рангової кореляції Спірмена призводить до впорядкування за середніми рангами [56].

Бінарні відносини і відстань Кемені.

Як відомо, бінарне відношення A на кінцевій множині $Q = \{q_1, q_2, \dots, q_k\}$ - це підмножина декартова квадрата $Q_2 = \{(q_m, q_n), m, n = 1, 2, \dots, k\}$. При цьому пара (q_m, q_n) входить в A тоді і тільки тоді, коли між q_m і q_n є розглянуте відношення.

Кожне кластерізоване ранжування, як і будь-яке бінарне відношення, можна задати квадратною матрицею $\|x(a, b)\|$ з 0 і 1 порядку k . При цьому $x(a, b) = 1$ тоді і тільки тоді, коли $a < b$ або $a = b$. У першому випадку $x(b, a) = 0$, а в другому $x(b, a) = 1$. При цьому хоча б одне з чисел $x(a, b)$ і $x(b, a)$ дорівнює 1.

Як використовувати зв'язок між ранжування і матрицями? Так, з визначення суперечливості пари (a, b) випливає, що для знаходження всіх таких пар можна скористатися матрицями, відповідними ранжировкам. Досить поелементно перемножити дві матриці $\|x(a, b)\|$ і $\|y(a, b)\|$, що відповідають двом кластерізованим ранжуванням, і відібрати ті і тільки ті пари, для яких $x(a, b) y(a, b) = x(b, a) y(b, a) = 0$.

В експертних методах використовують, зокрема, такі бінарні відносини, як ранжування (упорядкування, або розбиття на групи, між якими є строгий порядок), відносини еквівалентності, толерантності (відносини подібності).

Таким чином, кожне бінарне відношення A можна описати матрицею $\|a(i,j)\|$ з 0 і 1, причому $a(i, j) = 1$ тоді і тільки тоді, коли q_i і q_j перебувають у відношенні A , і $a(i, j) = 0$ в іншому випадку.

Визначення. Відстанню Кемені між бінарними відносинами A і B , що описуються матрицями $\|a(i, j)\|$ і $\|b(i, j)\|$ відповідно, називається число

$$D(A, B) = \sum_{i,j=1}^k |a(i, j) - b(i, j)|,$$

де підсумовування проводиться за всіма i, j від 1 до k , тобто відстань Кемені між бінарними відносинами дорівнює сумі модулів різниць елементів, що стоять на одних і тих же місцях у відповідних їм матрицях. При цьому відстань Кемені - це число незбіжних елементів в матрицях $\|a(i, j)\|$ і $\|b(i, j)\|$.

Медіана Кемені и закони великих чисел. За допомогою відстані Кемені знаходиться підсумкова думка комісії експертів. Нехай $A_1, A_2, A_3, \dots, A_p$ - відповіді p експертів, які представлено у вигляді бінарних відношень. Для їх усереднення використовують так звану медіану Кемені

$$\mathop{\text{Arg min}}_A \sum_{i=1}^p D(A_i, A),$$

де $\mathop{\text{Arg min}}_A$ - значення A , при якому досягає мінімуму сума відстань Кемені від відповідей експертів до змінної A , по якій й проводиться мінімізація.

$$\sum_{i=1}^p D(A_i, A) = D(A_1, A) + D(A_2, A) + D(A_3, A) + \dots + D(A_p, A).$$

Крім медіани Кемені, застосовується *середнє по Кемені*, в якому замість $D(A_i, A)$ застосовується $D^2(A_i, A)$.

Медіана Кемені - окремий випадок визначення емпіричного середнього в просторах нечислової природи. Для неї справедливий закон великих чисел, тобто емпіричне середнє наближається при зростанні числа складових (тобто p - числа доданків в сумі), до теоретичного середнього:

$$\mathop{\text{Arg min}}_A \sum_{i=1}^p D(A_i, A) \rightarrow \mathop{\text{Arg min}}_A MD(A_i, A).$$

Тут M - символ математичного очікування. Передбачається, що відповіді p експертів $A_1, A_2, A_3, \dots, A_p$ є підстави розглядати як незалежні однаково розподілені випадкові елементи (тобто як випадкову вибірку) у відповідному просторі

довільної природи, наприклад, в просторі упорядкування або відносин еквівалентності.

Закони великих чисел показують, по-перше, що медіана Кемені має стійкість по відношенню до незначної зміни складу експертної комісії; по-друге, при збільшенні числа експертів вона наближається до деякого межі. Його природно розглядати як істинну думку експертів, від якої кожен з них відхилився по випадковим причин.

Обчислення медіани Кемені - завдання цілочисельного програмування. Зокрема, для її знаходження використовується різні алгоритми дискретної математики. Застосовують також алгоритми, засновані на ідеї випадкового пошуку, оскільки для кожного бінарного відносини неважко знайти безліч його сусідів.

Застосуємо процедуру обчислення медіани Кемені для узгодження оцінок екологічних експертів. Розглянемо квадратну матрицю (близько 9) попарних відстаней для безлічі бінарних відносин з 9 елементів $A_1, A_2, A_3, \dots, A_9$ (табл.3.1). Знайдемо в цій множині медіану з 5 елементів $\{A_2, A_4, A_5, A_8, A_9\}$.

Таблиця 3.1.

Матриця попарних відстаней

0	2	13	1	7	4	10	3	11
2	0	5	6	1	3	2	5	1
13	5	0	2	2	7	6	5	7
1	6	2	0	5	4	3	8	8
7	1	2	5	0	10	1	3	7
4	3	7	4	10	0	2	1	5
10	2	6	3	1	2	0	6	3
3	5	5	8	3	1	6	0	9
11	1	7	8	7	5	3	9	0

Відповідно до визначення медіани Кемені слід ввести на розгляд функцію

$$C(A) = \sum D(A_i, A) = D(A_2, A) + D(A_4, A) + D(A_5, A) + D(A_8, A) + D(A_9, A),$$

розрахувати її значення для всіх $A_1, A_2, A_3, \dots, A_9$ та обрати найменше.

Проведемо розрахунки:

$$C(A_1) = D(A_2, A_1) + D(A_4, A_1) + D(A_5, A_1) + D(A_8, A_1) + D(A_9, A_1) = 2 + 1 + 7 + 3 + 11 = 24,$$

$$C(A_2) = D(A_2, A_2) + D(A_4, A_2) + D(A_5, A_2) + D(A_8, A_2) + D(A_9, A_2) = 0 + 6 + 1 + 5 + 1 = 13,$$

$$C(A_3) = D(A_2, A_3) + D(A_4, A_3) + D(A_5, A_3) + D(A_8, A_3) + D(A_9, A_3) = 5 + 2 + 2 + 5 + 7 = 21,$$

$$C(A_4) = D(A_2, A_4) + D(A_4, A_4) + D(A_5, A_4) + D(A_8, A_4) + D(A_9, A_4) = 6 + 0 + 5 + 8 + 8 = 27,$$

$$C(A_5) = D(A_2, A_5) + D(A_4, A_5) + D(A_5, A_5) + D(A_8, A_5) + D(A_9, A_5) = 1 + 5 + 0 + 3 + 7 = 16,$$

$$C(A_6) = D(A_2, A_6) + D(A_4, A_6) + D(A_5, A_6) + D(A_8, A_6) + D(A_9, A_6) = 3 + 4 + 10 + 1 + 5 = 23,$$

$$C(A_7) = D(A_2, A_7) + D(A_4, A_7) + D(A_5, A_7) + D(A_8, A_7) + D(A_9, A_7) = 2 + 3 + 1 + 6 + 3 = 15,$$

$$C(A_8) = D(A_2, A_8) + D(A_4, A_8) + D(A_5, A_8) + D(A_8, A_8) + D(A_9, A_8) = 5 + 8 + 3 + 0 + 9 = 25,$$

$$C(A_9) = D(A_2, A_9) + D(A_4, A_9) + D(A_5, A_9) + D(A_8, A_9) + D(A_9, A_9) = 1 + 8 + 7 + 9 + 0 = 25.$$

З усіх обчислених сум найменша дорівнює 13, і досягається вона при $A = A_2$, отже, медіана Кемені - це A_2 , а точніше, медіана Кемені - це безліч, що складається з одного елемента A_2 , тобто безліч $\{A_2\}$.

Автоматизоване робоче місце експерта екологічного моніторингу

Автоматизоване робоче місце (АРМ) експерта екологічного моніторингу призначено для підготовки і проведення експертизи району спостереження. За допомогою АРМ можна автоматизувати процес підбору експертів, роботу комісії експертів і аналіз експертних думок, а також підготовку опитувальних листів, бланків і всієї звітної документації.

Робота на АРМ складається з двох частин: підготовка експертизи, проведення експертизи.

Етап підготовки експертизи включає в себе введення всієї інформації, необхідної для проведення експертизи. Підсумком цього етапу є два документи: «технічне завдання» та «сценарій моніторингу». На цьому етапі формується мета експертизи, формується керівництво робочої групи. Далі до роботи приступає робоча група. Її керівник повинен ввести дані для формування документа «технічне завдання». Потім збираються дані для компонування документа «сценарій моніторингу».

Дані для документа «технічне завдання» наступні: підстава для проведення експертизи; завдання експертних опитувань, сформульовані відповідно до мети експертизи; вимоги до експертної комісії, опитувального листа, терміни виконання експертизи та порядок контролю за ними.

Дані для документа «сценарій моніторингу» наступні: вступний текст (в цьому тексті повинна міститися власне послідовність дій при проведенні експертизи), календарний план, список використовуваних методів аналізу

експертних думок. Як і при формуванні «технічного завдання», «сценарій моніторингу» може мати різну структуру, в залежності від того, які пункти будуть в нього включені. Як додаток до «сценарію моніторингу» можуть бути використані приклади бланків опитувальних листів.

Питання в опитувальному листі групуються за завданнями з технічного завдання. При формулюванні питань враховується список методів обробки відповідей. Точніше, користувач, сформулювавши питання, повинен точно знати формат відповіді. Для кожного формату відповіді в АРМ передбачено перелік методів обробки відповідей (короткий опис кожного з них можна буде переглянути при виборі методу).

Етап проведення експертизи недоступний до тих пір, поки не буде завершено етап підготовки експертизи. Після того як підготовка створена, можна запустити або відкрити проведення експертизи. Тим самим можливе проведення декількох експертиз з однієї і тієї ж підготовкою (для кожної експертизи виділяється власна база даних).

На етапі проведення експертизи формується експертна комісія, проводиться збір і аналіз експертних думок, формується звіт і висновок для ОПР.

Система екологічних експертиз. Висновки експертів спираються на матеріали з оцінки впливу на навколишнє природне середовище (скорочено - ОВНС). Ця оцінка проводиться замовником проекту і включає аналіз, узагальнення та поширення інформації про такий вплив, а також опис необхідних заходів з охорони навколишнього природного середовища. Оцінка впливу на навколишнє природне середовище проводиться з урахуванням екологічної ємності і стану навколишнього середовища в місці планованого розміщення об'єкта, а також перспектив соціально-економічного розвитку регіону, потужності та видів впливу даного об'єкту на навколишнє природу, а також вимог чинного природоохоронного законодавства.

Математичні аспекти оцінювання характеристик аварійного ризику

Одна з основних завдань в області статистичних методів - оцінювання за вибірковими даними характеристик генеральної сукупності, таких, як математичне очікування, медіана, дисперсія, середньоквадратичне відхилення, коефіцієнт варіації. Для отримання інтервальних оцінок доводиться

використовувати асимптотичну нормальність вибірових моментів і функцій від них.

Нехай вихідні дані - це вибірка x_1, x_2, \dots, x_n , де n - обсяг вибірки. У ймовірнісній моделі вибірові значення x_1, x_2, \dots, x_n розглядаються як реалізації незалежних однаково розподілених випадкових величин X_1, X_2, \dots, X_n із загальною функцією розподілу $F(x) = P(X_i < x)$, $i = 1, 2, \dots, n$.

Оскільки функція розподілу довільна (з точністю до умов регулярності типу існування моментів), то розглядаються завдання довірчого оцінювання характеристик розподілу є непараметричних. Існування моментів є скоріше математичним обмеженням, ніж реальним, оскільки практично всі реальні статистичні дані фінітних (тобто обмежені зверху і знизу, наприклад, шкалою приладу). Для простоти викладу прийемо це припущення фінітності, з якого впливає існування теоретичних моментів будь-якого порядку.

У розрахунках будуть використовуватися вибірове середнє арифметичне

$$\bar{X} = \frac{X_1 + X_2 + \dots + X_n}{n},$$

вибірова дисперсія

$$s_0^2 = \frac{(X_1 - \bar{X})^2 + (X_2 - \bar{X})^2 + \dots + (X_n - \bar{X})^2}{n-1},$$

вибірове середньоквадратичне відхилення s_0 (квадратний корінь з вибірової дисперсії) і деякі інші вибірові характеристики, які введемо пізніше.

Точковий та інтервальний оцінювання математичного очікування. Точною оцінкою для математичного очікування в силу закону великих чисел є вибірове середнє арифметичне \bar{X} . У деяких випадках можуть бути використані й інші оцінки. Наприклад, якщо відомо, що розподіл симетричний відносно свого центру, то центр розподілу є не тільки математичним очікуванням, але і медіаною, а тому для його оцінки можна використовувати вибірову медіану.

Нижня довірна межа для математичного очікування має вигляд

$$\bar{X} - U(p) s_0 / n^{1/2},$$

де: p - довірна ймовірність (дійсне значення математичного очікування перебуває між нижньою довірчою кордоном і верхньою довірчою кордоном з ймовірністю, асимптотична рівній довірчій);

$U(p)$ – число, яке задано рівністю

$$\Phi(U(p)) = (1 + p)/2,$$

де $\Phi(x)$ – функція стандартного нормального розподілу з математичним очікуванням 0 і дисперсією 1.

Верхня довірча межа для математичного очікування має вигляд

$$\bar{X} + U(p) s_0 / n^{1/2}.$$

Вирази для верхньої і нижньої довірчих меж отримані за допомогою центральної граничної теореми теорії ймовірностей і теореми про спадкування збіжності. Вони є асимптотичними, тобто стають тим точніше, чим більше обсяг вибірки. Зокрема, ймовірність попадання істинного значення математичного очікування в інтервал між нижньою і верхньою довірчими межами асимптотична наближається до довірчої ймовірності. Але при кінцевому об'ємі вибірки може незначно відрізнятись від неї. Це - недоліки непараметричного підходу. Перевагою ж є те, що його можна застосовувати завжди, коли випадкова величина має математичне сподівання і дисперсію, що в силу фінітності (обмеженості шкал) має бути практично завжди в реальних ситуаціях.

Порівняємо з параметричним підходом. Зазвичай в таких випадках припускають нормальність результатів спостережень (якої, як уже було зазначено, практично ніколи немає). Тоді формули нижньої і верхньої довірчих меж для математичного очікування мають схожий вигляд, тільки замість $U(p)$ стоять квантилі розподілу Стюдента. Як відомо, при зростанні обсягу вибірки квантилі розподілу Стюдента сходяться до відповідних квантиль стандартного нормального розподілу, так що при великих обсягах вибірок обидва підходи дають близькі результати.

Синтез управлінського інформаційного рішення в системі управління екологічною безпекою проводимо з використанням статистичних даних про небезпечні події та надзвичайні ситуації у 2016-2017 роках. [41].

З метою синтезу управлінських рішень при управлінні екологічною безпекою необхідно після отримання кількісних показників класифікованих НС, отриманих з використанням ДПЛА, доцільне перевірити узгодженість думок експертів і здійснити класифікацію експертних оцінок.

Розглянемо дані про значення шкоди (млн. \$) при 50 аваріях на техногенно небезпечних об'єктах (табл. 3.2) [41].

Точкове та інтервальне оцінювання математичного очікування.

Вибіркове середнє арифметичне $\bar{X} = 57,88$ (це і є точна оцінка математичного очікування), вибіркова дисперсія $s_0^2 = 663,00$, обсяг вибірки $n = 50$.

Отже, вибіркове середньоквадратичне відхилення $s_0 = \sqrt{663,00} = 25,75$ і згідно з наведеними вище формулами при довірчій ймовірності $p = 0,95$ нижня довірча межа для математичного очікування така:

$$57,88 - 1,96 \times 25,75 / \sqrt{50} = 57,88 - 7,14 = 50,74,$$

а верхня довірча межа є $57,88 + 7,14 = 65,02$.

Таблиця 3.2.

Значення екологічної шкоди (млн. \$)

Ранг	Екологічна шкода	Ранг	Екологічна шкода	Ранг	Екологічна шкода
1	9	18	47,5	35	63
2	17,5	19	48	36	64,5
3	21	20	50	37	65
4	26,5	21	51	38	67,5
5	27,5	22	53,5	39	68,5
6	31	23	55	40	70
7	32,5	24	56	41	72,5
8	34	25	56	42	77,5
9	36	26	56,5	43	81
10	36,5	27	57,5	44	82,5
11	39	28	58	45	90
12	40	29	59	46	96
13	41	30	59	47	101,5
14	42,5	31	60	48	117,5
15	43	32	61	49	127,5
16	45	33	61,5	50	130
17	46	34	62		

Якщо заздалегідь відомо, що результати спостереження мають нормальний розподіл, то нижня і верхня довірча границя для математичного очікування визначаються за формулами

$$\bar{X} - t(p, n-1) s_0 / \sqrt{n}, \quad \bar{X} + t(p, n-1) s_0 / \sqrt{n}$$

відповідно. Ці формули відрізняються від попередніх тим, що квантиль нормального розподілу $U(p)$ замінений на аналогічний квантиль розподілу Стюдента з $(n - 1)$ ступенем свободи.

Для довірчої ймовірності $p = 0,95$ при обсязі вибірки $n = 50$ маємо $t(p, n-1) = 2,0096$. Отже, нижня довірча межа для математичного очікування така:

$57,88 - 2,0096 \times 25,75 / \dots = 57,88 - 7,32 = 50,56$, а верхня довірча границя є $57,88 + 7,32 = 65,20$.

Таким чином, довжина довірчого інтервалу збільшилася з 14,28 до 14,64, тобто на 2,5%.

Розглянуті дані узгоджуються з гамма-розподілом, а не з нормальним розподілом, тому використання розподілу Стюдента для отримання довірчих меж некоректно.

Точкове та інтервальне оцінювання медіани. Точкової оцінкою для медіани є вибіркова медіана.

Для значень випадкової шкоди (табл. 3.2) обсяг вибірки - парне число, тому вибіркової медіаною є напівсума 25-го і 26-го членів варіаційного ряду (екологічна шкода), тобто $(56 + 56,5) / 2 = 56,25$.

Щоб побудувати довірчі межі для медіани, по довірчій ймовірності p знаходять $U(p)$. Потім обчислюють натуральне число

$$C(p) = [n/2 - U(p)n^{1/2}/2],$$

де $[.]$ – знак цілої частини числа. Нижня довірча межа для медіани має вигляд (при $C(p) \geq 1$; як $p = 0,95$ і $U(p) = 1,96$, то $C(p) \geq 1$ при $n \geq 8$)

$$X(C(p)),$$

де $X(i)$ – член з номером i варіаційного ряду, побудованого по вихідній вибірці (i -а порядкова статистика).

Верхня довірча межа для медіани має вигляд $X(n + 1 - C(p))$.

Для даних про значеннях випадкової шкоди (табл. 3.6.) $n = 50$. Розглянемо довірчу ймовірність $p = 0,95$. Тоді

$$C(p) = [50/2 - 1,96 \sqrt{50} / 2] = [18,07] = 18.$$

Отже, нижньою довірчою межею є $X(18) = 47,5$, а верхньою довірчої межею

$$X(50 + 1 - 18) = X(33) = 61,5.$$

Точкове та інтервальне оцінювання дисперсії. Точкової оцінкою дисперсії є вибіркова дисперсія s_0^2 . Довірчі границі знаходяться за допомогою величини

$$d^2 = (m_4 - ((n - 1) / n)^4 s_0^2) / n,$$

де m_4 - вибіркового четвертий центральний момент

$$m_4 = \{(X_1 - \bar{X})^4 + (X_2 - \bar{X})^4 + \dots + (X_n - \bar{X})^4\} / n.$$

Нижня довірча межа для дисперсії така:

$$s_0^2 - U(p)d,$$

де s_0^2 - вибіркова дисперсія; $U(p)$ - квантиль нормального розподілу порядку $(1+p)/2$, а d - позитивний квадратний корінь з величини d^2 , введеної вище.

Верхня довірча межа для дисперсії має вигляд

$$s_0^2 + U(p)d.$$

При виведенні наведених співвідношень використовується асимптотична нормальність вибіркової дисперсії. Відповідно, непараметричний довірчий інтервал є асимптотичним.

У класичному випадку точкова оцінка має той же вигляд, а довірчі границі знаходять за допомогою квантилів розподілу хі-квадрат з числом ступенів свободи, на 1 меншим обсягу вибірки.

У разі нормального розподілу четвертий момент в 3 рази більше квадрата дисперсії, а тому можна оцінити d^2 як $2s_0^4/n$. Це дає швидкий спосіб для інтервального оцінки дисперсії в нормальному випадку.

Для даних значень екологічної шкоди (табл. 3.4.) обсяг вибірки $n = 50$, вибіркова дисперсія $s_0^2 = 663,00$, четвертий вибіркового момент $m_4 = 1702050,71$. Тому: $d^2 = (1702050,71 - ((50 - 1)/50)^4 663,00^2) / 50 = 25932,13$.

Тоді $d = 161,03$. Для довірчої ймовірності $p = 0,95$ нижня довірча межа для дисперсії випадкової величини така:

$$663,00 - 1,96 \times 161,03 = 663,00 - 315,63 = 347,37,$$

а верхня довірча границя для дисперсії є $663,00 + 315,63 = 978,63$.

У разі нормального розподілу з метою швидкого отримання довірчого інтервалу величина d_2 оцінюється як

$$(2s_0^4) / n = (2 \times 663,00^2) / 50 = 17582,76,$$

а тому $d = 132,6$. Для довірчої ймовірності $p = 0,95$ нижня довірча межа для дисперсії змінюється на

$$663,00 - 1,96 \times 132,6 = 663,00 - 259,90 = 403,10,$$

а верхня довірча межа – на $663,00 + 259,90 = 922,9$.

Звуження меж для дисперсії цілком природно. Дані про значення екологічної шкоди (табл. 3.4) відповідають гамма-розподілу, а це розподіл є асиметричним, з «важким» правим «хвостом». Останнє означає, що щільність убиває помітно повільніше, ніж для нормального розподілу. Як наслідок, четвертий момент помітно більше, ніж для нормального розподілу з тими ж математичним очікуванням і дисперсією. А тому більше і параметр d . З проведених розрахунків видно, що використання алгоритмів розрахунків, відповідних нормальному розподілу, в ситуації, коли розподіл результатів спостережень істотно відрізняється від нормального, може привести до помітного спотворення висновків.

У класичному випадку нормального розподілу виходять з того, що величина $(n - 1) s_0^2 / \sigma^2$ має розподіл хі-квадрат с $(n - 1)$ ступенями свободи. Для довірчої ймовірності $p = 0,95$ доцільне розглянути нерівність

$$31,555 < (n - 1) s_0^2 / \sigma^2 < 70,222,$$

яка справедлива з ймовірністю 0,95, тому що

$$F(31,555) = 0,025, F(70,222) = 0,975,$$

де $F(x)$ – функція хі-квадрат розподілу з 49 ступенями свободи. Отже, нижня довірча межа для дисперсії нормально розподіленої випадкової величини така:

$$(n - 1) s_0^2 / 70,222 = (49 \times 663,00) / 70,222 = 462,63,$$

а верхня довірча межа є

$$(n - 1) s_0^2 / 31,555 = (49 \times 663,00) / 31,555 = 1029,54.$$

Отриманий довірчий інтервал не є симетричним щодо точкової оцінки. Нижня довірча межа більше, ніж в прикладах 4 і 5, але і верхня довірча межа теж більше. Несиметричність довірчого інтервалу в прикладі 6 призводить до того, що його важко порівняти з симетричними інтервалами прикладів 4 і 5. Що ж стосується практичних рекомендацій, то вони однозначні: зазвичай немає підстави вважати, що результати вимірювань мають нормальний розподіл, тому при аналізі реальних даних треба користуватися непараметричними методами.

Точкове та інтервальне оцінювання середнього квадратичного відхилення.

Точковою оцінкою є вибіркоче середнє квадратичне відхилення, тобто

позитивний квадратний корінь з вибіркової дисперсії. Дисперсія розглядається випадковою величиною - вибіркоче середньо квадратичне відхилення s_0 - оцінюється як дріб

$$d^2 / (4 s_0^2).$$

Нижня довірча межа для середнього квадратичного відхилення вихідної випадкової величини має вигляд

$$s_0 - U(p)d / (2s_0),$$

де s_0^2 – вибіркова дисперсія, $U(p)$ – квантиль нормального розподілу порядку $(1+p)/2$, а d – позитивний квадратний корінь з величини d^2 .

Верхня довірча межа для середнього квадратичного відхилення вихідної випадкової величини має вигляд

$$s_0 + U(p)d / (2s_0).$$

Для даних про значеннях екологічного збитку (табл. 3.4.) точкового оцінкою для середнього квадратичного відхилення є

$$s_0 = \sqrt{663,00} = 25,75.$$

При довірчій ймовірності $p = 0,95$ нижня довірча межа

$$25,75 - 1,96 \times 161,03 / (2 \times 25,75) = 25,75 - 6,13 = 19,62.$$

Відповідно верхня довірча межа симетрична нижній щодо точкової оцінки та дорівнює $25,75 + 6,13 = 31,88$.

Правила інтервального оцінювання для середнього квадратичного відхилення отримані від аналогічних правил для оцінювання дисперсії за допомогою методу лінеаризації. Довірчий інтервал - симетричний, непараметричний і асимптотичний.

Є й інший спосіб довірчого оцінювання. Оскільки середнє відхилення - це квадратний корінь з дисперсії, то довірчі границі можна отримати, як квадратний корінь з однойменних кордонів для дисперсії.

Для даних про значеннях екологічної шкоди (табл. 3.2) при довірчій ймовірності $p = 0,95$ відповідно до прикладу 4 довірчий інтервал для дисперсії - це (347,37; 978,63). Витягуючи квадратного кореня, отримуємо довірчий інтервал (18,64; 31,28) для середнього квадратичного відхилення, що відповідає тому ж

значенню довірчої ймовірності. Він не є симетричним щодо точкової оцінки. Його довжина 12,64 дещо більше довжини симетричного довірчого інтервалу 12,26.

Підхід, заснований на гіпотезі нормальності розподілу результатів спостереження, пов'язаний з використанням розподілу χ^2 -квадрат і зводиться до вилучення квадратних коренів з довірчих меж для дисперсії.

Формально застосовуючи класичний підхід до даних про значеннях екологічної шкоди (табл. 3.2), виходимо з довірчого інтервалу для дисперсії (462,63; 1029,54), при довірчої ймовірності $p = 0,95$. Витягуючи квадратного кореня, знаходимо довірчий інтервал для середнього квадратичного відхилення (21,51; 32,09). Довжина цього несиметричного інтервалу 10,58 менше довжини непараметричного довірчого інтервалу, що дорівнює 12,68.

Точкове та інтервальне оцінювання коефіцієнта варіації.

Коефіцієнт варіації $V = \sigma / M(X)$ широко використовується при аналізі конкретних екологічних даних (оскільки вони, як правило, позитивні). Точковою оцінкою теоретичного коефіцієнта варіації V є вибірковий коефіцієнт варіації

$$V_n = s_0 / \bar{X}.$$

Дисперсія вибіркового коефіцієнта варіації обґрунтовано оцінюється за допомогою допоміжної величини

$$D^2 = (V_n^4 - V_n^2 / 4 + m_4 / (4 s_0^2 \bar{X}^2) - m_3 / \bar{X}^3) / n,$$

де \bar{X} – вибіркове середнє арифметичне, s_0^2 – вибіркова дисперсія, m_3 – вибірковий третій центральний момент

$$m_3 = \{(X_1 - \bar{X})^3 + (X_2 - \bar{X})^3 + \dots + (X_n - \bar{X})^3\} / n,$$

m_4 – вибірковий четвертий центральний момент, V_n – вибірковий коефіцієнт варіації, n – обсяг вибірки.

Нижня довірча границя для (теоретичного) коефіцієнта варіації вихідної випадкової величини має вигляд

$$V_n - U(p) D,$$

де V_n – вибірковий коефіцієнт варіації, $U(p)$ – квантиль нормального розподілу порядку $(1+p)/2$, D – позитивний квадратний корінь з величини D^2 .

Верхня довірча межа для (теоретичного) коефіцієнта варіації вихідної випадкової величини має вигляд

$$V_n + U(p) D.$$

Як і в попередніх випадках, довірчий інтервал - непараметричний і асимптотичний. Він отриманий в результаті застосування спеціальної технології виведення асимптотичних співвідношень прикладної статистики.

Ця технологія в якості першого кроку використовує багатовимірну центральну граничну теорему, застосовану до суми векторів, координати яких - ступеня вихідних випадкових величин.

Другий крок - перетворення граничного багатовимірного нормального вектора з метою отримання даного дослідника вектора. При цьому використовуються міркування лінеаризації і відкидаються нескінченно малі величини. Третій крок - суворе обґрунтування отриманих результатів на стандартному для асимптотичних математико-статистичних міркувань рівні. Саме таким чином отримані наведені вище результати для вибіркового коефіцієнта варіації. Для даних про значеннях екологічної шкоди (табл. 3.2) вибіркоче середнє арифметичне $\bar{X} = 57,88$, вибіркоче дисперсія $s_0^2 = 663,00$, вибіркоче середнє квадратичне відхилення $s_0 = 25,75$, вибіркочий третій центральний момент $m_3 = 14927,91$, вибіркочий четвертий центральний момент $m_4 = 1702050,71$. Отже, вибіркочий коефіцієнт варіації такий:

$$V_n = 25,75 / 57,88 = 0,4449.$$

Отже, вибіркочий коефіцієнт варіації такий:

$$\begin{aligned} D^2 &= ((0,4449)^4 - (0,4449)^2/4 + 1702050,71 / (4 \times 663,00 \times (57,88)^2) - \\ &- 14927,91 / (57,88)^3) / 50 = (0,0392 - 0,0495 + 0,1916 - 0,0770) / 50 = \\ &= 0,1043 / 50 = 0,002086. \end{aligned}$$

Отже, $D = 0,04567$. При довірчої ймовірності $p = 0,95$ нижня довірча границя для теоретичного коефіцієнта варіації має вигляд

$$0,4449 - 1,96 \times 0,04567 = 0,4449 - 0,0895 = 0,3554,$$

а верхня довірча границя така:

$$0,4449 + 0,0895 = 0,5344.$$

Серед класичних результатів математичної статистики, заснованих на гіпотезі нормальності результатів спостережень, немає методів знаходження довірчих границь для коефіцієнта варіації, оскільки завдання побудови таких

границь не виражається в термінах зазвичай використовуваних розподілів, наприклад, розподілів Стюдента, Фішера і χ^2 -квадрат.

Таким чином, сформульовані правила непараметричного оцінювання зазвичай використовуваних характеристик розподілу випадкової величини. Ці правила засновані на асимптотичних результатах теорії ймовірностей і математичної статистики. Використання методів, розроблених в припущенні нормальності розподілу, може привести до помітно спотвореним висновків в ситуації, коли гіпотеза нормальності не виконано. Тому можливо визначити, що при аналізі моніторингових даних за об'єктами екологічного спостереження слід використовувати непараметричні довірчі межі.

Висновки по третьому розділу

1. Запропоновано методику статистичного оцінювання надзвичайних екологічних ситуацій техногенного характеру при поводженні з небезпечними речовинами.

2. Надано математична формалізація понять «екологічний ризик» та «екологічна загроза». Запропонована методика оцінки екологічного ризику техногенне небезпечних об'єктів, яка передбачає ідентифікацію факторів ризику, розробку рекомендацій щодо оцінки ризику та врахування особливості управління ризиком.

3. Запропонована методика оцінки екологічного ризику при поводженні з небезпечними речовинами, яка передбачає виконання трьох етапів: ідентифікація факторів ризику, оцінка ризику, управління ризиком. Визначено, що а основі стратегії управління екологічною безпекою має бути концепція ненульового ризику, вона визнає факт недосяжності абсолютної безпеки.

4. Для обробки результатів моніторингу від ДПЛА розглянуто два методи - метод «Дельфі» и метод сценаріїв, застосовуваний насамперед для експертного прогнозування.

5. При обробці результатів моніторингу, отриманих за допомогою ДПЛА для здійснення управління екологічною безпекою пропонується виконати наступні етапи експертного дослідження: ідентифікація факторів ризику, оцінка ризику

при поводженні з небезпечними речовинами, управління ризиком при поводженні з небезпечними речовинами.

6. Стратегії управління екологічною безпекою повинні застосовувати концепцію ненульового ризику:

- запобігання причинам виникнення катастроф аж до відмови від продукції небезпечних виробництв, закриття аварійних об'єктів і т. ін.;

- запобігання виникненню надзвичайних ситуацій у випадку, коли неможливо відвернути причини катастроф (будівництво захисних споруд, дамб, створення підземної економіки, завчасна евакуація населення тощо);

- пом'якшення наслідків катастроф, впровадження стабілізаційних і компенсаційних заходів.

7. Концепція ненульового ризику вимагає не тільки вивчення факторів і джерел підвищеного ризику, а й передбачення ходу подій, оцінку наслідків природних і технологічних катастроф, постійного моніторингу техногенно небезпечних об'єктів в тому числі з використанням аерокосмічних систем та безпілотних літальних апаратів.

8. При обробці результатів моніторингу, отриманих за допомогою ДПЛА для здійснення управління екологічною безпекою пропонується виконати запропоновані етапи експертного дослідження.

9. Методика експертного оцінювання характеристик аварійного ризику при поводженні з небезпечними речовинами з використанням моніторингової інформації ДПЛА передбачає знаходження підсумкової оцінки комісії експертів та використання бінарних відносин і відстань Кемені, порівняння ранжировок за методом середніх арифметичних і методу медіан.

10. Запропоновано автоматизоване робоче місце експерта екологічного моніторингу призначене для підготовки і проведення експертизи району спостереження. За допомогою АРМ можна автоматизувати процес підбору експертів, роботу комісії експертів і аналіз експертних думок, а також підготовку опитувальних листів, бланків і всієї звітної документації.

11. Запропоновано здійснювати синтез управлінського інформаційного рішення в системі управління екологічною безпекою за допомогою методів математичної обробки експертних оцінок. Цей підхід передбачає перевірку

узгодженості думок експертів і усереднення думок експертів всередині узгодженої групи з застосуванням точкового та інтервального оцінювання медіани, точкового та інтервального оцінювання дисперсії, точкового та інтервального оцінювання середнього квадратичного відхилення, точкового та інтервального оцінювання коефіцієнта варіації.

Подальшим етапом досліджень є прогнозування надзвичайних ситуацій щодо зменшення екологічних загроз та оцінювання ризиків з застосуванням безпілотних літальних апаратів.

РОЗДІЛ 4

ПРОГНОЗУВАННЯ НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ ЩОДО ЗМЕНШЕННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ ЗАГРОЗ ТА ОЦІНЮВАННЯ РИЗИКІВ З ЗАСТОСУВАННЯМ БЕЗПІЛОТНИХ ЛІТАЛЬНИХ АПАРАТІВ

4.1. Методика прогнозування надзвичайних ситуацій, викликаних техногенними аваріями та катастрофами з використанням безпілотних літальних апаратів

Методика прогнозування НС, викликаних техногенними аваріями, катастрофами, пожежами тощо, з використанням розвідувальних безпілотних літальних апаратів, передбачає послідовне виконання певних процедур: визначення району моніторингу, організація моніторингової системи безпілотних літальних апаратів, розрахунок очікуваних відстаней застосування бортових пошукових систем, визначення загального часу моніторингу і його дискретизація, організація моніторингу джерела небезпечної екологічної ситуації (плановий та оперативний моніторинг) [25, 29, 41, 87].

1. Визначення району моніторингу. Строго кажучи, це визначення району, в межах якого буде здійснюватися пошук джерела техногенної аварії або катастрофи. Тому необхідно проводити районування території пошуку.

Під районуванням розуміють поділ всього району спостереження на ділянки або райони за пріоритетами пошуку, який в даному випадку визначається екологічної небезпекою (за статистичними параметрами, по екологічним загрозам, ризикам та іншими критеріями).

Для отриманих в результаті такого поділу ділянок місцевості встановлюється порядок і періодичність обстеження, відповідно до якої, частина районів повинна обстежитися щодня, інша – з періодичністю в 2-3 дня, третя обстежується 1-2 рази в тиждень. Іншими словами, визначення контрольованого району складається в чіткому завданні кордонів польоту ДПЛА, площа якого дорівнює Ω .

2. Організація моніторингової системи безпілотних літальних апаратів.

Ця процедура передбачає визначення засобів, що беруть участь у моніторингу, порядку їх використання і організацію управління.

Особливість ДПЛА полягає в тому, що найбільший ефект їх застосування досягається при використанні двох і більше літальних апаратів. Один з них піднімається на максимальну висоту і використовується як ретранслятор, а другий (або група ДПЛА) на малих і понад малих висотах здійснює моніторинг на відстанях, які в десятки разів перевищують дальність видимого горизонту.

Мобільний пост управління, розміщений на спеціальному автомобільному контейнері, обладнаний трьома парними робочими місцями, призначеними для управління ДПЛА. Кожне парне робоче місце передбачає прилади для керування літальним апаратом (оператор-пілот) і прилади для управління бортовими системами моніторингу ДПЛА. Апарат, який виконує пошук на малих висотах, може здійснювати політ на автопілоті і маневрувати по заздалегідь запланованою програмою і переходити на керований режим польоту при виявленні екологічно небезпечного об'єкта. ДПЛА, що виконує роль ретранслятора, також веде панорамне висвітлення обстановки і супроводжує політ ДПЛА екологічного моніторингу, як показано на рис. 4.1.

Можлива й інша організація системи екологічного моніторингу. Наприклад, обидва ДПЛА після зльоту в автономному режимі, здійснюють переліт в район пошуку, після чого один піднімається вгору і встановивши зв'язок з мобільним постом управління, починає забезпечувати управління апаратом моніторингу.

Після закінчення пошуку обидва ДПЛА набирають висоту, що забезпечує стійкий зв'язок з мобільним постом управління, виконують заходження і здійснюють посадку.

3. Розрахунок очікуваних відстаней застосування бортових пошукових систем. Головною умовою реєстрації корисного сигналу на приймальний пристрій є виконання співвідношення, в якому інтенсивність корисного сигналу I_c в δ разів перевищує інтенсивність перешкоди I_n , що впливає на вхід цього ж приймача, тобто

$$I_c \geq \delta I_n,$$

де δ – коефіцієнт розпізнавання приймального пристрою, який визначається як мінімальне відношення інтенсивності сигналу і перешкоди на вході, що дозволяє реєструвати корисний сигнал із заданими ймовірностями правильного виявлення і помилкової тривоги.

Корисний сигнал, тобто хімічне забруднення або теплове випромінювання або радіаційне випромінювання, поширюються по циліндричному і сферичному законам, які визначається двома факторами, а саме: геометричними розмірами джерел випромінювання і відстанями, на які ці випромінювання поширюються. Якщо ці параметри рівномірні, то працює циліндричний закон. Якщо відстань, на який поширюється корисний сигнал, набагато більше, ніж розміри його джерела, то джерело вважається точковим, а поширення випромінювання відбувається по сферичному закону.

У першому випадку фронт хвилі розширюється як стінки циліндра і інтенсивність випромінювання зменшується пропорційно відстані. У другому випадку фронт хвилі розширюється як поверхня сфери, і інтенсивність випромінювання зменшується пропорційно квадрату відстані.

Іншими словами, дальністю виявлення випромінювання пошуковою системою є відстань, при якому досягається рівність закономірності спаду інтенсивності випромінювання в стандартній атмосфері і енергетичного потенціалу певного приймального пристрою по конкретній цілі (об'єкту пошуку) в заданій заводській обстановці.

Оскільки розкриття бортових пошукових систем дорівнює 90° (45° лівого і правого борту відповідно), то смуга, що переглядається, буде дорівнювати $0,7 D$, а при гарантованому виявленні коефіцієнт (ймовірність) контакту складає $0,8-0,9$ за рахунок досить високої швидкості руху літального засобу пошуку (рис. 4.2). Тому для ідентифікації аномалії, як об'єкта пошуку, необхідно певний час.

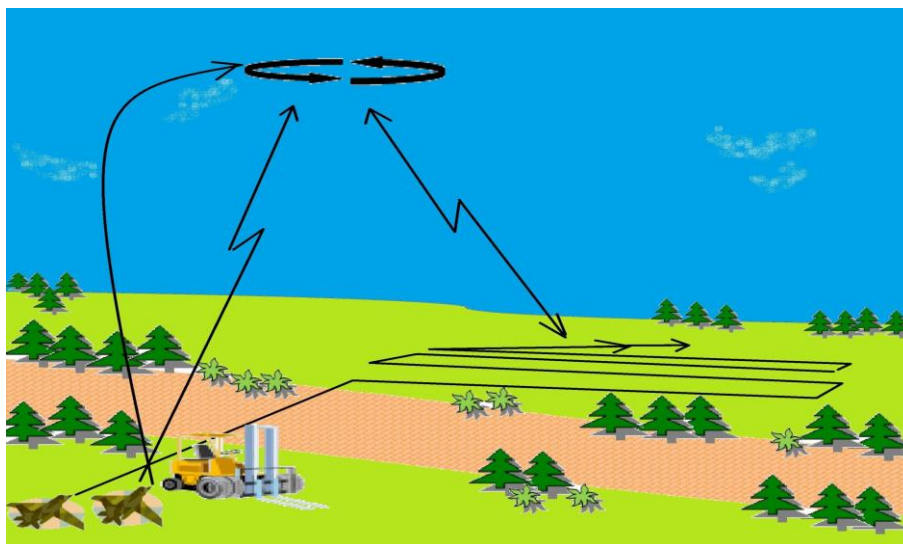


Рис.4.1 Схема використання БПЛА

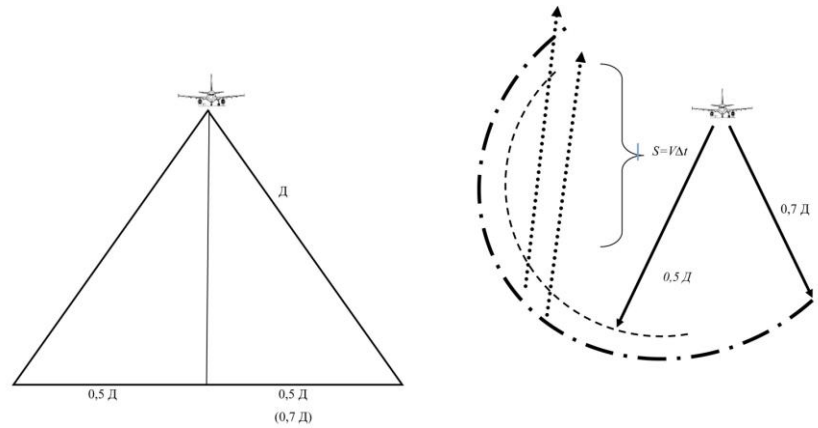


Рис.4.2 Схема формування ширини смуги спостереження

У цьому випадку коефіцієнт (ймовірність) пропуску об'єкта пошуку, буде дорівнювати 0,1-0,2, і ширина смуги спостереження (екологічного моніторингу) з одного борту складе $0,5 Д$. Відповідно, загальна ширина смуги, що переглядається, буде дорівнювати найбільшій дальності виявлення.

Добуток ширини смуги, що переглядається, на швидкість польоту ДПЛА визначатиме пошукову продуктивність (площа, що переглядається в одиницю часу) або пошукове зусилля.

4. *Визначення загального часу моніторингу і його дискретизація.* Знаючи пошукове зусилля одного ДПЛА та їх загальне число, отримаємо пошукове зусилля U всієї пошукової системи. Результат ділення площі контрольованого району Ω на величину пошукового зусилля пошукової системи надає час, необхідний на одноразове обстеження території моніторингу, - T_1 . Цей час може бути як менше проміжку часу t – максимального часу перебування ДПЛА в повітрі, так і більше. У першому випадку весь контрольований район проглядається при одноразовому обстеженні, а в другому – тільки при дворазовому або багаторазовому обстеженні території спостереження.

Якщо T – час вирішення задачі моніторингу, то він, як правило, визначається тривалістю екологічно небезпечної ситуації. Відношення T до T_1 дозволяє визначити дискретність обстеження контрольованого лісового масиву.

5. *Організація моніторингу джерела небезпечної екологічної ситуації (плановий та оперативний моніторинг).* Результати районування за пріоритетами і дискретність обстеження контрольованого лісового масиву є основою організації

пошуку небезпечної екологічної ситуації. У нашому випадку можуть бути три варіанти пошуку, а саме: плановий пошук, оперативний пошук і пошук за викликом.

Плановий моніторинг здійснюється шляхом послідовного обстеження району пошуку. Він може виконуватися паралельними гаслами, як показано на рис. 4.3, при цьому необхідно враховувати напрямок приземного вітру.

У разі, коли галси розташовуються в ортогональному напрямку вітру, геометричні розміри цілі збільшуються, тому ймовірність її виявлення зростає.

Послідовне обстеження району при плановому пошуку, також може виконуватися по спіралі, що сходиться або розходиться, як показано на рис. 4.4.

Оперативний моніторинг виконується у випадках, коли необхідно виявити джерело загоряння.

Іноді при організації оперативного пошуку використовується *незакономірний* (хаотичне, певне випадковим чином) маневрування ДПЛА, як показано на рис. 4.5.

При такому маневруванні літальний апарат може неодноразово повертатися в смугу, яку вже обстежив, що сприяє підвищенню достовірності виявлення джерела екологічно небезпечної ситуації.

Пошук за викликом проводиться в тому випадку, коли з'являється інформація про можливість виникнення нештатної екологічної ситуації на великій території, яку необхідно перевірити. ДПЛА, як показано на схемі рис. 4.6, здійснює політ в точку з координатами, де повинно бути передбачуване джерело займання, а потім обстежує район моніторингу.

При організації моніторингу також необхідно враховувати пріоритети обстеження районів екологічного моніторингу. На схемі рис. 4.7 зображені райони (квадрати), кожен з яких має своє позначення. Перша цифра - номер рядка, друга цифра – номер стовпця.

На схемі також вказано пріоритет районів моніторингу ДПЛА екологічного моніторингу в гіпотетичному районі спостереження. Перший пріоритет, коли обстеження повинно виконуватися щодня. Другий пріоритет, коли обстеження повинно виконуватися не менше 2-3 разів на тиждень, тобто через день. Третій

пріоритет, коли обстеження повинно проводитися не менше 12 разів на тиждень, тобто через три дні.

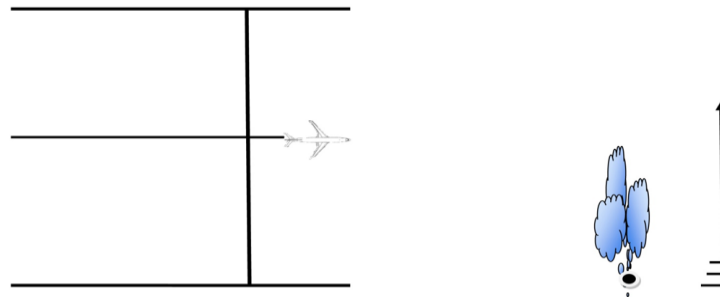


Рис. 4.3 Схема польоту з врахуванням напрямку приземного повітря

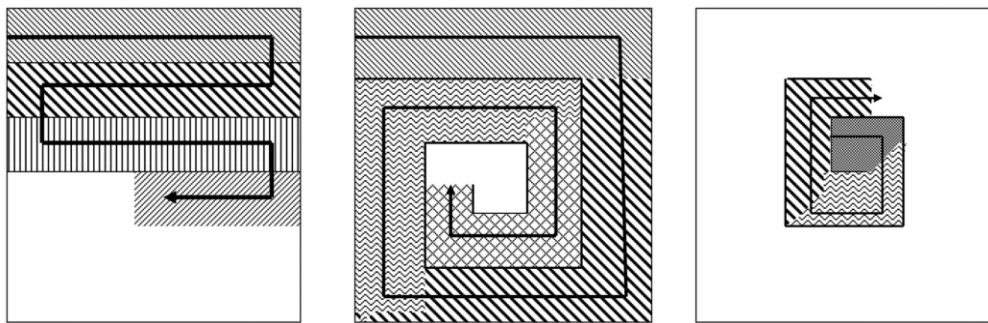


Рис. 4.4 Схема послідовного обстеження району при плановому огляді: паралельними гаслами; за збіжною спіраллю; за розбіжною спіраллю

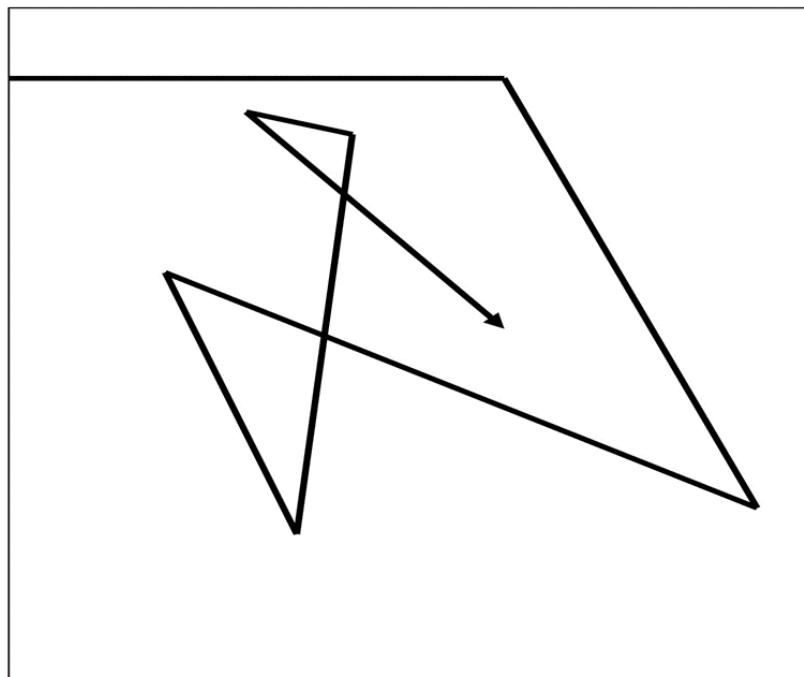


Рис. 4.5 Схема проведення оперативного пошуку

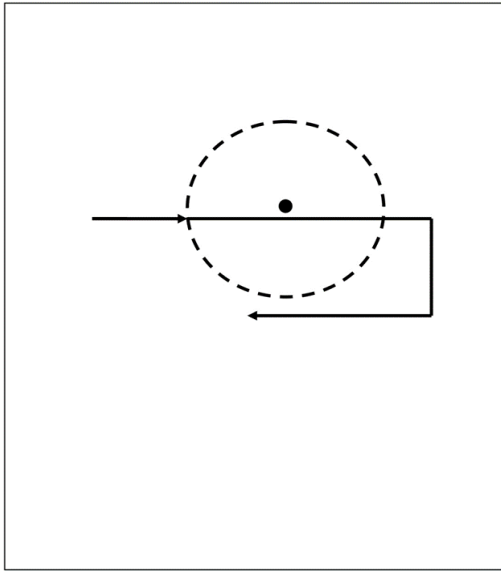


Рис. 4.6 – Схема проведення пошуку за викликом (коло можливих помилок) ймовірного місця передбачуваного джерела загоряння

	1	2	3
1	1.1 ①	1.2 ②	1.3 ③
2	2.1 ①	2.2 ②	2.3 ③
3	3.1 ①	3.2 ②	3.3 ③

Рис. 4.7 – Схема районів спостереження

Виходячи з цього, формується графік виконання польотних завдань, приклад якого наводиться нижче.

1 година – райони 1.1; 2.1; 3.1; 1.2; 2.2; 1.3.

2 година – райони 1.1; 2.1; 3.1; 3.2; 2.3; 3.3.

3 година – райони 1.1; 2.1; 3.1; 1.2; 2.2; 3.3.

4 година – райони 1.1; 2.1; 3.1; 1.3; 2.3; 3.2.

5 година – райони 1.1; 2.1; 3.1; 1.2; 2.2; 1.3 і т.п.

Відповідно до графіка виконання польотних завдань проводиться розрахунок ймовірності виявлення джерела екологічної небезпеки.

4.2. Оцінка ефективності виявлення екологічної небезпеки та зменшення екологічних загроз

Розрахунок ймовірності виявлення екологічної небезпеки.

Він проводиться в такому порядку:

1) розраховується пошукова продуктивність ДПЛА, як добуток дальності виявлення джерела екологічної небезпеки на швидкість його польоту;

2) обчислюється зусилля пошукової системи, як відношення добутку пошукової продуктивності на час обстеження району пошуку до добутку площі району на кількість годин у добі;

3) розраховується ймовірність виявлення джерела екологічної небезпеки в районі пошуку, як різниця одиниці і експоненти в негативному ступені, який чисельне рівний зусиллю пошукової системи;

4) визначається ймовірність виявлення джерела екологічної небезпеки у всьому контрольованому масиві протягом доби, як сума ймовірностей незалежних подій – встановлення джерел екологічної небезпеки в усіх районах, що складають весь район спостереження;

5) знаходиться ймовірність виявлення джерела екологічної небезпеки протягом часу рішення задачі пошуку, як сума ймовірностей виявлення джерел джерела екологічної небезпеки за всі доби, під час яких здійснювався контроль території екологічного моніторингу.

Стосовно до території екологічного моніторингу, зображеної на рис. 4.7, і графіку виконання польотних завдань ДПЛА, ймовірність виявлення джерела екологічної небезпеки протягом першої доби складе 0,1069. При дублюванні графіка на 6-10 годин отримаємо, що ймовірність виявлення джерела екологічної небезпеки протягом 10 годин рішення задачі пошуку складе 0,47.

Таким чином, методика екологічного моніторингу та прогнозування надзвичайних ситуацій, викликаних надзвичайними екологічними ситуаціями, з використанням ДПЛА екологічного моніторингу полягає в послідовному виконанні шести процедур, а саме: визначення району моніторингу, організація

моніторингової системи безпілотних літальних апаратів, розрахунок очікуваних відстаней виявлення бортових пошукових систем, визначення загального часу моніторингу і його дискретизація, організація моніторингу джерела небезпечної екологічної ситуації (плановий та оперативний моніторинг).

Оцінка ефективності виявлення екологічної небезпеки та зменшення екологічних загроз здійснюється по наступним напрямкам.

Методика оцінки ефективності виявлення екологічної небезпеки та зменшення екологічних загроз на природне середовище, передбачає виконання наступних етапів (Додаток 3).

1. Аналіз біотичних наслідків екологічної катастрофи (аварії).
2. Оцінка рівня опромінення та антропогенних чинників впливу на біоту.
3. Оцінка біологічних наслідків екологічної катастрофи (аварії).
4. Оцінка стану рослинного світу.
5. Оцінка стану тваринного світу.
6. Оцінка стану здоров'я людей
7. Оцінка стану екологічного (радіаційного) забруднення атмосферного повітря.
8. Оцінка екологічного стану поверхневих вод.
9. Оцінка рівня екологічної безпеки об'єктів атомної енергетики.
10. Оцінка поводження з радіоактивними відходами
11. Перспективи забезпечення екологічної безпеки у Зоні відчуження.
12. Оцінка сучасного стану техногенних радіонуклідів у Зоні відчуження з використанням теорії екологічних ризиків.

4.3 Побудова інформаційно-аналітичної системи оцінювання ризиків життєдіяльності та екологічної і природно-техногенної безпеки

Підвищення ефективності заходів із запобігання і мінімізації негативних наслідків техногенних НС вимагає завчасного виявлення та комплексного оцінювання ризиків життєдіяльності на територіях підвищеної техногенно-екологічної небезпеки. Відповідний інструментарій для цього надають сучасні ГІС-технології, які забезпечують [40, 99, 115]:

- оцінювання ПНО і територій за ступенем природних і техногенних загроз для населення і об'єктів господарювання;
- аналіз ефективності організаційних і технічних заходів щодо зниження ризиків життєдіяльності в умовах можливих і реальних НС;
- адекватне визначення обсягів матеріальних і фінансових ресурсів та необхідних резервів для локалізації і ліквідації негативних наслідків відповідних НС;
- обґрунтування страхових тарифів для страхування від НС виробничого персоналу, окремих груп населення, територіальної інфраструктури тощо.

Використання ГІС-технологій передбачає оперування з упорядкованими інформаційними масивами, які формуються у вигляді баз даних (картографічних, нормативних, текстуальних та інших). Наявні засоби ведення цих баз забезпечують, у порівнянні з традиційними, більшу надійність збереження, високу точність і достовірність вхідних і вихідних даних.

Процедурний модуль оцінки рішень (ПМОП) призначений для аналізу передумов, динаміки розвитку та комплексного оцінювання ризиків виникнення природно-техногенних надзвичайних ситуацій, з метою забезпечення підсистем та функціональних елементів системи управління екологічною безпекою, інформацією для процесу підготовки, прийняття та контролю виконання рішень, пов'язаних з попередженням НС.

Процедурний модуль оцінки рішень створено як складову частину сукупність програмно – технічних засобів і картографічних баз даних, які забезпечують комплексне оцінювання техногенних і природних ризиків життєдіяльності засобами просторового моделювання, для оцінки обсягів втрат і витрат матеріальних, технічних, людських та фінансових ресурсів в умовах НС з викидом токсичних речовин, можливих на території України.

Розробка автоматизованих засобів комплексного оцінювання ризиків життєдіяльності в умовах можливих НС з викидом токсичних речовин, базується на програмній реалізації адаптованого алгоритму розрахунку техногенних ризиків. На цій основі здійснюється розробка зручного інтерфейсу програмного модуля для проведення автоматизованих розрахунків ризиків життєдіяльності і

формування результатів оцінки у вигляді документів у форматі MS Word та MS Excel, а також передачі необхідної інформації до інших підсистем УІАС НС.

Процедурний модуль оцінки рішень створено у вигляді проблемно-орієнтованого проекту ArcMap з використанням мови програмування Visual Basic для стандартів ArcGIS 8.3. В процесі функціонування програми засобами просторового аналізу та ГІС моделювання розраховуються ризики життєдіяльності в умовах можливих аварій на техногенно-небезпечних об'єктах.

Виконання програми процедурного модуля оцінки рішень здійснюється оператором з використанням інтерфейсу, який реалізовано у вигляді екранних форм, що відображають послідовність дій по вибору техногенно-небезпечного об'єкта, що має досліджуватись, оцінюванню ризиків життєдіяльності від аварії на обраному техногенно-небезпечному об'єкті та публікації результатів оцінки в додатки Microsoft Office.

Модуль функціонує в середовищі ГІС ArcView 8.3 і використовує графічний інтерфейс цієї системи для відображення вхідних даних, результатів моделювання та результатів аналізу на картографічній основі масштабу 1:500 000 та 1:200 000. Це надає можливість формувати необхідне просторове оточення ситуації, що включає елементи адміністративного поділу (межі областей та районів України), населених пунктів, потенційно небезпечних об'єктів на території, що досліджується.

Методика оцінювання ризиків техногенно-небезпечних об'єктів за цією технологією включає наступні кроки:

1. Активізація відповідної кнопки на панелі інструментів меню ArcGIS, для виклику стартової форми програмного модуля оцінки ризиків життєдіяльності від аварій на хімічно – небезпечних об'єктах (ХНО) (рис.4.8).

2. Вибір техногенно-небезпечного об'єкту зі списку, що автоматично формується у відповідній формі, введення необхідних параметрів аварії (глибини зони ураження, часу дії небезпечної речовини), і активізація розрахунку потенційного техногенного ризику життєдіяльності від аварії на обраному хімічно – небезпечному об'єкті.

3. Формування просторового оточення ситуації на карті у вигляді максимальної зони ураження та населених пунктів в цій зоні за результатами оцінки техногенних ризиків.

4. Публікація (експорт) результатів оцінювання техногенних ризиків у окрему книгу MS Excel, в якій формується комплекс результуючих таблиць і діаграм, які представляють результати розрахунку.

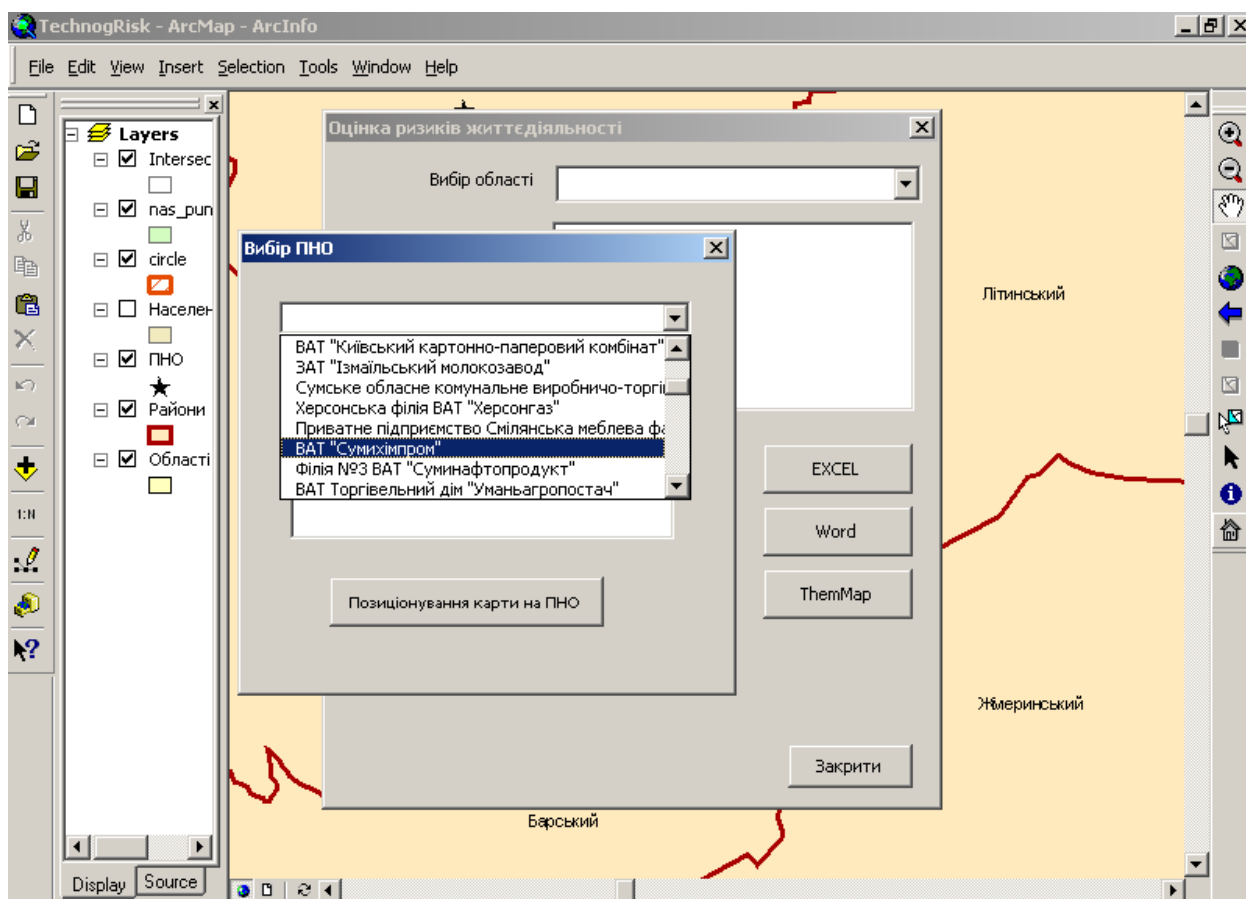


Рис. 4.8 – Діалогові вікна програмного модуля оцінки ризиків в умовах можливих аварій на техногенне небезпечному об'єкті

5. Побудова довідково-аналітичних карт поширеності техногенних ризиків життєдіяльності за результатами проведеної оцінки з допомогою ПМОП.

Результати розрахунків відображаються на екрані монітора, а також формуються у вигляді документів для виводу до друку у форматі MS Word та MS Excel. В документ Word входить копія карти території, що оцінюється, та таблиці результатів розрахунку ризиків. Забезпечена можливість коригування та друку результуючого документу засобами MS Office.

Для передачі іншим підсистемам УІАС НС результати оцінки ризиків формуються у вигляді:

результуючої тематичної карти, що відображує розподіл обчисленого ризику по адміністративних елементах, у формі кольорових картограм та діаграм;

результуючих таблиць та діаграм в окремій книзі MS Excel, які представляють результати оцінки техногенних ризиків по адміністративних елементах України, щодо яких розраховано ризики.

Об'єктом автоматизації в ПМОП є процеси комплексного оцінювання ризиків життєдіяльності в умовах можливих природно-техногенних надзвичайних ситуацій, які реалізуються за допомогою методів математичного моделювання та засобів геоінформаційних технологій.

Програмно-технічні рішення, що використовуються в ПМОП, дозволяють забезпечити:

комплексне оцінювання ризиків в умовах можливих аварій на ХНО на потенційно небезпечних територіях з урахуванням взаємовпливу техногенних і природних джерел небезпеки;

підвищення ефективності взаємодії користувачів з підсистемою ІАПОП за допомогою засобів геопросторового аналізу, інтерактивного інтерфейсу і тематичного картування ризиків;

комплексне відпрацювання взаємодії ПМОП з іншими підсистемами УІАС НС в єдиному технологічному процесі підтримки управлінських рішень із запобігання і реагування на НС;

широку загальність і універсальність рішень, закладених в ПМОП, можливість їх модернізації та розширення;

стале функціонування ПМОП, можливість його використання в різних режимах роботи (учбово-тренувальний, експертно-моделюючий, оперативно-диспетчерський).

Експлуатація ПМОП повинна виконуватися спеціально підготовленим персоналом відповідних державних структур та організацій, що взаємодіють в рамках функціонування УІАС НС. Ефективне функціонування ключових компонентів ПМОП, які використовують засоби передачі даних та комп'ютерного зв'язку, передбачає виконання наступних вимог.

Функціонування програмного модуля. ПМОП створено у вигляді проблемно-орієнтованого проекту ArcMap (США). В процесі його функціонування засобами просторового аналізу та ГІС моделювання, розраховуються техногенні потенційні ризики аварій на хімічно небезпечних об'єктах. ПМОП формує результати оцінювання ризиків життєдіяльності у вигляді документів для виводу до друку у форматі MS Word та MS Excel. В документ Word входить копія карти території, що оцінювалася, та таблиці результатів розрахунку ризиків. Забезпечується можливість коригування та друку результуючого документу засобами MS Office. З допомогою ПМОП здійснюється формування картографічного вікна з необхідним переліком картографічних шарів, які відображують розподіл значення ризику по території та необхідне картографічне оточення.

Картографічне оточення формується з елементів базових електронних карт території України масштабів 1:500 000 та 1:200 000, які зберігаються в Центральній підсистемі УІАС НС. Елементами картографічного оточення є:

адміністративний поділ (межі областей та районів України), що включає полігональні шари, які містять інформацію про межі та населення 27 областей та 658 районів України з назвами українською та англійськими мовами;

населені пункти (з підписами чи без, залежно від масштабу), що складається з полігонального шару, який містить 47966 об'єктів – населених пунктів України з назвами українською та англійською мовами.

Населені пункти України поділені на 6 підтипів, за якими відображуються на карті окремою символікою: міста, селища міського типу, селища сільського типу, окремі двори (хутори), селища дачного типу, селища, не віднесені офіційно до категорії селищ міського типу.

Транспортна мережа (автомобільні шляхи, залізниці та залізничні станції). Транспортна мережа складається з двох лінійних шарів – автомобільні шляхи та залізниці, та одного точкового – залізничні станції. Автомобільні шляхи містять 282 259 об'єктів лінійного типу, які розрізняються за 6 підтипами: автостради, удосконалені шосе, шосе, удосконалені ґрунтові дороги, ґрунтові дороги, польові і лісові дороги.

Гідрографія (основні водойми та річки), що складається з двох шарів, які доповнюють один одного – лінійний та полігональний шари водостоків та водойм.

Шар водостоки містить 97 818 лінійних об'єктів, поділених за підтипами: ріки, струмки, зрошувальні канали в залізобетонних лотках на опорах, канави (рови).

Крім того, у складі програмного засобу передбачена можливість друку та публікації результатів оцінки для виконання формування карт ризику за результатами оцінки в ГІС, публікація карт ризику у формат MS Office.

Функціонування ПМОР повинно забезпечувати підсистеми УІАС НС фактичною, оперативною інформацією про потенційні і наявні загрози від НС з викидом токсичних речовин, а також даними стосовно комплексних взаємозв'язків і взаємовпливів природних і техногенних чинників таких НС. Режими функціонування ПМОР повинні відповідати режимам функціонування УІАС НС, а саме звичайний, підвищеної готовності, особливий.

Надійність функціонування ПМОР повинна забезпечуватися використанням виключно ліцензійних програмних продуктів ГІС, серед яких першочерговими є ArcView, Spatial Analyst, NetWork Analyst, а також низки прикладних моделюючих програм, що забезпечують взаємодію ПМОР з інформаційними ресурсами та підсистемами УІАС НС. Перелік показників надійності, а також оцінка надійності ПМОР в цілому повинні бути визначені під час дослідної експлуатації.

ПМОР повинен забезпечувати діалоговий режим спілкування оператора з ПЕОМ під час виконання функціональних задач, а також зручну взаємодію розрахункових моделей. Усі діалоги повинні передбачати використання уніфікованого меню, в тому числі піктографічного, а також клавіш швидкого доступу до основних функцій ПМОР. В усіх випадках, де це доцільно, передбачається використання маніпулятора типу "Миша". Назви структурних елементів меню повинні бути зрозумілими та відповідати виконуваним користувачем функціям. В ПМОР повинні використовуватись виключно ліцензійні програмні засоби: ГІС-компоненти, модулі розширення, інтерфейси користувача та обміну даних. Програмне забезпечення повинно бути розраховано на реально існуючий рівень розвитку комп'ютерних систем МНС України.

ПМОР передбачає виконання таких функцій:

забезпечення інформаційного зв'язку із складовими УІАС НС, що постачають вихідні дані для комплексного оцінювання ризиків життєдіяльності в умовах можливих НС з викидом токсичних речовин (класифікатором надзвичайних

ситуацій, даними електронного картографічного фонду УІАС НС, базою даних оперативної інформації про надзвичайні ситуації тощо);

комплексне оцінювання ризиків життєдіяльності з урахуванням просторового оточення НС та метеорологічних умов засобами просторового аналізу ГІС;

формування результатів комплексного оцінювання у додатки MS Office для передачі іншим підсистемам УІАС НС;

надання інформації для звітів щодо визначених НС.

Математичне забезпечення ПМОП повинно представляти сукупність математичних методів, моделей і алгоритмів, які є основою для розробки прикладних програм для вирішення задач комплексного оцінювання хімічно небезпечних НС. До складу базового математичного забезпечення мають входити формалізовані методи опису стану та динаміки перебігу процесів формування хімічно небезпечних НС; методи математичного моделювання в умовах невизначеності стосовно процесів формування НС; методи просторового аналізу розвитку НС.

ПМОП повинен мати доступ до наступних баз даних та інформаційних масивів, які розташовані на центральному сервері: класифікатор надзвичайних ситуацій; єдиний банк даних УІАС НС; база даних оперативної інформації про надзвичайні ситуації; державний реєстр потенційно-небезпечних об'єктів. Формати картографічних даних результатів оцінювання, одержанні в ПМОП, мають співпадати з форматами даних електронного картографічного фонду.

Програмне забезпечення ПМОП являє сукупність програм, які забезпечують реалізацію просторового аналізу ГІС, інтеграцію ГІС з інформаційними ресурсами УІАС НС, а також просторову інтерпретацію результатів оцінювання в єдиному інформаційному середовищі. Програмне забезпечення ПМОП має включати наступні компоненти:

геоінформаційну систему ArcGIS 8.3. або вище;

додаток до ArcGIS 8.3 Network Analyst, який забезпечує реалізацію методів мережного аналізу;

програмний інтерфейс користувача, що є продовженням стандартного інтерфейсу ArcGIS 8.3;

програмні інтерфейси обміну даними між ГІС та інформаційними ресурсами, що забезпечують формування просторового оточення НС;

програмне середовище ПМОП повинно використовувати операційну систему Windows, орієнтовану на управління за допомогою графічного інтерфейсу.

Для забезпечення ефективної інформаційної взаємодії необхідно забезпечити надійний зв'язок комп'ютерною мережею з наступними інформаційними елементами УІАС НС, організованими в центральній підсистемі УІАС НС:

базові електронні карти території України масштабу 1:200 000 та 1:500 000;

база даних ПНО, в якій розміщено електронні шари розташування потенційно небезпечних об'єктів по території України.

Програмні засоби ПМОП реалізуються у вигляді комплексу програмних компонентів в середовищі ArcView 8.3, що викликаються з основного програмного меню ArcView 8.3. ArcView 8.3 функціонує в системному середовищі Windows XP. Програмний модуль створено в системі програмування Visual Basic Application for Arcview 8.3 з використанням бібліотек компонентів ArcObject, що входять до складу ArcView 8.3 та ряду інших бібліотек, які підтримують стандарт Microsoft COM [110].

Використання новітніх засобів розробки програмних засобів, зокрема, дизайнерів форм дозволяє створити зручний інтерфейс ПМОП, орієнтований на оперативну роботу користувачів. Інструментальні засоби Visual Basic 6.0 та ArcView 8.3 надають широкі можливості для формування звітів, як автоматично після завдання їх характеристик за відповідною процедурою, так і в інтерактивному режимі.

Програмний модуль забезпечує підвищену оперативність і надійність комп'ютерної реалізації аналітичних розрахунків та електронного картографування результатів комплексного оцінювання ризиків життєдіяльності в умовах можливих НС з викидом НХР.

Підвищення оперативності роботи програмного модуля досягається шляхом використання:

загальносистемних технічних рішень щодо оптимального доступу до всіх даних, які необхідні для розрахунків, шляхом використання стандартних ГІС-

технологій, закладених в програмних продуктах ESRI – ArcView 8.3, ArcInfo 8.3, ArcSDE;

алгоритмів просторового моделювання та ГІС-аналізу, що використовуються в компонентах ArcView 8.3, Spatial Analyst, 3D Analyst та в прикладних програмах;

сучасних інформаційних технологій розповсюдження даних в підсистемах прийняття рішень у складі УІАС НС, що базуються на засобах Internet.

Розроблено програмний модуль автоматизованої оцінки ризиків життєдіяльності (ПМОР) на регіональному рівні в умовах можливих аварій на хімічно – небезпечних об'єктах з урахуванням негативного впливу НЕГП.

ПМОР створено у вигляді проблемно-орієнтованого проекту ArcMap з використанням мови програмування Visual Basic для стандартів ArcGIS 8.3. ПМОР функціонує у інструментальній взаємодії і використовує функціональні зв'язки з інформаційними ресурсами.

З урахуванням практичних потреб МНС розроблено графічний інтерфейс користувача ПМОР. Він реалізований у вигляді екранних форм, які відображують послідовність дій з оцінки ризику: вибору хімічно небезпечного об'єкта та території для дослідження; оцінюванню відповідних ризиків життєдіяльності; виводу результатів. Результати роботи програмного модуля подаються у вихідних формах на електронних і паперових носіях у картографічному, табличному і текстовому вигляді.

Оцінка достовірності та інформаційних можливостей систем екологічного моніторингу з застосуванням ДПЛА для визначення зон екологічного ризику, на основі використання мобільних комплексів оцінки екологічного стану регіону із використанням геоінформаційних та аерокосмічних технологій, здійснювалася шляхом порівняння розрахункових даних з результатами ретроспективних екологічних спостережень та визначення помилок першого та другого роду. [46, 56, 69].

Помилка першого роду - ситуація, коли відкинута правильна нульова гіпотеза H_0 (англ. type I errors, α errors, false positive, помилкове відкидання) і помилка другого роду - ситуація, коли прийнята неправильна гіпотеза H_1 (англ. Type II errors, β errors, false negative, помилкове прийняття). У математичній

статистиці це ключові поняття завдань перевірки статистичних гіпотез. Дані поняття пропонується застосувати при оцінці екологічних загроз та ризиків.

Помилки першого роду є суттєвою проблемою в екологічному моніторингу. Вони дають помилкове переконання, що екологічна загроза відсутня, в той час як в дійсності вона є (таблиця 4.9). Це часто призводить до значного погіршення екологічної ситуації в подальшому та можуть мати важкі наслідки.

Таблиця 4.9

		вірна гіпотеза	
результат застосування критерію		вірно прийнята	невірно прийнята (помилка другого роду)
		невірно відкинута (помилка першого роду)	вірно відкинута

Помилки другого роду також можуть викликати серйозні і важкі для розуміння проблеми, а також мають економічні наслідки (потребують відповідних дій та витрат). В сучасних статистичних пакетах на ЕОМ використовуються не стандартні рівні значущості, а рівні, підраховані безпосередньо в процесі роботи з відповідним статистичним методом.

Проведені розрахунки дозволили визначити імовірності помилок першого та другого роду на рівні 0,1% та 0,0025% відповідно.

Висновки по четвертому розділу

1. Запропонована методика прогнозування надзвичайних ситуацій, викликаних техногенними аваріями та катастрофами з використанням безпілотних літальних апаратів, яка передбачає послідовне виконання певних процедур: визначення району моніторингу, організація моніторингової системи безпілотних літальних апаратів, розрахунок очікуваних відстаней виявлення бортових пошукових систем, визначення загального часу моніторингу і його

дискретизація, організація моніторингу джерела небезпечної екологічної ситуації (плановий та оперативний моніторинг).

2. Безпілотні літальні апарати екологічного моніторингу, можуть використовуватися для запобігання надзвичайним ситуаціям природного і терористичного характеру, викликаних техногенними аваріями та катастрофами, пожежами в радіоактивно-забруднених лісових масивах шляхом своєчасного виявлення джерел загоряння.

3. Для оцінки ефективності виявлення екологічної небезпеки зменшення екологічних загроз, запропоновано порядок розрахунку ймовірності виявлення екологічної небезпеки. Обґрунтовано, що оцінка ефективності виявлення екологічної небезпеки та зменшення екологічних загроз, доцільно здійснювати по наступним напрямом: аналіз біотичних наслідків Чорнобильської катастрофи; оцінка рівня опромінення та антропогенних чинників впливу на біоту; оцінка біологічних наслідків Чорнобильської катастрофи; оцінка стану рослинного світу; оцінка стану тваринного світу; оцінка стану здоров'я людей; оцінка стану радіаційного забруднення атмосферного повітря; оцінка радіаційного стану поверхневих вод; оцінка рівня екологічної безпеки об'єктів атомної енергетики; оцінка поводження з радіоактивними відходами; визначення перспективи забезпечення екологічної безпеки у Зоні відчуження; оцінка сучасного стану техногенних радіонуклідів у Зоні відчуження з використанням теорії екологічних ризиків.

4. Запропонована технологія побудови інформаційно-аналітичної системи оцінювання ризиків життєдіяльності та екологічної і природно-техногенної безпеки. Підвищення ефективності заходів із запобігання і мінімізації негативних наслідків техногенних надзвичайних ситуацій, вимагає завчасного виявлення та комплексного оцінювання ризиків життєдіяльності на територіях підвищеної техногенно-екологічної небезпеки. Запропонована технологія передбачає використання наступних процедур з застосуванням сучасних ГІС-технологій: оцінювання потенційно небезпечних об'єктів і територій за ступенем природних і техногенних загроз для населення і об'єктів господарювання; аналіз ефективності організаційних і технічних заходів щодо зниження ризиків життєдіяльності в умовах можливих і реальних надзвичайних ситуацій; адекватне визначення обсягів матеріальних і фінансових ресурсів та необхідних резервів для локалізації

і ліквідації негативних наслідків відповідних надзвичайних ситуацій; обґрунтування страхових тарифів для страхування від надзвичайних ситуацій виробничого персоналу, окремих груп населення, територіальної інфраструктури тощо.

5. Використання ГІС-технологій передбачає оперування з упорядкованими інформаційними масивами, які формуються у вигляді баз даних (картографічних, нормативних, текстуальних та інших). Запропоновані засоби ведення цих баз забезпечують, у порівнянні з традиційними, більшу надійність збереження, високу точність і достовірність вхідних і вихідних даних.

6. Інформаційно-аналітична система оцінювання ризиків в загальній системі управління екологічною безпекою, призначена для аналізу передумов, динаміки розвитку та комплексного оцінювання ризиків виникнення природно-техногенних надзвичайних ситуацій з метою забезпечення підсистем та функціональних елементів системи управління екологічною безпекою інформацією для процесу підготовки, прийняття та контролю виконання рішень, пов'язаних з попередженням надзвичайних ситуацій. Цю систему створено як складову частину сукупності програмно – технічних засобів і картографічних баз даних, які забезпечують комплексне оцінювання техногенних і природних ризиків життєдіяльності засобами просторового моделювання для оцінки обсягів втрат і витрат матеріальних, технічних, людських та фінансових ресурсів в умовах надзвичайних ситуацій з викидом токсичних речовин, можливих на території України.

7. Розробка автоматизованих засобів комплексного оцінювання ризиків життєдіяльності в умовах можливих НС з викидом токсичних речовин базується на програмній реалізації адаптованого алгоритму розрахунку техногенних ризиків. На цій основі запропоновано інтерфейс програмного модуля, для проведення автоматизованих розрахунків ризиків життєдіяльності і формування результатів оцінки (у вигляді документів у форматі MS Word та MS Excel), а також передачі необхідної інформації до інших підсистем, у вигляді проблемно-орієнтованого проекту ArcMap з використанням мови програмування Visual Basic для стандартів ArcGIS 8.3. В процесі функціонування програми засобами просторового аналізу та ГІС моделювання розраховано ризики життєдіяльності в умовах можливих аварій на хімічно – небезпечних об'єктах.

ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ

У результаті проведених у дисертаційній роботі досліджень вирішене актуальне наукове завдання, удосконаленні системи управління екологічною безпекою при поводженні з небезпечними речовинами шляхом застосування запропонованої методики прогнозування надзвичайних ситуацій щодо зменшення екологічних загроз та ризиків із застосуванням безпілотних літальних апаратів екологічного моніторингу.

Зокрема отримано нові наукові та практичні результати.

1. Обґрунтовано, що модернізація системи природокористування повинна здійснюватися на основі використання системного підходу до синтезу управлінських рішень, що передбачає комплексне застосування систем спостережень, збирання, оброблення, передавання, збереження та аналізу інформації про стан довкілля, прогнозування його змін. Для управління екологічною безпекою при поводженні з небезпечними речовинами запропонована технологія комплексного застосування результатів спостереження, отриманих від космічних засобів та дистанційно пілотованих літальних апаратів. При цьому комплексна екологічна оцінка включає: ландшафтну диференціацію території і аналіз стійкості ландшафтів до антропогенного впливу, визначення антропогенного навантаження, оцінку забруднення навколишнього середовища, визначення ступеня гостроти екологічної ситуації.

2. Проведена оцінка можливості безпілотних літальних апаратів свідчить, що ДПЛА доцільне використовувати як для екологічного моніторингу, так й для запобігання надзвичайним ситуаціям природного і терористичного характеру, викликаних техногенними аваріями та катастрофами, пожежами в радіоактивно-забруднених лісових масивах, шляхом їх своєчасного виявлення та прийняття запобіжних заходів.

3. Для проведення екологічного моніторингу за допомогою використання оптико-електронних систем спостереження в системах спостереження відповідно до спектральної щільності енергетичної яскравості характеристик об'єкту, визначено спектральні діапазони та встановлена відповідність завдань щодо проведення екологічного моніторингу до вибору спектральних ділянок каналів оптико-електронними системами спостереження.

4. Запропонована процедура тематичного дешифрування і створення цифрових карт місцевості з використанням комічних знімків для дослідження стану навколишнього середовища. (зі супутників Landsat 5,7). Технологічно процес дешифрування можна розділити на два основних етапи: машинна класифікація; камерне візуальне дешифрування. Машинна класифікація дозволяє автоматизувати процес дешифрування. Метою класифікації є отримання тематичної інформації зі знімка. Пропонується застосовувати два шляхи класифікації: з неконтрольованим навчанням; з контрольованим навчанням.

5. Для досягнення необхідної ефективності організації управління екологічною безпекою при поводженні з небезпечними речовинами шляхом групового застосування дистанційно пілотованих літальних апаратів, надані та обґрунтовані: рекомендації з обліку ергатичних процесів при управлінні польотом групи дистанційно пілотованих літальних апаратів екологічного моніторингу; запропоновано підхід щодо врахування турбулентності атмосферних потоків в системах управління групами безпілотних літаків екологічного моніторингу; запропонована методика розрахунку радіозв'язку з безпілотними літальними апаратами при екологічному моніторингу.

6. При обробці результатів моніторингу, отриманих за допомогою ДПЛА для здійснення управління екологічною безпекою пропонується виконати наступні етапи експертного дослідження: ідентифікація факторів ризику, оцінка ризику при поводженні з небезпечними речовинами, управління ризиком при поводженні з небезпечними речовинами. Для обробки результатів моніторингу від ДПЛА розглянуто два методи - метод «Дельфі» и метод сценаріїв, застосовуваний насамперед для експертного прогнозування. Запропоновано методику статистичного оцінювання надзвичайних екологічних ситуацій техногенного характеру при поводженні з небезпечними речовинами та методика оцінки екологічного ризику при поводженні з небезпечними речовинами, яка передбачає виконання трьох етапів: ідентифікація факторів ризику, оцінка ризику, управління ризиком. Обґрунтовано, що в основі стратегії управління екологічною безпекою має бути концепція ненульового ризику, вона визнає факт недосяжності абсолютної безпеки.

7. Методика експертного оцінювання характеристик аварійного ризику при поводженні з небезпечними речовинами з використанням моніторингової інформації ДПЛА передбачає знаходження підсумкової оцінки комісії експертів та використання бінарних відносин і відстань Кемені, порівняння ранжировок за методом середніх арифметичних і методу медіан.

8. Запропоновано автоматизоване робоче місце експерта екологічного моніторингу призначене для підготовки і проведення експертизи району спостереження. За допомогою АРМ можна автоматизувати процес підбору експертів, роботу комісії експертів і аналіз експертних думок, а також підготовку опитувальних листів, бланків і всієї звітної документації, а також здійснювати синтез управлінського інформаційного рішення в системі управління екологічною безпекою за допомогою методів математичної обробки експертних оцінок. Цей підхід передбачає перевірку узгодженості думок експертів і усереднення думок експертів всередині узгодженої групи з застосуванням точкового та інтервального оцінювання медіани, точкового та інтервального оцінювання дисперсії, точкового та інтервального оцінювання середнього квадратичного відхилення, точкового та інтервального оцінювання коефіцієнта варіації.

9. Запропонована методика прогнозування надзвичайних ситуацій, викликаних техногенними аваріями та катастрофами з використанням безпілотних літальних апаратів передбачає послідовне виконання певних процедур: визначення району моніторингу, організація моніторингової системи безпілотних літальних апаратів, розрахунок очікуваних відстаней виявлення бортових пошукових систем, визначення загального часу моніторингу і його дискретизація, організація моніторингу джерела небезпечної екологічної ситуації (плановий та оперативний моніторинг).

10. Для оцінки ефективності виявлення екологічної небезпеки зменшення екологічних загроз запропоновано порядок розрахунку ймовірності виявлення екологічної небезпеки. Обґрунтовано, що оцінка ефективності виявлення екологічної небезпеки зменшення екологічних загроз, доцільно здійснювати по наступним напрямкам: аналіз біотичних наслідків Чорнобильської катастрофи; оцінка рівня опромінення та антропогенних чинників впливу на біоту; оцінка біологічних наслідків Чорнобильської катастрофи; оцінка стану рослинного світу;

оцінка стану тваринного світу; оцінка стану здоров'я людей; оцінка стану радіаційного забруднення атмосферного повітря; оцінка радіаційного стану поверхневих вод; оцінка рівня екологічної безпеки об'єктів атомної енергетики; оцінка поводження з радіоактивними відходами; визначення перспективи забезпечення екологічної безпеки у зони відчуження; оцінка сучасного стану техногенних радіонуклідів у районах спостереження з використанням теорії екологічних ризиків.

11. Запропонована технологія побудови інформаційно-аналітичної системи оцінювання ризиків життєдіяльності та екологічної і природно-техногенної безпеки. Підвищення ефективності заходів із запобігання і мінімізації негативних наслідків техногенних надзвичайних ситуацій вимагає завчасного виявлення та комплексного оцінювання ризиків життєдіяльності на територіях підвищеної техногенно-екологічної небезпеки. Запропонована технологія управління екологічною безпекою передбачає використання наступних процедур з застосуванням сучасних ГІС-технологій: оцінювання потенційно небезпечних об'єктів і територій за ступенем природних і техногенних загроз для населення і об'єктів господарювання. Використання ГІС-технологій передбачає оперування з упорядкованими інформаційними масивами, які формуються у вигляді баз даних (картографічних, нормативних, текстуальних та інших). Запропоновані засоби ведення цих баз забезпечують, у порівнянні з традиційними, більшу надійність збереження, високу точність і достовірність вхідних і вихідних даних.

12. Інформаційно-аналітична система оцінювання ризиків в загальній системі управління екологічною безпекою призначена для аналізу передумов, динаміки розвитку та комплексного оцінювання ризиків виникнення природно-техногенних надзвичайних ситуацій з метою забезпечення підсистем та функціональних елементів системи управління екологічною безпекою інформацією для процесу підготовки, прийняття та контролю виконання рішень, пов'язаних з попередженням надзвичайних ситуацій. Цю систему створено як складову частину сукупності програмно – технічних засобів і картографічних баз даних, які забезпечують комплексне оцінювання техногенних і природних ризиків життєдіяльності засобами просторового моделювання для оцінки обсягів втрат і витрат матеріальних, технічних, людських та фінансових ресурсів в умовах

можливих надзвичайних ситуацій з викидом токсичних речовин на території України.

13. Розробка автоматизованих засобів комплексного оцінювання ризиків життєдіяльності в умовах можливих надзвичайних ситуацій з викидом токсичних речовин, базується на програмній реалізації адаптованого алгоритму розрахунку техногенних ризиків. На цій основі запропоновано інтерфейс програмного модуля для проведення автоматизованих розрахунків ризиків життєдіяльності і формування результатів оцінки (у вигляді документів у форматі MS Word та MS Excel), а також передачі необхідної інформації до інших підсистем, у вигляді проблемно-орієнтованого проекту ArcMap з використанням мови програмування Visual Basic для стандартів ArcGIS 8.3. В процесі функціонування програми засобами просторового аналізу та ГІС моделювання розраховано ризики життєдіяльності в умовах можливих аварій на хімічно – небезпечних об'єктах.

14. Достовірність наукових і практичних результатів підтверджена їх відповідністю методології дослідження поставленої проблеми; повнотою розгляду на теоретичному і експериментальному рівнях об'єкту дослідження, які охоплюють його змістовні і процесуальні характеристики; застосуванням комплексу методів, адекватних предмету дослідження; тривалістю практичної роботи. Оцінка достовірності та інформаційних можливостей систем екологічного моніторингу з застосуванням ДПЛА для визначення зон екологічного ризику на основі використання мобільних комплексів оцінки екологічного стану регіону із використанням геоінформаційних та аерокосмічних технологій здійснювалася шляхом порівняння розрахункових даних з результатами ретроспективних (проведених раніше) екологічних спостережень та визначення помилок першого та другого роду. Проведені розрахунки дозволили визначити імовірності помилок першого та другого роду на рівні 0,1% та 0,0025% відповідно.

Результати дисертаційних досліджень можуть бути застосовані в системах екологічного моніторингу об'єктів критичної інфраструктури, техногенно небезпечних об'єктів, при виникненні нештатних, аварійних ситуацій з використанням моніторингової інформації із застосуванням аерокосмічних технологій.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Аванпроект составной части космической системы «Сич-2». Наземный специальный комплекс «Сич-2»/ ДП «Дніпрокосмос». №25527406.002. 003. ПЗ; Днепропетровск, 2002. –304 с.
2. Аванпроект составной части космической системы оптико-электронного наблюдения Земли «Сич-2» / ДП. Кн.1. – Днепропетровск: ГП “Днепрокосмос”, 2000. – 345 с.
3. Азаров С.І. Концепція мобільної лабораторії комплексної оцінки та прогнозування надзвичайних ситуацій / С.І. Азаров, В.Л. Сидоренко, С.А. Єременко, О.В. Бикова // Збірник тез другої міжнародної науково-практичної конференції "Техногенна безпека: теорія, практика, інновації" 12–13 травня 2011 року. – Львів: ЛДУ БЖД, 2011. – С. 3–5.
4. Акіншин В.Д. Мобільний комплекс радіаційного контролю. Область застосування комплексу / В.Д. Акіншин, А.В. Кружалов, І.П. Частоколенко // Пожежна безпека: теорія і практика. – 2010. – № 6. – С. 4–9.
5. Алесина М.Ю. Радиобиологические эффекты в различных органах и тканях животных в зоне радионуклидного загрязнения в результате аварии на ЧАЭС / М.Ю. Алесина, В.И. Рясенко, П.И. Рымаренко. – Чернобыль, 1994. – 63 с.
6. Багатоспектральні методи дистанційного зондування Землі в задачах природокористування. / [Лялько В.І, Федоровський О.Д., Костюченко Ю.В. та ін.]. За ред. В.І. Лялько і М.І. Попова, К.: Наукова думка. - 2006. – 357 с.
7. Барановська В. Є. Екологічна безпека та охорона навколишнього середовища // В.Є. Барановська, Боков В.А. Бондар О.І. [та ін.] за редакцією О.І. Бондаря, Г.І., Рудька. – К.: Вид-во ПП «ЕКМО»; Х.: ТОВ «Укртехнологія», 2004. – 423 с.
8. Белов Я.Ю. Аналіз досвіду використання мобільних лабораторій радіаційного контролю / Я.Ю. Белов, В.І. Богорад, Т.В. Литвинська та ін. // Ядерна та радіаційна безпека. – 2013. – № 4(56). – С. 53–58.
9. Білявський Г. О. Основи екології / Г. О. Білявський, Р. С Фурдуй, І. Ю. Костіков. - К.: Либідь, 2005.- 408 с.

10. Білявський Г. О., Фурдуй Р. С., Костіков І. Ю. Основи екологічних знань - К.: Либідь, 2000. - 336 с.
11. Бондар О. І. Загальна екологія та неоекологія // О.І. Бондар, П.М. Бойко, Ю.П. Пилипенко [та ін.] / – Херсон: Олді-плюс, 2011. – 166 с.
12. Бондар О.І. Моніторинг навколишнього середовища / [О. І. Бондар, І. В. Корінько, В. М. Ткач, О. І. Федоренко]; під ред. О. І. Федоренко. – К.-Х.:ДЕІ-ГТІ, 2005. – 126 с.
13. Бондар О.І. Радіаційний моніторинг та інноваційні інформаційні технології контролю сільськогосподарської продукції / О.І. Бондар, О.І. Дутов, О.А. Машков, В.М. Дурняк // Моделювання та інформаційні технології. – Збірник наук. праць Інституту проблем моделювання в енергетиці НАН України. – Вип. 64, 2012. –С. 208–217.
14. Бондар О.І., Машков О.А., Жукаускас С.В., Нігородова С.А. Сучасний рух науки: форми можливих наукових результатів у галузі захисту довкілля / Сучасний рух науки: тези доп. VIII міжнародної науково-практичної інтернет-конференції, 3-4 жовтня 2019 р. – Дніпро, 2019. – Т.1., с. 183-196.
15. Бондар О.І., Машков О.А., Жукаускас С.В., Нігородова С.А. Інноваційний підхід щодо інтеграції освіти, науки та бізнесу в галузі екології: створення Академії наук природокористування України / Інтеграція освіти, науки та бізнесу в сучасному середовищі: літні диспути: тези доп. I Міжнародної науково-практичної інтернет-конференції, 1-2 серпня 2019 р. – Дніпро, 2019, с. 57-68.
16. Бондар О.І., Машков О.А., Жукаускас С.В., Нігородова С.А. Оцінка можливості використання космічних апаратів для проведення екологічного моніторингу / VII-й ВСЕУКРАЇНСЬКИЙ З'ЇЗД ЕКОЛОГІВ З МІЖНАРОДНОЮ УЧАСТЮ (Екологія/Ecology–2019), 25–27 вересня, 2019. Збірник наукових праць. – Вінниця: ВНТУ,2019, с.103.
17. Бондаренко О.О. Зона відчуження – фактор радіаційного ризику для населення. СЕС – профілактична медицина, №2, 2005, с. 88-95.
18. Булигін С.Ю. Щодо програми безпечного ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених радіонуклідами внаслідок Чорнобильської катастрофи / С.Ю. Булигін, Б.С. Прістер, О.І. Фурдичко, О.І. Дутов // Вісник аграрної науки. – 2012. – № 5. – С. 53–57;

19. Булигін С.Ю. Щодо програми безпечного ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених радіонуклідами внаслідок Чорнобильської катастрофи / С.Ю. Булигін, Б.С. Прістер, О.І. Фурдичко, О.І. Дутов // Вісник аграрної науки. – 2012. – № 5. – С. 53–57;

20. Бюлетень радіаційного стану критичних населених пунктів на забруднених радіонуклідами територіях України. Узагальнені результати за 2004 – 2008 рр. Національний університет біоресурсів і природокористування України, Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології.– К., 2009. – 106 с.

21. Волошин В.И., Драновский В.Й., Бушуев Г.П. Состояние, перспективы и проблемы рынка услуг дистанционного зондирования Земли из космоса // Природа. Людина. Суспільство. – 2002. – № 3. – С.23-36.

22. Гимельфарб Г.Л. Автоматизированная межотраслевая обработка снимков земной поверхности с ИСЗ серии “Landsat” // ЗРЭ. – 1983. - №8. – С.56–84.

23. Гігієнічний норматив ГН 6.6.1.1-130-2006 «Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (ДР-2006). – К. – 45 с;

24. Горбулін В.П., Завалішин А.П., Беланов А.В., Лялько В.І., Драновський В.І. та ін. Дистанційне зондування Землі в Національній космічній програмі України // Вісник геодезії та картографії. – 1994. – №1. – С.55-60.

25. ГОСТ Р 22.2.04–94. Безопасность в чрезвычайных ситуациях. Техногенные аварии и катастрофы. Метрологическое обеспечение контроля состояния сложных технических систем. Основные положения и правила.

26. Дутов О.І. Інноваційні підходи до застосування агротехнічних заходів на забрудненій радіоактивними речовинами території // Агроекологічний журнал. - №2.- 2014.- С. 28 – 32.

27. Дутов О.І. Радіаційно-екологічні аспекти використання ґрунтів, забруднених радіонуклідами / О.І. Дутов, М.М. Єрмолаєв // Вісник аграрної науки. – 2013. – 2. – С. 51 – 54.

28. Дутов О.І. Сучасні підходи до раціонального використання радіоактивно забруднених земель (на прикладі аварії на Чорнобильській АЕС)/ О.І. Дутов //

Агрохімія і Грунтознавство. Міжвідомчий тематичний науковий збірник. Випуск 77. – Харків: ННЦ “ІГА ім. О.Н. Соколовського”, 2012. – С. 38–43.

29. Емец Н. А. Особенности мониторинга геологической среды в регионах с масштабной добычей полезных ископаемых / Н. А. Емец, И. И. Романенко // Наукові праці УКРНДМІ НАН України. - Донецьк: УкрНДМІ НАН України, 2013. – Вип. 13. - Ч. I. - С. 378 — 386.

30. Жукаускас С.В. Застосування аерокосмічних технологій для екологічного моніторингу поводження з небезпечними відходами / Збірка наукових праць: Інтелектуальні системи прийняття рішень і проблеми обчислювального інтелекту: Матеріали міжнародної наукової конференції.– Херсон: Вид. ХНТУ, 2018., с. 60-64.

31. Жукаускас С.В. Особливості використання безпілотних літальних апаратів для оцінки впливу на довкілля небезпечних відходів / Матеріали науково-технічної конференції “Інноваційні аерокосмічні технології в екологічному моніторингу” м. Київ, ДЕА, 24-25 квітня 2018 р., с. 19.

32. Жукаускас С.В. Розвиток наукових основ удосконалення системи управління екологічною безпекою навколишнього середовища з використанням безпілотних літальних апаратів / Матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції — Екологічна безпека об’єктів туристично-рекреаційного комплексу. – Львів : ЛДУБЖД, 2019, с.92-93.

33. Жукаускас С.В., Сметанин К.В. Системы мобильного экологического мониторинга обращения с опасными отходами с использованием беспилотных летательных аппаратов / Науково-технічний журнал: Аерокосмічні технології, - вип. 2(02), 2017 с. 66-76.

34. Закон України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року» (Відомості Верховної Ради України (ВВР), (2011, N 26, ст.218)

35. Закон України „Про відходи” №187/98-ВР від 05 березня. 98 р. [із змінами і доповненнями, поточна редакція - Редакція від 18.11.2012] [Електронний ресурс] – Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/187/98-вр>.

36. Закон України „Про охорону навколишнього природного середовища” № 1264-ХІІ від 25 черв. 1991 р. [із змінами, поточна редакція - Редакція від

18.11.2012, внесеними законами України]. [Електронний ресурс] – Режим доступу : <http://www.rada.gov.ua>.

37. Закон України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи»// Відомості Верховної Ради УРСР (ВВР), 1991, N 16, ст.199;

38. Закон України «Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи»// Відомості Верховної Ради УРСР (ВВР), 1991, N 16, ст.200;

39. Закон України No 1469-VIII від 14 липня 2016 року Про ратифікацію Паризької угоди <http://zakon5.rada.gov.ua/laws/show/1469-19>

40. Застосування інформаційних технологій в управлінні навколишнім середовищем // Під ред. В. Чабанюка. – К. : Мінекобезпеки України, ГЕО, 1998. – 125 с.

41. ЗВІТ про основні результати діяльності Державної служби України з надзвичайних ситуацій у 2017 році ([http://www.dsns.gov.ua/files/2018/1/26/Zvit%202017\(%D0%9A%D0%9C%D0%A3\).pdf](http://www.dsns.gov.ua/files/2018/1/26/Zvit%202017(%D0%9A%D0%9C%D0%A3).pdf))

42. Зубец М.В., Пристер Б.С., Алексахин Р.М., Богдевич И.М., Кашпаров В.А. Актуальные проблемы и задачи научного сопровождения производства сельскохозяйственной продукции в зоне радиоактивного загрязнения Чернобыльской АЭС // Агроекологічний журнал, 2011. – № 1. – С. 5-20.

43. Іщенко Д.А., Машков О.А., Омельчук О.В., Пекарев Д.В. Прогностичний аналіз тенденцій використання космічних систем дистанційного зондування Землі для глобального моніторингу в інтересах національної безпеки // Вісник ЖДТУ.– 2004.– №3(34) / Технічні науки. – С.116-120.

44. Кашпаров В.О. Комплексний моніторинг забруднення сільськогосподарської продукції ^{90}Sr / В.О.Кашпаров, С.М.Лундін, С.Є.Левчук, А.І.Мельник, В.П.Процак, В.І.Йощенко, О.М.Кадигрїб, М.В. Ковтун // Вісник аграрної науки. - 2001, квітень. -С. 38-42.

45. Кондауров Н.С., Кошелев А.В. Пути развития космических средств дистанционного зондирования Земли и возможные направления международного

сотрудничества // *Фундаментальные и прикладные проблемы космонавтики*. – 2003. – №3. – С.37-39.

46. Костюченко Ю.В., Копачевський І.М., Соловійов Д.М., Ющенко М.В., Акименко П.О. Використання даних супутникових спостережень для оцінки регіональних гідролого-гідрогеологічних ризиків // *Космічна наука і технологія*. – 2011. Т.17. № 6. – С. 19—29.

47. Кохан С.С. Дистанційне зондування Землі: теоретичні основи / С.С. Кохан, А.Б. Востоков. – К.: Вища школа, 2009. – 511 с.

48. Лялько В.І., Мовчан Д.М., Костюченко Ю.В., Копачевський І.М. Контроль параметрів динаміки регіональної рослинності на основі даних ДЗЗ з метою підвищення ефективності довгострокового управління гідролого-гідрогеологічними ризиками // *Геоінформатика*, 2012, - №1 (41). – С. 1 – 7.

49. Лялько В.І., Федоровський О.Д., Кононов В.І., Костюченко Ю.В., Перерва В.М., Сахацький О.І., Ходоровський А.Я., Котляр О.Л., Вульфсон Л.Д., Шпортюк З.М. Спостереження Землі з космосу // в кн. *Космічні дослідження в Україні 1998 – 2000*, НКАУ, 2001. – С. 55 – 63.

50. Машков О.А. Аналіз екологічної безпеки техногенних систем на основі теорії функціональної стійкості / О.А. Машков, Р.К.Н. Аль-Тамімі, Д.Д.Х. Лами // XIII Міжнародна науково-технічна конференція «Проблеми екологічної безпеки» (6–8 жовтня 2015 р.). – Кременчук: КНУ ім. Михайла Островського. – 2015. – С. 69.

51. Машков О.А. Використання даних аерокосмічного моніторингу для оцінки транскордонних екологічних конфліктів / О.А. Машков, Р.К.Н. Аль-Тамімі, Д.Д.Х. Ламі // Міжнародна наукова конференція «Інтелектуальні системи прийняття рішень та проблеми обчислювального інтелекту» (25–28 травня 2015 р.). – Залізний порт: ХНТУ. – 2015. – С.96–106.

52. Машков О.А. Застосування інформаційних аерокосмічних технологій для оцінки транскордонних екологічних конфліктів / О.А. Машков, Р.К.Н. Аль-Тамімі, Д.Д.Х. Ламі // *Науково-технічний журнал «Інформаційні процеси, технології та системи на транспорті»*. – К.: НТУ. № 2, 2015, – С. 136-147.

53. Машков О.А. Застосування неформальних підходів до управління складними динамічними системами / О.А. Машков, Р.К.Н. Аль-Тамімі, Д.Д.Х.

Ламі // Системи управління, навігації та зв'язку. – Полтава: ПНТУ. – 2015. – Вип. 4 (36). – С.62-70.

54. Машков О.А. Інформаційні рішення щодо забезпечення екологічної безпеки: Європейський досвід та перспективи / О.А. Машков, Р.К.Н. Аль-Тамімі, Д.Д.Х. Ламі // II Міжнародна науково-практична конференція «Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи» (4-6 листопада 2015 р.). – Львів: ЛДУ БЖД, – 2015, – С.346-347.

55. Машков О.А. Коробчинський М.В., Щукін А.Н., Ярема О.Р. Теоретические основы создания функционально-устойчивого комплекса управления групповым полетом беспилотных летательных аппаратов экологического мониторинга / Моделирование та інформаційні технології /Збірник наукових праць, Інститут проблем моделювання в енергетиці, вип. 66, Київ, 2012. – С. 215-223.

56. Машков О.А. Математична формалізація властивості функціональної стійкості складних екологічно небезпечних техногенних систем / О.А. Машков, Р.К.Н. Аль-Тамімі, Д.Д.Х. Ламі, В.Р. Косенко // Міжнародна наукова конференція «Інтелектуальні системи прийняття рішень та проблеми обчислювального інтелекту» (25–28 травня 2015 р.). – Залізний порт: ХНТУ. – 2015. – С.106–113.

57. Машков О.А. Метод комплексной оценки экологической безопасности техногенных объектов / О.А. Машков, Р.К.Н. Аль-Тамімі, Д.Д.Х. Ламі // V-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/ Ecology-2015) (23-26 вересня 2015 р.). – Вінниця: ВНТУ, ТОВ «Нілан-ЛТД», 2015. – С. 58.

58. Машков О.А. Особенности разработки системы мобильного экологического мониторинга техногенных систем с использованием космических технологий / О.А. Машков, Р.К.Н. Аль-Тамімі, Д.Д.Х. Ламі // V-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/ Ecology-2015) (23-26 вересня 2015 р.). – Вінниця: ВНТУ, ТОВ «Нілан-ЛТД», 2015. – С. 110.

59. Машков О.А. Системний підхід щодо моніторингу довкілля як технологічний інструментарій забезпечення екологічної безпеки довкілля О.А. Машков, Р.К.Н. Аль-Тамімі, Д.Д.Х. Ламі // II Міжнародна науково-практична конференція «Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства.

Європейський досвід і перспективи» (4-6 листопада 2015 р.). – Львів: ЛДУ БЖД, – 2015, – С.26-27.

60. Машков О.А. Теоретичні основи забезпечення екологічної безпеки складних техногенних систем: математичне формалізація властивості функціональної стійкості / О.А. Машков Р.К.Н. Аль-Тамімі, Д.Д.Х. Ламі // Науково-практичний журнал «Екологічні науки», - К.: ДЕА ПОіУ. Вип.1/2016 (10), 2016, - С.87-104.

61. Машков О.А. Технологія оцінки екологічної безпеки транскордонних екологічних конфліктів на основі даних аерокосмічного моніторингу / О.А. Машков, Р.К.Н. Аль-Тамімі, Д.Д.Х. Ламі // XIII Міжнародна науково-технічна конференція «Проблеми екологічної безпеки» (6–8 жовтня 2015 р.). – Кременчук: КНУ ім. Михайла Островського. – 2015. – С. 68.

62. Машков О.А., Васильев В.Э., Фролов В.Ф. Методы и технические средства экологического мониторинга / Науково-практичний журнал «Екологічні науки», № 1/2014(5), К., ДЕА, 2014. – С.57-67.

63. Машков О.А., Жукаускас С.В. Актуальні проблеми удосконалення системи управління екологічною безпекою при поводженні з небезпечними речовинами шляхом застосування безпілотних літальних апаратів екологічного моніторингу / Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції «Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи» 14 вересня 2018, - Львів: ЛДУБЖД, 2018, с.63.

64. Машков О.А., Жукаускас С.В., Нігородова С.А. Особливості використання методів дистанційного зондування Землі для контролю екологічного та технічного стану водних техноекосистем / Тези доповідей III-ї науково-практичної конференції «Аерокосмічні технології в Україні: проблеми та перспективи», Київ, ДКАУ, 12 -13 вересня 2019 року, с.71-72.

65. Машков О.А., Жукаускас С.В., Нігородова С.А. Оцінка екологічних ризиків в системі управління екологічною безпекою регіону (на прикладі об'єктів водокористування) / Збірник наукових праць XVII Міжнародної науково-технічної конференції «Проблеми екологічної безпеки», України, Кременчук, 02-04 жовтня 2019, с.143-146.

66. Машков О.А., Жукаускас С.В., Нігородова С.А. Перспективні системи екологічного моніторингу довкілля з використанням аерокосмічних технологій та

теорії функціональної стійкості екологічних систем / Прикладні системи та технології в інформаційному суспільстві: зб. тез доповідей і наукових повідомлень учасників III Міжнародної науково-практичної конференції (Київ, 30 вересня 2019 р.) / за заг. ред. В.Л. Плескач, В.Л. Міронова. – К.: Київський нац. ун-т імені Тараса Шевченка, 2019, с.111-116.

67. Машков О.А., Жукаускас С.В., Нігородова С.А. Прогнозування надзвичайних ситуацій щодо зменшення екологічних загроз та оцінювання ризиків з використанням аерокосмічних технологій / Екологічні науки: науково-практичний журнал / К.: ДЕА, 2019.-№ 4(27), 2019, pp. 201-206.

68. Машков О.А., Жукаускас С.В., Нігородова С.А. Технологія використання методів дистанційного зондування Землі для контролю екологічного та технічного стану водних техноекосистем / VII-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology–2019), 25–27 вересня, 2019. Збірник наукових праць. – Вінниця: ВНТУ, 2019, с.102.

69. Машков О.А., Жукаускас С.В., Нігородова С.А., Міхеєв В.С. Розвиток теорії функціональної стійкості екологічних систем, як стійкості функціонала екологічної безпеки / Екологічні науки: науково-практичний журнал / К.: ДЕА, 2019.-№ 4(27), 2019, pp. 62-77.

70. Машков О.А., Коробчинський М.В., Щукін А.Н., Ярема О.Р. Исследование свойств функционально-устойчивого комплекса управления групповым полетом БПЛА экологического мониторинга / Моделювання та інформаційні технології /Збірник наукових праць, Інститут проблем моделювання в енергетиці, вип. 65, Київ, 2012. – С. 202-214.

71. Машков О.А., Мамчур Ю.В., Жукаускас С.В. Загрози у сфері екологічної безпеки та їх вплив на стан національної безпеки / Науковий журнал: НАУКОВИЙ ЧАСОПИС Академії національної безпеки, №2 (18) 2018, с. 8-28.

72. Машков О.А., Мамчур Ю.В., Жукаускас С.В. Методологічні аспекти впровадження аерокосмічних технологій в системі екологічного моніторингу навколишнього природного середовища та техногенне небезпечних об'єктів / Тези доповідей II науково-практичної конференції «Аерокосмічні технології в Україні: проблеми та перспективи», 4 жовтня 2018, Київ, с.21.

73. Машков О.А., Мамчур Ю.В., Жукаускас С.В. Методологія протидії

екологічним загрозам, ризикам та екологічному тероризму: системний підхід / Науковий часопис Академії національної безпеки, №3-4 (19-20) 2018, с. 8-31.

74. Машков О.А., Мамчур Ю.В., Жукаускас С.В. Напрями удосконалення системи екологічного моніторингу з застосуванням дистанційно-пілотованих літальних апаратів / Екологічні науки: науково-практичний журнал. - К.: ДЕА, 2018. - №2(21). - с.22-29.

75. Машков О.А., Мамчур Ю.В., Жукаускас С.В. Сучасні проблеми управління екологічною безпекою з використанням дистанційно пілотованих літальних апаратів / «Проблеми екологічної безпеки» XVI міжнародна науково-технічна конференція: Матеріали конференції — Кременчук: ПП Щербатих О.В., 2018 с. 65.

76. Машков О.А., Мамчур Ю.В., Жукаускас С.В., Нігородова С.А. Застосування концепцій зворотних задач динаміки в мобільних комплексах екологічного моніторингу для стабілізації руху при виникненні нештатних ситуацій / Системи управління, навігації та зв'язку, №5 (57), 2019, с.95-102.

77. Машков О.А., Мамчур Ю.В., Жукаускас С.В., Нігородова С.А. Напрями удосконалення технічних засобів інструментальних психофізіологічних досліджень для оцінки достовірності інформації / Інтелектуальні власність і право на шляху до сталого розвитку України: Матеріали II міжнародної науково-практичної конференції (Київ, 19 квітня 2019 року).-К. ФОП Кандиба- с. 286-289.

78. Машков О.А., Мамчур Ю.В., Жукаускас С.В., Нігородова С.А. Технологія синтезу системи керування дистанційно пілотованого літального апарата з заданими динамічними властивостями / Стандартизація, сертифікація, якість. – К.: Державне підприємство «Український науково-дослідний і навчальний центр проблем стандартизації, сертифікації та якості», 2019. – № 1 (113). –с. 54-66.

79. Машков О.А., Мамчур Ю.В., Жукаускас С.В., Нігородова С.А. Технології конструктивного спілкування пілота оператора дистанційно пілотованого літального апарату та системи підтримки прийняття рішень в умовах впливу стрес-факторів екстремальної екологічної ситуації / Авіаційна та екстремальна психологія у контексті технологічних досягнень: збірник наукових праць. – К. ТОВ «Альфа-ПК», 2019, с. 183-189.

80. Машков О.А., Триснюк В.М., Мамчур Ю.В., Жукаускас С.В., Нігородова

С.А., Курило А.В. Новий підхід до синтезу відновлюючого керування для дистанційно пілотованих літальних апаратів екологічного моніторингу / Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування: науково-техн. журнал / Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу (ІФНТУНГ) – Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, №1(19), - 2019, с.69-78.

81. Машков О.А., Триснюк В.М., Мамчур Ю.В., Жукаускас С.В., Нігородова С.А., Триснюк Т.В., Кащишин О.В. Технологія синтезу алгоритму керування для забезпечення стабілізації дистанційно пілотованого літального апарату для оперативного-програмованої траєкторії / Математичне моделювання в економіці: міжнародний науковий журнал / Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору, Інститут кібернетики ім. В.М. Глушкова НАН України, №1(14), січень-березень 2019, с.33-47.

82. Машков О.А., Уряднікова І.В., Ярема О.Р., Назаренко О.М. Основи методології ідентифікації і класифікації ризиків водних систем теплоенергетичних об'єктів / Збірник наукових праць, Інститут проблем моделювання в енергетиці, вип. 64, Київ, 2012. – С. 203-213.

83. Машков О.А., Фролов В.Ф., Жукаускас С.В., Нігородова С.А. Системне застосування методів дистанційного моніторингу екологічного та технічного стану водних техноекосистем / Екологічні науки: науково-практичний журнал / К.: ДЕА, 2019.-№ 2(25), 2019, с. 28-39.

84. Машков О.А., Фролов В.Ф., Жукаускас С.В., Нігородова С.А., Вишемирська С.В., Радецька С.В. Особливості використання методів дистанційного зондування землі для контролю екологічного та технічного стану водних техноекосистем / Інтелектуальні системи прийняття рішень і проблеми обчислювального інтелекту: матеріали міжнар. наук. конф., с. Залізний Порт, 21-25 травня 2019 р. – Херсон: Видавництво ФОП Вишемирський В. С., 2019. – с. 105-109.

85. Міщенко В.С., Виговська Г.П., Маковецька Ю.М., Омеляненко Т.Л. Удосконалення системи управління відходами в Україні в контексті європейського досвіду-К.: „Лазурит Поліграф”, 2012. – 120с.

86. Многоспектральные методы дистанционного зондирования Земли в задачах природопользования: монография / [под ред. В.И. Лялько, М. А. Попова]. - К.: Наук. мысль, 2006. - 360 с.

87. Мокін В. Б. Підвищення ефективності державного екологічного моніторингу та контролю за рахунок застосування сучасних інформаційних технологій / Мокін В. Б. // V Міжнародна науково-практична конференція «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення»: зб. наук. ст. — Харків: 2009. — С. 171–176.

88. Мокін В.Б. Розробка підсистеми комп'ютеризованої системи екологічного моніторингу викидів автомобільного транспорту міста / В.Б. Мокін, І.В. Варчук // IV-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology-2013), 25-27 вересня, 2013. Видавництво-друкарня ДІЛО, 2013. — С. 228-230.

89. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2015 році. – К. Міністерство екології та природних ресурсів України, ФОП Грінь Д.С. – 2016., 547 с.

90. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2016 році. – К. Міністерство екології та природних ресурсів України, ФОП Грінь Д.С. – 2016., 547 с.

91. Національна доповідь України «25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього». – Київ: КІМ, 2011. – 395 с.

92. Огляд стану гармонізації законодавства України з вимогами права ЄС та Базовий план гармонізації законодавства України з правом ЄС (ДОВКІЛЛЯ), Київ, грудень 2011 [Електронний ресурс] - Режим доступу: [http://www.menr.gov.ua/media/files/ Overview.pdf](http://www.menr.gov.ua/media/files/Overview.pdf)

93. От оценки состояния природной среды методами дистанционного зондирования Земли к обеспечению устойчивого развития общества / В.И. Волошин, Е.И. Бушуев, А.Г. Шапарь, Н.А. Емец и др. // Космічна наука і технологія. - 2006. – Том 12. - № 2/3. - С. 70 - 78.

94. Пашков Д.П. Аналіз можливостей сучасних систем дистанційного зондування Землі з використанням радіолокаційних станцій з синтезованою

апаратурою // Д.П. Пашков, Ю.Б. Прибілєв / Моделювання та інформаційні технології. - К.: ІПМЕ НАНУ. Вип.69, 2013. – С. 105-112.

95. Пашков Д.П. Можливості створення комплексу екологічного моніторингу і контролю на основі використання космічних систем дистанційного зондування Землі // Д.П. Пашков / Системи обробки інформації, - Х.: ХУПС. Вип.5 (121), 2014. - С. 170-173.

96. План дій "Україна - Європейський Союз" [Електронний ресурс] - Режим доступу: http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/994_693

97. Порядок денний асоціації Україна - ЄС для підготовки та сприяння імплементації Угоди про асоціацію [Електронний ресурс] - Режим доступу: http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/994_990

98. Постанова Кабінету Міністрів України від 13 липня 2016 р. № 438 Про внесення змін до постанови Кабінету Міністрів України від 17 серпня 1998 р. № 1287 “Про затвердження переліку особливо небезпечних хімічних речовин, виробництво яких підлягає ліцензуванню” <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/438-2016-p>

99. Посудін Ю.І. Методи вимірювання параметрів навколишнього середовища. - К.: Світ, 2003. - 285 с.

100. Радіологічний стан територій, віднесених до зон радіоактивного забруднення (у розрізі районів) / За ред.. В.І. Холоші. / Міністерство України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи. – К.: Вета, - 2008. – 54 с.

101. Рио-де-Жанейро, Бразилія, 20–22 июня 2012 года (прийняття Хартії Землі).

102. Розпорядження Кабінет у Міністрів України від 22 січня 2014 р. No 37-р Про схвалення Концепції управління ризиками виникнення надзвичайних ситуацій техногенного та природного характеру. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/37-2014-%D1%809>

103. Розпорядження Кабінету Міністрів України від 3 січня 2013 р. № 22-р Про схвалення Концепції Загальнодержавної програми поводження з відходами.

104. Розпорядження Кабінету Міністрів України від 7 грудня 2016 р. No 932 «Про схвалення Концепції реалізації державної політики у сфері зміни клімату на період до 2030 року» <http://www.kmu.gov.ua/control/uk/cardnpd?docid=249573705>

105. Руководство по мониторингу при ядерных или радиационных авариях: IAEA-TECDOC1092/R. – Вена: МАГАТЄ, 2012.

106. Словник з дистанційного зондування Землі / [Лялько В.І, Попов М.О., Костюченко Ю.В. та ін.] (за ред.. В.І. Лялько та М.О. Попова). - К.: СМП “АВЕРС”, 2004.- 172 с.

107. Стратегія Державної екологічної політики України на період до 2020 року / Міністерство екології та природних ресурсів України, К. 2012 р.

108. Структура Національної стратегії поводження з відходами. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.menr.gov.ua/garbage/5440-anatovana-struktura-natsionalnoi-stratehii-povodzhennia-z-vidkhodamy-vynesena-na-romadske-obhovorennia>

109. Тараріко О.Г., Сиротенко О.В., Волошин В.І. та ін. Використання космічних технологій в агропромисловому комплексі України // Вісник аграрної науки. - 2007. - №7. - С. 5-9.

110. Трофимчук О.М., Радчук В.В., Охарєв В.О., Шумейко В.О. Космічний моніторинг та ГІС-технології для моніторингу та прогнозування надзвичайних ситуацій на об'єктах атомної енергетики /Екологічні науки: науково-практичний журнал. К. : ДЕА, 2014. - №7, с.146-152.

111. Угода про партнерство та співробітництво між Україною і Європейськими Співтовариствами та їх державами-членами // Офіційний вісник України 29.06.2006. – №24. – С. 203.

112. Федоровский А.Д., Гриневецкий В.Т., Костюченко Ю.В., Кувшинов А.Ю. Ландшафтоведческий подход при дешифрировании космических снимков // Космическая наука и технология, Т.4, №1, 1998. – С. 39 – 45.

113. Федоровский А.Д., Суханов К.Ю., Якимчук В.Г. К вопросу оценки космических снимков для дешифрирования природных ландшафтов. // Космічна наука і технологія. - К.: НАНУ, 1999, т.5, №1. - с.24-31.

114. Хартія Землі – документ, що був представлений на Всесвітньому саміті зі збалансованого розвитку в Йоганнесбурзі у 2002 році і прийнятий ЮНЕСКО у

2003 р.

115. Шапарь А.Г. Аналитическая составляющая (база знаний) системы экологического мониторинга / А. Г. Шапарь, Н. А. Емец, А. Н. Бугор // *Екологія і природокористування* : зб. наук. праць ІППЕ НАН України. – 2013. – Вип. 17. – С. 181 – 187.

116. Шовенгердт Р.А. Дистанционное зондирование. Модели и методы обработки изображений / Шовенгердт Р.А. – М.: Техносфера. 2010. – 560 с.

117. Щукін О.Н., Бондар О.І., Машков О.А. Системний підхід до синтезу управлінських рішень з метою модернізації системи природокористування України / *Науково-практичний журнал* : «Екологічні науки», № 1/2013(3).- С.5-26.

118. 20 років Чорнобильської катастрофи Погляд у майбутнє: Національна доповідь України.– К.: Атіка, 2006.– 224 с.

119. Bondar A.I, Mashkov O.A., Zhukauskas S.V., Nygorodova S.A. Ecological threats, risks and environmental terrorism: system definition / *Екологічні науки: науково-практичний журнал* / К.: ДЕА, 2019.-№ 2(25), 2019, pp. 113-122.

120. Bondar A.I., Mashkov O.A., Zhukauskas S.V., Nygorodova S.A. Methodology of counteraction to environmental threats, risks and environmental terrorism: a system approach *Екологічні науки: науково-практичний журнал* / К.: ДЕА, 2019.-№ 1(24). Т.1, pp. 5-17.

121. Busygin B. Predicting methane accumulation in the Donetsk coal basin (Ukraine) on the basis of geological, geophysical and space data / B. Busygin, S. Nikulin // *Energy Efficiency Improvement of Geotechnical Systems – Proceedings of the International Forum on Energy Efficiency*. – CRC Press/Balkema, Taylor & Francis Group, London, UK, 2013. – P. 161-167. ISBN 978-1-138-00126-8.

122. Busygin B. Technology mapping of thermal anomalies in the city of Dnipropetrovs'k, Ukraine, with application of multispectral sensors / B. Busygin, I. Garkusha // *Energy Efficiency Improvement of Geotechnical Systems – Proceedings of the International Forum on Energy Efficiency*. – CRC Press/Balkema, Taylor & Francis Group, London, UK, 2013. – P. 151-159. ISBN 978-1-138-00126-8.

123. Busygin B. The methodology of oil and gas deposits prognosis by space and geophysical data / B. Busygin, S. Nikulin, V. Svistun // *71st European Association of Geoscientists and Engineers Conference and Exhibition 2009: Balancing Global*

Resources. Incorporating SPE EUROPEC 2009 – Amsterdam, 2009. – 4 p. – 1 electron. opt. disk (CD-ROM); 12 cm. – System requirements: Pentium; 32 Mb RAM; Windows 95, 98, 2000, XP; Acrobat Reader. – Title from container.

124. http://www.energoatom.kiev.ua/ru/actvts/nuclear/radioactive_waste/45715-informatciya_po_obrascheniyu_s_radioaktivnymi_othodami_pri_ekspluatatsii_aes_naek_energoatom_po_sostoyaniyu_na/

125. <http://vww.es.nasa.gov>

126. <http://eizvestia.com/armiya/full/285-bespilotnyj-letatelnyj-apparat-berkut>

127. <http://eizvestia.com/armiya/full/456-bespilotnyj-letatelnyj-apparat-a-12-uragan>

128. <http://www.bezpeka.com>

129. <http://www.iconos.com>

130. <http://www.landsat.gsfc.nasa.gov>

131. <http://www.orbview.com>

132.

http://www.sdla.gov.ua/control/uk/publish/article?art_id=48202&cat_id=48201&search_param=REACH&searchForum=1&searchDocarch=1&searchPublishing=1

133. <http://www.snrc.gov.ua/nuclear/uk/doccatalog/list?currDir=37795>.

134. <http://www.snrc.gov.ua/nuclear/uk/publish/category/37047>.

135. <http://www.spaceimaging.com>

136. <http://www.svinfrsputnik.com>

137. <http://www.whitehouse.gov/news/releases/2003/05/20030513-8.html>

138. Kostyuchenko Yu.V. Geostatistics and remote sensing for extremes forecasting and disaster risk multiscale analysis. in: S. Kadry and A. El Hami (eds.), Numerical Methods for Reliability and Safety Assessment: Multiscale and Multiphysics Systems, Springer International Publishing Switzerland, 2014, XII, 805 p. 328 il., 404-423, DOI 10.1007/978-3-319-07167-1_16, ISBN 978-3-319-07166-4.

139. Kostyuchenko Yuriy V., Bilous Y., Kopachevsky I., Solovyov D. Coherent risk measures assessment based on the coupled analysis of multivariate distributions of multisource observation data // Proceedings of 11-th International Probabilistic Workshop, Brno, 2013. – pp. 183-192.

140. Kostyuchenko Yuriy V., Bilous Yu., Movchan D., Laszlo Marton, Kopachevsky I. Toward methodology of satellite observation utilization for agricultural production riskassessment // IERI Procedia, 5, 2013, pp. 21-27, doi: 10.1016/j.ieri.2013.11.065.

141. Kostyuchenko, Y., Bilous, Y., Solovyov, D., and Kopachevsky, I. Urban Infrastructure Risk Assessment toward Extreme Snowstorms Using Satellite Data // in: Vulnerability, Uncertainty, and Risk: Quantification, Mitigation, and Management, Edited by Michael Beer; Siu-Kui Au; and Jim W. Hall: pp. 1016-1026, ASCE, Liverpool, UK, 2014. doi: 10.1061/9780784413609.103.

142. Luftlandesoperations in Vergangenheit, Gegenwart Zukunft // Europäische Sicherheit. – 1999. – №6. – S.22–25.

143. Lyalko Vadim I., Artemenko Igor G., Zholobak Galina M., Kostyuchenko Yuriy V., Levchik Olena I., and Sakhatsky Oleksiy I. Evaluating Vegetation Cover Change Contribution into Greenhouse Effect by Remotely Sensed Data: Case Study for Ukraine // in book: Regional Aspects of Climate-Terrestrial-Hydrologic Interactions in Non-boreal Eastern Europe Edited by Pavel Ya. Groisman and Sergiy V. Ivanov, published by Springer in cooperation with NATO Public Diplomacy Division, 2009, pp. 157–164.

144. Mashkov O., Vasilyev V., Frolov V.. Geoinformation and aerospace technologies for information from satellite processing: environmental monitoring / Науково-практичний журнал «Екологічні науки», № 2/2013(4), К., ДЕА, 2013. – С.107-113.

145. Mashkov O., Zhukauskas S., Nigorodova S., Kosenko V. Innovative approaches of using the methods for remote sensing of the earth for monitoring the ecological-technical condition of water ecosystems / Екологічні науки: науково-практичний журнал / К.: ДЕА, 2019.-№ 3(26), 2019, pp. 115-125.

146. Mashkov O.A., Zhukauskas S.V., Nigorodova S.A. Technology of stabilization of complex technogenic system on operational programmable environmental trajectory in phase space / Тези доповідей III-ї науково-практичної конференції «Аерокосмічні технології в Україні: проблеми та перспективи», Київ, ДКАУ, 12 -13 вересня 2019 року, с.11-12.

147. Zeeman E.C. Catastrophe theory // Sci. Amer. 1976, Vol.234, pp.65-83.

**СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ,
ВІДОМОСТІ ПРО АПРОБАЦІЮ МАТЕРІАЛІВ ДИСЕРТАЦІЇ***Статті у наукових фахових виданнях*

1. Машков О.А., Мамчур Ю.В., **Жукаускас С.В.** Напрями удосконалення системи екологічного моніторингу з застосуванням дистанційно-пілотованих літальних апаратів / Екологічні науки: науково-практичний журнал. - К.: ДЕА, 2018. - №2(21). - с.22-29.

2. Машков О.А., Мамчур Ю.В., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Технологія синтезу системи керування дистанційно пілотованого літального апарата з заданими динамічними властивостями / Стандартизація, сертифікація, якість. – К.: Державне підприємство «Український науково-дослідний і навчальний центр проблем стандартизації, сертифікації та якості», 2019. – № 1 (113). –с. 54-66.

3. Bondar A.I., Mashkov O.A., **Zhukauskas S.V.**, Nygorodova S.A. Methodology of counteraction to environmental threats, risks and environmental terrorism: a system approach Екологічні науки: науково-практичний журнал / К.: ДЕА, 2019.-№ 1(24). Т.1, pp. 5-17.

4. Машков О.А., Триснюк В.М., Мамчур Ю.В., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А., Курило А.В. Новий підхід до синтезу відновлюючого керування для дистанційно пілотованих літальних апаратів екологічного моніторингу / Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування: науково-техн. журнал / Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу (ІФНТУНГ) – Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, №1(19), - 2019, с.69-78.

5. Машков О.А., Триснюк В.М., Мамчур Ю.В., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А., Триснюк Т.В., Кащишин О.В. Технологія синтезу алгоритму керування для забезпечення стабілізації дистанційно пілотованого літального апарату для оперативно-програмованої траєкторії / Математичне моделювання в економіці: міжнародний науковий журнал / Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору, Інститут кібернетики ім. В.М. Глушкова НАН України, №1(14), січень-березень 2019, с.33-47.

6. Машков О.А., Фролов В.Ф., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Системне застосування методів дистанційного моніторингу екологічного та технічного стану водних техноекосистем / Екологічні науки: науково-практичний журнал / К.: ДЕА, 2019.-№ 2(25), 2019, с. 28-39.

7. Bondar A.I, Mashkov O.A., **Zhukauskas S.V.**, Nygorodova S.A. Ecological threats, risks and environmental terrorism: system definition / Екологічні науки: науково-практичний журнал / К.: ДЕА, 2019.-№ 2(25), 2019, pp. 113-122.

8. Mashkov O., **Zhukauskas S.**, Nigorodova S., Kosenko V. Innovative approaches of using the methods for remote sensing of the earth for monitoring the ecological-technical condition of water ecosystems / Екологічні науки: науково-практичний журнал / К.: ДЕА, 2019.-№ 3(26), 2019, pp. 115-125.

9. Машков О.А., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А., Міхеев В.С. Розвиток теорії функціональної стійкості екологічних систем, як стійкості функціонала

екологічної безпеки / Екологічні науки: науково-практичний журнал / К.: ДЕА, 2019.-№ 4(27), 2019, pp. 62-77.

10. Машков О.А., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Прогнозування надзвичайних ситуацій щодо зменшення екологічних загроз та оцінювання ризиків з використанням аерокосмічних технологій / Екологічні науки: науково-практичний журнал / К.: ДЕА, 2019.-№ 4(27), 2019, pp. 201-206.

11. Машков О.А., Мамчур Ю.В., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Застосування концепцій зворотних задач динаміки в мобільних комплексах екологічного моніторингу для стабілізації руху при виникненні нештатних ситуацій / Системи управління, навігації та зв'язку, №5 (57), 2019, с.95-102.

12. Mashkov O.A., Mikheev V.S., Nigorodova S.A., Zhukauskas S.V. System support of ecological security of the ecosystem by creating a system of tips for making informational ecological decisions / Екологічні науки: науково-практичний журнал / К., ДЕА, 2020.-№ 2(29), 2020, с. 133-142.

13. Бондар О.І., Машков О.А., Міхеєв В.С., Жукаускас С.В., Нігородова С.А. Технологія побудови автоматизованої системи екологічного моніторингу з використанням дистанційно пілотованих літальних апаратів / Екологічні науки: науково-практичний журнал / К.: ДЕА, 2020.-№ 4(31), 2020, с. 11-19.

Статті у наукових виданнях представлених в наукометричних базах даних:

(Index Copernicus International (Польща); ERIH PLUS (European Reference Index for the Humanities and the Social Sciences); Ulrich's web американського видавництва Bowker; Google Scholar)

14. Машков О.А., Мамчур Ю.В., **Жукаускас С.В.** Методологія протидії екологічним загрозам, ризикам та екологічному тероризму: системний підхід / НАУКОВИЙ ЧАСОПИС Академії національної безпеки, №3-4 (19-20) 2018, с. 8-31.

15. Машков О.А., Мамчур Ю.В., **Жукаускас С.В.** Загрози у сфері екологічної безпеки та їх вплив на стан національної безпеки / Науковий журнал: НАУКОВИЙ ЧАСОПИС Академії національної безпеки, №2 (18) 2018, с. 8-28С. 108-125.

16. Машков О.А. Екологічні загрози, ризики та екологічний тероризм: системне визначення / Машков О.А., Мамчур Ю.В., Жукаускас С.В. / Науковий журнал: НАУКОВИЙ ЧАСОПИС Академії національної безпеки, №3-4 (23-24), 2019, с. 8-28С. 98-114.

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

17. **Жукаускас С.В.**, Сметанин К.В. Системы мобильного экологического мониторинга обращения с опасными отходами с использованием беспилотных летательных аппаратов / Науково-технічний журнал: Аерокосмічні технології, - вип. 2(02), 2017 с. 66-76.

18. Машков О.А., Мамчур Ю.В., **Жукаускас С.В.** Сучасні проблеми управління екологічною безпекою з використанням дистанційно пілотованих літальних апаратів / «Проблеми екологічної безпеки» XVI міжнародна науково-технічна конференція: Матеріали конференції — Кременчук: ПП Щербатих О.В., 2018 с.65.

19. **Жукаускас С.В.** Застосування аерокосмічних технологій для екологічного моніторингу поводження з небезпечними відходами / Збірка наукових праць: Інтелектуальні системи прийняття рішень і проблеми обчислювального інтелекту: Матеріали міжнародної наукової конференції.– Херсон: Вид. ХНТУ, 2018., с. 60-64.

20. **Жукаускас С.В.** Особливості використання безпілотних літальних апаратів для оцінки впливу на довкілля небезпечних відходів / Матеріали науково-технічної конференції “Інноваційні аерокосмічні технології в екологічному моніторингу” м. Київ, ДЕА, 24-25 квітня 2018 р., с. 19.

21. Машков О.А., Мамчур Ю.В., **Жукаускас С.В.** Методологічні аспекти впровадження аерокосмічних технологій в системі екологічного моніторингу навколишнього природного середовища та техногенне небезпечних об’єктів / Тези доповідей II науково-практичної конференції «Аерокосмічні технології в Україні: проблеми та перспективи», 4 жовтня 2018, Київ, С.21

22. Машков О.А., **Жукаускас С.В.** Актуальні проблеми удосконалення системи управління екологічною безпекою при поводженні з небезпечними речовинами шляхом застосування безпілотних літальних апаратів екологічного моніторингу / Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції “Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи” 14 вересня 2018, - Львів: ЛДУБЖД, 2018, с.63.

23. Машков О.А., Мамчур Ю.В., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Технології конструктивного спілкування пілота оператора дистанційно пілотованого літального апарату та системи підтримки прийняття рішень в умовах впливу стрес-факторів екстремальної екологічної ситуації / Авіаційна та екстремальна психологія у контексті технологічних досягнень: збірник наукових праць. – К. ТОВ «Альфа-ПК», 2019, с. 183-189.

24. Машков О.А., Фролов В.Ф., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А., Вишемирська С.В., Радецька С.В. Особливості використання методів дистанційного зондування землі для контролю екологічного та технічного стану водних технооекосистем / Інтелектуальні системи прийняття рішень і проблеми обчислювального інтелекту: матеріали міжнар. наук. конф., с. Залізний Порт, 21-25 травня 2019 р. – Херсон: Видавництво ФОП Вишемирський В. С., 2019. – с. 105-109.

25. Бондар О.І., Машков О.А., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Інноваційний підхід щодо інтеграції освіти, науки та бізнесу в галузі екології: створення Академії наук природокористування України / Інтеграція освіти, науки та бізнесу в сучасному середовищі: літні диспути: тези доп. I Міжнародної науково-практичної інтернет-конференції, 1-2 серпня 2019 р. – Дніпро, 2019, с. 57-68.

26. Машков О.А., Мамчур Ю.В., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Напрями удосконалення технічних засобів інструментальних психофізіологічних досліджень для оцінки достовірності інформації / Інтелектуальні власність і право на шляху до сталого розвитку України: Матеріали II міжнародної науково-практичної конференції (Київ, 19 квітня 2019 року).-К. ФОП Кандиба- с. 286-289.

27. Машков О.А., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Технологія використання методів дистанційного зондування Землі для контролю екологічного та технічного стану водних технооекосистем / VII-й

ВСЕУКРАЇНСЬКИЙ З'ЇЗД ЕКОЛОГІВ З МІЖНАРОДНОЮ УЧАСТЮ (Екологія/Ecology–2019), 25–27 вересня, 2019. Збірник наукових праць. – Вінниця: ВНТУ, 2019, с.102.

28. Бондар О.І., Машков О.А., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Оцінка можливості використання космічних апаратів для проведення екологічного моніторингу / VII-й ВСЕУКРАЇНСЬКИЙ З'ЇЗД ЕКОЛОГІВ З МІЖНАРОДНОЮ УЧАСТЮ (Екологія/Ecology–2019), 25–27 вересня, 2019. Збірник наукових праць. – Вінниця: ВНТУ, 2019, с.103.

29 Машков О.А., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Перспективні системи екологічного моніторингу довкілля з використанням аерокосмічних технологій та теорії функціональної стійкості екологічних систем / Прикладні системи та технології в інформаційному суспільстві: зб. тез доповідей і наук. повідомл. учасників III Міжнародної науково-практичної конференції (Київ, 30 вересня 2019 р.) / за заг. ред. В.Л. Плескач, В.Л. Міронова. – К.: Київський нац. ун-т імені Тараса Шевченка, 2019, с.111-116.

30. Машков О.А., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Особливості використання методів дистанційного зондування Землі для контролю екологічного та технічного стану водних техноекосистем / Тези доповідей III-ї науково-практичної конференції «Аерокосмічні технології в Україні: проблеми та перспективи», Київ, ДКАУ, 12 -13 вересня 2019 року, с.71-72.

31. Mashkov O.A., **Zhukauskas S.V.**, Nigorodova S.A. Technology of stabilization of complex technogenic system on operational programmable environmental trajectory in phase space / Тези доповідей III-ї науково-практичної конференції «Аерокосмічні технології в Україні: проблеми та перспективи», Київ, ДКАУ, 12 -13 вересня 2019 року, с.11-12.

32. Бондар О.І., Машков О.А., **Жукаускас С.В.** Нігородова С.А. Сучасний рух науки: форми можливих наукових результатів у галузі захисту довкілля / Сучасний рух науки: тези доп. VIII міжнародної науково-практичної інтернет-конференції, 3-4 жовтня 2019 р. – Дніпро, 2019. – Т.1., с. 183-196.

33. Машков О.А., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Оцінка екологічних ризиків в системі управління екологічною безпекою регіону (на прикладі об'єктів водокористування) / Збірник наукових праць XVII Міжнародної науково-технічної конференції «Проблеми екологічної безпеки», Україна, Кременчук, 02-04 жовтня 2019, с.143-146.

34. **Жукаускас С.В.** Розвиток наукових основ удосконалення системи управління екологічною безпекою навколишнього середовища з використанням безпілотних літальних апаратів / Матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції — Екологічна безпека об'єктів туристично-рекреаційного комплексу. – Львів : ЛДУБЖД, 2019, с.92-93.

35. Машков О.А., **Жукаускас С.В.**, Нігородова С.А. Прогнозування надзвичайних ситуацій щодо зменшення екологічних загроз та оцінювання ризиків з використання аерокосмічних технологій / Збірник наукових праць VIII Міжнародної науково-технічної конференції «Проблеми екологічної безпеки», Україна, Кременчук, 06-08 жовтня 2020, с. 73-79.

АКТИ ВПРОВАДЖЕННЯ

ЗАТВЕРДЖУЮ

Заступник начальника Льотної академії НАУ з навчальної, науково-методичної та виховної роботи,
к.п.н., доцент Півень М.І.



_____ грудня 2019 року

АКТ

**впровадження результатів дисертаційних досліджень
Жукаускаса Сергія Вікторовича**

Даним актом підтверджується, що результати дисертаційної роботи Жукаускаса Сергія Вікторовича прийняті до впровадження в роботі Льотної академії Національного авіаційного університету для удосконалення інформаційного та програмного забезпечення тренажерного комплексу дистанційно пілотованих літальних апаратів екологічного моніторингу.

Запропонований науково-методичний апарат дозволяє удосконалити науково-методичний апарат синтезу тренажерного комплексу безпілотних літальних апаратів екологічного моніторингу шляхом застосування імітатора управління екологічною безпекою при поводженні з небезпечними речовинами та прогнозування надзвичайних ситуацій щодо зменшення екологічних загроз та ризиків.

Результати дисертаційної роботи мають важливе значення та можуть бути застосовані при побудові сучасних тренажерних систем екологічного моніторингу за допомогою ДПЛА, які здійснюють спостереження за станом довкілля та обґрунтування оцінок екологічного ризику, пошук і створення за їх допомогою оптимальних форм управління екологічною безпекою.

Дисертаційні дослідження Жукаускаса Сергія Вікторовича мають важливе значення для науки і технічних розробок.

Акт складено для представлення в спеціалізовану вчену раду та не є основою для виплати винагороди за впровадження та інших авторських винагород.

Голова комісії:

кандидат технічних наук, доцент,
директор науково-виробничого інституту
аеронавігації ЛА НАУ

 В.М. Неділько

Члени комісії:

кандидат технічних наук, доцент,
декан факультету обслуговування
повітряного руху ЛА НАУ
кандидат технічних наук,
начальник центру безпілотних
літальних апаратів ЛА НАУ

 А.М. Невиніцин

 Ю.Г. Ковальов

ЗАТВЕРДЖУЮ

Ректор Державної екологічної академії
післядипломної освіти та управління
доктор біологічних наук, професор,
член-кор. НААН України

О.І.Бондар



» листопада 2019 р.

АКТ

впровадження результатів дисертаційних досліджень Жукаускаса Сергія Вікторовича

Комісія у складі: голови комісії – проректор з наукової роботи доктор технічних наук, професор Машков О.А. та члени комісії: завідувач кафедри екологічного моніторингу геоінформаційних та аерокосмічних технологій, доктор технічних наук, професор Пашков Д.П. та професор кафедри екологічного моніторингу геоінформаційних та аерокосмічних технологій доктор фізико-математичних наук, старший науковий співробітник Вашенко В.М., склала акт про впровадження результатів наукових досліджень на основі розглянутих матеріалів дисертаційної роботи Жукаускаса Сергія Вікторовича, а саме:

науково обґрунтовано та розроблено методика оцінки екологічного ризику при поводженні з небезпечними речовинами, яка передбачає виконання трьох етапів: ідентифікація факторів ризику, оцінка ризику, управління ризиком, яка на відміну від відомих комплексно враховує чотири основних напрямки ризику: інженерний (ймовірнісний, модельний, експертний, соціологічний);

науково обґрунтовано та запропоновано інформаційно-аналітичну систему оцінювання ризиків життєдіяльності та екологічної і природно-техногенної безпеки (з застосуванням сучасних ПС-технології), яка забезпечують, у порівнянні з традиційними, більшу надійність збереження, високу точність і достовірність вхідних і вихідних даних;

запропоновано модель використання аерокосмічних технологій для екологічного моніторингу за станом поводження з небезпечними речовинами, яка на відміну від відомих враховує: спектральну щільність енергетичної яскравості характеристик об'єкту екологічного моніторингу за допомогою використання багатоспектрального пристрою (сенсору), оцінки та обліку впливу турбулентності повітряного середовища на ДПЛА при екологічному моніторингу, характеристики бортового обладнання ДПЛА екологічного моніторингу щодо використання окремих радіоліній зв'язку для передачі командно-телеметричних даних і даних корисного навантаження;

удосконалено методика експертного оцінювання характеристик аварійного ризику при поводження з небезпечними речовинами з використанням моніторингової інформації ДПЛА, яка на відміну від відомих передбачає завдання мінімізації випадкового збитку (мінімізація математичного очікування (середніх очікуваних втрат), мінімізація квантиля розподілу, мінімізація дисперсії (показника розкиду можливих значень

втрат), мінімізація середнього квадратичного відхилення, мінімізація коефіцієнта варіації, мінімізація математичного очікування функції втрат);

удосконалено методику прогнозування надзвичайних ситуацій, викликаних техногенними аваріями та катастрофами пожежами, з використанням розвідувальних безпілотних літальних апаратів, яка передбачає послідовне виконання певних процедур: визначення району моніторингу, організація моніторингової системи безпілотних літальних апаратів, розрахунок очікуваних відстаней застосування бортових пошукових систем, визначення загального часу моніторингу і його дискретизація, організація моніторингу джерела небезпечної екологічної ситуації (плановий та оперативний моніторинг).

Результати дисертаційних досліджень увійшли до звітів науково-дослідних робіт «Дослідження антропогенних джерел електромагнітного випромінювання та їх впливу на екосистеми» (0118U006675); «Розробка методики застосування ортотрансформованих космічних знімків для оцінки стану навколишнього середовища» (0118U005460); «Розробка нормативно-методичного документа - рубрикатора завдань у сфері екологічного моніторингу за допомогою космічних систем ДЗЗ та ГІС» (0118U005461); «Розробка проекту автоматизованої системи моніторингу довкілля Київської області» (0117U007076); «Проведення оцінки та вивчення еколого-техногенного стану Донецької та Луганської областей з метою розробки рекомендацій щодо природно-ресурсного відновлення на екологічних засадах» (0117U006967), у яких автор був виконавцем.

Матеріали роботи використані у Державній екологічній академії післядипломної освіти та управління Міністерства екології та природних ресурсів України для навчання слухачів та при підготовці інформаційно-аналітичних матеріалів та підготовки Національної доповіді про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2018 році (Веб-сайт Представництва ЄС: http://eeas.europa.eu/delegations/ukraine/index_uk.htm ; сторінка Представництва ЄС у Facebook: <http://www.facebook.com/EUDelegationUkraine>). Розділ «15. Державне управління у сфері охорони навколишнього природного середовища», підрозділи: 15.2. Удосконалення системи управління та нормативно-правового регулювання у сфері охорони довкілля та екологічної безпеки; 15.13. Екологічна освіта та інформування при реалізації Стратегії Державної екологічної політики на період до 2020 року.

Дисертаційні дослідження Жукаускаса Сергія Вікторовича мають важливе значення для науки і технічних розробок. Рекомендувати та продовжити дослідження в даному напрямку.

Економічний ефект від впровадження не розраховувався, у зв'язку з науковим призначенням результатів.

Акт складено для представлення в спеціалізовану вчену раду та не є основою для виплати винагороди за впровадження та інших авторських винагород.

Голова комісії:

доктор технічних наук, професор



О.А. Машков

Члени комісії:

доктор технічних наук, професор
доктор фізико-математичних наук,
старший науковий співробітник



Д.П. Пашков

В.М. Ващенко



ГЕОТЕХНОЛОГІЯ

Науково-виробнича впроваджувальна фірма

02098, Україна, Київ-98, вул. Дніпровська набережна, 7, к.23.
Тел./факс +38 044553-95-74; тел. +38 044553-01-79; моб. тел.
+38 066 616 79 27 E-mail: geotech-m@mail.ru

АКТ

впровадження результатів дисертаційних досліджень Жукаускаса Сергія Вікторовича

Засвідчуємо, що результати наукових досліджень на основі матеріалів дисертаційної роботи Жукаускаса Сергія Вікторовича впроваджені у Науково-Виробничої Впроваджувальної Фірми «ГЕОТЕХНОЛОГІЯ».

Запропоновані методики, моделі, алгоритми, дозволили підвищити ефективність навчання операторів апаратури дистанційного керування вертикальної аеродинамічна енерговітроустановка ВАДЭУ-Інтегратор Природных Энергий ИПЭ «СМЕРЧ», та оператора при ліквідації аварій вибухо-імпульсними технологіями. Переваги впровадження результатів дисертаційних досліджень наступні:

- науково обґрунтовано та запропоновано інформаційно-аналітичну систему оцінювання ризиків життєдіяльності та екологічної і природно-техногенної безпеки (з застосуванням сучасних ГІС-технологій), яка забезпечують, у порівнянні з традиційними, більшу надійність збереження, високу точність і достовірність вхідних і вихідних даних;

- методику експертного оцінювання характеристик аварійного ризику при поводження з небезпечними речовинами з використанням моніторингової інформації ДПЛА, яка на відміну від відомих передбачає завдання мінімізації випадкового збитку (мінімізація математичного очікування (середніх очікуваних втрат), мінімізація квантиля розподілу, мінімізація дисперсії (показника розкиду можливих значень втрат), мінімізація середнього квадратичного відхилення, мінімізація коефіцієнта варіації, мінімізація математичного очікування функції втрат).

Запропонований науково-методичний апарат дозволяє знизити обчислювальну складність та покращує можливості оператора при виникненні нештатних, аварійних ситуацій в порівнянні з існуючими методичними розробками.

Дисертаційні дослідження Жукаускаса Сергія Вікторовича Валерійовича мають важливе значення для науки і технічних розробок. Рекомендуємо Жукаускасу С.В. продовжити дослідження в даному напрямку.

Економічний ефект від впровадження не розраховувався, у зв'язку з науковим призначенням результатів.

Акт складено для представлення в спеціалізовану вчену раду та не є основою для виплати винагороди за впровадження та інших авторських винагород.

*Член Комітету з питань промислового партнерства та науково-виробничої кооперації
Торгово-промислової палати України,
Генеральний директор*

Мухін Є.А.



20.11.2019 р

МЕТОДИ І АПАРАТУРА ДЛЯ ДИСТАНЦІЙНОГО ЗОНДУВАННЯ

Широкі можливості в здійсненні контролю за станом природного середовища і природних ресурсів відкривають аерокосмічні засоби спостереження, які базуються на використанні методів дистанційного зондування з безпілотних літальних апаратів.

Дистанційне зондування (ДЗ) природного середовища - це вивчення природних об'єктів на відстані, тобто без безпосереднього контакту прийомних чутливих елементів апаратури з поверхнею цих об'єктів. У практиці природно-ресурсних і екологічних досліджень під ДЗ розуміють різні види фотографічних, телевізійних, скануючих, теплових, радіолокаційних, лідарних і інших видів зйомок поверхні Землі і Світового океану з метою вивчення їх стану або тематичного картографування.

Всі методи є непрямими методами, так як з безпілотних апаратів проводяться не прямі вимірювання цікавлять нас величин, а вимірювання характеристик минає випромінювання (інтенсивність, поляризація, спектральний, просторове, кутовий розподіл і інші), які є складними функціоналами стану природного середовища.

Методи дистанційного зондування.

Відомий і ближній ІЧ-діапазон. Безпосереднім результатом ДЗ у видимому і ближньому ІЧ-діапазоні є сукупність значень яскравості поверхні, отриманих при певних поєднаннях умов вимірювань: спектральних зон, кутів спостереження, просторових координат і часу вимірювання. Після корекції впливу умов спостереження: освітленості (шляхом переходу від яскравості до коефіцієнта спектральної яскравості (КСЯ), висоти Сонця (шляхом редукції значення КСЯ до стандартної висоти Сонця) і впливу атмосфери, отримана спектральна, тимчасова, кутова, просторова або поляризаційна залежність КСЯ може використовуватися для відновлення параметрів об'єктів. Фізичної передумовою можливості такого відновлення є саме вплив на цю залежність, який чинять різні параметри стану спостерігаємо їх об'єктів. Значення КСЯ, виміряні при n поєднаннях умов вимірювання, можуть розглядатися як компоненти n -мірного вектору ознак, які можуть бути використані для розпізнавання класів об'єктів і їх стану стандартними методами багатовимірної статистичної класифікації. Цей підхід вимагає детальної каталогізації відбивних характеристик природних об'єктів. Остання задача далека від свого рішення навіть відносно каталогів найкраще досліджених спектральних характеристик. Основні труднощі вирішення даного завдання пов'язана із залежністю відбивних характеристик об'єктів одночасно від багатьох чинників.

Спектральні методи. Спектральні методи найбільш добре розроблені і широко використовуються в практиці ДЗ. Вони засновані на вимірі значень КСЯ досліджуваних об'єктів в різних спектральних зонах і оцінці по ним параметрів стану об'єктів.

Незважаючи на те, що в даний час накопичений величезний експериментальний матеріал про спектральні характеристики природних об'єктів,

що існують каталоги спектральних характеристик дуже нечисленні і неповні. Такий стан пояснюється тим, що результати вимірювань, виконаних різними приладами в різних умовах спостережень, часто важко порівняти між собою. При цьому характеристики приладів, умови спостереження і стану об'єктів далеко не завжди вказуються з необхідною детальністю. Так, наприклад коефіцієнти відображення одних і тих же об'єктів можуть відрізнятись до 200%.

Спектрально-часові методи. При ДЗ рослинності ефективними виявилися спектрально-часові методи, засновані на використанні тимчасової динаміки спектральних характеристик рослинності, яка обумовлена зміною протягом сезону вегетації оптичних властивостей фотоелементів, їх біомаси і внеском ґрунту в відбивні характеристики рослинного покриву. У період від появи сходів сільськогосподарських культур до їх цвітіння, коли оптичні характеристики листя і стебел змінюються незначно, основним фактором є збільшення біомаси, що супроводжується підвищенням вкладу рослинності в КСЯ системи ґрунт-рослинність. При цьому КСЯ знижується в видимому діапазоні і підвищується в ближньому ІЧ-діапазоні. При дозріванні плодів листя відбуваються зворотні зміни КСЯ. Під час цвітіння можливі значні варіації спектральних характеристик рослинності.

Спектрально-часові методи дослідження рослинності можуть бути засновані на виборі певного часу для спектральних вимірів або на проведенні довгочасних спектральних вимірювань і оцінки параметрів стану рослинності по зміні її спектральних характеристик.

Перший підхід знайшов застосування для вирішення задач розпізнавання видів рослинності і заснований на міжвидових відмінностях динаміки розвитку культур. При цьому точність розпізнавання основних сільськогосподарських культур сягає 90-95%.

Багатовимірний підхід може бути заснований на визначенні виду фази вегетації, швидкості розвитку і тривалості вегетаційного періоду - параметри, необхідні для прогнозування врожайності посівів.

Кутові методи. Залежність відбивних характеристик досліджуваних об'єктів від напрямку спостереження може бути використана як для оптимізації вибору напрямку спостереження, так і для оцінки стану об'єктів за кутовими ознаками.

При дослідженні рослинних покривів внесок ґрунту в сумарне випромінювання системи ґрунт-рослинність зменшується зі збільшенням кута спостереження. Точно також зменшується і вплив рослинності нижнього ярусу на сумарний КСЯ рослинного покриву (наприклад, низькорослих бур'янів у посівах сільськогосподарських культур). Тому, якщо для оцінки коефіцієнта проективного покриття ґрунту рослинністю, біомаси рослинності та її засміченості бур'янами найбільш ефективні вимірювання, проведені в надир, то для задач розпізнавання типів і стану рослинності вимірювання доцільно проводити під деяким кутом до вертикалі (тим більшим, чим менше коефіцієнт проективного покриття або різниця висот посівів і бур'янів). При цьому найбільш інформативні вимірювання в площині сонячного вертикала, де кутовий хід КСЯ найбільш яскраво виражений. Поверхня, що показує залежність КСЯ від кута візування, називається просторовою Індикатриса КСЯ. По виду індикатрис відображення поверхні бувають чотирьох видів: ортотропні, дзеркальні, анти-дзеркальні, комбіновані.

Поляризаційні методи. Додаткова інформація для оцінки параметрів стану об'єктів може бути отримана шляхом вимірювання поляризаційних параметрів випромінювання, що приймається компонентів вектору Стокса або ступеня і азимута поляризації.

Структурнометричні методи. Досвід дешифрування аерокосмічних зображень показав, що земні об'єкти можуть ефективно розпізнаватися по просторовій структурі їх поля яскравості.

Тепловий ІК-діапазон. Дистанційні вимірювання, що виконуються в тепловому ІЧ-діапазоні, використовуються для виявлення теплових явищ на відстані. Фізичною передумовою використання методів є відмінність в температурі і коефіцієнті випромінювання компонентів ландшафту. Для вивчення природних ресурсів метод пасивного дистанційного зондування в тепловій області можна реалізувати в двох основних варіантах. Перший - це інтегральний метод, коли порівнюють значення радіаційної температури або температурні контрасти, причому випромінювання реєструє в першому або другому атмосферних вікнах (3-5 мкм або 8-14 мкм) або їх більш вузьких ділянках. Другий - це спектральний метод, коли для виявлення і розпізнавання об'єктів порівнюють їх спектри в діапазоні 8-14 мкм.

Цей метод досить перспективний для картування гірських порід і ґрунтів, що розрізняються за змістом кремнезему (спостерігаються чіткі мінімуми коефіцієнта випромінювання цих порід в інтервалі 9-12 мкм).

Інтегральний метод, використовують в двох модифікаціях. У першій, - для проведення кількісних радіометричних вимірювань, пов'язаних з визначенням температури поверхні, застосовують інфрачервоні радіометри. Вони порівняно прості по пристрою, надійні в роботі. Однак профільний характер інформації ускладнює її інтерпретацію з точки зору реєстрації, впізнання і прив'язки малорозмірних об'єктів. Тому радіометри знаходять застосування при вивченні протяжних температурних фонів з невеликими температурними градієнтами, наприклад, для визначення температури води в акваторіях, снігового і крижаного покриву, однорідних поверхонь ґрунту і рослинності.

Друга модифікація інтегрального методу призначена для якісного аналізу теплових явищ. У цьому випадку мова йде про візуалізації теплового розподілу об'єктів, яке безпосередньо оком не сприймається. Система (тепловізійна, термографічна) при цьому формує зображення, бачиться яскравий контраст пропорційний тепловому контрасту об'єкта, що спостерігається. Це зображення дозволяє проводити огляд, визначати місце розташування об'єктів та розпізнавати їх форми. При цьому інформація про розподіл температурного поля об'єктів досить малого розміру (кілька метрів і менше) має високу чутливість (десяті частки градуса).

СВЧ-діапазон. Електромагнітні хвилі радіодіапазону, що охоплює область спектра від 1 мм до десятка метрів, знаходять все більш широке застосування в ДЗ. Так як цей діапазон не є предметом дослідження в даній роботі, то зазначимо лише на три основні методи СВЧ-зондування, не розглядаючи їх сутність. Зазвичай розрізняють методи активної (бістатичних) і пасивної (СВЧ-радіометр) радіолокації.

Апаратура для дистанційного зондування

Бортові пристрої для ДЗ Землі, їх схемні і конструктивні рішення наочно відображають шляхи розвитку адекватних їм методів і технологій. Фізичні і методичні можливості спостереження обмежують спектральний діапазон випромінювання, що використовується для цих цілей, рамками оптичної і мікрохвильової областей спектра.

Фотографічні системи. При спостереженні поверхні Землі широко використовуються різні типи апаратури. Історично першими були фотографічні системи, які застосовуються і до теперішнього часу. Вони мають цілу низку переваг, які дозволяють їм витримувати конкуренцію з найсучаснішими електронними системами. У них зображення фіксується на фотоматеріалі і може аналізуватися, розмножуватися і зберігатися без додаткового використання складних технічних засобів. Фотозображення володіє дуже високою роздільною здатністю м високою геометричною точністю зображення. Крім того, ця технологія високо розвинена, а вартість апаратури відносно низька. Фотографічні системи поділяються на такі основні типи: оглядові, панорамні, топографічні, багатозональні і зоряні.

Телевізійні системи. Телевізійні системи є кадровими системами і працюють в тому ж діапазоні, що і фотографічні (0,4-0,9 мкм). Вони в основному використовують камери типу «Відікон». Зображення формується зарядами на плоскому світло чутливому екрані і зчитується розгортають електронним променем. Величина яскравості точок зображення перетворюється в відповідні величини напруги, які кодується по частоті і амплітуді, перетворюються в числову запис імпульсу і передаються на Землю. На Землі вона знову перетвориться в відповідні величини яскравості елементів зображення і з екрану знімається та відповідний носій інформації.

Переваги телевізійних систем перед фотографічними в тому, що відеосигнал передається на Землю оперативне, як величина напруги, що дозволяє використовувати автоматичні методи обробки. Основним недоліком телесистем є порівняно малий просторову роздільну здатність.

Багатоспектральні скануючі системи. В даний час системи є основним засобом отримання відеоінформації про стан природного середовища. Вони здійснюють зйомки в широкому діапазоні від ультрафіолетового до теплового інфрачервоного (0,3-14,0 мкм). У них електромагнітне випромінювання, відбите або випускається об'єктами ландшафту, за допомогою оптичної системи сканера фокусується на фотоприймачах. Вони перетворюють падаюче на них випромінювання в електричний сигнал, який записується на магнітній стрічці, в аналоговому або цифровому вигляді. Особливість цих приладів полягає в тому, що їх чутливий елемент (фотоприймач) реєструє випромінювання в малих тілесних кутах, забезпечуючи високу роздільну здатність об'єктів на земній поверхні. Для забезпечення отримання інформації про всю досліджуваної території проводиться сканування цієї місцевості малим кутовим полем за певним законом. Для цього використовують різні типи оптико-механічних скануючих систем. Деякі прилади використовують електронне сканування на основі ПЗС-матриці. Завдяки використанню магнітних носіїв для запису спектральних даних,

останні легко піддаються репродукування, тобто, розмноженню і широкому поширенню споживачам. Можливість запису багато-спектральних даних відкрила нові широкі можливості обробки та подання багатозональних зображень за допомогою ЕОМ.

Методи та засоби спостереження та контролю за станом навколишнього середовища

Для отримання об'єктивної інформації про стан і про рівень забруднення різних об'єктів навколишнього середовища необхідно розташовувати надійними засобами і методами екологічного контролю. Підвищення ефективності контролю за станом природного середовища може бути досягнуто підвищенням продуктивності, оперативності та регулярності вимірювань, збільшенням масштабності охоплення одночасним контролем; автоматизацією і оптимізацією технічних засобів контролю і самого процесу.

Дистанційні методи контролю навколишнього середовища

Зондувальні поля мають широкий набір інформативних ознак і різноманітністю ефектів взаємодії з речовиною об'єкта контролю. Принципи функціонування засобів неконтактного контролю умовно поділяють на пасивні і активні. У першому випадку здійснюється прийом зондуючого поля, що виходить від самого об'єкта контролю, в другому проводиться прийом відбитих, які пройшли або випромінювання зондуючих полів, створених джерелом.

Неконтактні методи спостереження і контролю представлені двома основними групами методів: аерокосмічними та геофізичними. Основними видами аерокосмічних методів дослідження є оптична фотозйомка, телевізійна, інфрачервона, радіотеплова, радіолокаційна, радарна і багатозональна зйомка.

Неконтактний контроль атмосфери здійснюється за допомогою радіоакустичного і лідарних методів.

Спочатку радіохвилі були використані для аналізу стану іоносфери (по відображенню і заломлення хвиль), потім сантиметрові хвилі застосували для дослідження опадів, хмар, турбулентності атмосфери.

Область використання радіоакустичного методів обмежена порівняно локальними обсягами повітряного середовища (близько 1-2 км в радіусі) і допускає їх функціонування в наземних умовах і на борту повітряних суден.

Однією з причин появи відбитого акустичного сигналу є дрібномасштабні температурні неоднорідності, що дозволяє контролювати температурні зміни, профілі швидкості вітру, верхню межу туману.

Принцип лідарного (лазерного) зондування полягає в тому, що лазерний промінь розсіюється молекулами, частками, неоднорідностями повітря; поглинається, змінює свою частоту, форму імпульсу, в результаті чого виникає флюоресценція, яка дозволяє якісно або кількісно судити про таких параметрах повітряного середовища, як тиск, щільність, температура, вологість, концентрація газів, аерозолів, параметри вітру. Перевага лідарного зондування полягає в монохроматичності, когерентності та можливості змінювати спектр, що дозволяє вибірково контролювати окремі параметри повітряного середовища. Головний недолік - обмеженість стелі зондування атмосфери з Землі впливом хмар.

Основними методами неконтактного контролю природних вод є радіояскравий, радіолокаційний, флуоресцентний. Радіояскравий метод використовує діапазон зондуючих хвиль від видимого до метрового для одночасного контролю хвилювання, температури і солоності. Радіолокаційний (активний) метод полягає в прийомі і обробці (амплітудної, енергетичної, частотної, фазової, поляризаційної, просторово-часової) сигналу, відбитого від схвильованої поверхні.

Для дистанційного контролю параметрів нафтового забруднення водного середовища (площа покриття, товщина, приблизний хімічний склад) використовується лазерний відбивний, лазерний флуоресцентний методи і фотографування в поляризованому світлі.

Флуоресцентний метод заснований на поглинанні оптичних хвиль нафтою і відмінності спектрів світіння легких і важких фракцій нафти. Оптимальний вибір довжини збудливою хвилі дозволяє по амплітуді і формі спектрів флуоресценції ідентифікувати типи нафтопродуктів.

Геофізичні методи досліджень застосовуються для вивчення складу, будови і стану масивів гірських порід, в межах яких можуть розвиватися ті чи інші небезпечні геологічні процеси. До них відносяться: магніторозвідка, електророзвідка, терморозвідка, візуальна зйомка (фото, відео), ядерна геофізика, сейсмічні й геоакустичний і інші методи.

У програму наземних інструментальних геофізичних спостережень в системі моніторингу включають:

- райони розміщення дорогих, відповідальних і особливо небезпечних об'єктів промислового і цивільного будівництва;
- промислові зони, в яких ведеться видобуток корисних копалин, відкачування (закачування) підземних вод, розсолів (промислових стоків), місця складування відходів і т.п.;
- території, зайняті паливно-енергетичними комплексами;
- території з мульдами осідання земної поверхні;
- території зайняті промисловими підприємствами, на яких виконуються прецизійні роботи в різних сферах виробничої діяльності;
- території з несприятливою і напруженою екологічною обстановкою;
- території розташування унікальних архітектурних споруд та історичних пам'яток.

Основним видом безпосереднього вивчення небезпечних геологічних процесів і явищ є комплексна інженерно-геологічна зйомка (ІГС). Методика комплексної ІГС до теперішнього часу досить добре відпрацьована. Зараз практично вся територія України покрита державної середньомасштабні зйомкою (1: 200 000; 1: 100 000 і в ряді випадків 1: 50 000). Методи отримання інженерно-геологічної інформації в ході зйомки добре розроблені і включають в себе комплекс підготовчих, польових, лабораторних досліджень. В ході ІГС польове вивчення базується на традиційних маршрутах геологічних, топографо-геодезичних і ландшафтно-індикаційного дослідженнях, гірничопрохідницьких і бурових розвідувальних роботах, польовому випробуванні гірських порід, динамічному і статичному зондуванні і т.п. У цей комплекс робіт включаються і спеціальні аерокосмічні, геофізичні, математичні, геодезичні, гідрогеологічні спостереження.

З 1992-х рр. в Україні проводилися організаційні роботи в області екологічного моніторингу з використанням космічних засобів, а також формування інфраструктури регіональних центрів збору і прийому космічної інформації. В Україні існує кілька космічних систем дистанційного зондування, які можна застосувати для спостережень за розвитком небезпечних природних процесів і явищ. Основними і найбільш доступними для використання в ЕГСЕМ з них є системи дистанційного зондування «Метеор», «Океан», «Ресурс-0», «Ресурс-2» і ін.

Зображення із супутників передаються на Землю в реальному масштабі часу в діапазоні 1700 МГц.

Можливість вільного прийому супутникової інформації наземними станціями забезпечується Всесвітньою метеорологічною організацією згідно з концепцією «Відкритого неба».

На наземних станціях прийому супутникової інформації проводиться прийом, демодуляція, первинна обробка і підготовка супутникових даних до введення в персональний комп'ютер станції.

Супутникові дані дистанційного зондування дозволяють вирішувати такі завдання контролю стану навколишнього середовища:

- визначення метеорологічних параметрів: вертикальні профілі температури, інтегральні характеристики вологості, характер хмарності;
- контроль динаміки атмосферних фронтів, ураганів, отримання карт великих стихійних лих;
- визначення температури підстильної поверхні, оперативний контроль і класифікація забруднень ґрунту і водної поверхні;
- виявлення великих або постійних викидів промислових підприємств;
- контроль техногенного впливу на стан лісопаркових зон;
- виявлення великих пожеж і виділення пожежонебезпечних зон в лісах;
- виявлення теплових аномалій та теплових викидів великих виробництв і ТЕЦ в мегаполісах;
- реєстрація димних шлейфів від труб;
- моніторинг і прогноз сезонних паводків і розливи річок;
- виявлення і оцінка масштабів зон великих повеней;
- контроль динаміки снігових покривів і забруднень снігового покриву в зонах впливу промислових підприємств.

Контроль забруднення атмосферного повітря

При організації контролю забруднення атмосферного повітря слід враховувати склад атмосферного повітря та класифікацію забруднювачів повітря.

Повітря в основному складається з азоту (78,08%), кисню (20,95%), значно меншої кількості інертного газу аргону (0,93%) і ще меншого - вуглекислого газу (0,03%). Крім цих постійних компонентів повітря, важливим компонентом є також водяна пара, зміст якого змінюється від 0% в сухому повітрі до 4% у вологому повітрі. Основна маса водяної пари міститься в нижніх шарах (до 6 км) атмосфери, в стратосфері вони практично відсутні.

Всі інші наявні в атмосфері, містяться лише в невеликій кількості, що становлять у сумі 0,02%. Кількість інертних газів (неону, гелію, криптону, ксенону) в повітрі коливається від тисячних до мільйонних часток відсотка. В атмосферному повітрі міститься також незначна кількість водню.

Домішками атмосферного повітря природного походження, що утворюються в результаті хімічних і біологічних процесів, є такі газоподібні речовини як аміак, оксиди азоту, метан, сірководень і ін. Гниття органічних речовин сприяє надходженню в повітря сірководню, аміаку. В результаті бродіння вуглецевих речовин виділяється метан. Оксиди азоту в невеликих кількостях утворюються під час грози при взаємодії азоту з киснем.

Пилові частинки від промислових і природних джерел також виявляються досить істотним компонентом повітря, хоча зазвичай вони присутні у відносно невеликих кількостях. Природними джерелами пилу є діючі вулкани, вітрова ерозія ґрунтів, біологічні процеси (пилوک рослин), лісові пожежі, виноси з поверхонь морів і океанів, а також космічний пил.

В повітрі містяться також мікроорганізми (бактерії, віруси, цвілеві грибки і ін.). Патогенні мікроорганізми серед них зустрічаються рідко і в незначних кількостях.

Всі інші сполуки, які змінюють природний склад атмосфери, що потрапляють в повітря з різних джерел (в основному антропогенного походження), класифікуються як забруднювачі.

Основними джерелами забруднення атмосферного повітря є:

- промисловість (виробництво енергії, чорна та кольорова металургія, хімічна і нафтохімічна промисловість, підприємства з виробництва будівельних матеріалів, гірничодобувна промисловість);
- транспорт.

Залежно від джерела і механізму утворення розрізняють первинні і вторинні забруднювачі повітря. Первинні представляють собою хімічні речовини, що потрапляють безпосередньо в повітря із стаціонарних або рухомих джерел. Вторинні утворюються в результаті взаємодії в атмосфері первинних забруднювачів між собою і з присутніми в повітрі речовинами (кисень, озон, аміак, вода) під дією ультрафіолетового випромінювання. Часто вторинні забруднювачі, наприклад, речовини групи пероксиацетілнітратів, набагато більш токсична первинних забруднювачів повітря. Велика частина присутніх в повітрі твердих частинок і аерозолів є вторинними забруднювачами.

З урахуванням токсичності і потенційної небезпеки забруднювачів, їх поширеності та джерел емісії вони були розділені умовно на кілька груп:

- 1) основні (критеріальні) забруднювачі атмосфери - оксид вуглецю, діоксид сірки, оксиди азоту, вуглеводні, тверді частинки і фотохімічні оксиданти;
- 2) поліциклічні ароматичні вуглеводні;
- 3) сліди елементів (в основному метали);
- 4) постійні гази (діоксид вуглецю, фторхлорметани і ін.);
- 5) пестициди;
- 6) абразивні тверді частинки (кварц, азбест і ін.);
- 7) різноманітні забруднювачі, які надають багатосторонню дію на організм (нітрозаміни, озон, поліхлоровані біфеніли, сульфати, нітрати, альдегіди, кетони та ін.).

Стандарти якості атмосферного повітря

Для збереження чистоти атмосфери необхідний ретельний і дієвий контроль ступеня забруднення повітря.

Ступінь забруднення атмосферного повітря сильно коливається в часі і просторі і визначається наступними факторами:

- особливостями джерел емісії забруднювачів (тип джерела, природа і властивості забруднюючих повітря речовин, обсяг викиду);
- впливом метеорологічних і топографічних факторів (напрямок і швидкість вітру, температурні інверсії, атмосферний тиск, вологість повітря, рельєф місцевості і відстань до джерела забруднення).

Для боротьби із забрудненням атмосферного повітря необхідні стандарти якості повітря (гранично допустимі концентрації ГДК), на базі яких здійснюються всі заходи по збереженню чистоти довкілля. Наявність стандартів якості повітря дозволяє спрямовувати зусилля по оздоровленню атмосферного повітря більш раціонально, тобто на заходи в тих регіонах, де рівень забруднення повітря перевищує ГДК.

Для санітарної оцінки повітряного середовища використовують такі види гранично допустимих концентрацій:

- ПДК_{рз} - гранично допустима концентрація шкідливої речовини в повітрі робочої зони, що виражається в мг / м³;
- ПДК_{мр.рз} - максимальна разова концентрація шкідливої речовини в повітрі робочої зони (мг / м³);
- ПДК_{сс.рз} - середньозмінна гранично допустима концентрація шкідливої речовини в повітрі робочої зони (мг / м³);
- ПДК_{пп} - гранично допустима концентрація шкідливої речовини на території промислового підприємства (зазвичай приймається ПДК_{пп} = 0,3 ПДК_{рз});
- ОБУВ - орієнтовно безпечні рівні впливу (для хімічних речовин, на які ГДК не встановлено, повинні переглядатися через кожні два роки з урахуванням накопичення даних про здоров'я працюючих або замінюватися ГДК);
- ВДК_{рз} - тимчасово допустима концентрація хімічної речовини в повітрі робочої зони (тимчасовий галузевої норматив на 2-3 роки);
- ОДК_{рз} - орієнтовно допустима концентрація хімічної речовини в повітрі робочої зони;
- ПДК_{нп} - гранично допустима концентрація шкідливої речовини в атмосферному повітрі населеного пункту (в повітрі населених місць визначають ПДК_{мр} і ПДК_{сс});
- ПДК_{мр} - максимальна разова концентрація шкідливої речовини в повітрі населених місць (мг / м³);
- ПДК_{сс} - середньодобова гранично допустима концентрація шкідливої речовини в повітрі населених місць (мг / м³).

При встановленні ПДК_{рз} і ПДК_{нп} враховується різний характер впливу речовини на людину в умовах виробництва і в населеному місці. При визначенні впливу речовини в робочій зоні знаходяться практично здорові, дорослі люди, і час дії обмежено довжиною робочого дня і робочим стажем. При визначенні ж ПДК_{нп} обліку підлягають інші чинники; береться до уваги, що речовина впливає цілодобово і протягом усього життя на всіх людей (дорослих і дітей, здорових і хворих).

Тому для одного і того ж забруднювача ПДК_{рз} в десятки і навіть сотні разів вище, ніж ПДК_{нп}.

Атмосферні забруднювачі за класифікацією шкідливих речовин за ступенем токсичності і небезпеки відносяться до чотирьох класів небезпеки:

- 1-й клас - надзвичайно небезпечні (бенз (а) пірен, свинець та його сполуки);
- 2-й клас - високонебезпечні (NO₂, H₂S, HNO₃);
- 3-й клас - помірно небезпечні (пил неорганічна, сажа, SO₂);
- 4-й клас - малонебезпечні (бензин, CO).

Оцінка якості атмосферного повітря заснована на порівнянні фактично вимірної концентрації з ГДК.

При одночасному присутності кількох забруднюючих речовин, що володіють ефектом сумачії, їх безрозмірна концентрація X не повинна перевищувати одиницю. Чим більше кратність перевищення ГДК, тим гірше якість повітря. Чим вище безрозмірний показник X для речовин з адитивними діями, тим гірше якість повітря.

На практиці в повітрі є, як правило, кілька забруднюючих речовин. Тому для оцінки якості повітря застосовується комплексний показник I - індекс забруднення атмосфери (ІЗА), який дорівнює сумі нормованих по ГДК і приведених до концентрації діоксиду сірки середніх змістів забруднюючих речовин.

Класи екологічного стану атмосфери визначають за чотирьох бальною шкалою. Клас норми відповідає рівню забруднення нижче середнього за шкалою, клас ризику дорівнює середньому рівню, клас кризи вище середнього рівня. Ранжування екологічного стану атмосфери по класах здійснюється через розрахунок комплексного індексу забруднення атмосфери.

Необхідно здійснювати постійний санітарний контроль за дотриманням ГДК токсичних речовин в повітрі робочої зони і атмосфері і гранично допустимих викидів (ГДВ) промислових підприємств, що проводяться хіміками санітарно-епідеміологічних станцій (СЕС) і санітарно-гігієнічних лабораторій промислових підприємств.

Контроль забруднення ґрунтів (оцінка ступеня забруднення ґрунтів)

Будь-який ґрунт можна розглядати як гетерогенну, багатофазну систему, що складається з трьох фаз: твердої, рідкої і газоподібної. У твердій фазі переважають мінеральні утворення (50 ... 60% від загального складу ґрунту), які представлені первинними (кварц, польові шпати) і вторинними (глинисті мінерали: каолінит, монтморилоніт, гідролюд, змішанослойні мінерали; мінерали оксидів заліза, алюмінію, марганцю, кремнію; мінерали-солі: доломіт, сода, кальцій, магнезит, трону, гіпс, ангідрит, мирабилит, галит, фосфати, нітрати, сульфіді і ін.) мінералами. До цієї ж фази відносяться різні органічні речовини (до 10%), в тому числі гумус або перегній, а також ґрунтові колоїди, що мають органічне, мінеральне або органо-мінеральне походження.

Рідку фазу ґрунту (ґрунтовий розчин, 25 ... 30%) становить вода з розчиненими в ній органічними та мінеральними сполуками, а також газами.

Газову фазу ґрунту (15 ... 25%) становить «ґрунтове повітря», що включає гази, що заповнюють вільні від води пори, а також гази, адсорбовані колоїдними частинками і розчинені в ґрунтовому розчині.

Найважливіше значення ґрунтів складається в акумулюванні органічної речовини, різних хімічних елементів, а також енергії. Ґрунтовий покрив виконує функції біологічного поглинача, руйнівника і нейтралізатора різних забруднень.

Якщо ця ланка біосфери буде зруйновано, то сформоване функціонування біосфери безповоротно порушиться. Саме тому надзвичайно важливо вивчення глобального біохімічного значення ґрунтового покриву, його сучасного стану і зміни під впливом антропогенної діяльності.

Налічується не менше шести типів антропогенно-технічних впливів, які можуть викликати різного рівня погіршення ґрунтів. Серед них:

- 1) водна та вітрова ерозія;
- 2) засолення, підлужування, підкислення;
- 3) заболочення;
- 4) фізична деградація, включаючи ущільнення і кіркоутворення;
- 5) руйнування і відчуження ґрунту при будівництві і видобутку корисних копалин;
- 6) хімічне забруднення ґрунтів, яке може бути викликане наступними причинами:
 - атмосферним переносом забруднюючих речовин (важкі метали, кислі дощі, фтор, миш'як, радіонукліди, пестициди);
 - сільськогосподарським забрудненням (добрива, пестициди);
 - наземним забрудненням - відвали великотоннажних виробництв, відвали паливно-енергетичних комплексів, сміття;
 - забрудненням нафтою і нафтопродуктами.

КЛАСИФІКАЦІЯ АВАРІЙ ТЕХНОГЕННОГО ХАРАКТЕРУ З УРАХУВАННЯМ МАСШТАБУ ЗАПОДІЯНИХ ЧИ ОЧІКУВАНИХ ЕКОНОМІЧНИХ ЗБИТКІВ

Так у 2015-2017 р. в Україні зареєстровано 463 надзвичайних ситуацій, які відповідно до Національного класифікатора «Класифікатор надзвичайних ситуацій» ДК 019:2010 розподілилися на: техногенного характеру - 56; природного характеру - 89; соціального характеру – 4 (табл. Д.1, Д.2). НС[□] державного рівня на території Донецької та Луганської областей, пов'язані із протиправними діями терористичного спрямування, що здійснюються незаконними воєнізованими формуваннями. Не враховані НС, які сталися в Автономній Республіці Крим та місті Севастополь.

Унаслідок цих надзвичайних ситуацій загинуло 183 особи (з них – 37 дітей) та постраждало 1856 осіб (з них – 861 дитина). За масштабами надзвичайні ситуації, що виникли у 2016 році, розподілилися на: державного рівня- 1; регіонального рівня- 9; місцевого рівня- 64; об'єктового рівня- 75.

Слід визначити, що у теперішній час має місце відсутність єдиного центру моніторингу та прогнозування надзвичайних ситуацій. Моніторинг і прогнозування надзвичайних ситуацій в Україні здійснюються на рівні регіональних, галузевих або інших самостійних систем, не об'єднаних у єдиний інформаційно-аналітичний комплекс, що не дозволяє ефективно прогнозувати виникнення НС та вживати запобіжні заходи щодо зменшення їх негативних наслідків.

Таблиця Д.1

Кількісні показники НС[□], що виникли у 2015-2017р.

Дані про надзвичайні ситуації	2015 рік	2016 рік	2017 рік
Загальна кількість НС:	148	149	166
В тому числі за класами:			
Техногенного характеру	63	56	50
Природного характеру	77	89	107
Соціального характеру	8	4	9
В тому числі за рівнями:			
Державного рівня	2	1	2
Регіонального рівня	9	9	8
Місцевого рівня	62	64	69
Об'єктового рівня	75	75	87
Загибло людей внаслідок НС	242	183	172
Постраждало людей внаслідок НС	962	1856	882
Матеріальні збитки від НС, тис. грн.	532723	265306	896804

Зростання масштабів господарської діяльності і кількості великих промислових комплексів, концентрація на них агрегатів і установок великої і надвеликої потужності, використання у виробництві великих кількостей потенційно небезпечних речовин збільшує вірогідність виникнення техногенних аварій.

Надзвичайні ситуації техногенного походження загрожують людині, економіці і природному середовищу або здатні створити загрозу внаслідок імовірного вибуху, пожежі, затоплення або забруднення (зараження) навколишнього середовища.

Надзвичайні ситуації техногенного характеру виникають на хімічно небезпечних об'єктах, радіаційно-небезпечних об'єктах, вибухо та пожежо-небезпечних об'єктах, а також гідродинамічно небезпечних об'єктах. Останнім часом значно зростає, також, небезпека від аварій і катастроф на транспорті.

Надзвичайні ситуації техногенного характеру класифікуються за такими основними ознаками:

– за масштабами наслідків (об'єктового, місцевого, регіонального і загальнодержавного рівня);

– за галузевою ознакою (надзвичайні ситуації у сільському господарстві; у лісовому господарстві; у заповідній території, на об'єктах особливого природоохоронного значення; у водоймах; матеріальних об'єктах – об'єктах інфраструктури, промисловості, транспорту, житлово-комунального господарства та населення – персонал підприємств та установ, мешканці житлових будинків, пасажери транспортних засобів).

При управлінні екологічною безпекою враховуємо наступні об'єкти екологічного моніторингу.

Радіаційно-небезпечні об'єкти (РНО).

До типових РНО відносяться:

– атомні електростанції (АЕС), підприємства з виготовлення ядерного палива, з переробки ядерного палива і поховання радіоактивних відходів;

– науково-дослідні та проектні організації, які працюють з ядерними реакторами; ядерні енергетичні установки на об'єктах транспорту.

На території України діють 5 атомних електростанцій з 16-ма енергетичними ядерними реакторами і 2 дослідних ядерних реактори та більше 8-ми тисяч підприємств і організацій, які використовують у виробництві, науково-дослідній роботі та медичній практиці різноманітні радіоактивні речовини, а також зберігають та переробляють радіоактивні відходи.

Радіаційні аварії – це аварії з викидом (виходом) радіоактивних речовин (радіонуклідів) або іонізуючих випромінювань за межі, не передбачені проектом для нормальної експлуатації радіаційно небезпечних об'єктів, в кількостях, що перевищують установлені межі їх безпечної експлуатації.

Статистичні дані щодо кількісних показників класифікованих НС[□], що
виникли у 2015-2017р.

Вид НС [□]	2015 рік	2016 рік	2017 рік
НС унаслідок аварій чи катастроф на транспорті	14	11	16
НС унаслідок пожеж, вибухів	40	36	22
у тому числі			
у будівлях або спорудах житлової призначеності	30	29	14
НС унаслідок наявності у навколишньому середовищі шкідливих і радіоактивних речовин понад ГДК	1	0	1
НС унаслідок раптового руйнування будівель і споруд	2	4	4
НС унаслідок аварій у системах життєзабезпечення	5	4	7
НС унаслідок аварій у системах нафтогазового промислового комплексу	1	1	0
Всього НС техногенного характеру	63	56	50
НС природного характеру:			
Геологічні НС	2	1	1
Метеорологічні НС	2	6	7
Гідрологічні НС поверхневих вод	1	0	2
НС, пов'язані з пожежами у природних екологічних системах	13	4	11
Медико-біологічні НС	59	78	86
НС природного характеру	77	89	107
НС соціального характеру:			
Встановлення вибухового пристрою у багатолюдному місці, установі (організації, підприємстві), житловому секторі, транспорті	1	1	2
НС, пов'язані з нещасними випадками з людьми	6	3	7
Всього НС соціального характеру	6	4	9
Всього НС	148	149	166

Атомні електростанції. Найбільш небезпечними із всіх аварій на РНО є аварії на атомних електростанціях з викидом радіонуклідів в атмосферу і гідросферу, що призводить до радіоактивного забруднення навколишнього середовища. На території України трансграничним джерелом потенційної небезпеки є аварії з викидом радіоактивних продуктів на АЕС інших держав.

При прогнозуванні та оцінці радіаційної обстановки передбачається два види можливих аварій, при яких створюється небезпечна радіаційна обстановка

на місцевості, що потребує здійснення заходів щодо захисту населення, це – гіпотетична аварія та аварія з руйнуванням реактора.

Гіпотетична аварія – аварія, для якої проектом не передбачаються технічні заходи, що забезпечують безпеку АЕС. При викиді радіоактивних речовин в атмосферу виникає небезпечна радіаційна обстановка, що може призвести до опромінення населення.

Аварія з повним руйнуванням ядерного реактора може відбутися внаслідок стихійного лиха, падіння повітряного транспорту на споруди АЕС, вибуху звичайних боєприпасів тощо. Вона супроводжується руйнуванням трубопроводів з теплоносієм, ушкодженнями реактора і герметичних зон, відмовою систем керування і захисту, що викликає миттєву втрату герметичності конструкцій реактора і викид радіоактивних речовин з потоками пари в навколишнє середовище. Разом з тим можливе розкидання радіоактивних уламків конструкцій паливних елементів.

Наслідки аварій і руйнування об'єктів із ядерними компонентами характеризуються насамперед масштабами радіоактивного забруднення навколишнього середовища і опромінення населення. Вони залежать від геофізичних параметрів атмосфери, що визначають швидкість рознесення викиду; від розміщення людей, тварин, сільськогосподарських угідь, житлових, громадських і виробничих будівель у зоні аварії; від здійснення захисних заходів та ряду інших чинників.

Основними визначальними чинниками радіоактивного забруднення навколишнього середовища і опромінення населення є ізотопний склад, активність і динаміка викиду радіонуклідів в атмосферу. В практиці експлуатації АЕС мали місце численні випадки викиду радіонуклідів за межі станції. Особливо серйозні радіаційні наслідки пов'язані з аварією на Чорнобильській АЕС. Внаслідок вибуху реактора четвертого енергоблока станції відбулося часткове руйнування реакторного залу і даху машинного залу. У реакторному залі виникла пожежа. Через пролом у будинку на територію станції була викинута значна кількість твердих матеріалів: уламків робочих каналів, таблеток двоокису урану, шматків графіту й уламків конструкцій. Утворилася гідро-аерозольна хмара з потужною радіаційною дією, яка поширилася на значну відстань.

Тривалий час викидів, проникнення частини аерозолів в нижні шари тропосфери зумовили утворення великих зон радіоактивного забруднення, що вийшли за межі України. Радіоактивне забруднення мало вид локальних плям. Сформувалися значні за площею зони, де були перевищені допустимі рівні забруднення за найбільш радіаційно небезпечними радіонуклідами - плутонієм-239, стронцієм-90 і цезієм-137. Все це призвело до радіоактивного забруднення води і харчових продуктів, особливо молочних, яке у багато разів перевищувало не лише фонові, але і нормативні показники на значній частині території України, країн ближнього і далекого зарубіжжя.

Тому розробку заходів щодо захисту населення в районах розміщення АЕС необхідно здійснювати з врахуванням найважчого варіанта розвитку аварії. В атмосферу може бути викинута до 100% інертних газів, йоду, цезію і телуру, 10-30% стронцію і до 3% таких радіонуклідів, як рутеній і лантан. Загальна активність викиду при аварії може досягти 10% загальної активності реактору на момент його зупинки або руйнування.

Радіоактивні відходи (РАВ). На території України розташовано понад 8000 різних установ та організацій, діяльність яких призводить до утворення радіоактивних відходів.

Основними джерелами радіоактивних відходів і місцями їх концентрування є:

- АЕС (накопичено 70 000 м³ РАВ);
- урановидобувна і переробна промисловість (накопичено 65,5 млн. тонн РАВ);

- медичні, наукові, промислові та інші підприємства і організації.

Виконання робіт щодо збирання, транспортування, переробки і тимчасового зберігання радіоактивних відходів та джерел іонізуючого випромінювання (ДІВ) від усіх цих підприємств та організацій, незалежно від їх відомчої підпорядкованості, здійснює Українське державне об'єднання “Радон” (накопичено 5000 м³ РАВ);

- зона відчуження Чорнобильської АЕС (понад 1,1 млрд. м³ РАВ);
- підприємства з поховання радіоактивних відходів. Поховання джерел іонізуючого (гамма- та нейтронного) випромінювання має проводитися тільки у спеціалізованих сховищах шляхом безконтейнерного розвантаження джерел, проте в Україні ДІВ ховають здебільшого у захисних контейнерах. Зараз сховища для твердих РАВ заповнені майже повністю або на 80–90% на більшості спецпідприємств, крім Харківського та Львівського спецкомбінатів.

Дослідні атомні реактори. На території України знаходяться 2 дослідницьких реактори, які розташовані у м. Києві та у м. Севастополі. Небезпека від можливої аварії на реакторах загрожує радіоактивним викидом у першу чергу населенню міст, у яких вони розташовані. За архівними даними, на Київському реакторі були аварії у 1968, 1969 і 1970 роках. Тільки у 1968 році в навколишнє середовище було викинуто 40 кюрі радіоактивного йоду, що перевищило допустиму норму у 400 разів. 04.02.1970 р. на реакторі в результаті аварії було опромінено 17 чоловік. Крім того, реактори знаходяться в зоні польотів повітряного транспорту.

Підприємства з видобутку та переробки уранових руд знаходяться у Дніпропетровській, Кіровоградській та Миколаївській областях і належать до виробничого об'єднання “Східний гірничо-збагачувальний комбінат” (ВО СГЗК).

Переробка уранових руд з метою отримання закису-окису урану виконується на гідрометалургійному заводі ВО СГЗК, що знаходиться у промзоні міста Жовті Води Дніпропетровської області. Характерним для урановидобування та уранопереробки є те, що майже всі їх відходи являють собою джерела радіоактивного забруднення навколишнього середовища.

Джерела іонізуючого випромінювання в промисловості, медицині, дослідженнях та сільському господарстві.

Україна належить до держав з дуже розвинутим використанням джерел іонізуючого випромінювання (ДІВ) у всіх галузях господарчої та наукової діяльності. Нині в державі існує близько 8000 підприємств та Організацій (тільки по місту Києва – близько 400), які використовують більше 100 тисяч ДІВ.

Хімічно небезпечні виробництва.

Відповідно до Міжнародного Регістру у світі використовується в промисловості, сільському господарстві і побуті близько 6 млн. токсичних речовин, 60 тис. з яких виробляються у великих кількостях, в тому числі більше

500 речовин, які відносяться до групи сильнодіючих отруйних речовин (СДОР) – найбільш токсичних для людей. Об'єкти господарювання, на яких використовуються СДОР, є потенційними джерелами техногенної небезпеки. Це так звані хімічно небезпечні об'єкти. При аваріях та руйнуванні цих об'єктів можуть мати місце масові ураження людей, тварин і сільськогосподарських рослин СДОР. До хімічно небезпечних об'єктів (підприємств) відносяться:

- заводи і комбінати хімічних галузей промисловості, а також окремі установки і агрегати, які виробляють або використовують СДОР;
- заводи (або їх комплекси) з переробки нафтопродуктів;
- виробництва інших галузей промисловості, які використовують СДОР;
- підприємства, обладнані холодильними установками, водонапірними станціями та очисними спорудами, де використовують хлор або аміак;
- залізничні станції і порти, де концентрується продукція хімічних виробництв, термінали і склади на кінцевих пунктах переміщення СДОР;
- транспортні засоби, контейнери і наливні поїзди, автоцистерни, річкові і морські танкери, що перевозять хімічні продукти;
- склади і бази, на яких знаходяться запаси речовин для дезінфекції, дератизації сховищ для зерна і продуктів його переробки;
- склади і бази із запасами отрутохімікатів для сільського господарства.

Основними причинами виробничих аварій на хімічно небезпечних об'єктах можуть бути:

- вихід з ладу деталей, вузлів, устаткування, ємностей, трубопроводів;
- несправності у системі контролю параметрів технологічних процесів;
- несправності систем контролю і забезпечення безпеки виробництва;
- порушення герметичності зварних швів і з'єднувальних фланців;
- організаційні помилки та помилки персоналу;
- пошкодження в системі запуску і зупинки технологічного процесу, що може призвести до виникнення вибухонебезпечної обстановки;
- акти саботажу або диверсій з боку виробничого персоналу або сторонніх осіб;
- зовнішня дія сил природи і техногенних систем на обладнання. Існує можливість виникнення аварій внаслідок витікання (викиду) великої кількості хімічно небезпечних речовин. Це може статися внаслідок таких обставин:
 - заповнення резервуарів вище норми через помилки персоналу і відмови систем безпеки, що контролюють рівень;
 - пошкодження вагона – цистерни з хімічно небезпечними речовинами або ємностей для їх зберігання внаслідок відмови систем безпеки, що контролюють тиск;
 - розриви шлангових з'єднань у системі розвантаження;
 - полімеризація хімічно небезпечних речовин у резервуарах для їх зберігання;
 - витікання хімічно небезпечних речовин із насосів.

Головним фактором ураження при аваріях на хімічно небезпечних об'єктах є хімічне зараження місцевості і приземного шару повітря.

Усього в Україні функціонує 1810 об'єктів, на яких зберігається або використовується у виробничій діяльності більше 283 тис. тонн СДОР, у тому числі – 9,8 тис. тонн хлору, 178,4 тис. тонн аміаку.

Ці об'єкти розподіляються за ступенями хімічної небезпеки:

- перший ступінь хімічної небезпеки (у зонах можливого хімічного зараження від кожного з них мешкає більше 75 тис. чол.) – 76 об'єктів;
- другий ступінь хімічної небезпеки (у зонах можливого хімічного зараження від кожного мешкає від 40 до 75 тис. чол.) – 60 одиниць;
- третій ступінь хімічної небезпеки (у зонах можливого хімічного зараження від кожного мешкає менше 40 тис. чол.) – 1134 одиниць;
- четвертий ступінь хімічної небезпеки (зони можливого хімічного зараження від кожного не виходить за межі об'єкта) – 540 одиниць.

Всього у зонах можливого хімічного зараження від цих об'єктів мешкає близько 20 млн. чол. (38,5% населення країни).

Її адміністративно-територіальна одиниця (АТО) має ступінь хімічної безпеки, з них до 1 ступеня хімічної небезпеки (в зоні хімічного зараження знаходиться понад 50% мешканців) віднесено 154 АТО, до ступеня хімічної небезпеки (від 30 до 50% мешканців) – 47 АТО; до ступеня (від 10 до 30%) – 108 АТО.

Крім отруйних, є багато легкозаймистих та вибухонебезпечних хімічних речовин. Внаслідок аварій великі кількості СДОР можуть потрапити в навколишнє середовище, що може бути причиною масових отруєнь працівників і населення. Небезпека ураження людей може виникнути при ліквідації хімічної зброї, складовою частиною якої є високотоксичні бойові отруйні речовини.

Пожежо- та вибухонебезпечні об'єкти.

На об'єктах господарської діяльності України діє понад 1200 великих вибухо- та пожежонебезпечних об'єктів, на яких зосереджено понад 13,6 млн. тонн твердих і рідких вибухо- та пожежонебезпечних речовин. Вибухи та пожежі можуть статися на об'єктах, які виробляють або зберігають вибухонебезпечні та хімічні речовини в системах і агрегатах під великим тиском, а також на газо-нафтопроводах. В процесі виробництва за певних умов стають небезпечними і легко займаються деревинний, вугільний, торф'яний, алюмінієвий, борошняний та зерновий пил, а також пил бавовни та льону.

Переважна кількість вибухо-, пожежонебезпечних об'єктів розташована в центральних, східних і південних областях країни, де концентровані хімічні, нафто- і газопереробні, коксохімічні, металургійні та машинобудівні підприємства, функціонує розгалужена мережа нафто-, газо-, аміакопроводів, експлуатуються нафто-, газопромисли і вугільні шахти. Щорічно на дим та попіл перетворюються цінності на мільярди гривень. Кожної години у вогні гине 1 чоловік і близько 20 чоловік отримують опіки та травми.

Газо-, нафто- та продуктопроводи.

На території України протяжність магістральних газопроводів складає більше 35,2 тис. км, магістральних нафтопроводів - 3,9 тис. км. Їх роботу забезпечує 31 компресорна нафтоперекачувальна і 89 компресорних газоперекачувальних станцій. Протяжність продуктопроводів складає 3,3 тис. км.

Аналіз стану основних фондів та технічного обладнання нафто-, газо- і продуктопроводів показує, що існуюча їх мережа виробила свій ресурс і може зумовити підвищену аварійність в цій галузі економіки. При цьому 4,79 тис. км (14%) лінійної частини магістральних газопроводів відпрацювали свій амортизаційний строк, а 15 тис. км (44%) мають малонадійні та неякісні

антикорозійні покриття з полімерних стрічкових матеріалів, що призводить до інтенсивної корозії металу труб. Щорічно потрібно оновлювати 500 км лінійної частини магістральних газопроводів на рік. Фактичне виконання робіт з капітального ремонту та реконструкції газотранспортної системи майже у 10 разів нижче, ніж потрібно.

Більше 80% енергоблоків на теплових електричних станціях України вже відпрацювали свій розрахунковий ресурс, а 18% перевищили граничний ресурс. Близько 50 тис. км електромереж введено в експлуатацію до 1970 року і вони практично відпрацювали свій ресурс.

АВТОМАТИЗОВАНА ІНФОРМАЦІЙНА СИСТЕМА МОНІТОРИНГУ З ВИКОРИСТАННЯМ ДПЛА

Оснoву організаційної структури екологічного моніторингу становить автоматизована інформаційна система (АІС), яка створюється на базі комп'ютерних засобів.

Завданнями АІС моніторингу є: збереження і пошук режимної інформації про стан навколишнього середовища; цілеспрямована постійна обробка та оцінка інформації; виконання перманентних прогнозів розвитку і стану навколишнього середовища; рішення оптимізаційних задач з екологічного управління.

Структура АІС моніторингу яка складається з чотирьох взаємопов'язаних основних блоків, кожен з яких спрямований на вирішення однієї з перерахованих вище завдань.

Перший блок АІС становить автоматизована інформаційно-пошукова система (АІПС). Ця система являє собою базу даних, реалізовану за допомогою ЕОМ. У систему АІПС з спостережної мережі надходять всі первинні дані про об'єкт моніторингу (в тому числі і дані режимних спостережень), вони накопичуються в базі даних, попередньо обробляються, упорядковано і використовуються потім у всіх подальших операціях з оцінки та прогнозу стану екосистем.

Другим блоком АІС є автоматизована система обробки даних (АСОД). Ця система проводить цілеспрямовану обробку і оцінку інформації, що надходить з моніторингу екосистем.

Третій блок АІС являє собою автоматизовану прогнозно-діагностичну систему (АПДС). За допомогою цього блоку вирішуються всі питання щодо складання перманентних (тобто безперервно триваючих, повторюваних) прогнозів відповідно до функціональної схеми моніторингу. Цей блок реалізується за допомогою геоінформаційних технологій (ГІС-технологій).

Четвертий блок становить автоматизована система управління (АСУ), спрямована на вирішення завдань з управління та розробці рекомендацій. Він також практично реалізується за допомогою ГІС-технологій.

Всі чотири блоки АІС пов'язані один з одним і утворюють єдину функціонуючу систему. Основним питанням при організації АІС є її інформаційне, технічне і математичне забезпечення.

Інформаційне забезпечення становить змістовну основу, що зберігається в базі даних для її подальшого аналізу, обробки, оцінки, багатоцільового пошуку, поповнення та видачі. Дані збираються як з наглядових мереж моніторингу, так і зі сторонніх джерел (адміністративних органів, проектних і виробничих організацій, фондів, наукових бібліотек, архівів та ін.). Надходить в АІС будь-яка інформація повинна бути уніфікована, тобто приведена в вид, зручний для її подальшого використання в базі даних. Це надзвичайно важливе питання, особливо при створенні розгалужених локальних мереж моніторингу. Для уніфікації моделей вхідних і вихідних документів системи моніторингу, а також уніфікації логічної структури баз даних розробникам АІС слід дотримуватися

єдиних методичних положень, а також загальних рекомендацій щодо інформаційного забезпечення.

Первинна інформація надходить в АІПС по так званим інформаційним каналам зв'язку. Початковим ланкою в інформаційному каналі зв'язку є приймальні пристрої: датчики різної конструкції і функціонального призначення. З приймального пристрою інформація фільтрується, тобто проходить апаратну фільтрацію шумів, і потім піддається первинній обробці за допомогою різних стандартних програм на комп'ютері. Після первинної обробки даних проводиться інтерпретація інформації - найбільш складний процес в каналі зв'язку. Після цього інформація потрапляє в банк даних, де накопичується і використовується для подальшої обробки.

Технічне забезпечення АІС являє собою комплекс апаратних засобів для зберігання і обробки інформації, що реалізуються на базі персональних комп'ютерів, а також обладнання інформаційних мереж і периферійні пристрої (принтери, плотери, графічні, сканери, мережеві адаптери, модеми та ін.).

Математичне забезпечення АІС будується на базі наступних блоків програм: пошукові зі статистичною обробкою даних, прогнозно-діагностичні та оптимізаційні.

Пошукові програми являють собою бази даних, каталоги, редактори текстів, програми графічної обробки інформації, програми автоматизованого картографування, проектування та ін.

Цей пакет програм повинен вміти виконувати три основні функції: введення нових даних про об'єкти спостережень в системі моніторингу та їх зберігання, доступ до вже існуючих даних (пошук) і первинний аналіз даних.

Особливо важливу для організації моніторингу групу програмних засобів представляють комп'ютерні ГІС. З їх допомогою здійснюється побудова всіляких картографічних моделей, що становлять важливу частину моніторингу. Інформація моніторингу заноситься в бази даних, а потім в інтерактивному режимі складаються цифрові моделі карт і інші графічні матеріали (розрізи, тривимірні діаграми, графік і т.п.).

З кожним роком з'являються все нові ГІС. Одна з таких геоінформаційних систем (ILWIS) була розроблена Міжнародним інститутом по аерокосмічній зйомки та науках про Землю в Нідерландах.

Програми статистичної обробки даних виконують спектральний, кореляційний і регресивний аналізи, обчислення різних спеціальних функцій і ін. Найбільш повна статистична обробка даних можлива за допомогою програмного пакету STATISTICA, а також SPSS та ін.

Прогнозно-діагностичні програми включають в себе різні моделі (математичні, імітаційні і ін.). Можуть використовуватися різні програмні системи підтримки і комерційні програми моделювання (Matlab, пакети програм імітаційного і динамічного моделювання).

Для організації систем моніторингу локального, регіонального, національного рівнів необхідна комунікаційна система, що зв'язує всі рівні нижчого порядку в єдину інформаційну систему.

Існують три основні способи організації локальних обчислювальних систем. Перший спосіб з'єднання АІС заснований на використанні «загальної шини». При

цьому всі комп'ютери з'єднані в одну мережу і підключені до головного комп'ютера - сервера, який керує роботою всієї системи АІС локального рівня.

Другий спосіб з'єднання передбачає, що всі локальні АІС з'єднуються між собою каналами зв'язку в єдину мережу, яка і являє собою АІС більш високого локального рівня організації моніторингу.

Третій спосіб з'єднання локальних АІС заснований на використанні спеціального пристрою комутатора, який керує передачею даних між окремими комп'ютерами. Недоліком такої системи є її мала надійність: при поломці комутатора система виходить з ладу.

Організовані локальні інформаційні мережі АІС можуть з'єднуватися в регіональну та національну мережі. Їх реалізація найпростіше ґрунтується на використанні модемів. Однак для великих АІС регіонального рівня, для складної розгалуженої ланцюга національної системи моніторингу з великим об'ємом інформації, що пересилається модеми не годяться. В цьому випадку можуть використовуватися три основні варіанти з'єднання в регіональну мережу.

Комутація каналів - зв'язок організовується подібно телефонної; АІС нижчого рівня «набирає» телефонний номер одержувача комп'ютера на регіональному рівні, передає інформацію і закінчує «розмова». До такого виду зв'язку вдаються, коли не потрібно постійного спілкування між АІС. Різні компанії пропонують багато різновидів ліній комунікації каналів, які можуть бути використані для організації еколого-геологічного моніторингу.

Оренда каналів - встановлюється апаратне з'єднання між окремими АІС на основі постійного зв'язку. При цьому АІС регіонального рівня отримує в своє розпорядження зв'язок, яка діє постійно і при якій затримки на з'єднання відсутні. Саме в такому вигляді зв'язку виникає необхідність при організації АІС регіонального або національного рівня, коли відбувається постійний обмін великими обсягами інформації. Однак обидва ці варіанти зв'язку забезпечують зв'язок тільки двох організацій в системі моніторингу.

Мережа з комутацією каналів - використовується тоді, коли потрібно з'єднати між собою більше двох організацій в системі моніторингу з великим об'ємом інформації і при створенні національної мережі. При цьому дані проходять через комутатори, які розглядають адресну інформацію і перенаправляють пакет далі до тих пір, поки він не досягне своєї адреси.

ДИСТАНЦІЙНО-ПІЛОТОВАНІ АПАРАТИ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ













МЕТОДИКА РОЗРОБКИ ПЛАНУ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ

Методику розробки плану екологічного моніторингу розглянемо на прикладі екологічного порівняння техногенно небезпечних об'єктів. Розглянемо конкретний приклад застосування сформульованого підходу для восьми техногенно-небезпечних об'єктів (об'єкти Луганської та Донецької областей) [41].

Аналізувалися вісім проектів, запропонованих для включення в план екологічного моніторингу. Вони позначені таким чином: I-VIII. Всі об'єкти були спрямовані 12 експертам, включеним в експертну комісію. У наведеній нижче табл. Ж.1 наведені ранги восьми об'єктів, присвоєні їм кожним з 12 експертів відповідно до подання експертів про доцільність включення проекту в стратегічний план фірми. При цьому експерт додає ранг 1 найбільш екологічно небезпечному об'єкту, який обов'язково треба моніторити. Ранг 2 отримує від експерта другий за безпекою об'єкт, ..., нарешті, ранг 8 - найбільш екологічне безпечний об'єкт, який потрібне моніторити лише в останню чергу).

Примітка. Експерт № 4 вважає, що проекти III і IV рівноцінні, але поступаються лише одному проекту - проекту I. Тому проекти III і IV повинні були б стояти на другому і третьому місцях і отримати бали 2 і 3. Оскільки вони рівноцінні, то отримують середній бал $(2 + 3) / 2 = 5/2 = 2,5$.

Аналіз відповідей експертів свідчить, що повної згоди між експертами немає, а тому дані, наведені в таблиці, слід піддати більш ретельному математичного аналізу.

Метод середніх арифметичних рангів. Спочатку був застосований метод середніх арифметичних рангів. Для цього перш за все була підрахована сума рангів, присвоєних проектів (див. табл. Ж.1). Потім ця сума була розділена на число експертів, в результаті розрахований середній арифметичний ранг (саме ця операція дала назву методу). За середніми рангами будується підсумкове ранжування (в іншій термінології - впорядкування), виходячи з принципу - чим менше середній ранг, чим важніше об'єкт (більша доцільність екологічного моніторингу).

Найменший середній ранг, рівний 2,625, у об'єкта IV, - отже, в підсумковій ранжування він отримує ранг 1. Наступна за величиною сума, рівна 3,125, у об'єкта III, - і він отримує підсумковий ранг 2. Об'єкти II і VI мають однакові суми (рівні 3,25), отже, з точки зору експертів вони рівноцінні (при даному способі відомості разом думок експертів), а тому вони повинні б стояти на 3 та 4 місцях і отримують середній бал $(3 + 4) / 2 = 3,5$. Подальші результати наведені в табл. Ж.2.

Таким чином, ранжування за сумою рангів (по середнім арифметичним рангам) має вираз:

$$IV < III < \{II, VI\} < I < VII < V < VIII \quad (Ж.1)$$

Тут запис типу «А <Б» означає, що об'єкт А передує об'єкту Б (тобто об'єкт А потрібно моніторити раніше ніж об'єкт Б). Оскільки об'єкти II і VI отримали однакову суму балів, то з даного методу вони еквівалентні, а тому об'єднані в одну (в фігурних дужках).

Метод медіан рангів. Підсумок розрахунків – це зроблене ранжування (Ж1). На основі цього ранжування має бути прийнято рішення. Але ОПР визначила, що відповіді експертів виміряні в порядкової шкалою, а тому для них неправомірно проводити усереднення методом середніх арифметичних. Треба використовувати метод медіан. Що це означає? Треба взяти відповіді експертів, що відповідають одному з об'єктів моніторингу, наприклад, об'єкту I. Це ранги 5, 5, 1, 6, 8, 5, 6, 5, 6, 5, 7, 1. Потім їх треба розташувати в порядку неспадання (простіше було б сказати - «в порядку зростання», але оскільки деякі відповіді збігаються, то доводиться використовувати кілька незвичний термін «неспадання»). Отримаємо послідовність: 1, 1, 5, 5, 5, 5, 5, 6, 6, 6, 7, 8. На центральних місцях - шостому і сьомому - стоять 5 і 5. Отже, медіана дорівнює 5.

Медіани, які відповідають певним проектам, наведені в передостанньому рядку табл. Ж.2. При цьому медіани обчислені за звичайними правилами статистики - як середнє арифметичне центральних членів варіаційного ряду. Підсумкове впорядкування за методом медіан приведено в останньому рядку таблиці. Топ сайтів (тобто впорядкування - підсумкова думка комісії експертів) по медіанам має вигляд:

$$IV < \{III, II\} < VI < I < VII < VIII < V \quad (Ж.23.18)$$

Таблиця Ж.1

Ранги 8 техногенне екологічно небезпечних об'єктів для включення в план екологічного моніторингу

№ експерта	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
1	5	3	1	2	8	4	6	7
2	5	4	3	1	8	2	6	7
3	1	7	5	4	8	2	3	6
4	6	4	2,5	2,5	8	1	7	5
5	8	2	4	6	3	5	1	7
6	5	6	4	3	2	1	7	8
7	6	1	2	3	5	4	8	7
8	5	1	3	2	7	4	6	8
9	6	1	3	2	5	4	7	8
10	5	3	2	1	8	4	6	7
11	7	1	3	2	6	4	5	8
12	1	6	5	3	8	4	2	7

Оскільки проекти II і III мають однакові медіани балів, то з даного методу ранжування вони еквівалентні, а тому об'єднані в групу (кластер).

Порівняння ранжувань за методом середніх арифметичних і методу медіан. Порівняння ранжувань (Ж.1) і (Ж.2) показує їх близькість (схожість). Можна прийняти, що об'єкти III, II, VI впорядковані як III < II < VI, але через похибки експертних оцінок в одному методі визнані рівноцінними об'єкти II і VI (ранжування (Ж.1)), а в іншому - об'єкти III і II (ранжування (Ж.2)). Істотним є лише розбіжність, що стосується впорядкування об'єктів VIII і V: у ранжировці (Ж.1) V < VIII, а у ранжировці (Ж.2), навпаки, VIII < V. Однак ці об'єкти - найменш привабливі з восьми розглянутих, і при виборі найбільш привабливих проектів для подальшого обговорення і використання на вказану розбіжність можна не звертати уваги.

Розглянутий приклад демонструє схожість і відмінність ранжувань, отриманих за методом середніх арифметичних рангів і по методу медіан, а також користь від їх спільного застосування.

Метод узгодження кластеризованих ранжувань. Проблема полягає в розрахунку підсумкової думки експертів у вигляді несурового порядку на основі набору кластеризованих ранжувань (ранжувань зі зв'язками). Цей набір може відображати думки кількох експертів або бути отриманий при обробці думок

експертів різними методами. Пропонується метод узгодження кластеризованих ранжувань, що дозволяє «загнати» протиріччя всередину спеціальним чином побудованих кластерів (груп), в той час як впорядкування кластерів відповідає одночасно всім вихідним впорядкованості.

При плануванні завдань екологічного моніторингу виникає необхідність аналізу декількох кластеризованих ранжувань об'єктів. Як об'єкти можуть виступати техногенно небезпечні об'єкти, об'єкти критичної інфраструктури. Групові ранжування можуть бути отримані як за допомогою експертів, так і об'єктивним шляхом, наприклад, при зіставленні математичних моделей з експериментальними даними за допомогою того чи іншого критерію якості.

Опишемо метод побудови кластеризованний ранжування, узгодженої (в розкритому нижче сенсі) з усіма розглянутими кластеризованими ранжуваннями. В результаті впорядкованість кластерів відображає загальну думку експертів, точніше, те спільне, що міститься у вихідних ранжувань.

В кластери укладені об'єкти, з приводу яких деякі з вихідних ранжувань суперечать один одному. Для їх упорядкування необхідно провести подальші дослідження. Ці дослідження можуть бути як формально-математичними (наприклад, обчислення медіани Кемені, упорядкування за середніми рангами або по медіанам і т.п.), так і вимагати притягнення нової інформації з відповідної прикладної області, можливо, проведення додаткових наукових або прикладних робіт.

Таблиця Ж.2

Результати розрахунків за методом середніх арифметичних і методом медіан для даних:

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Сума рангів	60	39	37,5	31.5	76	39	64	85
Середнє арифметичне рангів	5	3,25	3,125	2,625	6,333	3,25	5,333	7,083
Підсумковий ранг по середньому арифметичному	5	3,5	2	1	7	3,5	6	8
Медіани рангів	5	3	3	2,25	7,5	4	6	7
Підсумковий ранг по медіанам	5	2,5	2,5	1	8	4	6	7

Введемо необхідні поняття, потім сформулюємо алгоритм узгодження кластеризованих ранжувань в загальному вигляді і розглянемо його властивості.

Нехай k кінцеве число об'єктів, які ми для простоти викладу будемо зображати натуральними числами $1, 2, 3, \dots, k$ і називати їх сукупність «джерело». Під кластеризованим ранжуванням, визначеної на заданому «джерелі», розуміємо наступну математичну конструкцію. Нехай об'єкти розбиті на групи, які будемо називати кластерами. У кластері може бути і один елемент. Вхідні в один кластер об'єкти будемо укладати в фігурні дужки. Наприклад, об'єкти $1, 2, 3, \dots, 10$ можуть бути розбиті на 7 кластерів: $\{1\}, \{2, 3\}, \{4\}, \{5, 6, 7\}, \{8\}, \{9\}, \{10\}$. У цьому розбитті один кластер $\{5, 6, 7\}$ містить три елементи, інший - $\{2, 3\}$ - два, решта п'ять - по одному елементу. Кластери не мають спільних елементів, а об'єднання їх (як множин) розглядає безліч об'єктів (все джерело).

Друга складова кластеризованого ранжування - це суворий лінійний порядок між кластерами. Визнач, який з них перший, який другий, і т.д. Будемо зображати впорядкованість за допомогою знака $<$. При цьому кластери, що складаються з одного елемента, будемо для простоти зображати без фігурних дужок. Тоді кластеризоване ранжування на основі введених вище кластерів можна зобразити так: $A = [1 < \{2, 3\} < 4 < \{5, 6, 7\} < 8 < 9 < 10]$.

Конкретні групові ранжування будемо укладати в квадратні дужки. Якщо для простоти мови термін «кластер» застосовувати тільки до кластеру не менше ніж з 2-х елементів, то можна сказати, що в кластеризоване ранжування A входять два кластери $\{2, 3\}$ і $\{5, 6, 7\}$ і 5 окремих елементів. Введене кластеризоване ранжування є бінарним відношенням на множині $\{1, 2, 3, \dots, 10\}$. Його структура така. Задано відношення еквівалентності з 7-ю класами еквівалентності, а саме, $\{2, 3\}, \{5, 6, 7\}$, а 5 інших класів складаються з решти 5 окремих елементів. Таким чином, введено лінійний порядок між класами еквівалентності.

Введений математичний об'єкт відомий як «ранжування зі зв'язками» (М. Холлендер, Д. Вулф), «впорядкування» (Дж. Кемені, Дж. Снелл), «квазісерія» (Б.Г. Миркин), «досконалий квазіпорядок» (Ю.А. Шрейдер). З огляду на різнобій в термінології, пропонується використовувати термін «групові ранжування», оскільки в ньому присутні основні елементи досліджуваного математичного об'єкта – кластери. Кластери розглядаються на етапі узгодження ранжувань, як

класи еквівалентності, і ранжування. Між цими класами визначається строгий досконалий порядок (в термінології Ю.А. Шрейдера).

Наступне важливе поняття - суперечливість. Воно визначається для четвірки - два групових ранжування на одному і тому ж «джерелу» і два різних об'єкта - елементи того ж «джерела». При цьому два елементи з одного кластера будемо пов'язувати символом рівності $=$, як еквівалентні.

Нехай A і B - два групових ранжування. Пару об'єктів (a, b) назвемо «суперечливою» щодо кластеризованих ранжувань A і B , якщо ці два елементи по-різному впорядковані в A і B , тобто $a < b$ в A і $a > b$ в B (перший варіант суперечливості) або $a > b$ в A і $a < b$ в B (другий варіант суперечливості).

Відповідно до цього визначення пара об'єктів (a, b) , еквівалентна хоча б в одному кластеризованому ранжуванню, не може бути суперечливою: еквівалентність $a = b$ не утворює «протиріччя» ні з $a < b$, ні з $a > b$. Це властивість виявляється корисним при виділенні суперечливих пар.

Як приклад розглянемо, крім A , ще дві групових ранжування

$$B = [\{1, 2\} < \{3, 4, 5\} < 6 < 7 < 9 < \{8, 10\}],$$

$$C = [3 < \{1, 4\} < 2 < 6 < \{5, 7, 8\} < \{9, 10\}].$$

Сукупність суперечливих пар об'єктів для двох кластеризованих ранжувань A і B назвемо «ядром протиріч» і позначимо $S(A, B)$. Для розглянутих трьох кластеризованих ранжувань A , B і C , визначених на одному і тому ж «джерелу» $\{1, 2, 3, \dots, 10\}$, маємо

$$S(A, B) = [(8, 9)], \quad S(A, C) = [(1, 3), (2, 4)],$$

$$S(B, C) = [(1, 3), (2, 3), (2, 4), (5, 6), (8, 9)].$$

Як при ручному, так і при програмному знаходженні ядра можна в пошуках суперечливих пар переглядати пари $(1, 2)$, $(1, 3)$, $(1, 4)$, ..., $(1, k)$, потім $(2, 3)$, $(2, 4)$, ..., $(2, k)$, потім $(3, 4)$, ..., $(3, k)$, і т.д., аж до $(k-1, k)$.

Користуючись поняттями дискретної математики, «ядро протиріч» можна зобразити графом з вершинами в точках носія. При цьому суперечливі пари задають ребра цього графа. Граф для $S(A, B)$ має тільки одне ребро (одна зв'язкова компонента більш ніж з однієї точки), для $S(A, C)$ - 2 ребра (дві зв'язні компоненти більш ніж з однієї точки), для $S(B, C)$ - 5 ребер (три зв'язкові компоненти більш ніж з однієї точки, а саме, $\{1, 2, 3, 4\}$, $\{5, 6\}$ і $\{8, 9\}$).

Кожне кластеризоване ранжування, як і будь-яке бінарне відношення, можна задати квадратною матрицею $\| x(a, b) \|$ з 0 і 1 порядку k . При цьому $x(a, b) = 1$ тоді і тільки тоді, коли $a < b$ або $a = b$. У першому випадку $x(b, a) = 0$, а в другому $x(b, a) = 1$. При цьому хоча б одне з чисел $x(a, b)$ і $x(b, a)$ дорівнює 1. З визначення суперечливості пари (a, b) випливає, що для знаходження всіх таких пар досить поелементно перемножити матриці $\| x(a, b) \|$ і $\| y(a, b) \|$, що відповідають двом кластеризованим ранжуванням, і відібрати тільки ті пари, для яких

$$x(a, b) y(a, b) = x(b, a) y(b, a) = 0.$$

Пропонований алгоритм узгодження деякого числа (двох або більше) кластеризованих ранжувань складаються з трьох етапів.

На першому виділяються суперечливі пари об'єктів у всіх парах кластеризованих ранжувань.

На другому формуються кластери підсумкової кластеризованого ранжування (тобто класи еквівалентності - зв'язкові компоненти графів, відповідних об'єднанню попарних ядер протиріч).

На третьому етапі ці кластери (класи еквівалентності) упорядковуються. Для встановлення порядку між кластерами довільно вибирається один об'єкт з першого кластера і другий - з другого, порядок між кластерами встановлюється такий же, який має бути між обраними об'єктами в будь-який з розглянутих кластеризованих ранжувань.

Два об'єкти з різних кластерів узгодженого кластеризованого ранжування можуть виявитися еквівалентними, тобто перебувати в одному кластері. В такому випадку треба розглянути впорядкованість цих об'єктів в будь-якому іншому з кластеризованому ранжуванні. Якщо ж у всіх кластеризованих ранжувань два розглянутих об'єкта знаходилися в одному кластері, то природно вважати (і це є уточненням до етапу 3 алгоритму), що вони знаходяться в одному кластері і в узгодженому кластеризованому ранжуванні.

Результат узгодження кластеризованих ранжувань A, B, C, \dots позначимо f (A, B, C, \dots). тоді

$$f(A, B) = [1 < 2 < 3 < 4 < 5 < 6 < 7 < \{8, 9\} < 10],$$

$$f(A, C) = [\{1, 3\} < \{2, 4\} < 6 < \{5, 7\} < 8 < 9 < 10],$$

$$f(B, C) = [\{1, 2, 3, 4\} < \{5, 6\} < 7 < \{8, 9\} < 10],$$

$$f(A, B, C) = f(B, C) = [\{1, 2, 3, 4\} < \{5, 6\} < 7 < \{8, 9\} < 10].$$

У разі $f(A, B)$ додаткового вивчення з метою впорядкування вимагають тільки об'єкти 8 і 9. У разі $f(A, C)$ кластер $\{5, 7\}$ з'явився не тому, що відносно об'єктів 5 і 7 є протиріччя, а тому, що в обох вихідних ранжуваннях ці об'єкти не розрізняються. У разі $f(B, C)$ об'єкти 1, 2, 3, 4 об'єдналися в один кластер, тобто групі ранжування виявилися настільки суперечливими, що процедура узгодження не дозволила провести досить повну декомпозицію задачі знаходження підсумкового думки експертів.

Розглянемо деякі властивості алгоритмів узгодження.

1. Нехай $D = f(A, B, C, \dots)$. Якщо $a < b$ в узгодженому кластеризованому ранжуванні D , то $a < b$ або $a = b$ в кожній з вихідних ранжувань A, B, C, \dots

2. Побудова узгоджувальних кластеризованих ранжувань може здійснюватися поетапно. Зокрема,

$$f(A, B, C) = f(f(A, B), f(A, C), f(B, C)).$$

При цьому ядро протиріч для набору кластеризованих ранжувань є об'єднанням таких ядер для всіх пар розглянутих ранжувань.

3. Побудова узгоджувальних кластеризованих ранжувань спрямована на виділення загального впорядкування в початкових кластеризованих ранжуваннях. Однак при цьому деякі загальні властивості вихідних кластеризованих ранжувань можуть губитися. Так, при узгодженні ранжувань B і C , розглянутих вище, протиріччя в упорядкуванні елементів 1 і 2 не було. В ранжуванні B ці об'єкти входили в один кластер, тобто $1 = 2$, в той час як $1 < 2$ в кластеризованому ранжуванні C . Таким чином, при їх окремому розгляді можна прийняти впорядкування $1 < 2$. Однак в $f(B, C)$ вони потрапили в один кластер, тобто можливість їх упорядкування зникла. Це пов'язано з поведінкою об'єкта 3, який «потрапив» в C на перше місце і «захопив із собою в протиріччя» пару (1, 2), утворивши суперечливі пари і з 1, і з 2. Іншими словами, зв'язкова компонента графа, відповідного ядру протиріч, сама по собі не завжди є повним графом. Відсутні ребра при цьому відповідають парам типу (1, 2), які самі по собі не є суперечливими, але «захоплюються в протиріччя» іншими парами.

4. Необхідність узгодження кластеризованих ранжувань виникає, зокрема, при розробці методики застосування експертних оцінок в задачах екологічного моніторингу, хімічної безпеки біосфери тощо. При цьому популярним є метод упорядкування за середніми рангах, в якому підсумкове (узгоджене) ранжування будується на основі середніх арифметичних рангів, виставлених окремими експертами [120]. Однак з теорії вимірювань відомо [141], що більш обґрунтованим є використання не середніх арифметичних, а медіан. Разом з тим метод середніх рангів досить відомий і широко застосовується, так що просто відкинути його недоцільно. Тому було прийнято рішення про одночасне застосування обох методів. Реалізація цього рішення зажадала розробки методики узгодження двох зазначених кластеризованих ранжувань.

5. Область застосування розглянутого методу не обмежується експертними оцінками. Він може бути використаний, наприклад, для порівняння якості математичних моделей процесу екологічного моніторингу та прогнозування розвитку нештатних, аварійних екологічних ситуацій. Порівнювати екологічні моделі можна за різними критеріями якості. Наприклад, за сумою модулів відносних відхилень розрахункових та експериментальних значень. Можна і по іншому - в кожній експериментальній точці впорядкувати моделі за якістю, а потім отримувати єдину оцінку методами середніх рангів і медіан. Потім доцільне застосовувати методи узгодження отриманих кластеризованих ранжувань. В результаті виявилось можливим впорядкувати моделі за якістю і використовувати це впорядкування при розробці банку математичних моделей, що використовується в задачах екологічного моніторингу, прогнозування, хімічної безпеки біосфери.

6. Розглянутий метод узгодження кластеризованих ранжувань побудований відповідно до запропонованої методики, згідно з якою результат обробки даних, інваріантний щодо методу обробки, відповідає реальності, а результат розрахунків, залежить від методу обробки, відображає суб'єктивізм дослідника, а не об'єктивні співвідношення.

МЕТОДИКА ОЦІНКИ ЕФЕКТИВНОСТІ ВИЯВЛЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ТА ЗМЕНШЕННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ ЗАГРОЗ

1. Аналіз біотичних наслідків екологічної катастрофи (аварії).

Викид радіоактивних речовин в результаті Чорнобильської катастрофи відбувався протягом достатньо довгого часу з різних частин активної зони, з різним ступенем вигорання палива і, отже, із різним радіонуклідним складом викиду, що призвело до неоднорідного забруднення радіоактивного значної території як за рівнем, так і за складом радіонуклідів. Загальна активність речовин, що потрапили за межі реактора у довкілля, становить близько 13 ЕксаБеккерелів (понад 300 МКі), до складу яких в значній кількості входили й аналоги біогенних елементів, таких як калій і кальцій — ^{137}Cs і ^{90}Sr . [20, 23, 91].

Аварія призвела до забруднення більш як 145 тис. км² території України, Республіки Білорусь та Російської Федерації, щільність забруднення якої ^{137}Cs перевищувала 37 кБк/м². Близько 5 мільйонів людей постраждало від Чорнобильської катастрофи. Станом на 1 січня 2007 року на забруднених територіях проживало 2,15 млн. осіб, із них дітей у тому числі у зоні посиленого радіоекологічного контролю понад 1,6 млн. осіб, віком до 18 років з них близько 2 млн. осіб мають статус постраждалих внаслідок Чорнобильської катастрофи. - 460 тисяч. Через 25 років після аварії основним джерелом надходження в організм людини довго існуючих техногенних радіонуклідів (^{137}Cs , ^{90}Sr), що формують дозу внутрішнього опромінювання, є, переважно, продукти харчування і питна вода [23, 37, 38].

2. Оцінка рівня опромінення та антропогенних чинників впливу на біоту.

Активність радіонуклідів, викинутих у довкілля внаслідок Чорнобильської катастрофи на момент аварії становила за оцінками 13935.89593 ПБк, а 21 рік по тому – 68,426067 ПБк [91, 124].

Узагальнення результатів багаторічних комплексних досліджень у Зоні дозволили оцінити вагомість основних шляхів міграції радіонуклідів за її межі:

- водний річковий стік (р. Прип'ять) - 85-95 % від сумарного винесення цих радіонуклідів за межі зони по всіх шляхах міграції;
- повітряне перенесення - 5-10 %;
- біогенне винесення - 0.1-3 %;
- техногенна міграція – оцінюється приблизно у 0.0002 %.

Основним джерелом надходження техногенних радіонуклідів в атмосферне повітря на всій території країни на теперішній час є вторинний вітровий підйом радіоактивних елементів із земної поверхні. Але протягом останніх років концентрація ^{137}Cs у повітрі залишалась суттєво (на декілька порядків) меншою за допустимі рівні. Потужність експозиційної дози гамма-випромінення (гамма-фон) на більшій частині території країни знаходиться в межах рівнів, обумовлених природними радіоактивними ізотопами та космічним випроміненням, і складає для різних територій (залежно від природних відмінностей) від 5 до 21 $\text{мкР}\cdot\text{год}^{-1}$ [91, 100, 124].

На сьогодні відносно високі рівні забруднення підземних вод, а у деяких випадках такі, що перевищують у десятки і сотні разів гранично допустимі концентрації для вод питного постачання, спостерігаються тільки у межах безпосередньо сховищ радіоактивних відходів, що були споруджені без спеціальних протифільтраційних геохімічних або інших інженерних бар'єрів. Згідно із прогностичними оцінками підземні води почнуть розвантажуватися у р. Прип'ять не раніше, ніж через 45 років. Що стосується забруднення підземних вод за межами Зони відчуження, то воно не перевищує для першого від поверхні водоносного горизонту 0,3 $\text{Бк}\cdot\text{дм}^{-3}$, як для ^{137}Cs , так і для ^{90}Sr . Через 25 років, які минули після Чорнобильської катастрофи, можна стверджувати, що в цілому процеси міграції радіонуклідів у межах зони аерації та водонасиченої товщі, на відміну від їх поведінки в повітряному середовищі і поверхневих водах, характеризуються уповільненістю та інерційністю.

Відомо, що одним з головних наслідків Чорнобильської аварії є радіонуклідне забруднення майже 9% сільськогосподарських угідь України. Як показано в численних радіаційно-екологічних дослідженнях, лісові екосистеми характеризуються найтривалішими періодами ефективного напівочищення від

техногенних радіонуклідів у порівнянні з іншими ландшафтами, внаслідок чого ліси залишаються критичними ландшафтами з погляду надходження радіонуклідів по трофічних ланцюжках до людини. Радіаційне обстеження сільськогосподарських угідь було проведено на площі понад 5 млн. га. До 80 % проконтрольованих харчових продуктів лісу містять цезій-137 понад допустимі рівні [18, 19, 26-28].

3. Оцінка біологічних наслідків екологічної катастрофи (аварії).

Вплив радіоактивного забруднення на біологічні об'єкти має прояви на всіх рівнях організації від вірусів до екосистем. Особливо яскраво ці ефекти виражені в межах Чорнобильської Зони відчуження, де біологічні об'єкти зазнали критичних рівнів ураження. З плином часу гострі прояви, такі як відмирання сосни та поява «Рудого лісу», змінюються на повільне відновлення біоти, яке супроводжується появою радіостійких форм, ослабленням природної стійкості до вірусних інфекцій та паразитів, появою мутантних форм, пригнічення росту, зниженням репродуктивної здатності та генетичними змінами за умов низькодозового опромінення в довгостроковій перспективі. Натомість відсутність або обмеження людського втручання сприяло відновленню природного характеру функціонування екосистем та збільшенню біорізноманіття, в тому числі за рахунок інтродукційних видів. Радіаційні ефекти, виявлені на клітинному, організмовому і популяційному рівнях, не порушують загальної картини представленості флористичних і фауністичних комплексів. На території 30-км зони відчуження ЧАЕС об'єкти біоти – рослини, гриби, нижчі та вищі тварини, мікроорганізми та віруси зазнають хронічного впливу іонізуючого випромінювання [42, 44, 118].

Зростання частоти виявлення вірусів спостерігається на забрудненій радіонуклідами території Зони відчуження, і тому числі значно вища частота виявлення вірусів рослин для рослинності 30-км зони. В першу декаду після аварії спостерігались істотні зміни видового складу мікроорганізмів у різних місцезростаннях. Показано, що у бактерій за умов підвищеного рівня радіоактивних забруднень субстрату зростала швидкість утворення мутантних форм, що вказує на можливість появи більш радіостійких форм. Сформувались

штами грибів, збагачених на вміст меланінів.

Біота найбільш забруднених водоймищ характеризується високим рівнем радіоактивного забруднення. У тканинах риб нагромаджується не тільки цезій-137, але й стронцій-90 й ізотопи плутонію і америцій, що спричиняє пошкодження репродуктивних тканин. У клітинах безхребетних тварин уражених водою спостерігається підвищення рівню клітин з абераціями хромосом приблизно в 10 разів у порівнянні з «чистими» водоймами [91, 100].

У амфібій та гризунів, котрі мешкають у Зоні відчуження, відбувається накопичення радіонуклідів у кістковій тканині, що призводить до розвитку дистрофічних перебудов в губчастих кістках, розшарування кісткових пластинок.

У поколіннях великої рогатої худоби, яка в перший рік аварії отримала дози біля 0,8 Гр•рік-1 (від ^{137}Cs), спостерігається: зниження плодючості та підвищення смертності новонароджених, зміни генетичної структури у поколіннях за умов низькодозового опромінення співпадають з реакціями популяції на екстремальні впливи чинників іншої, нерадіаційної природи.

Отож, основна відповідь тваринного організму на хронічну дію іонізуючого випромінювання полягає в відборі нових генних сполучень в наступних поколіннях.

4. Оцінка стану рослинного світу.

В структурі порід лісів зони відчуження переважають насадження сосни звичайної. Крайнім виразом радіобіологічної відповіді рослин була загибель сосен та ялин на території, котра отримала назву «Рудого лісу». Початкові дози опромінення тут були дуже високими, про що свідчить наявність загиблих не лише голкових дерев, але й деяких листяних порід, як, наприклад, береза та вільха чорна. Середні значення поглинутих цими деревами доз перевищували 170 Гр. У цих місцях загинули різні види як рослин, так і тварин.

Виник своєрідний осередок природи в умовах антропогенної радіонуклідної аномалії, який необхідно зберегти як величезну територію, що разом з білоруським Поліським радіоекологічним заповідником набула значного потенціалу щодо відновлення. Необхідність збереження цієї унікальної території визнають усі зацікавлені сторони. За останнє десятиріччя відмічаються інтенсивні

процеси заростання (заліснення) лук та перелогів Чорнобильської зони відчуження деревною рослинністю. Видова насиченість рослинного покриву Зони відчуження після Чорнобильської катастрофи є досить високою. Інститутом ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України зафіксовано більше 40 видів, у більшості адвентивних і рудеральних, нових для цієї території .

5. Оцінка стану тваринного світу.

Різке зняття антропогенного тиску на відчужених територіях активізувало природні механізми самовідновлення і відродження лісо-болотних біогеоценозів, характерних для Київського Полісся. Відповідно до цих змін типів рослинності відновлюється кормова база трав'янистих тварин та консументів вищих рангів, у зв'язку з чим формується новий видовий склад тваринного світу. Звісно зникли види тварин, які супроводжують людину.

В даний час у Зоні відчуження чисельність популяцій великих копитних – лося, дикого кабана та козулі європейської багаторазово перевершує доаварійні показники. Аналогічна картина спостерігається і для зайця-русака, мишоподібних гризунів, що, в свою чергу призвело до збільшення чисельності популяцій хижаків, зокрема вовка, лисиці, рисі європейської, для яких кормова база також значно більше доаварійної. Припинення функціонування осушувальних систем та їх заростання деревно-чагарниковою рослинністю в Зоні відчуження сприяло збільшенню чисельності бобра європейського. Поголів'я диких кабанів, популяція яких нараховує більше 7 тис. особин. На думку вчених, такий високий показник фауністичного різноманіття свідчить про сприятливі умови існування тварин на території Чорнобильської зони відчуження. В екосистемах Зони відчуження зустрічається понад 340 видів наземної та водної фауни хребетних. В тому числі близько 50 видів рибоподібних, 11 видів амфібій, 7 видів плазунів, біля 200 видів птахів і приблизно 70 видів ссавців. У період сезонних міграцій Зону відчуження відвідує ще близько 60 видів птахів. На даній території зустрічаються 37 видів птахів, занесених до «Червоної книги України», в т.ч. скопа, підорлик малий, змієїд, орлан-білохвіст, червоний шуліка. Різко зросла чисельність ряду ссавців, яких тепер нараховується 66 видів. Зафіксовано 16 червонокнижних видів ссавців.

З метою відновлення та збагачення багатства фауністичних комплексів до

Зони відчуження було завезено 20 особин коня Пржевальського. (1998 р., «Червона книга України»), що виявилось сприятливим для їх ефективного розмноження в природному середовищі; вони успішно протистояють хижакам, їх чисельність поступово збільшується.

б. Оцінка стану здоров'я людей.

За 32 роки після аварії радіоекологічна ситуація у порівнянні з 1986 та 1991 р. покращилася. У той же час, в межах третьої зони (а сьогодні це територія майже 200 населених пунктів) ще необхідно здійснювати заходи, спрямовані на зменшення доз опромінення, які може отримувати населення за рахунок споживання продуктів харчування місцевого виробництва. У межах зони відчуження ще сотні років залишатимуться непридатними для проживання території (майже 300 км²).

На основі проведених досліджень можливо визначити, що порівняно з 1986 роком радіаційний фон зменшився у сотні разів. Вжиті запобіжні заходи та процеси самоочищення призвели до зменшення вмісту радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища та в сільськогосподарській продукції, що в свою чергу призвело до зменшення внутрішнього опромінення населення. За двадцять років після аварії площі радіоактивно забруднених територій значно скоротились. Майже вдвічі збільшилася площа території України, де рівні забруднення ¹³⁷Cs співставні із доаварійними і більш ніж у двічі скоротилася площа території, де рівень забруднення ⁹⁰Sr перевищували доаварійні рівні. Рівень і масштаби забруднення території України ізотопами плутонію фактично не змінилися. Активність ²⁴¹Am поступово зростає, за рахунок розпаду ²⁴¹Pu, а масштаби його поширення співставні із поширенням ізотопів плутонію

Основна доза опромінення населення (до 95%) формується за рахунок вживання сільськогосподарської продукції, насамперед молока, що виробляється в особистих підсобних господарствах радіоактивно забрудненої території. Природні реабілітаційні процеси себе вичерпали. Покращення радіологічної ситуації сьогодні і у віддаленій перспективі можливо за умови вжиття належних протирадіаційних заходів. Враховуючи те, що саме рівень «забрудненості» сільськогосподарської продукції визначає ступінь радіаційної безпеки населення, пріоритетним залишатиметься розроблення і впровадження комплексу заходів з

організації ведення агропромислового виробництва. Саме розвинуте агропромислове виробництво, яке традиційно тут є основним сектором економіки і сферою зайнятості населення, має забезпечити радіоекологічну, соціально-економічну реабілітацію забрудненої внаслідок Чорнобильської катастрофи території, бути джерелом підвищення добробуту населення.

7. Оцінка стану екологічного (радіаційного) забруднення атмосферного повітря.

Протягом 2016 року радіаційний стан на території України залишався стабільним. За даними мережі спостережень гідрометеорологічних організацій потужність експозиційної дози (далі - ПЕД) гамма-випромінення на більшій частині території країни знаходилась у межах рівнів, обумовлених випромінюванням природних радіонуклідів та космічним випроміненням і складала 6-21 мкР/год. На пунктах контролю, що розташовані на території України, яка зазнала радіоактивного забруднення внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, рівень ПЕД гамма-випромінення складав 7-26 мкР/год, максимальні рівні були зафіксовані на метеостанції Чорнобиль.

У районах розташування діючих атомних електростанцій рівні ПЕД гамма-випромінення знаходились у межах: Запорізька АЕС – 6-21 мкР/год, Південно-Українська АЕС – 6-21 мкР/год, Рівненська АЕС – 7-16 мкР/год, Хмельницька АЕС – 7-17 мкР/год.

У м. Києві протягом 2015 року рівень ПЕД гамма-випромінення коливався у межах 8-16 мкР/год, за середнього показника 11 мкР/год.

Сумарна бета-активність приземного шару атмосфери визначається переважно радіонуклідами природного походження (ізотопами урану, торію та продуктами їх поділу) і в останні 20 років відповідали рівням, близькими до перед аварійних значень. За даними спостережень у 2015 році сумарна бета-активність приземного шару повітря становила в середньому по країні $17,6 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³, що практично відповідає рівню попереднього року ($17,8 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³). Середня за рік щільність випадів бета-активних елементів склала, як і у 2014 році, 1,6 Бк/м² за добу.

Основним джерелом надходження до атмосфери техногенних радіоактивних

елементів на території України залишається вітровий підйом радіоактивних ізотопів з поверхні ґрунту, забрудненого внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС та в результаті випробування ядерної зброї у другій половині минулого сторіччя.

Середня за рік концентрація цезію-137 в атмосферних аерозолях у 2015 році становила $0,71 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³ (у попередньому році $0,42 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³). Вміст стронцію-90 у приземному шарі атмосфери залишався близьким до рівня попереднього року і складав у середньому $0,08 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³.

Середня по території країни щільність випадів цезію-137 складала 3,88 Бк/м² за рік, стронцію-90 – 2,13 Бк/м² за рік (у 2014 році – відповідно 4,23 Бк/м² та 2,25 Бк/м² за рік).

У зоні відчуження (пункт контролю Чорнобиль) середня за 2015 рік концентрація цезію-137 в атмосферних аерозолях дорівнювала $1,89 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³, що перевищує доаварійні значення у 23,6 разів, концентрація стронцію-90 ($0,28 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³) – у 3,5 разів вища за значення 1985 року. На території ближньої до ЧАЕС зони (до 10 км), за даними Державного спеціалізованого підприємства (ДСП) «Чорнобильський спецкомбінат» Державного агентства України з управління зоною відчуження, концентрації техногенних радіонуклідів у повітрі у 10-100 і більше разів вищі за ті, що реєструються на метеостанції Чорнобиль Центральною геофізичною обсерваторією ДСНС України.

Протягом весняно-літнього періоду на території зони відчуження неодноразово виникали загоряння лісових масивів, чагарників, сухої трави та лісової підстилки (наймасштабніша з 1992 р. пожежа сталась 28 квітня - 2 травня 2015 року). Спостереження поблизу осередків горіння, які здійснював ДСП «Чорнобильський спецкомбінат» ДАЗВ, виявили випадки збільшення концентрації цезію-137 та стронцію-90 у повітрі до значень, що перевищують контрольні рівні, встановлені для зони відчуження (для колишніх населених пунктів – місць перебування окремих контингентів персоналу). Однак виносу за межі зони відчуження радіонуклідів, що надійшли у атмосферу при згорянні радіоактивно-забрудненої біомаси, пунктами спостережень гідрометеорологічних організацій не зафіксовано [20, 91, 118].

Загалом в Україні тривають процеси очищення атмосфери від радіонуклідів

техногенного походження. Після різкого підвищення забруднення повітря у квітні 1986 році, зумовленого значною мірою короткоживучими радіонуклідами з аварійного реактору, починаючи вже з 1989 року сумарна бета-активність, що обумовлена переважно природними радіоактивними елементами, суттєво перевищує техногенну складову як у приземному шарі атмосфери (рис. 3.1), так і у випадках (рис. 3.2). Концентрація цезію-137 та стронцію-90 у приземному шарі атмосфери, починаючи приблизно з 1998 р., коливається в межах, близьких до передаварійних рівнів. При цьому абсолютні значення забруднення повітря цезієм-137 та стронцієм-90 залишались на 4-5 порядків меншими за допустимі концентрації, встановлені НРБУ–97 для населення (категорія В) [91, 100, 124].

Концентрація радіоактивних елементів як природного, так і штучного походження в приземному шарі атмосфери знаходиться у стабільному стані. Поступове подальше зниження концентрації штучних радіонуклідів відбуватиметься як за рахунок їх природного розпаду, так і внаслідок зменшення їх надходження до приземного шару атмосфери за рахунок вторинного вітрового підйому, що обумовлено міграцією цих радіонуклідів у нижні шари ґрунту. Проте, на фоні цієї загальної тенденції не виключена ймовірність підвищення радіоактивності приземного шару атмосфери внаслідок небезпечних та стихійних метеорологічних явищ, або у випадку техногенних аварій на радіаційно-небезпечних об'єктах як на території України, так і за її межами [17,100, 105, 124].

8. Оцінка екологічного стану поверхневих вод.

Показники радіоактивного забруднення поверхневих вод визначались у 9 створах на річках Дніпро, Десна, Дунай, Південний Буг. У рамках радіоекологічного моніторингу у зонах впливу діючих АЕС визначення рівнів радіоактивного забруднення поверхневих вод проводились на річках Стир та Горинь. Радіаційний стан водних об'єктів басейну Дніпра у 2015 р., як і в інші роки після аварії на Чорнобильській АЕС, визначався переважно техногенними радіонуклідами, що змиваються із водозборів, що були забруднені внаслідок аварійних викидів.

Оскільки на теперішній час головним шляхом надходження радіонуклідів до Київського водосховища (з подальшою міграцією по каскаду дніпровських водосховищ) залишаються води р. Прип'ять, то умови формування поверхневого

стоку в її басейні (перш за все у межах зони відчуження) мають вирішальний вплив на радіаційний стан всього дніпровського каскаду водосховищ [91, 100].

Гідрометеорологічні умови, що склались у 30-км зоні відчуження у 2015 р., не призвели до ускладнень радіаційної ситуації на водних об'єктах зони та дніпровської водної системи. На пригирловій ділянці р. Прип'ять максимумами весняного водопілля сформувалися у середині березня. За висотою максимальні рівні води були близькі та дещо вищі за мінімальні за період спостережень. Встановлені критичні відмітки, за яких відбувається затоплення найбільш забруднених, не захищених водоохоронними дамбами ділянок заплави, перевищені не були. За об'ємом стоку і максимальною витратою води весняне водопілля 2015 р. на Прип'яті можна оцінити як одне з найбільш маловодних за період спостережень [89, 124].

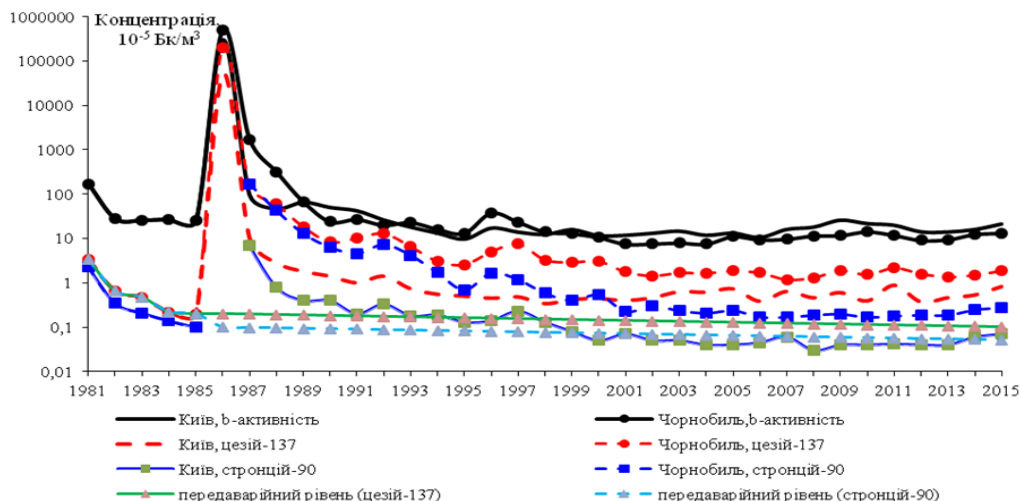


Рис. 3.1 - Динаміка середньорічної концентрації у приземному шарі атмосфери радіоактивних аерозолів у порівнянні з предаварійними значеннями (з урахуванням розпаду станом на 31.12.2015 р.).

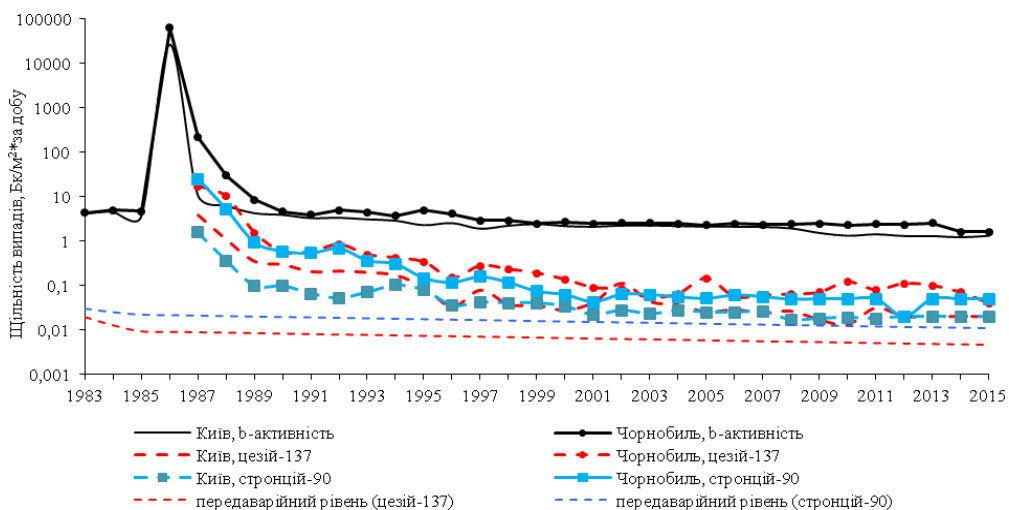


Рис. 3.2 - Динаміка щільності радіоактивних випадів на території України у порівнянні з передаварійними значеннями (з урахуванням розпаду станом на 31.12.2015 р.).

Такі гідрологічні умови сприяли тому, що вміст радіонуклідів у воді р. Прип'ять у створі м. Чорнобиль у 2015 р. був одним із найменших за весь період спостережень після аварії і у 1,2-1,6 рази меншим ніж у 2014 р. За даними ДСП "Чорнобильський спецкомбінат" ДАЗВ України об'ємна активність стронцію-90 у воді річки протягом року коливалась від 23 до 160 Бк/м³ і в середньому за рік становила 88 Бк/м³ (у 2014 р. – 109 Бк/м³); об'ємна активність цезію-137 була у межах 6-93 Бк/м³ за середнього значення 38 Бк/м³ (у 2014 р. – 59 Бк/м³).

Винос стронцію-90 водами р. Прип'ять у створі м. Чорнобиль у 2015 р. склав $0,41 \times 10^{12}$ Бк (11,1 Кі), що становить 38% від виносу у 2014 р. Річний винос цезію-137 дорівнював $0,22 \times 10^{12}$ Бк (5,83 Кі) – 40% від виносу попереднього року. Показники виносу радіонуклідів стронцію-90 та цезію-137 у 2015 р. були найменшими за період спостережень після аварії.

Певна кількість радіонуклідів стронцію-90 і цезію-137 потрапляє до дніпровських водосховищ із стоком Верхнього Дніпра і Десни, однак внесок цих річок у радіоактивне забруднення каскаду порівняно з р. Прип'ять значно менший.

Вміст радіонуклідів у водах Верхнього Дніпра (с. Неданчичі) та р. Десни (м. Чернігів) у 2015 р. знаходився на передаварійному рівні і був одним із найменшим за весь період спостережень після аварії на ЧАЕС: концентрації стронцію-90 у воді в середньому за рік складали, відповідно, 6,8 та 5,5 Бк/м³ (у 2014 р. – 6,5 та 5,1 Бк/м³); концентрації цезію-137 становили, відповідно, 5,8 та 0,97 Бк/м³ (у 2014 р. – 6,1 та 0,88 Бк/м³).

Загальний внесок Верхнього Дніпра і Десни у забруднення дніпровських водосховищ стронцієм-90 та цезієм-137 становить, відповідно, $0,093 \times 10^{12}$ Бк (2,51 Кі) та $0,058 \times 10^{12}$ Бк (1,57 Кі), що відповідає 21 та 24% від внеску р. Прип'ять разом з річками Уж та Брагінка.

У каскаді дніпровських водосховищ під впливом різних природних факторів відбувається трансформація стоку радіонуклідів, що надходять з річковими

водами із забруднених територій, і внаслідок природних процесів самоочищення водних мас, поступове зменшення їх концентрацій.

При проходженні забруднених прип'ятських вод від м. Чорнобиль через Київське водосховище середньорічна концентрація стронцію-90 знизилась у 2 рази і в створі верхнього б'єфу Київської ГЕС (м. Вишгород) складала в середньому за рік 44,2 Бк/м³. Вниз по Дніпру внаслідок розбавлення більш чистими водами бокових приток вміст стронцію-90 у воді й далі зменшувався і у Каховському водосховищі в районі м. Нова Каховка становив у середньому за рік 22,7 Бк/м³, що у 3,9 разів менше ніж у воді Прип'яті (у 2014 р. аналогічні показники складала 43,2 Бк/м³ у Київському водосховищі та 25,6 Бк/м³ у Каховському).

Зниження концентрації цезію-137 вздовж Дніпра відбувається більш інтенсивне, ніж стронцію-90. Вирішальну роль у цьому відіграють, окрім розбавлення, процеси седиментації (значна частина цезію-137 акумулюється у донних відкладах водосховищ). У 2015 році середня концентрація цезію-137 у Київському водосховищі становила 10,4 Бк/м³, що у 3,7 разів менше, ніж у прип'ятській воді; у Каховському водосховищі вона складала вже 0,55 Бк/м³, тобто була у 69 разів менша за вміст цього радіонукліду у воді р. Прип'ять (у 2014 р. відповідно 11,4 і 0,49 Бк/м³).

У Дніпро-Бузькому лимані в районі м. Очаків вміст стронцію-90 у середньому за рік дорівнював 11,5 Бк/м³, вміст цезію-137 – 4,2 Бк/м³ (у 2014 р. аналогічні показники становили 16,9 та 5,3 Бк/м³ відповідно).

Загалом у 2015 р. у водах дніпровського каскаду вміст радіонуклідів стронцію-90 і цезію-137 у більшості пунктів спостережень був близьким до показників у 2014 р. Лише у Дніпро-Бузькому лимані (м. Очаків) концентрації радіонуклідів були меншими, ніж у попередньому році: стронцію-90 – на 50%, цезію-137 – на 25%.

Об'ємна активність радіонуклідів у водах річок Південний Буг і Дунай (на українській ділянці) в останні роки коливалась у межах багаторічних значень і також була близькою до передаварійних рівнів. Середній за 2015 рік вміст стронцію-90 у воді Дунаю в районі м. Ізмаїл складав 8,9 Бк/м³, цезію-137 – 1,4

Бк/м³ (у 2014 р. відповідно 7,9 та 1,7 Бк/м³); у воді Південного Бугу в районі м. Миколаїв концентрація тронцію-90 дорівнювала 6,5 Бк/м³, цезію-137 – 2,3 Бк/м³ (у 2014 р. відповідно 6,5 та 1,5 Бк/м³).

Об'ємна активність стронцію-90 у поверхневих водах у зонах впливу Рівненської (р. Стир) та Хмельницької (р. Горинь) атомних електростанцій знаходилась у 2015 р. в межах 3,4-5,7 Бк/м³. Об'ємна активність цезію-137 у поверхневих водах у зонах впливу Рівненської та Хмельницької АЕС складала 2,09-3,79 Бк/м³.

Таким чином, у 2015 р. у контрольованих водних об'єктах басейну Дніпра не зареєстровано перевищень допустимих концентрацій радіонуклідів, встановлених у «Допустимих рівнях вмісту радіонуклідів цезію-137 та стронцію-90 у харчових продуктах та питній воді» (ДР-2006) .

Динаміка забруднення вод дніпровських водосховищ стронцієм-90 і цезієм-137 у 1987-2015 рр. наведена на рис. 3.3-3.4. Незважаючи на сталу тенденцію до зменшення забруднення, в окремі роки та сезони спостерігались суттєві коливання концентрацій радіонуклідів внаслідок ускладнення радіаційної ситуації на водних об'єктах зони відчуження під час проходження високих весняних повеней, дощових паводків тощо.

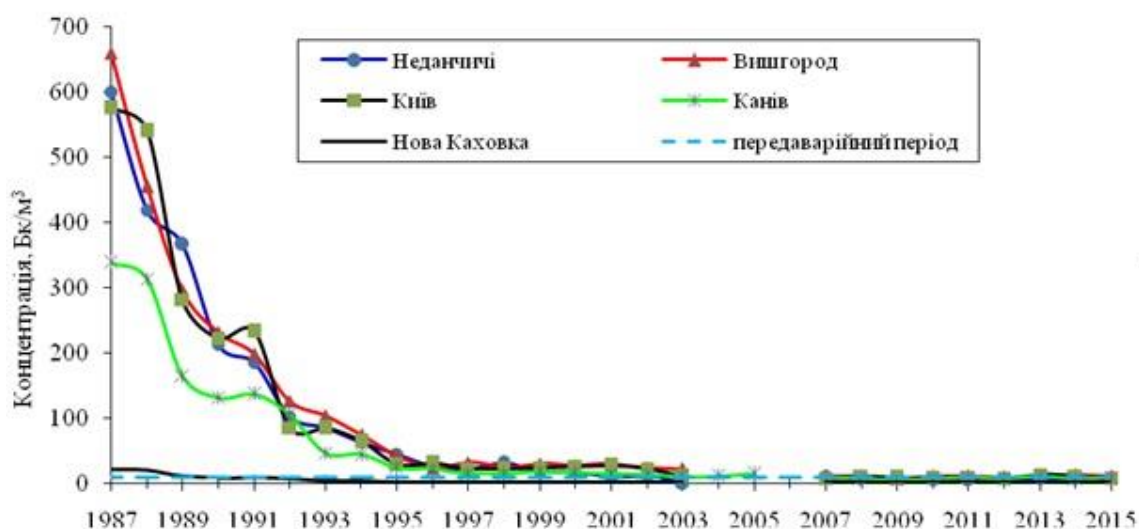


Рис. 3.3 - Динаміка концентрації цезію-137у водах каскаду дніпровських водосховищ

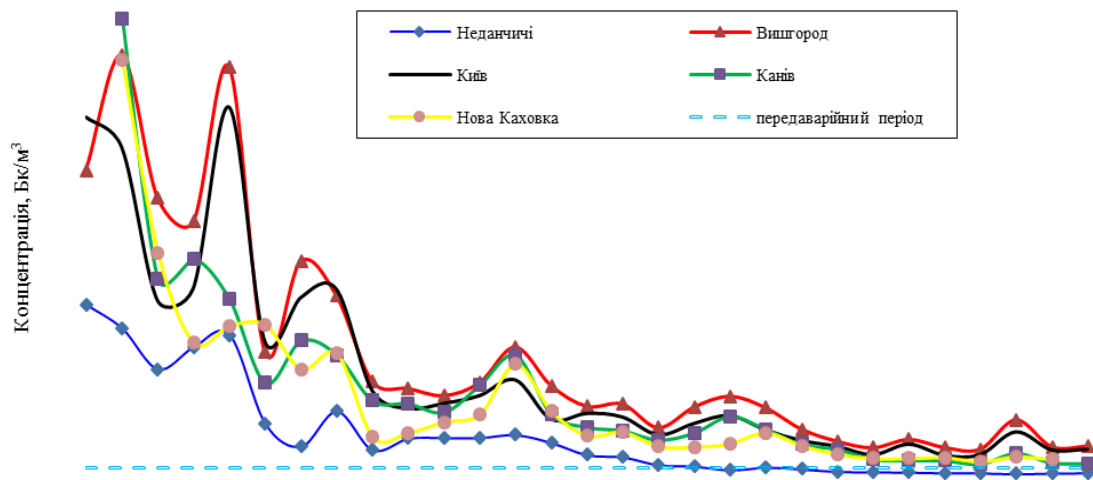


Рис. 3.4 - Динаміка концентрації стронцію-90 у водах каскаду дніпровських водосховищ

Наведені вище результати, з урахуванням того, що у Чорнобильській зоні відчуження постійно здійснюються роботи щодо запобігання виносу радіонуклідів у Київське водосховище, дають підстави прогнозувати, що ситуація стосовно забруднення води дніпровського каскаду техногенними стронцієм-90 та цезієм-137 залишатиметься стабільною з тенденцією до поліпшення радіаційного стану поверхневих вод України.

9. Оцінка рівня екологічної безпеки об'єктів атомної енергетики.

В Україні знаходиться в експлуатації 15 енергоблоків – 13 з них типу ВВЕР-1000 та 2 типу ВВЕР-440. Україна займає 10 місце в світі за кількістю енергоблоків та 7 за встановленою потужністю, яка становить 13 835 МВт. [89, 91, 105, 118].

Єдиним оператором усіх діючих атомних електростанцій в Україні є Державне підприємство «Національна атомна енергогенеруюча компанія «Енергоатом» (далі – ДП «НАЕК «Енергоатом»). До складу ДП «НАЕК «Енергоатом» входять 4 атомні електростанції: Запорізька АЕС, Рівненська АЕС, Хмельницька АЕС та Южно-Українська АЕС. За 2015 рік АЕС вироблено 87,8 млрд кВт*год, що становить 55,6% від загального виробництва електроенергії в Україні. Коефіцієнт використання встановленої потужності АЕС у 2015 році склав 72,3%.

В 2015 році на АЕС України не відбулося подій, які б призвели до переопромінення персоналу чи викиду радіоактивних речовин у навколишнє природне середовище понад встановлених меж, а також порушень меж та умов безпечної експлуатації. Також не було порушень, пов'язаних з непрацездатністю систем важливих для безпеки та таких, що призвели б до падіння та/або пошкодження тепловиділяючих збірок (ТВЗ) і ТВЕЛ.

За результатами розслідування 15 порушень у роботі АЕС України, які сталися у 2015 році, зафіксовано 20 аномальних подій, для яких було визначено корінні причини. Найбільший внесок складають причини, що пов'язані з відмовами обладнання (52%). Не зважаючи на зниження частки причин, пов'язаних з помилками персоналу та ефективністю систем управління, цей показник залишається доволі високим і становить 24%.

Дані автоматизованих систем радіаційного контролю усіх діючих АЕС України доступні в режимі реального часу на офіційних веб-сайтах АЕС.

У 2015 році здійснювався моніторинг тритію в воді ставків-охолоджувачів Запорізької АЕС та прилеглий акваторії Каховського водосховища, на Рівненській АЕС, Южно-Українській АЕС і Хмельницькій АЕС – у водах річок Стир, Південний Буг і Горинь.

Максимальні значення об'ємної активності тритію у воді ставка-охолоджувача Запорізької АЕС склали $98,6 \text{ кБк/м}^3$, що знаходиться на рівні середнього значення за минулі роки. На Южно-Українській АЕС максимальні значення вмісту тритію зареєстровані у воді р. Південний Буг до АЕС – $16,3 \text{ кБк/м}^3$, після АЕС (контрольний створ) – $20,0 \text{ кБк/м}^3$, у ставку-охолоджувачі Южно-Української АЕС максимальне значення концентрації тритію зареєстровано на рівні $133,0 \text{ кБк/м}^3$; у воді ставка-охолоджувача Хмельницької АЕС – $91,0 \text{ кБк/м}^3$, в р. Горинь (до АЕС) – $32,0 \text{ кБк/м}^3$, після АЕС – $54,5 \text{ кБк/м}^3$, і у воді р. Стир (Рівненська АЕС) до АЕС – $7,1 \text{ кБк/м}^3$, після АЕС – $25,3 \text{ кБк/м}^3$. Зареєстровані рівні, переважно, відповідають даним публікацій Національного центру радіаційної медицини АМН України, фахівцями якого протягом останніх ведеться моніторинг тритію України.

На всіх АЕС ДП «НАЕК «Енергоатом» контроль забрудненості атмосферного повітря радіоактивними аерозолями здійснюється аспірацій ним

методом за допомогою фільтрувальних установок, змонтованих на постах радіаційного контролю. Відбір проб аерозолів здійснюється прокачуванням повітря через фільтрувальну тканину.

Отримані дані свідчать, що рівні щільності забруднення ґрунту знаходяться в межах значень «нульового фону». Найвищі рівні забруднення ґрунту відзначаються в районі розташування РАЕС, що може пояснюватися нерівномірним характером радіоактивних випадіннь, обумовлених чорнобильською аварією.

Радіаційні параметри, що характеризують роботу діючих АЕС в 2015 році, не перевищували нормативних значень, а радіаційний захист персоналу та населення забезпечувалися над остатньому рівні.

За 30 років з моменту аварії на ЧАЕС стан радіаційного забруднення суттєво поліпшився внаслідок:

- прояву природних процесів (фізичного розпаду радіонуклідів, їх фіксації і перерозподілу в різних компонентах довкілля);
- здійснення комплексу контрзаходів, які були спрямовані на зниження доз опромінення і створення радіаційно безпечних умов проживання громадян на забруднених територіях.

Внаслідок цього радіаційний фон порівняно з 1986 р. зменшився у сотні разів, а площі території України, що зазнали радіоактивного забруднення, суттєво скоротилися. Загальна активність викинутих речовин зменшилася більше ніж у 200 разів, а та радіоактивність, що залишилася на земній поверхні за межами промислового майданчика Чорнобильської АЕС більше ніж на 85 відсотків представлена цезієм-137, майже 10 % р – стронцію-90, решта – на рахунок трансуранових елементів, лєвова частка з яких належить плутонію-241.

При цьому варто зазначити, що просторовий розподіл на території України стронцію-90 та ізопоів плутонію суттєво відрізняється від розподілу цезію-137, оскільки більше 60% викинутих із чорнобильського реактора важко летючих елементів (ізопоів трансуранових елементів), а також стронцію-90 залишилося на території зони відчуження. Критичні рівні забруднення $^{238}\text{Pu} + ^{239}\text{Pu} + ^{240}\text{Pu}$ (понад 0,1 Кі/км²) спостерігаються тільки на території зони відчуження.

Внаслідок Чорнобильської катастрофи радіоактивне забруднення різної інтенсивності сформувалися у лісах 17 областей держави на площі 3,5 млн. га. На момент обстеження (1991-1992 р.р.) на площі 1,23 млн. га щільність забруднення лісів ^{137}Cs перевищувала 37 кБк/м^2 .

Сучасна радіаційна ситуація в радіоактивно забруднених лісах обумовлена складним комплексом факторів, які визначають інтенсивність біологічного кругообігу радіонуклідів у екосистемах. До головних відносяться: щільність радіоактивного забруднення ґрунту, склад радіонуклідів, фізичні та агрохімічні властивості ґрунтів.

З часом в лісових екосистемах у наслідок вертикальної міграції відбувається перерозподіл радіонуклідів між лісовою підстилкою і ґрунтом тобто зменшення валового вмісту радіоактивних елементів у лісовій підстилці та його збільшення у мінеральній частині ґрунтів.

Площа лісів зі щільністю забруднення менше 37 кБк/м^2 щорічно збільшується і зараз є підстави для віднесення їх до категорії чистих територій та проводити на них всі лісогосподарські заходи без обмежень.

Зміни радіаційної ситуації в забруднених радіонуклідами лісах відбуваються природнім шляхом за рахунок фізичного розпаду радіонуклідів і їх перерозподілу між компонентами лісових біогеоценозів. Тому такі зміни радіаційної ситуації у лісових екосистемах можна вважати як автореабілітаційні, оскільки вони відбулися без втручання людини.

Для регламентації використання радіоактивно забруднених лісів Держлісагентством України розроблено Концепцію та Програму реабілітації забруднених лісів.

10. Оцінка поводження з радіоактивними відходами.

Специфіка радіоактивних відходів (РАВ) у Чорнобильській зоні відчуження доволі різноманітна за складом радіонуклідів та рівнями питомої активності. Загальний обсяг РАВ (без об'єкта «Укриття») становить близько $2,8 \text{ млн м}^3$, з них понад $2,0 \text{ млн м}^3$ (із загальною активністю $7,0 \text{ E}+15\text{Бк}$ знаходяться в пунктах захоронення РАВ (ПЗПВ), та в пунктах тимчасової локалізації РАВ (ПТЛРВ) [89, 91, 105, 124].

Проблемними питаннями у сфері поводження з РАВ є:

- вичерпується проектний обсяг сховищ єдиного діючого ПЗРВ «Буряківка», створеного ще після аварії у 1986 році, в зв'язку з цим необхідна його реконструкція, яка передбачає спорудження додаткових міжтраншейних сховищ на 120 тис. м³ РАВ;

- на двох інших ПЗРВ, що виведені з експлуатації у 1986 та 1988 рр., необхідно проводити постійний радіоекологічний моніторинг та здійснювати заходи підтримання їх безпеки;

- вимагають перезахоронення РАВ, розміщені в ПТЛРВ, які являють собою траншеї та бурти, ПТЛРВ в зоні налічується понад 1000 од.;

- необхідність надійної консервації траншей та контролю за дотриманням технологій захоронення РАВ вимагає у повному обсязі своєчасного фінансового забезпечення.

Починаючи з 1995 р. ДСП «Техноцентр» здійснює будівництво трьох сховищ для захоронення РАВ та об'єктів, пов'язаних з ними технологічно на майданчику комплексу «Вектор» (комплексу виробництв з дезактивації, переробці та захороненню РАВ з територій, забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС). Пусковий комплекс першої черги включає сховище для захоронення РАВ у залізобетонних контейнерах (ТРВ-1) та модульне сховище для захоронення не упакованих й великогабаритних радіоактивних відходів навалом (ТРВ-2) загальною потужністю 19,2 тис. м³ та необхідні елементи інфраструктури [91, 105, 118].

На майданчику комплексу виробництв «Вектор» вже експлуатується спеціально обладнане приповерхнєве сховище для захоронення РАВ, потужністю 50210 м³, призначене для захоронення упаковок РАВ від ЧАЕС. Розміщення упаковок РАВ від заводу з переробки рідких радіоактивних відходів ЧАЕС було розпочато 26.04.2014 р.

Також розпочато проектування сховищ для довгострокового (терміном більше ніж 30 років) зберігання РАВ (відповідно до ТЕО другої черги комплексу «Вектор»).

Проте мають місце суттєві недоліки системи управління у сфері поводження з РАВ: в 2011–2014 рр., будівельні роботи на пусковому комплексі першої черги не відбувались взагалі (між тим готовність об'єктів станом на 2010 р. становила понад 90%). Не вирішується питання оцінки безпеки експлуатації сховищ ТРВ-1,

ТРВ-2 із застосуванням сучасних методологій. Як наслідок, відсутність нових сховищ для захоронення низькоактивних РАВ може призвести до блокування робіт із зняття з експлуатації ЧАЕС, на об'єкті «Укриття» та у зоні відчуження. Також не розвиваються потужності для захоронення РАВ від інших АЕС України [91, 100, 118].

Важливим напрямком діяльності у сфері використання ядерної енергії є перевезення радіоактивних матеріалів, які здійснюються для потреб ядерної енергетики, промисловості, медицини, при поводженні з радіоактивними відходами. Перевезення радіоактивних матеріалів здійснюються шляхами загального користування, тому вкрай необхідним є забезпечення таких умов при перевезенні, які б унеможливили вплив шкідливих факторів, притаманних радіоактивним матеріалам, на персонал, населення та довкілля. Для досягнення цієї мети застосовуються адміністративні та технічні заходи – це ліцензування діяльності з перевезення радіоактивних матеріалів, видача дозволів на міжнародні перевезення радіоактивних матеріалів, проведення інспекційних перевірок, затвердження конструкцій пакувальних комплектів та спеціальних умов перевезення радіоактивних матеріалів.

Ліцензування діяльності з перевезення радіоактивних матеріалів здійснюється на підставі Закону України «Про дозвільну діяльність у сфері використання ядерної енергії». У 2015 році Держатомрегулюванням було видано, внесені зміни та переоформлено 17 ліцензій. Усього 47 підприємств мають ліцензії на провадження діяльності з перевезення радіоактивних матеріалів [91, 100, 118].

З метою контролю за переміщенням радіонуклідних джерел, свіжого та відпрацьованого ядерного палива через кордон під час їх імпорту, експорту та транзиту, Держатомрегулювання видає дозволи на здійснення міжнародних перевезень відповідно до порядку, затвердженого постановою Кабінету Міністрів України від 3 жовтня 2007 р. № 1196. За 2015 рік було видано та внесені змін до 175 дозволів. Важливим сегментом у структурі перевезень радіоактивних матеріалів є перевезення свіжого та відпрацьованого ядерного палива АЕС України та транзитні перевезення палива між РФ та країнами Східної Європи – Словаччиною, Угорщиною та Болгарією, які здійснюються відповідно до

міжурядових угод про співробітництво в галузі транспортування ядерних матеріалів. У 2015 році Держатомрегулювання було видано 28 дозволів на перевезення свіжого та відпрацьованого ядерного палива АЕС України та транзитні перевезення АЕС зарубіжних країн. Гарантування безпеки під час перевезення радіоактивних матеріалів здійснюється через застосування транспортних пакувальних комплектів, конструкція яких відповідає правилам ядерної та радіаційної безпеки. Міжнародними та національними правилами передбачено затвердження конструкцій пакувальних комплектів компетентними органами країн-виробників, та багатостороннє затвердження конструкцій пакувальних комплектів компетентними органами країн транзиту та призначення у разі міжнародних перевезень.

У процесі виробництва електричної енергії на атомних електростанціях (АЕС) утворюються радіоактивні відходи (РАВ). Тимчасове зберігання технологічних РАВ АЕС відбувається у спеціальних об'єктах – сховищах, конструкція яких дозволяє забезпечити ізоляцію РАВ від навколишнього природного середовища, фізичний захист і радіаційний моніторинг, а також можливість подальшого вилучення, переробки, кондиціонування, перевезення для передачі спеціалізованим підприємствам по поводженню з РАВ на остаточне захоронення або довгострокове зберігання.

Проектний об'єм сховищ АЕС забезпечує безпечне зберігання РАВ, які утворюються в процесі нормальної експлуатації АЕС та під час планових ремонтів енергоблоків. З метою мінімізації утворення РАВ та забезпечення необхідних вільних об'ємів сховищ ТРВ та РРВ встановлюються «Контрольні рівні утворення радіоактивних відходів» (КР) для різних категорій РАВ для штатного режиму експлуатації та в разі проведення ремонтних робіт.

Аналіз діяльності поводження з радіоактивними відходами у ДП «НАЕК «Енергоатом» за період 2015 року, динаміка утворення, переробки та накопичення РРВ та ТРВ показує відсутність перевищень об'ємів фактичного утворення РАВ над відповідними КР і в цілому спостерігається тенденція до зменшення їх утворення. З метою удосконалення системи поводження з РАВ реалізується «Комплексна програма поводження з РАВ у ДП «НАЕК «Енергоатом» на період 2012-2016 рр.», якою передбачено:

- завершення будівництва та введення в експлуатацію у 2017 році промислових комплексів з переробки РАВ у ВП ЗАЕС та у ВП РАЕС;
- будівництво промислових комплексів з переробки РАВ у ВП ХАЕС (2020 р.) та у ВП ЮУАЕС (у перспективі);
- створення тимчасових сховищ легкого типу для зберігання контейнерів з кондиційованими РАВ у ВП ЗАЕС (2021 р.) та ВП ЮУАЕС (у перспективі);
- удосконалення поводження з рідкими РАВ, зокрема, розробку і впровадження технології іммобілізації кубових залишків без утворення сольового плаву;
- проведення іммобілізації фільтруючих матеріалів ВП АЕС;
- розробку та впровадження заходів з підготовки для передачі упаковок з солебітумним компаундом ВП РАЕС на захоронення в ДСП «ЦППРВ» у зоні відчуження;
- створення сучасної системи поводження з РАВ на всіх стадіях від місць утворення до передачі на захоронення;
- подальше впровадження організаційних заходів з мінімізації утворення радіоактивних середовищ і РАВ тощо.

Поводження з РАВ на АЕС України здійснюється із дотриманням норм та правил ядерної, радіаційної та екологічної безпеки.

В рамках ліцензій Держатомрегулювання спеціалізовані підприємства з поводження з радіоактивними відходами (РАВ) - державні міжобласні спеціалізовані комбінати (ДМСК) здійснюють діяльність зі збору, переробки та зберігання РАВ, які утворюються при використанні джерел іонізуючого випромінювання (ДІВ) у медицині, промисловості, при наукових дослідженнях.

Спеціалізовані підприємства також залучаються до невідкладних дій компетентних органів з ліквідації аварійних ситуацій, пов'язаних із виявленням «покинутих» ДІВ, а також ДІВ, які перебувають у незаконному обігу. Всі ці ДІВ направляються на контрольоване зберігання до пунктів зберігання радіоактивних відходів (ПЗРВ) спеціалізованих підприємств.

Передбачається перетворення об'єкта «Укриття» на екологічно безпечну систему. Завдання щодо перетворення цього об'єкта розв'язуються шляхом послідовного розроблення та виконання окремих планів, проектів та програм.

Найбільш всеохоплюючим серед них є проект міжнародної технічної допомоги – План здійснення заходів на об'єкті «Укриття» (ПЗЗ), виконання якого передбачене також вищезазначеною Загальнодержавною програмою.

Основним проектом ПЗЗ є створення нового безпечного конфайнмента об'єкта «Укриття» (НБК) [89, 100, 118].

Конфайнмент - захисна споруда, що включає в себе комплекс технологічного обладнання для вилучення із зруйнованого четвертого енергоблока Чорнобильської АЕС матеріалів, які містять ядерне паливо, поводження з радіоактивними відходами та інші системи, призначена для здійснення діяльності з перетворення цього енергоблока на екологічно безпечну систему та забезпечення безпеки персоналу, населення і довкілля. НБК є спорудою аркового типу. У теперішній час арка НБК переміщена та встановлена в проектне положення над об'єктом «Укриття».

Під час поточної експлуатації об'єкта «Укриття» та при виконанні робіт по його перетворенню на екологічно безпечну систему оцінюється стан ядерної та радіаційної безпеки об'єкта на підставі результатів регламентних вимірювань параметрів, що характеризують паливомісткі матеріали, радіаційну обстановку у місцях виконання робіт та на прилеглий території, активність забруднених вод об'єкта «Укриття». Контролю підлягають також викиди з об'єкта в атмосферу та скиди у гідрогеологічне середовище, стан будівельних конструкцій об'єкта «Укриття».

Під час виконання робіт на об'єкті «Укриття» забезпечується радіаційний і дозиметричний контроль та ведеться облік дозових навантажень персоналу ДСП ЧАЕС та підрядних організацій.

За інформацією ДСП ЧАЕС протягом останніх років зберігається загальна тенденція по стабілізації показників радіаційної обстановки на майданчику об'єкта «Укриття».

11. Перспективи забезпечення екологічної безпеки у зони відчуження.

Зона відчуження і відселена частина зони безумовного (обов'язкового) відселення – частина території України, що зазнала найбільшого радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи, з особливою формою управління, землі якої виведені з господарського обігу і відмежовуються від

суміжних територій («Концепція реалізації державної політики у сфері розвитку діяльності в окремих зонах радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи», схваленої розпорядженням Кабінету Міністрів України 18.07.2012 № 535-р).

Після завершення заходів з ліквідації аварії залишаються території із різним ступенем радіоактивного забруднення, що потребує відповідних заходів контролю і радіаційного захисту.

Відповідно до вимог міжнародних Базових Стандартів Безпеки (BSS, Серія норм безпеки МАГАТЕ, GSR Part 3, 2014), статус територій зони відчуження, з точки зору підходів до забезпечення радіаційної безпеки персоналу та населення, слід визначати як території, на якій реалізується «ситуація планового опромінення» (це орієнтовно 10-ти кілометрова зона, що задіяна під комплекс радіаційно-ядерних об'єктів і включає: промислові майданчики ядерних установок, об'єкту «Укриття», об'єктів, призначених для поводження з РАВ) [105].

Ця територія має бути на законодавчому рівні визначена як така, що призначена виключно для розвитку системи поводження з відпрацьованим ядерним паливом, радіоактивними відходами, зняття з експлуатації Чорнобильської АЕС і розвиватися відповідно до прийнятих на державному рівні стратегій та програм поводження з РАВ.

У зв'язку із розміщенням на цій території, у тому числі, захоронень РАВ, утворених у після аварії, вона має бути довгостроково виключена з господарського використання для доступу та проживання населення, із забезпеченням належного збереження та передачі відповідної інформації. Конкретні розміри та межі такої «зони обмеженого доступу» мають бути визначені на підставі загальної оцінки радіологічного впливу усіх розміщених на ній об'єктів, включаючи довгострокову оцінку безпеки сховищ для захоронення радіоактивних відходів. Діяльність, що здійснюється на цій території, пов'язана із створенням та функціонуванням комплексу радіаційно-ядерних об'єктів, підлягає державному регулюванню ядерної та радіаційної безпеки з боку Держатомрегулювання.

Для решти території, на якій склалася «ситуація існуючого опромінення» в результаті ядерної аварії на ЧАЕС після завершення періоду «аварійного опромінення», відповідно до міжнародних Базових Стандартів Безпеки, є необхідним визначення компетентного державного органу та розробка на державному рівні стратегії «відновлювальних» заходів (реабілітації) з метою подальшого повного чи часткового повернення у використання цих територій, із урахуванням радіаційних, екологічних, фінансових, соціально-економічних, демографічних та інших чинників.

На сьогодні, функції такого компетентного державного органу, відповідно до Закону України «Про правовий режим територій, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи», покладені на ДАЗВ України, у тому числі, функції державного управління та державного регулювання на території зони відчуження (крім майданчиків об'єктів, які підлягають регулюванню у сфері використання ядерної енергії і регулюються Держатомрегулюванням).

Порушуємо питання вартості точності прогнозу надійності перекритій реакторів. Розрахунки свідчать, що при обрушенні, наприклад, південно-східної частини підлоги приміщення №305/2, можливий викид значної кількості аерозолів. Відомо також, що в Об'єкті «Укриття» міститься 14 млн. Кюрі. Наводимо гіпотетичну ілюстрацію небезпеки цієї величини. Якщо цю активність рівномірно розподілити по території України, то проживання людей на Україні буде заборонено. Нормативними актами дозволяється проживання на територіях з радіоактивним зараженням до 15 Кюрі на один кв. км, а не 24 Кюрі, як виявиться в нашому випадку. Але це був би ще не найгірший сценарій. В дійсності, значна частина радіоактивних речовин перебуває у формі дрібнодисперсних часток. Піднявшись у повітря, ці аерозолі будуть переноситися повітряними течіями на величезні відстані (в межах північної півкулі), проникаючи в організм людини найбільш небезпечним для здоров'я, інгаляційним шляхом.

12. Оцінка сучасного стану техногенних радіонуклідів у Зоні відчуження з використанням теорії екологічних ризиків.

Внаслідок аварійного викиду на ЧАЕС величезна кількість радіонуклідів у різних фізико-хімічних формах потрапила в навколишнє середовище, що

призвело до радіоактивного забруднення значних територій України. Основним джерелом поверхневого радіоактивного забруднення Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) є різні види техногенних новоутворень: радіоактивні частинки змішаного складу, радіоактивні аерозолі та інші. Істотний внесок у забруднення 10-км зони вносять паливомісткі частинки. За час після аварії радіоактивні випадіння суттєво трансформувались під впливом природно-кліматичних факторів, фізико-хімічних перетворень та деструкції паливних частинок, що призводить до збільшення мобільних і біологічно доступних форм радіонуклідів.

Відомо, що співвідношення мобільних і фіксованих форм радіонуклідів у ґрунтах визначає їх поведінку в наземних екосистемах. Кількісне визначення міграційно-активних форм техногенних радіонуклідів в ЧЗВ становить актуальну наукову та практичну задачу.

Комплексні радіоекологічні дослідження включали польові, лабораторні та γ - і β -спектрометричні. Об'єктами досліджень були зразки ґрунту, рослинності та лісової підстилки. Відбір зразків проводили на території природних полігонів ближньої зони ЧАЕС в 2012-2013 рр., з одночасним дозиметричним обстеженням території. Характер і величину вертикальної міграції радіонуклідів у ґрунтового профілі вивчали пошарово 0-2 см, 2-4 см, 4-7см, 7-10 см, 10-15 см, 15-20 см, 25-30 см. Ґрунт відбирали методом конверту за допомогою розбірного пробовідбірника. Точки відбору проб рослин були прив'язані до точок відбору проб ґрунтів для визначення коефіцієнта накопичення радіонуклідів (K_n) [4]. Після стандартної лабораторної підготовки зразків ґрунту та рослинності проводили їх γ - та β -спектрометрію.

Форми знаходження радіонуклідів у ґрунтах та рослинності визначали за методом послідовного хімічного екстрагування. Екстракцію фракцій радіонуклідів в пробах ґрунту проводили в наступній послідовності: дистильованою H_2O (водорозчинна форма), 1М CH_3COONH_4 (обмінна і легкорозчинна форма), 1М HCl (рухлива), 6М HCl (кислоторозчинна). Зв'язок радіонуклідів з органічною речовиною ґрунту вивчали за методом. Внаслідок послідовного хімічного екстрагування ми отримували 5 рідких фракцій та твердий залишок. Співвідношення твердої та рідкої фаз для ґрунту становило 1:5, для рослин 1:10. У рослинах визначали такі форми: обмінно-адсорбційну,

органічну та мінеральний залишок. Радіонукліди, що перейшли в контактний розчин, відносили до “рухливих” форм, а ті, що залишились в мінеральному залишку, до “необмінних”.

Вимірювання радіоактивних зразків проводили на γ -спектрометрі CANBERRA та β -спектрометрі «СЕБ-50». Обробку спектрів здійснювали за програмою WINSPECTRUM та модифікованою програмою «Beta fit». Похибка вимірювання значень активностей γ -випромінювання не перевищувала 5-7%, а β – 15 – 20 %. Дослідний полігон Янів розташований на відстані ~ 3 км від аварійного енергоблоку ЧАЕС, територія його є неоднорідним рельєфом, місцями зустрічались зниження. На полігоні переважають дерново-слабопідзолисті піщані ґрунти. Кислотність ґрунтів на реперних ділянках була рН=5,5-6,0, травостій на пониженнях густий, в основному, осоковий, на сухих місцях – злакова рослинність та зарослі вересу. На території спостерігали значну плямистість забруднення радіоактивними викидами, потужність експозиційної дози γ - випромінювання була в межах від 600 до 5000 мкР/год. Питома активність ^{137}Cs , ^{90}Sr та ^{241}Am поверхневого шару ґрунту в різних точках відбору відрізнялась у 4-6 разів. Це пов’язано зі складними фізико-хімічними процесами, що відбувались в аварійному реакторі і обумовили нерівномірний характер розсіювання радіоактивних елементів та їх сполук на прилеглу територію.

На основі даних спектрометричних досліджень проб ґрунту розраховано щільність забруднення території: ^{137}Cs $13 \div 62$ МБк/м², ^{90}Sr $2,7 \div 15,6$ МБк/м², ^{241}Am $0,5 \div 1,6$ МБк/м².

Досліджено вертикальний розподіл радіонуклідів у ґрунтах (рис. 3.5).

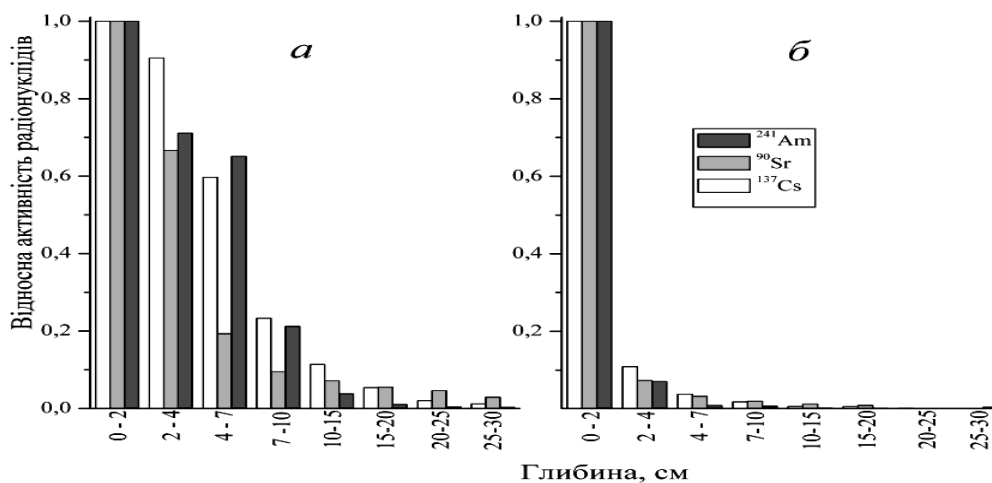


Рис. 3.5 - Вертикальний розподіл радіонуклідів у ґрунтах з різним типом зволоження відносно верхнього шару (0 - 2 см): а) вологий ґрунт (низина); б) сухий ґрунт (пагорб)

З рисунку 3.5 видно, що основна активність радіонуклідів на пагорбах все ще сконцентрована в поверхневому шарі ґрунту (0-2 см), а на пониженнях - в десятисантиметровому шарі.

Зі збільшенням ступеня зволоження ґрунтів глибина проникнення радіонуклідів суттєво збільшується. В зволжених місцях на глибині 20-30 см знаходиться 1–5% ^{137}Cs , 2–8% ^{90}Sr та 0,3-0,8% ^{241}Am від загальної активності в ґрунті. На сухих ділянках менше одного відсотка активності перемістилось на глибину 30 см. За експериментальними даними основний вміст радіонуклідів сконцентрований в кореневмісному горизонті ґрунту, що свідчить про низькі темпи вертикальної міграції радіонуклідів.

Розподіл радіонуклідів по вертикальному профілю ґрунту досить точно описується експоненційною залежністю: $A(x) = A_0 \times \exp(-\lambda x)$, де A_0 - активність радіонукліда у верхньому шарі ґрунту (кБк/кг); $A(x)$ - активність радіонукліда у дослідному шарі ґрунту (кБк/кг); λ – постійна, що характеризує міграційну здатність радіонукліда і залежить від фізико-хімічних властивостей радіонукліду та типу ґрунту; x - глибина (см). Визначено значення λ для окремих радіонуклідів (табл.3.1).

Таблиця 3.1

Постійна міграційної здатності радіонуклідів у ґрунтах

Радіонуклід	λ (см ⁻¹)	
	Пагорб	Низина
^{137}Cs	0,60	0,30
^{90}Sr	0,62	0,45
^{241}Am	0,70	0,33

Для прогнозової оцінки вертикальної міграції по профілю ґрунту слід використовувати λ та активність радіонуклідів A_0 в поверхневому шарі ґрунту.

Досліджено особливості накопичення радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr рослинами - типовими представниками досліджуваної території (*Cárex L.*, *Stipa L.*, *Calluna vulgaris L.*). Вміст ^{137}Cs в рослинах був в межах 280 – 870 кБк/кг, а ^{90}Sr змінювався

від 252 до 575 кБк/кг. У *Calluna vulgaris* L. у пробах надземної фітомаси реєстрували найвищі концентрації радіонуклідів ^{90}Sr та ^{137}Cs . Це, ймовірно, зумовлено тим, що верес багаторічна рослина, коріння якого тісно оплетене мікоризою. Деякі мікоризні гриби відіграють ключову роль у мінеральному живленні судинних рослин, інтенсифікують надходження радіонуклідів у складі поживних речовин до вищих рослин, які знаходяться в симбіозі з грибами.

Система «грунт – рослина» є найбільш важливою ланкою в біологічних ланцюгах міграції радіонуклідів. Вміст радіонуклідів у рослинності визначається як загальним вмістом їх у ґрунті, так і кількістю мобільних форм, а також біологічною особливістю рослин. Інтенсивність переносу радіонуклідів з ґрунту в рослини оцінювали за величиною коефіцієнтів накопичення K_H (відношення питомої активності радіонукліда в надземній частині рослини до питомої активності у ґрунті), результати розрахунків представлені в табл. 3.2.

Таблиця 3.2

Коефіцієнти накопичення радіонуклідів різними видами рослин

Вид	K_H	
	^{137}Cs	^{90}Sr
<i>Carex</i> L. Осока	0,21	0,58
<i>Stipa</i> L. Ковила	0,40	0,55
<i>Calluna vulgaris</i> L. Верес	0,91	1,37

Аналіз свідчить, що рослини накопичують ^{90}Sr більш інтенсивно (K_H ^{90}Sr більше в 1,3-2,7 рази, ніж ^{137}Cs). За рівнем зростання K_H ^{137}Cs рослини складають ряд: верес >ковила> осока, а ^{90}Sr - верес> осока \geq ковила. Величина K_H визначається видовою приналежністю рослин, типом ґрунту, на якому вони зростають, та вмістом радіонуклідів у ґрунті.

За методом послідовної екстракції визначено форми знаходження радіонуклідів у ґрунтах на слідах паливних випадінь. Встановлено, що основний вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у ґрунтах перебуває в необмінних та фіксованих формах і лише ~20 % радіонуклідів - у біологічно доступних формах. У таблиці 3.3 наведено розподіл форм радіонуклідів у ґрунтах. Такий розподіл, ймовірно, зумовлений тим, що значна частка радіонуклідів у ґрунтах все ще знаходиться в складі паливних частинок і слабо вилуговується контактними розчинами. Результатами

досліджень встановлено, що значна частка радіонуклідів у ґрунтах перебуває в необмінному стані і найближчим часом не буде включатися в процеси перерозподілу.

Слід зазначити, що у приповерхневих шарах ґрунту (2-5 см) спостерігали збільшення в 2-4 рази легкодоступних форм радіонуклідів ^{90}Sr , ймовірно, за рахунок переміщення міграційно-активних форм. Щодо ^{137}Cs та ^{241}Am , то такі зміни не реєструвалися.

Використано результати лабораторних досліджень процесів вилуговування радіонуклідів з проб ґрунту розчинами різного складу. У якості контактних розчинів використовували нерадіоактивні водні настої листяного опаду (рН=5,5) та хвої (рН=4,7), а також дистильовану воду (рН=6,8). Максимальну ступінь вилуговування радіонуклідів з ґрунту відмічали при використанні водної витяжки листяного опаду. Питома активність радіонуклідів у водних витяжках ґрунту зростає в ряду дистильована вода < хвоя < листяний опад. Збільшення виходу (в 3-5 раз) радіонуклідів з ґрунту в контактний розчин (рослинні витяжки), ймовірно, зумовлено присутністю різних органічних кислот, що впливають на трансформацію хімічних сполук, до складу яких входять радіонукліди.

Таблиця 3.3

Форми радіонуклідів у ґрунтах дослідного полігону

Форми радіонуклідів	^{137}Cs , %	^{90}Sr , %	^{241}Am , %
Водорозчинна	0,20 ±0,01	0,25 ±0,05	0,5±0,2
Обмінна	0,31 ±0,02	9,35 ±0,8	1,0±0,5
Пов'язана з органічною речовиною	0,49 ±0,03	2,4 ±0,45	7,0 ±0,2
Рухома	2,5 ±0,5	7,5 ±0,7	45 ±5
Кислоторозчинна	12,5 ±1,5	2,5 ±0,5	20 ±2
Твердий залишок	84 ±5	78 ±8	26,5 ±3

При проведенні спектрометричних досліджень екстрагованих фракцій радіонуклідів з біомаси рослин встановлено, що в рослинах радіонукліди переважно знаходяться в обмінно-адсорбційній та органічній формах (85-90%).

Розподіл радіонуклідів по фракціях не залежав від питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr в рослинах.

На рис. 3.6 представлено форми знаходження радіонуклідів в рослинах.

Отже, значна частка радіонуклідів після відмирання рослин може активно включатись у кругообіг речовин як абіогенний, так і біогенний.

Досліджено вміст радіонуклідів у лісовій підстилці. Активність ^{137}Cs в підстилці у різних місцях відбору була в межах 474 - 790 кБк/кг, а активність ^{90}Sr змінювалась від 400 до 600 кБк/кг. Активність лісової підстилки перевищувала активність ґрунту на різних ділянках від 1,5 до 4,0 разів.

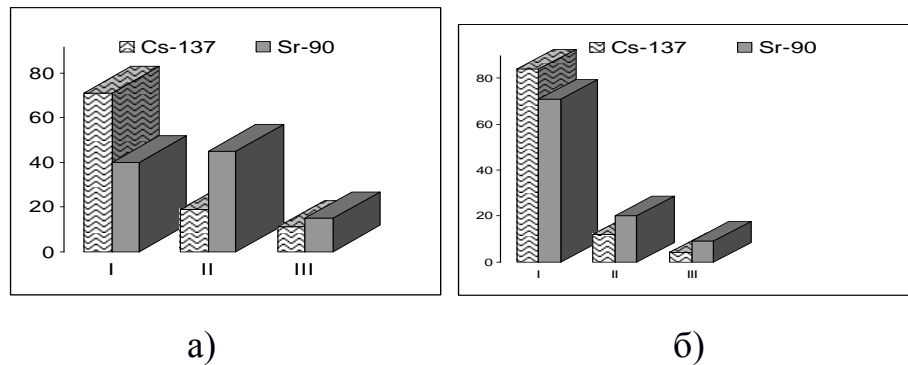


Рис. 3.6 - Форми знаходження ^{137}Cs та ^{90}Sr в рослинах: I - обмінно-адсорбційна; II – органічна; III - мінеральний залишок; а) верес; б) осока.

У модельних експериментах досліджено залежність виходу водорозчинних форм радіонуклідів з лісової підстилки від часу вилуговування. У якості контактної речовини використовували дистильовану воду (імітатор дощової). Протягом 15 діб спостерігали поступове зростання сумарної активності радіонуклідів, що перейшли в контактний розчин. За час спостереження радіоактивність контактного розчину збільшилась майже в 2 рази. Отже, в лісних екосистемах, у низинах, де тривалий час може затримуватись дощова вода (опади), лісова підстилка стає істотним джерелом рухливих форм радіонуклідів. Радіонукліди, що вийшли з лісової підстилки у водний розчин, легко переміщуються за рахунок конвективного переносу до кореневмісного шару ґрунту і в подальшому вступають у біологічний кругообіг. Отже, тривала наявність вологи на поверхні ґрунту - важливий фактор, що впливає на вилуговування та міграційну здатність радіонуклідів.

У результаті проведених досліджень встановлено:

– територіальну нерівномірність забруднення дослідного полігону

- радіоактивними викидами;
- ізотопний склад техногенних радіонуклідів у ґрунтах і рослинності;
- основна активність радіонуклідів знаходиться в десяти сантиметровому шарі ґрунту;

- у ґрунтах на слідах паливних випадіннь лише ~20 % радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr знаходяться в доступній для рослин формах;

- у рослинах та підстилці переважають обмінно-адсорбційна та органічна форми (85-90 %), що являють собою додаткове джерело біологічно доступних форм радіонуклідів;

тривалий контакт води з лісовою підстилкою та ґрунтом сприяє деструкції та вилуговуванню з паливних частинок радіонуклідів та їх міграційним процесам.

Екологічні перспективи буферної зони.

Чорнобильська зона відчуження - територія, з якої в 1986 році було евакуйовано населення. Часто її називають 30-кілометровою зоною, хоча на захід вона витягнута набагато далі 30 км. 30-кілометрова зона відчуження ділиться на дві частини - так звану 10-кілометрову і решту її частину.

Якщо розглядати територію зони відчуження від кордону 10-ти км зони до зовнішніх кордонів, то там дуже строката картина. За 30 років радіологічна ситуація сильно змінилася - є місця відносно чисті, де якихось радіологічних протипоказань зараз немає. Так що ці території можна використовувати. Ці території можна використовувати. Але повертатися туди людям немає сенсу.

Єдиний спосіб використання цієї території - перетворити її в буферну зону між дуже забрудненої 10-кілометровою зоною і всієї рештою території, що примикає до зони відчуження. До речі, основні радіологічні проблеми зараз не близько 10-кілометрової частини чорнобильської зони, а набагато західніше - на Житомирщині та Рівненщині.

Майбутнє 10-кілометрової зони бачиться поки таким же, як і сьогодні. Це дуже брудна територія. У 10-кілометровій зоні знаходиться безпосередньо 4-й енергоблок, на якому сталася аварія, місця поховання радіоактивних відходів та інші радіаційно-небезпечні об'єкти.

Дуже велика кількість радіоактивних міститься до сих пір саме в верхньому поверхневому шарі ґрунту. Там дуже високі щільності забруднення, представлені трансурановими елементами з дуже тривалими періодами напіврозпаду: це плутоній-238, плутоній-239, плутоній-240, америцій-241 (альфа-випромінювачі) і стронцій-90. Наприклад, у плутонію-239 період напіврозпаду - 24 тисячі років. Тобто рівень забруднення зменшиться лише в два рази через 24 тисячі років.

Основна маса радіонуклідів в зоні відчуження випала в складі високоактивних паливних частинок - дрібних частинок опроміненого ядерного палива. А воно має дуже високу щільність - в десять разів більше, ніж вода, що обумовлює дуже високу швидкість їх гравітаційного осадження. З цієї причини основний удар прийняла на себе територія безпосередньо біля реактора, а ось цезій, йод випаровувалися, тому полетіли дуже далеко.

І оскільки випали в 10-кілометровій зоні радіонукліди довгоживучі (як, наприклад, плутоній-239 з напіврозпадом в 24 тисячі років), в доступному для огляду майбутньому повернутися в цю 10-кілометрову зону для життя і ведення традиційного господарства люди не зможуть. Щоб очистити і повернути цю землю, потрібні або нові технології, або її дезактивація, як це роблять в Японії після аварії на "Фукусімі".

Для дезактивації японці дуже скрупульозне знімають верхній шар ґрунту, збирають його і перевозять, зберігаючи його як радіоактивні відходи. Але це дуже проблемно. Щоб дезактивувати один квадратний метр, треба зняти, скажімо, 10 см ґрунту, а це близько 100 кг з кожного квадратного метра. В результаті знімаються тони радіоактивної ґрунту, яку треба десь в сховище тримати. Але і в Японії теж не дезактивують всю заражену територію поспіль. У них роботи ведуться там, де люди можуть отримати дозу до 20 мілізівертів за рік, якщо від 20 до 50, розглядають, що там можна зробити. Вище 50 - нічого не роблять. Це досить високі щільності забруднення за їхніми мірками.

Ще один важливий момент - в Японії забруднення цезієві. Вони ось зняли 10 см землі, пройде 30 років, вона буде мене активної в 2 рази, через 60 років - в 4 рази, через 90 років - в 8 раз, через 300 років - в тисячу разів. Тобто вона в кінці кінців знову стане чистою.

У нас же забруднення сумішшю різних радіонуклідів з трансурановими елементами. Цезій теж є, але за 30 років половина його вже розпалася (якраз тому територію за межами 10 км зони можна вважати "чистою" і використовуватися як заповідник). Але залишилися ті самі довго живучі радіонукліди, тому очищення відбуватиметься ще дуже довго.

На той час, коли завершиться хоча б один період напіврозпаду трансуранових елементів - через 20-30 тисяч років - можливо, з'являться інші технології, які дозволять позбутися від них. А до тих пір доцільніше залишити там все, як є. На даний момент ніяких варіантів очищення 10-кілометрової зони, крім її дезактивації та захоронення отриманих радіоактивних відходів, не існує.

Вважаємо за доцільне проведення наступних досліджень в напряму управління зоною відчуження:

- розроблення проекту організації території Чорнобильського радіоекологічного біосферного заповідника, охорони, відтворення та рекреаційного використання його природних комплексів та об'єктів;

- розроблення проекту організації та встановлення меж території Чорнобильського радіоекологічного біосферного заповідника;

- створення та ведення кадастру природно-заповідного фонду та складових екомережі України на території Чорнобильського радіоекологічного біосферного заповідника;

- розроблення наукових основ створення системи моніторингу охорони, відтворення та рекреаційного використання природних комплексів та об'єктів Чорнобильського радіоекологічного біосферного заповідника;

- наукове обґрунтування змісту та масштабів базових картографічних матеріалів на територію Чорнобильського радіоекологічного біосферного заповідника, у тому числі щодо щільності та обсягів міграції радіонуклідів в ландшафтах і по трофічних ланцюжках;

- підготувати зміни і доповнення до чинних методичних та інструктивних матеріалів з виконання проектних землепорядних робіт з урахуванням радіоактивного забруднення ландшафтів.

Доцільно провести наукові дослідження з метою забезпечення екологічної безпеки з урахуванням факторів радіаційного забруднення у наступних напрямках.

Розвиток розподіленої комп'ютерної мережі Державного агентства з управління зоною відчуження.

Проведення комплексного моніторингу території України з метою розробки пропозицій стосовно вибору майданчиків для можливого створення геологічного сховища.

Створення комплексних радіо гідробіологічних наукових полігонів в зоні відчуження.

Інтеграція систем моніторингу в зоні відчуження до державної системи моніторингу довкілля. Розробка відкритої довідково-інформаційної системи дозиметричної паспортизації населених пунктів та радіоекологічного моніторингу радіоактивних забруднених територій.

Створення системи дистанційного навчання і професійної підготовки персоналу в сфері поводження з радіоактивними відходами і джерелами іонізуючого випромінення.

Розробка пропозицій з упорядкування екологічного законодавства у сфері подолання наслідків Чорнобильської катастрофи, управління поводженням з радіоактивними відходами, моніторингу радіаційної безпеки.

Розроблення законопроекту з адаптації законодавчих актів про поводження з відходами до законодавства Європейського Союзу, зокрема Директиви Європейського Парламенту та Ради - № 2008/98/ЄС про відходи.

Розроблення законопроекту з адаптації законодавчих актів про поводження з відходами до законодавства Європейського Союзу, зокрема Директиви Ради № 1999/31/ЄС про захоронення відходів зі змінами і доповненнями, внесеними Регламентом.

Розроблення проекту національного стандарту ДСТУ Охорона природи. Поводження з відходами. Класифікатор відходів, (гармонізований з Європейським переліком відходів (List of wastes)

Розроблення нормативно-правових та економічних засад управління відходами як вторинними ресурсами та механізмів фінансово-економічного стимулювання діяльності зі збирання, заготівлі та використання відходів як вторинної сировини, вторинних матеріальних чи енергетичних ресурсів.

Створення й ведення державного банку даних про найкращі з доступних технологій у сфері поводження з відходами в Україні.

Розроблення методичних засад комплексної оцінки небезпеки для населення хвостосховищ вугільної промисловості та визначити підходи до їх можливої рекультивації.

Розроблення науково-виробничих підходів до можливого повернення у господарське використання відчужених радіоактивно забруднених територій.

Розроблення науково-виробничих підходів до можливого повернення у господарське використання відчужених радіоактивно забруднених територій.

Вдосконалення методичних засад, нормативної бази та сучасних методів радіоекологічного моніторингу території зони впливу атомних електростанцій з врахуванням новітніх науково-методичних підходів та досвіду, набутого після аварії на ЧАЕС.

Вивчення основних закономірностей формування дози опромінення населення у випадку аварії на АЕС та розроблення заходів з їх мінімізації.

Вдосконалення та гармонізація до вимог ЄС методичних засад, нормативної бази та сучасних методів радіоекологічного моніторингу радіоактивно забруднених територій та територій зони впливу атомних електростанцій з врахуванням новітніх науково-методичних підходів та досвіду, набутого після аварії на ЧАЕС.

Наукове супроводження радіаційного контролю продукції, та впровадження протирадіаційних заходів на території, забрудненої внаслідок аварії на ЧАЕС.

Екотоксикологічні основи оцінки небезпечності техногенного забруднення важкими металами Агро та рекреаційних ландшафтів.

Пілотний проект «Кадастр природно-заповідного фонду України».

Дослідження біотичного та ландшафтного різноманіття зелених зон урбосистем як основи для формування локальних екомереж.